

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**

Katedra ekologie



**Změna zastoupení dominantní dřeviny v lesních porostech a její  
efekt na společenstvo nočních motýlů**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

Vedoucí práce: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Diplomant: Bc. Václav Jelínek

Konzultant: Ing. Martin Štrobl

2021

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Václav Jelínek

Krajinné inženýrství  
Regionální environmentální správa

Název práce

Změna zastoupení dominantní dřeviny v lesních porostech a její efekt na společenstvo nočních motýlů.

Název anglicky

The changing presence of dominant tree species in forests and its effect on the moths assemblages

---

### Cíle práce

Cílem diplomové práce je pomocí literární rešerše rekapitulovat dosavadní poznatky o vlivu trnovníku akátu na společenstva, především členovců.

Dalším cílem je vlastním experimentem sledovat vliv postupně rostoucí příměsi nepůvodního trnovníku akátu v lesních porostech na abundanci, diverzitu a druhové složení motýlů s noční aktivitou. Získané poznatky mohou vhodně doplnit stávající praxi s porosty postiženými invazí tohoto druhu.

### Metodika

Literární rešerše bude provedena standardní formou excerptce dostupných literárních zdrojů, především z časopisů s impact faktorem.

Sběr dat bude proveden během celé fenologické sezony letu dospělců motýlů s noční aktivitou (březen-listopad). Během tohoto období bude pomocí přenosných světelných lapačů sledována diverzita motýlů na 18 vybraných studijních plochách, lišících se podílem akátu v porostu (0-100%). Na každé ploše bude na dobu jedné noci v měsíci instalován jeden lapač. Celkem se tedy počítá s devíti odběry vzorků (noci). Lapač bude vždy umístěn na stejném místě, a to vždy uprostřed studijní plochy. Ze získaných vzorků budou v laboratorních podmínkách determinováni všichni jedinci cílových skupin motýlů do druhové úrovně.

Vztah počtu jedinců a druhů k měnícímu se zastoupení akátu bude testován pomocí lineárních modelů, vztah druhového složení k podílu akátu pomocí mnohorozměrných metod.

**Doporučený rozsah práce**

cca 30-40 stran

**Klíčová slova**

struktura lesních porostů; rostlinné invaze; ekologie společenstev; světelné lapače; Robinia pseudoacacia; Lepidoptera

---

**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.
- Degomez T., Wagner R. M., 2001: Arthropod diversity of exotic vs. native Robinia species in northern Arizona. *Agricultural and Forestry Entomology* 3: 19–27.
- Kadlec T., Štrobl M., Hanzelka J., Hejda M., Reif J., 2018: Differences in the community composition of nocturnal Lepidoptera between native and invaded forests are linked to the habitat structure. *Biodiversity and Conservation* 27(10): 2661-2680
- Kroftová M. a Reif J., 2017: Management implications of bird responses to variation in non-native/native tree ratios within central European forest stands. *Forest Ecology and Management* 391: 330-337.
- 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. *Biological Conservation* 198: 50-59.
- Štrobl M., Saska P., Seidle M., Kocian M., Tajovský K., Řezáč M., Skuhrovec J., Marhoul P., Zbuzek B., Jakubec P., Knapp M., Kadlec T., Fischer J., 2019: Impact of an invasive tree on arthropod assemblages in woodlots isolated within an intensive agricultural landscape. *Diversity* 11: 1800-1813
- Van Hengstum T., Hoofman 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**

2020/21 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie

**Konzultant**

Ing. Martin Štrobl

Elektronicky schváleno dne 3. 3. 2021

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 4. 3. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 18. 03. 2021

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Tomáše Kadlece, Ph.D. a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

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

V Mladé Boleslavi 28. 3. 2021

.....

### Poděkování

Děkuji vedoucímu Tomáši Kadlecovi a konzultantu Martinu Štroblovi za pomoc se sběrem dat v terénu, s pomocí při určování nočních motýlů v laboratoři, za cenné informace, odborné rady a konzultace při vypracování této diplomové práce. Dále bych chtěl poděkovat rodině, a to především mé manželce Martině za podporu během mého studia na České zemědělské univerzitě v Praze.

V Mladé Boleslavi 28. 3. 2021

.....

# Obsah

1. Úvod.....	11
2. Cíl práce .....	13
3. Literární rešerše.....	14
3.1 Vliv rostlinných invazí na společenstva členovců.....	14
3.2 Trnovník akát ( <i>Robinia pseudoacacia</i> L.).....	16
3.3 Ekologie akátu a jeho vliv na rostlinná společenstva .....	19
3.4. Vliv akátu na členovce .....	20
3.5 Vliv změny zastoupení dřeviny v lesních porostech na členovce .....	21
3.6 Lákání hmyzu na umělý světelný zdroj.....	22
4. Metodika.....	24
4.1. Výběr studijních ploch a design experimentu .....	24
4.2. Sběr dat.....	26
4.3. Analýza dat.....	28
5. Výsledky.....	29
6. Diskuze.....	33
7. Závěr.....	36
8. Přehled použité literatury .....	37
8.1. Literatura .....	37
8.2. Internetové zdroje.....	49
9. Přílohy.....	50

## Abstrakt

Rostlinné invaze v současné době patří mezi největší hrozby pro celosvětovou biodiverzitu. Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) je invazní dřevina ze Severní Ameriky, která má negativní dopad na původní společenstva rostlin a tím ovlivňuje i navazující trofické skupiny společenstev. Recentně byly hojně studovány dopady zabývající se vlivem uniformních porostů invazních rostlin na členovce, ale pouze výjimečně se vyskytují práce jak členovci, například noční motýli reagují na změny v jejich podílu ve vegetaci. Na tuto otázku, jak velký podíl akátu v původních lesních porostech má vliv na společenstva nočních motýlů, jsem se snažil odpovědět v této práci.

Sběr dat probíhal v roce 2020 na osmnácti vybraných lokalitách na území hlavního města Prahy a jeho blízkého okolí. Tyto lokality byly tvořeny listnatými porosty původních druhů dřevin s různě velkým podílem nepůvodního trnovníku akátu (od 0–100 %). Zde byli odchytáváni noční motýli za pomoci světelných lapačů. Světelné lapače byly na všech lokalitách rozmístovány vždy v jednu stejnou noc v první dekádě měsíce v období od března do listopadu.

Během experimentu bylo zaznamenáno 4724 jedinců 228 druhů nočních motýlů. V rámci studie se podařilo najít signifikantní efekt rozdílné pokryvnosti akátu na počty jedinců nočních motýlů, avšak na druhovou bohatost nebyl signifikantní vliv pozorován. Statisticky nejvíce jedinců nočních motýlů, bylo v porostech s příměsí akátu mezi 50–75%. V studii nebyl prokázán vliv pokryvnosti akátu na distribuci motýlů s různou habitatovou preferencí. Nelze ale vyloučit spojitost s jinými efekty, jako je velikost lesních fragmentů nebo vzájemná geografická pozice studovaných ploch.

Akát v značně vysoké dominanci v porostu negativně ovlivňuje počty nočních motýlů i diverzitu členovců, což vyplývá z této studie i prostudovaných zdrojů. Na druhou stranu v porostech hospodářských lesů má příměs akátu i pozitivní vliv, obdobně jak bylo zjištěno u vyšších trofických úrovní. Toto zjištění by mělo být zohledněno v rámci lesního hospodaření. V lesích na zvláště chráněných území by měl ale management směřovat k zamezení šíření akátu a postupného nahrazování původními druhy dřevin. V ostatních případech, kde ochrana přírody není prioritní, bych nedoporučoval jeho plošnou likvidaci. Lze doporučit pravidelný monitoring s činnostmi, které zamezí dalšímu nekontrolovatelnému šíření akátu do okolí nebo jeho zvyšování dominance v porostu.

**Klíčová slova:**

Invazní rostliny, původní druh, trnovník akát, světelné lapače, Lepidoptera, *Robinia pseudoacacia*

**Abstract**

Plant invasions are currently one of the greatest threats for global biodiversity. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) is an invasive tree from the North America, which has a negative impact on the original plant communities and thus affects the subsequent trophic groups of communities. Impacts dealing with the influence of uniform cover of invasive plants on arthropods have been recently studied, but only in exceptional cases there are pieces of work how arthropods, such as nocturnal moths, respond to changes in their share in vegetation. In this work I have tried to answer this question - how big cover of black locust in the original forest cover affects the communities of nocturnal moths.

Data collection took place in 2020 at eighteen selected localities in the territory of the capital city of Prague and its immediate surroundings.

These localities were formed by deciduous cover of native tree species with variously large proportions of non-native black locust (from 0–100%). Here, the moths were captured with the using of light traps. Light traps were distributed in all localities the same night in the first decade of the month from March to November. During the experiment were recorded 4724 individuals of 228 moth species. A significant effect of different black locust cover on the numbers of individuals of moths has been found in the study. However, a significant effect on species richness has not been observed. Statistically, most individuals of moths were in cover with an black locust admixture between 50–75%. The effect of this tree cover on the distribution of moths with different habitat preferences has not been shown in the study. However, we cannot rule out a connection with other effects, such as the size of forest fragments or the mutual geographical position of the studied areas.

Acacia Black locust in a very high dominance in the cover negatively affects the numbers of moths and the diversity of arthropods, which results from this study and the studied



sources. On the other hand, in commercial forest cover, the addition of black locust also has a positive effect, similarly to what has been found at higher trophic levels. This finding should be taken into account in forest management. However, in forests in specially protected areas, management should aim to prevent the spread of black locust and the gradual replacement of native tree species. In other cases, where nature protection is not a priority, I would not recommend its widespread destruction. Regular monitoring with activities that prevent further uncontrollable spread of black locust into the surroundings or its increase in dominance in the cover can be recommended.

**Key words:**

Invasive plants, native species, black locust, light traps, Lepidoptera, *Robinia pseudoacacia*



# 1. Úvod

Invazní druhy rostlin jsou člověkem zavlečené nepůvodní druhy mimo svůj primární areál, které se po jejich zavlečení nejčastěji z důvodů jejich okrasné, hospodářské nebo protierozní funkce (Reichard a Hamilton, 1997) začnou samovolně a nekontrolovatelně šířit v lokalitách výsadby (Butchart a kol., 2010). Ve většině případů se jedná o rostliny vysoce konkurenceschopné a snadno se množící v invadovaných lokalitách (Ehrenfeld, 2003; Liao a kol., 2008; Viřa kol., 2011). Invaze rostlin patří v současné době mezi největší hrozby pro biologickou rozmanitost po celém světě (Butchart a kol., 2010) a má obecně negativní dopady na původní společenstva organizmů, například v podobě snížení počtu původních druhů rostlin (Chambers a kol., 2007). Toto má negativní dopad na celkovou diverzitu členovců a navazujících trofických skupin živočichů, které jsou na členovce potravně navázány jako například ptáci (Vitoušek a kol., 1996; Pyšek a kol., 2012; Schirmel a kol., 2016; Kroftová a Reif, 2017).

Z členovců právě motýli (Lepidoptera) rychle reagují na změnu životního prostředí a můžou proto sloužit jako určitý bioindikátor stavu prostředí (Watt a Boggs, 2003; van Swaay a kol., 2006). Jako jeden z řádů s vysokou druhovou diverzitou, bohatou variabilitou v životních strategiích a ekologické specializaci nám tito bezobratlí živočichové mohou poskytnout relevantní data o ekologických změnách v lokalitách jejich výskytu. Zároveň motýli jsou společně s ostatními členovci nenahraditelnou součástí potravního řetězce (Mooney a kol., 2010).

Richardson a Rejmánek (2011) uvádějí, že se na světě vyskytuje celkem 622 invazních druhů dřevin. Právě dřeviny jsou schopné ovlivnit místní společenstva více než byliny (Richardson a Rejmánek, 2011; van Hengstum, 2014). Přičemž změna složení společenstev je závislá na tom, jak vysoké je zastoupení různých druhů dřevin v porostu (Kroftová a Reif, 2017; Štrobl a kol., 2019).

Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) je jedna z nejrozšířenějších invazních dřevin v Evropě, včetně České republiky (Pyšek a kol., 2002; Vítková a kol., 2017). Dopady trnovníku akátu na společenstva členovců byly recentně hojně studovány (Buchholz a kol., 2015; Kadlec a kol., 2018; Štrobl a kol., 2019), ale pouze u ptáků byly studovány dopady různého zastoupení invazního akátu v porostu na diverzitu ptačích společenstev (Kroftová a Reif, 2017). Efekt podílu zastoupení akátu v lesním porostu na členovce nebyl

dosud studován. Proto jsem se rozhodl vliv podílu různého zastoupení akátu v lesním porostu na společenstvo nočních motýlů prostudovat.

## 2. Cíl práce

Cílem diplomové práce je pomocí literární rešerše rekapitulovat dosavadní poznatky o vlivu trnovníku akátu na společenstva, především členovců. Dalším cílem je vlastním experimentem sledovat vliv postupné rostoucí příměsi nepůvodního trnovníku akátu v lesních porostech na abundanci, diverzitu a druhové složení motýlů s noční aktivitou. Získané poznatky mohou vhodně doplnit stávající praxi s porosty postiženými invazí tohoto druhu.

### 3. Literární rešerše

#### 3.1 Vliv rostlinných invazí na společenstva členovců

Změny v přírodních podmínkách, které mají na svědomí invazní rostliny, mají zásadní vliv na rozmanitost původních rostlin (Chambers a kol., 2007; Pyšek a kol., 2012), strukturální vlastnosti stanovišť (Kadlec a kol., 2018; Štrobl a kol., 2019) a přes ně mohou negativně působit na některé skupiny členovců, jež využívají původní druhy rostlin jako potravu nebo místo pro rozmnožování, nebo úkryt (Bernays a Graham, 1988). Invazní druhy mohou také přispět k změnám obsahu živin v půdě, vlhkosti, pH a salinity, které mají vliv na reprodukci a složení společenstev edafonu (Witkowski, 1991; Gratton a Denno, 2005).

Počet a druhová pestrost členovců ovlivňuje navazující trofické úrovně konzumentů vyšších řádů, například ptáků (Flanders a kol., 2006). Vliv různé pokryvnosti invazivní rostliny akátu na ptáky bylo zkoumáno v práci Kroftové a Reifa (2017), kdy bylo na smíšených lokalitách nejvíce druhů ptáků oproti akátových a doubravových lokalitách. Ve smíšených lokalitách se zastoupením jak invazního druhu dřeviny, tak i původních, se totiž vyskytovali specialisté pro oba druhy porostů a ke svému životu nepotřebovali rozsáhlejší plochu preferovaného porostu.

Na základě poznatků z řady studií ovlivňují invazní rostliny jak abundanci členovců (Pearson, 2009), tak i druhovou rozmanitost (Harris a kol., 2004) spíše negativně, míra tohoto vlivu závisí zejména na trofické specializaci konkrétních skupin členovců (Litt a kol. 2014).

Van Hengstum (2014) ve své práci uvádí zjištění, že invazní dřeviny mají zásadnější dopad na abundanci a rozmanitost členovců než invaze zapříčiněná bylinnou vegetací. Toto může mít několik vysvětlení. Jedním z nich je významnější vliv dřevin na invadované habitaty. Díky své velikosti zapříčiňující větší zastínění lokalit, mění strukturní vlastnosti porostů a rozsáhlému kořenovému systému odčerpávají více půdní vlhkosti a tím jsou schopny negativního ovlivnění rozmanitosti členovců (Richardson, 1998). Dalším možným vysvětlením je větší alelopatické působení invazních dřevin na okolí, než kterého jsou schopné dosáhnout invazní byliny a tím negativní ovlivnění původních rostlinných společenstev a následně ovlivnění diverzity členovců (Hierro a Callaway, 2003). V neposlední řadě může být vysvětlení rozdíl v biomase, která je u

dřevin v značné míře uložena v dřevité hmotě a jen malá část v listech a pro většinu herbivorních členovců je v dřevité struktuře nedostupná. Kdežto byliny mají přibližně 12–46krát více biomasy v listech než dřeviny a tím mohou dát větší potravní nabídku herbivorním členovcům (Haukioja a Koricheva, 2000). Toto však ve své práci van Hengstum a kol. (2014) nepotvrdili.

Herbivorní hmyz patří mezi nejvíce negativně ovlivněné trofické skupiny. Přicházejí totiž o přirozené zdroje potravy vymizením původních rostlin a ve většině případů nejsou schopni využít nové invazní rostliny jako zdroje pro své přežití (Tallamy, 2004; Litt a kol., 2014), čímž se zásadním způsobem snižuje rozmanitost výskytu těchto skupin členovců. Burghardt a kol. (2010) uvádí snížení abundance zejména u monofágních druhů motýlů v oblastech výskytu rostlinných invazí. U těchto druhů může být vlivem ubývání přirozených zdrojů potravy přesun na nepůvodní druhy existenční záležitostí (Graves a Shapiro, 2003). Oligofágní a zejména široce polyfágní druhy motýlů jsou ale v některých případech schopni přijímat nepůvodní druhy jako svou živnou rostlinu (Kulfan, 2012; Vargas a Mundaca, 2014).

V mnoha ekosystémech jsou členovci zásadní složkou zajišťující opylování a napomáhají rozmnožování a šíření mnoha druhů rostlin (Chapman 1998). Kvetoucí porost invazní rostliny ovlivňuje na lokalitě množství opylovačů a tím do značné míry může negativně ovlivnit reprodukční schopnost nativních druhů rostlin (tzv. krádež opylovačů) (Traveset a Richardson, 2006; Traveset a kol., 2013). Mnohé z invazních rostlin totiž mají větší a barevnější květy, a i produkce nektaru je u nich vyšší než u nativních druhů (Chittka a Schurkens, 2001; Pyšek a kol., 2011). Výše zmíněný negativní dopad na opylování původních rostlin (Lopezaraiza-Mikel a kol., 2007; Dietzsch a kol., 2011), může mít v menší míře ale i pozitivní vliv například tím, že invazní rostliny lákají opylovače, kteří poté opylí i původní rostliny v blízkém okolí (Johnson a kol., 2003).

Jelikož predátoři nejsou potravně vázání na rostliny, jejich ovlivnění invazí je nepřímé skrz změny jejich kořisti navázanou na vegetaci (Pearson, 2009). Litt a kol. (2014) ve své meta-analýze zjistili, že ve 44 % studií klesla početnost predátorů, vzrostla ve 22 % a u 33 % studií nebyla zjištěna žádná změna v reakci na rostlinnou invazi. Změna vegetační struktury zapříčiněná invazní rostlinou, která přispívá k lepší mobilitě predátorů, nebo jim poskytuje lepší podmínky pro přežití, se může projevit zvýšenou početností predátorů, například původních druhů pavouků, jež v invadovaných habitatech nachází lepší podmínky pro budování sítí (Pearson, 2009).

Pouze u některých detritofágů, například chvostokoců (*Collembola*) či chvostnatek (*Archaeognatha*, *Microcoryphia*), můžeme pozorovat spíše pozitivní dopad rostlinných invazí na jejich abundanci nebo druhovou diverzitu (Triplehorn a Johnson, 2005; Litt a kol., 2014). To je zapříčiněno větším množstvím rostlinného opadu, jeho vhodnějším složením, rychlejším tempem rozkladu na napadených lokalitách a tím i výhodnými mikroklimatickými podmínkami (Longcore, 2003; Standish, 2004).

### 3.2 Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.)

Trnovníky (rod *Robinia*) jsou všeobecně rychle rostoucí stromy i keře s tvrdým dřevem, čítající asi 20 druhů, jejichž dobrou a vyhledávanou vlastností je vysoká nektarodárnost. Trnovník akát je opadavý strom z čeledi bobovitých (*Fabaceae*), dorůstající průměrné výšky 25 m, v ojedinělých případech vyšší. Kořenový systém dosahuje hloubky až 4 m a od kmene dosahuje vzdálenosti až 15 m. Kvetení probíhá v červnu a je doprovázené intenzivní vůní, plody jsou ledvinového zploštěného tvaru (Větvička, 1999).

Jak již bylo zmíněno, akát je rychle rostoucí dřevina, jejíž dřevo je dobře využitelné. V začátcích pěstování měl akát vyřešit nedostatek palivového dřeva v některých zemích střední Evropy a byly do něj vkládány velké naděje v oblasti lesního hospodářství (Vadas, 1914). Tyto vlastnosti se staly hnacím motorem využitelnosti akátu v začátcích industrializace a vedly k jeho oblíbenosti. Akát byl vysazován a používán ke stabilizaci písčinych půd a erozních svahů (Vadas, 1914; Göhre, 1952). Některé místa výsadby hlavně u vinic jsou z důvodu používání trvanlivého dřeva pro sloupy vinogradů a v některých případech pro vinné sudy. Včelaři byly akátové porosty vyhledávány a ceněny pro svoji vysokou nektarovou výnosnost (Kolbek a kol., 2004).

Akát patří mezi 13 nejinvazivnějších rostlin v Evropě s pátým nejintenzivnějším environmentálním dopadem (Nentwig a kol., 2018). Přesto akát není kvůli nekomplexnosti posouzení rizik a tlaku některých států EU zařazen na seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. června 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014), ale svými vlastnostmi splňuje definici široce rozšířeného invazního druhu a dle čl. 12 může být uveden v národních seznamech invazních druhů členských států (Sitzia a kol., 2016). V České republice je trnovník akát zařazen na Černém a šedém seznamu invazních druhů ČR (Pergl a kol., 2016).



Původní areál výskytu trnovníku akátu je v jihovýchodní části severní Ameriky, kde se primárně vyskytuje v oblasti Apalačských hor na území mezi Missouri, Arkansas a Oklahomou (Huntley, 1990; Cierjacks a kol., 2013). V místě přirozeného výskytu se uplatňuje v raných fázích lesní sukcese, v pozdějších klimaxových společenstvech tvoří příměs v porostech s dominantou klimaxových dřevin (Huntley, 1990; Kabrick a kol., 2004). Mimo svůj původní areál je trnovník akát brán jako invazní rostlina (Pyšek a kol., 2002; Vítková a kol., 2017). Ale i v Severní Americe mimo původní areál rozšíření, převážně na východě Spojených států, se akát chová invazivně. Porůstá okrajové části cest, silnic, ale i otevřené lokality. K pronikání do dalších částí země napomáhá především lidský faktor spojený s odlesňováním krajiny a devastované území požáry a díky těmto faktorům se rozšířil po celém území USA i Kanady (Kerschner a kol., 2008; Kurz a Hansen, 2017).

Introdukce do Evropy sahá na počátek 17. století, kdy se měla do Evropy dostat semena ze Severní Ameriky a jako první je měl vysít francouzský botanik Jean Robin (1550–1629) (Keresztesi, 1998; Kolbek a kol., 2004). Dle Ernyeye (1927) je pravděpodobné, že semena do Evropy dovezli Španělé, Angličané či Portugalci a až poté se dostala do Francie. Ernyey (1927) také uvádí, že evropská populace akátu nepochází z jednoho místa a jednoho stromu. Nejrozsáhlejší současný výskyt akátu v Evropě je v Maďarsku. Zde je rozloha porostů akátu cca 465 000 ha, což je 24 % výměry tamních lesů a představuje asi 25 % celkové těžby dřeva (Rédei a kol., 2017). Tímto masivním zastoupením je dáno i vnímání Maďarů akátu jako neoficiálního národního stromu (Keresztesi, 1988). Na území ČR byl zavlečen v 60 letech 18. století, ale k většímu rozšíření v lesním hospodářství docházelo mezi 19. a 20. stoletím (Vítková, 2004).

V Českých zemích se akát vysazoval s myšlenkou zlepšení špatného stavu lesů a z důvodů zvýšené potřeby energetické využitelnosti dřeva. Na strmých svazích řek měl zabezpečit snížení eroze a ochránit mělké narušené půdy. Příkladem mohou být porosty ve středním a dolním Povltaví. Z důvodu vysoké nektarodárnosti byly zakládány rozsáhlé akátové porosty na Mělnicku a Českém středohoří. Postupně však akát začal obsazovat další lokality a to především nevyužívané pastviny (Kolbek a kol., 2004). K prvnímu zdokumentovanému spontánnímu šíření do okolních porostů došlo dle Pyška a kol. (2012) v roce 1874, kdy docházelo k větší míře jeho lesnického využití a tím pádem k možností volného šíření v lesích. Ale je pravděpodobné, že i před tímto rokem se již akát šířil do okolních ekosystémů. V roce 1978 byla plocha obsazená akátem v Československé republice 28 000 ha (Keresztesi, 1983). V recentní době zaujímají

porosty akátu v České republice cca 14 000 ha (Podrázský a kol., 2013; Vítková a kol., 2016), což je cca 0,52 % porostní plochy lesů.

V klimatických podmínkách České republiky se akát nejčastěji vyskytuje do nadmořské výšky 350 m. n. m. na jižních svazích se sklonem 30° až 70° (Vítková, 2004). Souvislé akátové porosty se převážně vyskytují v teplejších oblastech našeho území, zejména na jižní Moravě, středních Čechách a v údolích řek Vltavy, Labe a Berounky (Kolbek a kol., 2004). Akátové porosty jsou z funkčního hlediska brány pouze jako lesy s ochrannou funkcí a nové plochy v lesích nejsou momentálně vysazovány.

Akát se rozmnožuje generativně pomocí semen, a dále pařezovými a nejčastěji kořenovými výmladky, kterými obsazuje okolí (Cierjacks a kol., 2013). Výmladky se dostává na nelesní neudržované lokality (např. xerothermní trávníky), kde se může šířit rychlostí jeden metr za rok (Kowarik, 1996). Kořenové výmladky mohou dosahovat tři metry a v některých případech až 7 metrů od mateřského stromu, respektive jejich pařezů, když je strom pokácen (Trylč, 2007).

Ve svém původním areálu rozšíření je akát limitován svou světlomilností (Trimble, 1975), místními škůdci a chorobami, které jsou schopné eliminovat šíření (Huntley, 1990). Zde je akát schopen přežít v dobrém stavu po dobu 15–30 let a poté již čelí vzrůstajícímu působení škůdců a začínají nad ním převládat stínomilné druhy dřevin například ořechovci (*Carya* spp.), duby (*Quercus* spp.) nebo liliovník tulipánokvětý (*Liriodendron tulipifera* L.) (Boring a Swank, 1984). Naopak v sekundárním areálu je schopen v porostu dominovat i v pozdějších sukcesních stádiích (Kowarik, 1996; Cierjacks a kol., 2013), v České republice uvádí Vítková (2004) asi 100–120 let. Přičemž má oproti místním dřevinám konkurenční výhodu, pravděpodobně i z důvodů, že v těchto místech škůdci zatím chybí, nebo nemají tak velké zastoupení (Cierjacks a kol., 2013).

Ve středoevropských podmínkách utváří početnější skupiny a vytlačuje místní druhy (Vítková a Kolbek, 2010; Wojda a kol., 2015). Až pokud akátový porost dosáhne fáze rozpadu, je postupně nahrazován javorem mléčem (*Acer platanoides* L.), javorem babykou (*Acer campestre* L.), jilmem horským (*Ulmus glabra* Huds.) a jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior* L.) (Vítková, 2004). Jestliže je ale v bezprostředním okolí akátin výskyt těchto konkurenčně účinných dřevin vyšší, porosty akátů mohou být nahrazovány již ve věku 70 let (Vítková, 2014).

### 3.3 Ekologie akátu a jeho vliv na rostlinná společenstva

V našich a podmínkách střední Evropy je rozšiřování trnovníku ovlivněno několika ekologickými limity. Dle Vítkové a kol. (2017) mezi ně patří zejména nedostatek půdního kyslíku, nedaří se mu v těžké neprovzdušněné a zamokřené půdy, proto se nevyskytuje v mokřadech, nebo lužních lesích, které jsou často a dlouhodobě podmáčené. Dalším limitem rozšíření akátových porostů je chladnější klima s pozdními jarními mrazíky kombinované s kratší vegetační dobou. Neprosívá mu ani dlouhodobé zastínění v uzavřených lesích a sešlapávané půdy a stanoviště ovlivněné člověkem s pravidelným managementem například pastva, okus nebo sečené louky. Spontánně se vyskytuje na neudržovaných a opuštěných lokalitách (brownfieldech v intravilánu měst a v zanedbaných parcích a zeleně).

Akátu je přisuzována schopnost působit na okolí alelopaticky, což znamená, že vypouští do okolí metabolity negativně ovlivňující růst některých jiných rostlinných druhů (Bartha a kol., 2008). Například u břízy (*Betula* sp.) může docházet k vytváření menších listů, a u jilmu (*Ulmus* sp.) byl pozorován brzdící účinek růstu a u dubu letního (*Quercus robur* L.) měl akát snížit intenzitu fotosyntézy (Bartha a kol., 2008). Je ale pravděpodobnější, že akát výrazněji ovlivňuje své okolí jinými procesy. Jako zástupce čeledi bobovitých dokáže vázat atmosférický dusík (nitrifikace) za pomoci hlízkových bakterií na kořenech (Cierjacks a kol., 2013). Dále okyselením svrchních vrstev půdy a specifickým klimatem (Vítková, 2014) související s vysycháním svrchních vrstev půdy v porostech akátů (Kolbek a kol., 2004). Toto vysychání souvisí s největší pravděpodobností s vyšší evapotranspirací akátových porostů (Bartha a kol., 2008). Kolbek a kol. (2004) zmiňuje i odčerpání živin samotnými akáty, které mají vyšší nároky na vápník, draslík a fosfor.

Sádlo a kol. (2017) uvádí, že v podrostu akátů je relativně dobře vyvinuté keřové i bylinné patro podobně jako u klimaxových lesů, ale ve větší míře jsou zastoupeny nitrofilní druhy jako kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica* L.), svízel přítula (*Galium aparine* L.), břečťan popínavý (*Hedera helix* L.), sveřep jalový (*Bromus sterilis* L.) a bez černý (*Sambucus nigra* L.). V sušších, světlých porostech může docházet k výskytu trav, přičemž může dojít k dominanci například lipnice hajní (*Poa nemoralis* L.), či strdivky sedmihradské (*Melica transsilvanica* L.).

### 3.4. Vliv akátu na členovce

Akát svým působením mění strukturu stanovišť. Porosty akátu se vyznačují otevřenější stromovou korunou, vyšší pokryvností keřů a bylinného patra oproti původním porostům tvořenou vyššími stromy se zapojenou korunou (Sádlo a kol., 2017; Kadlec a kol., 2018). Největší ovlivnění akátem, a to s negativním dopadem bylo pozorováno u herbivorního hmyzu (Kadlec a kol., 2018), například u nosatcovitých brouků (Curculionoidea) a nočních motýlů (Lepidoptera) (Štrobl a kol., 2019). Noční motýli, jež jsou potravně vázáni na původní společenstva rostlin, nejsou v převážné míře schopni využít invazní rostlinu jako zdroj potravy a tím dochází ke snížení jejich lokální abundance (Degomez a Wagner, 2001; Tallamy, 2004). V rámci střední Evropy uvádí Kulfan (2012) pravděpodobný výskyt více jak 30 druhů převážně nočních motýlů, kteří jsou schopni přijímat akát jako hostitelskou rostlinou. V převážné míře se jedná o široké polyfágy. V porostech, kde dominoval akát, byla signifikantně nižší druhová bohatost a abundance nočních motýlů, především u druhů vázaných na korunové patro. Porosty výrazně ovlivněné akátem svoji otevřenější strukturou ale zároveň vykazovaly vyšší zastoupení lesostepních druhů nočních motýlů (Kadlec a kol., 2018).

Vliv na predátory ze skupin střevlíkovitých brouků (Carabidae) a pavouků (Araneae), kteří jsou citliví na změnu prostředí (Muff a kol., 2009; Buchholz a kol., 2012) byl zkoumán na městských lesích ovlivněné akátem, a nebylo zjištěné významné snížení diverzity (Buchholz a kol., 2015). V práci Štrobla a kol. (2019) nebyl zjištěn žádný přímý vztah mezi akátem a abundancí či druhovou bohatostí predátorů, kromě střevlíkovitých, jejichž počet byl v akátových lokalitách menší, což bylo v nesouladu s dřívějšími poznatky (Buchholz a kol. 2015). Tento nesoulad vysvětlují příznivějším vlhčím klimatem v porostech původních dřevin, které v těchto podmínkách mohou zajistit více potravních zdrojů. Pavouci byli druhově bohatší v lokalitách otevřenějších stanovištích s vyvinutým bylinným patrem.

U detritofágů lze říci, že listový opad z akátu svým vlivem na celkový obsah dusíku (Cierjacks a kol., 2013), výškou vrstvy opadu způsobených invazními rostlinami společně s chemickým složením (Lambrinos, 2000; Alerding a Hunter, 2013) a další rozpadající se vegetací v jejím opadu (Vítková a kol. 2017) mohou nahradit nedostatek biomasy původních druhů dřevin a tím ovlivňují podmínky důležité pro detritofágy. Tyto změny mohou mít obecně pozitivní nebo neutrální dopad na abundanci této skupiny členovců

(Litt a kol., 2014). Konkrétně vliv akátu na detritofágní mnohonožky (Diplopoda) byl v práci Štobla a kol. (2019) nevýznamný. Kadlec a kol. (2018) uvádí častější výskyt nočních motýlů, jejichž larvy se živí na opadu bylin a keřů v porostech s dominantním podílem akátu, oproti druhům vázaných na listový opad ze stromů, kteří zde byli zastoupeni v menší míře. Tento efekt může souviset s vyšším zastoupením bylinného a keřového patra v akátových porostech, které svým větším opadem poskytují dostatek potravy pro druhy živičích se opadem z těchto rostlin. Vliv akátu na saproxylické brouky je bezvýznamný. Brouci používají dřevo z akátu v podobné míře jako původní dřeviny, důležitější roli hraje dostupnost odumřelého dřeva a brouci obsazují nejbližší možné stromy v jejich dosahu (Della Rocca a kol., 2016).

Akát je svými vlastnostmi vcelku odolný proti škůdcům (Hargrove a kol., 1984), v přirozeném areálu výskytu se k němu váže méně herbivorního hmyzu, jehož larvy se živí listy akátu a sají jejich mízu; jedná se například o drsnokřídlece březového (*Biston betularia*, (Linnaeus 1758)), vzpřímenku akátovou (*Parectopa robiniella* (Clemens, 1863)) nebo plochušku *Agonopterix robiniella* (Packard, 1869) (Hargrove, 1986). Škůdce akátu je dále puklice švestková (*Parthenoclanium corni* (Bouché, 1844)), která napadá mladé výhonky (Rédei a kol., 2011).

V oblastech střední Evropy se na akátech vyskytuje zavíječ sojový (*Etiella zinckenella* (Treitschke, 1832)) (Kulfan, 2012), který poškozují akátová semena (Georgevits, 1981). V České republice byly zaznamenány výskyty škůdců akátu, kteří způsobují minování listů. Na jižní Moravě byla zaznamenána vzpřímenka akátová (*Parectopa robiniella* (Clemens, 1863)) v roce 1989 a následně v roce 1992 klíněnka akátová (*Phyllonorycter robiniella* (Clemens, 1859)) (Šefrová, 2006). V posledních letech se v České republice s potvrzeným výskytem v Praze objevil významný škůdce bejломorka akátová (*Obolodiplosis robiniae* (Haldeman 1847)), která má díky rychlému rozmnožování a vývoji potenciál rychlého rozšíření (Skuhrová a Skuhrový, 2004).

### **3.5 Vliv změny zastoupení dřeviny v lesních porostech na členovce**

Antropogenní vlivy na využití půdy vedly ke změnám prostředí a nyní zůstává asi 0,2% střeoevropských listnatých lesů v relativně přirozeném stavu (Hannah a kol., 1995). Velké plochy smíšených lesů byly v minulosti nahrazovány monokulturami jehličnatých dřevin (Spiecker a kol., 2004) a stávaly se z nich hospodářské lesy, které jsou často

tvořeny dřevinami nevhodnými pro daný region (Bauhus a kol., 2010). Lesy přírodní, druhově bohatší s věkově různorodou strukturou, bez antropogenních vlivů vykazují vyšší diverzitu, jsou stabilnější s lepšími ekologickými funkcemi než monokultury (Sargent a Bass, 2013). Konkrétně druhová bohatost a abundance členovců v původních lesích je oproti monokulturám vyšší (Bremer a Farley, 2010; Wang a kol., 2019). Ale i hospodářské lesy mohou vykazovat dobré podmínky pro organizmy a zvyšovat biodiverzitu (Mullen a kol., 2008). Důležité je pěstování lesů, které jsou různověké, čímž vznikají heterogennější porosty s bohatším zastoupením podrostu a tím i lepší nabídkou zdrojů pro členovce a živočichy vyšších trofických úrovní (např. obratlovce). Tato různorodost (hustota či stáří dřevin a zápoj koruny) podporuje celkovou diverzitu organismů (Jeffries a kol., 2006; Mullen a kol., 2008). Vliv na členovce má již samotný management pěstování lesa a to příprava pasek po těžbě. Například použití procesu frézování pasek (mechanická příprava), kdy dochází k poškození půdy a odstranění pařezů. V práci Staňka a kol. (2020) toto dokládají na epigeických členovcích, kdy na nefrézovaných pasekách oproti frézovaným byla vyšší druhová bohatost těchto členovců. Biodiversitu lesních porostů do značné míry ovlivňuje vegetace, která je spjata s dominantním druhem dřevin vyskytujících se v dané oblasti (Tews a kol., 2004; Hanzelka a Reif, 2016; Kadlec a kol., 2018). S postupnou dominancí akátu v lesních porostech roste podíl keřového patra s tím, jak se postupně porost prosvětluje (Kroftová a Reif, 2017). Dominantní druhy stromů tak ovlivňují heterogenitu stanovišť a tím ovlivňují rozmanitost členovců v evropských nížinných lesích (Sebek a kol., 2015). Avšak podobné účinky lze předpokládat i v ostatních lesních regionech.

Změny složení v původní vegetaci zapříčiněné invazní dřevinou, mohou výrazně ovlivnit teplotu v okolí, světelnou intenzitu či půdní vlhkost, což jsou důležité aspekty mající vliv na rozšíření a rozmnožovací schopnosti určitých druhů členovců (Wolkovich a kol., 2009; Schirmel a kol., 2011).

### **3.6 Lákání hmyzu na umělý světelný zdroj**

Historicky první zaznamenaná zmínka o odchytu pomocí světelné pasti pochází s největší pravděpodobností z roku 60–65 našeho letopočtu ze starého Říma, kde autor Columella podává návod, jak eliminovat škůdce zavíječe malého (*Achroia grisella* (Fabricius, 1794)) ve včelích úlech (Beavis, 1995; Fry a Waring, 1996). Světelné pasti využívají

pozitivní fototaxii živočichů s noční aktivitou. Hmyz s noční aktivitou reaguje nejcitlivěji na vlnové délky světla kolem 382 nm (van Langevelde a kol. 2011).

Existuje několik verzí, proč jsou noční motýli a obecně hmyz s noční aktivitou lákáni ke světelným zdrojům. Jedna z nejznámějších teorií říká, že noční motýli při orientaci v prostoru spoléhají na světelné objekty, jako jsou hvězdy a především Měsíc. Když se objeví hmyz v okolí umělého světelného zdroje, jeho paprsky jsou vzhledem k hmyzu vypouštěny rozbíhavě na rozdíl od Měsíce a mají za následek dezorientaci vedoucí ke spirálovému letu a nárazu do světelného zdroje (Baker a Sadovy, 1978).

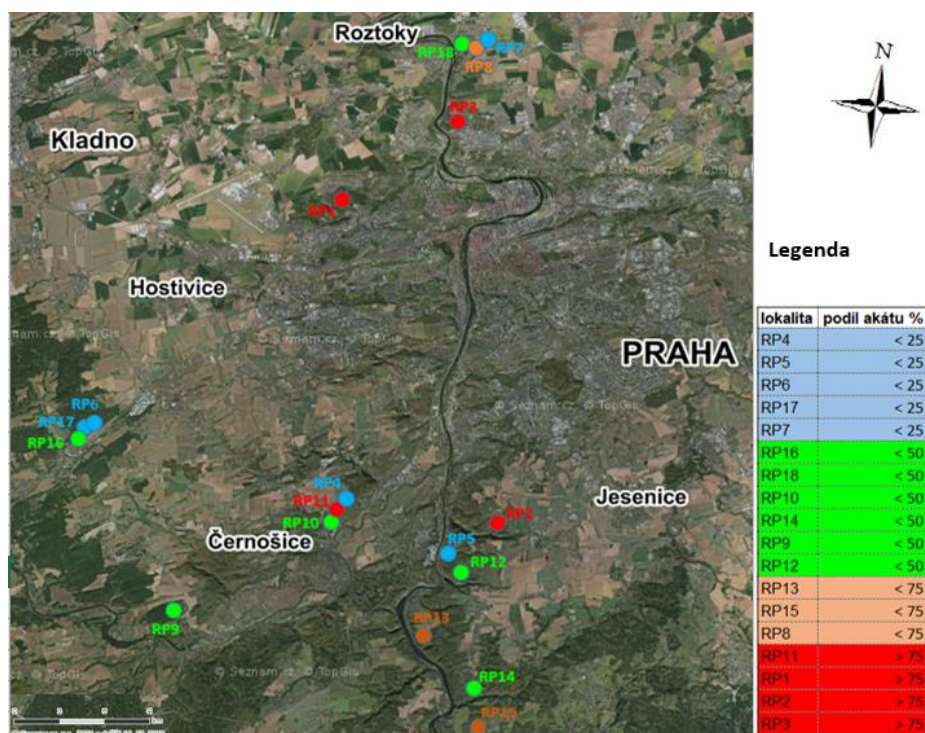
Další domněnkou je, že hmyz vyhledává pro své životní potřeby otevřenější prostory, které jsou ve své podstatě během noci více osvětleny ultrafialovým zářením z přírodních zdrojů. Umělé světlo je schopné takové prostředí navodit a láká hmyz, kterýž to nalétává k umělému světlu (Mazochin- Porshnyakov, 1960; Altermatt a kol., 2009). Nebo hmyz využívá svitu Měsíce při ohrožení, který jim v porostu určuje únikovou cestu před predátory číhajícími na zemi. Tuto únikovou cestu může hmyzu nahradit umělý zdroj světla (Fry a Waring, 1996). Odchyt nočních motýlů pomocí světelných zdrojů je neúčinnější metoda, kterou se dá nejlépe kvantitativně zjistit jejich početnost a druhová rozmanitost na dané lokalitě. Nejlepší reakce motýlů je na UV záření se spektrem (340–380 nm) (Mikkola, 1972).

Účinnost světelných pastí je závislá na aktivitě motýlů a na podmínkách šíření a detekce světelného signálu ze zdroje. Obecně může být úspěšnost odchytu pomocí světelné pasti ovlivněna faktory související s počasím – srážky, teplota, síla větru, oblačnost. Negativní vliv na účinnost světelných pastí má i fáze Měsíce. Není zcela prokázáno, jak ovlivňuje jasná noc množství odchycených jedinců. Zda jsou světelné pasti pro motýly méně viditelné, nebo jejich aktivita za jasných nocí probíhá ve vyšších patrech porostu (Yela a Holyoak, 1997).

## 4. Metodika

### 4.1. Výběr studijních ploch a design experimentu

Průzkum byl prováděn v roce 2020 v listnatých lesích severní, jižní a jihozápadní oblasti v okolí hlavního města Prahy. Krajina je zde převážně zemědělského charakteru, s většími lesními porosty a sídelními celky. Design experimentu, charakteristika studovaných ploch a její popis byly převzaty z práce Kroftová a Reif (2017), ve které autoři řešili vliv vzrůstající pokrývnosti akátu na ptačí společenstva. V zájmové oblasti bylo vybráno 18 lesních celků (Obrázek č. 1), v nichž byla vytyčena vždy jedna studijní plocha o velikosti 100 x 100 m (Tabulka č. 1). Studijní plochy byly umístěny alespoň 30 m od okraje lesa a byly tvořeny listnatými porosty s různě velkým podílem nepůvodního trnovníku akátu v porostu, od 0–100 % (Příloha č. 1, č. 2). Dvě plochy tvořily čistý akát, tři měly nulový výskyt akátu.



Obrázek č. 1: Mapa zobrazující přibližnou pozici studovaných lokalit v rámci zájmového území, podkladová mapa: mapy.cz.



Zájmové lokality se nacházejí v relativně malých nadmořských výškách od 200–400 m. n. m.. Vybrané lesní celky jsou především hospodářského typu, ale nacházejí se zde i lesy zvláštního určení situované v chráněných územích. Z listnatých dřevin v těchto lesích převládají zejména duby (*Quercus spp.*), habr obecný (*Carpinus betulus* L.) a trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.), které jsou nejčastěji doplněny lípami (*Tilia spp.*) a jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior* L.), z jehličnatých dřevin jsou v této oblasti hojně zastoupené borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a borovice černá (*Pinus nigra* A.). Potencionálně přirozená vegetace je v zájmové oblasti reprezentována listnatým lesem s dominancí dubů a habrů (Chytrý, 2012).

Lokalita	Název oblasti	GPS N (°)	GPS E (°)	Stupeň ochrany	<i>R. pseudoacacia</i> (%)
RP1	Divoká Šárka	50,10489	14,33653	Přírodní park Šárka-Lysolaje	96
RP2	Spálenka	49,96488	14,43064	–	100
RP3	Bohnice	50,13634	14,40718	Přírodní park Drahaň-Trója	100
RP4	PR Staňkovka	49,97631	14,33548	PR Staňkovka (CHKO Český Kras)	0
RP5	Jarov	49,95398	14,39952	Přírodní park Střed Čech	0
RP6	Loděnice	50,00636	14,16693	Přírodní park Povodí Kačáku	0
RP7	Přemýšlení	50,16837	14,4226	Přírodní park Dolní Povltaví	26
RP8	Brnky	50,16394	14,41643	Přírodní park Dolní Povltaví	76
RP9	V Chaloupkách	49,93162	14,22489	CHKO Český Kras	44
RP10	Černošice I	49,96684	14,32335	CHKO Český Kras	35
RP11	Černošice II	49,96937	14,32876	CHKO Český Kras	90
RP12	Károv	49,94593	14,40614	Přírodní park Střed Čech	48
RP13	Chlumník	49,91859	14,38538	–	69
RP14	Oleško	49,89692	14,41718	–	41
RP15	Chlomek	49,88096	14,41601	–	73
RP16	Chrutenice	49,99925	14,14764	–	29
RP17	Loděnice	50,00345	14,16058	Přírodní park Povodí Kačáku	13
RP18	Klecany	50,16841	14,40908	Přírodní park Dolní Povltaví	31

Tabulka č. 1: Přehled studijních ploch (100 x 100 m) zařazených do studie zkoumající vliv měnicího se zastoupení trnovníku akátu v lesním porostu na společenstva nočních motýlů (upraveno a částečně převzato z Kroftová a Reif, 2017). GPS - pozice středu studijní plochy (v němž byl umístěn světelný lapače); název oblasti; *R. pseudoacacia* (%) – podíl pokryvnosti trnovníku akátu z rozlohy studijní plochy.

## 4.2. Sběr dat

Studie byla zaměřena na vybrané skupiny motýlů s noční aktivitou, konkrétně nadčeledi Hepialoidea, Cossoidea, Zygaenoidea, Drepanoidea, Lasiocampoidea, Bombycoidea, Geometroidea a Noctuoidea (dále jen „noční motýli“). Noční motýli byli odchytáváni přenosnými automatickými světelnými lapači (Obrázek č. 2) využívající principu lákání hmyzu s noční aktivitou na světelný zdroj. Světelný lapač je tvořen plastovou sběrnou nádobou ve tvaru vědra, která je zaklopena plastovým trychtýřem tvořící jeho víko. Na trychtýři je umístěn, a pomocí gumových pásek připevněn kříž tvořený plexisklovými deskami svírající úhel cca 120°. Ve středu kříže jsou připevněny dvě 8W UV LED pásová světla o celkovém světelném toku 400 lm a rozsahu vlnové délky 400–420 nm. Napájení obstarává 12 V nabíjecí baterie, která je pomocí svorek a drátů napojena na LED pásy. Motýli byli usmrcováni pomocí lahvičky s chloroformem zavěšené uvnitř lapače pomocí provázku k trychtýři a stejnoměrné odpařování bylo zajištěno pomocí papírového knotu vsunutého do hrdla lahvičky.

Vzorky byly odebírány v období od března do listopadu 2020 tak, aby se pokrylo co nejkompletnější období doby letu dospělců jednotlivých druhů nočních motýlů. Motýli byli odchytáváni vždy v první dekádě každého měsíce (1. 3., 6. 4., 1. 5., 5. 6., 1. 7., 6. 8., 4. 9., 3. 10., 4. 11. 2020), přičemž bylo snahou provádět odchyt nočních motýlů za optimálních klimatických podmínek (Yela a Holyoak, 1997). Pro minimalizaci rozdílů podmínek mezi různými nocemi byly všechny lapače během konkrétní návštěvy rozmístěny na studijní plochy vždy ve stejnou noc. Lapače byly exponovány před setměním na všech lokalitách současně a umístěny přibližně do středu studijní plochy (Tabulka č. 1). Sběr lapačů byl prováděn za rozbřesku následující den. Odchycený hmyz byl z lapače sesypán do označených papírových pytlíků, aby se předešlo záměně vzorků mezi lokalitami. Po návratu byly vzorky zmrazené z důvodu uchování pro pozdější zpracování. Všichni odchycení jedinci nočních motýlů byli determinováni na úroveň druhu. Pro každý druh byl stanoven status ohrožení z aktuálního červeného seznamu bezobratlých (Hejda a kol. 2017) a jeho habitatová specializace ve vztahu k vazbě na lesní prostředí: lesní – druh vyskytující se převážně v lesních porostech, lesostepní – druh vyskytující se převážně v polootevřeném habitatu s řídkými skupinkami až solitery dřevin, otevřené – druh převážně otevřených bezlesích stanovišť, generalista – druh bez výraznější habitatové preference, často se vyskytující ve všech předešlých kategoriích habitatu (Příloha č. 3). Nomenklatura byla použita podle práce Laštůvky a Lišky (2011).

Obrázek č. 2: Připravený světelný lapač pro odchyt nočních motýlů. Foto: autor



### 4.3. Analýza dat

Pro stanovení vlivu rozdílného podílu akátu v lesních porostech na počet jedinců a druhovou diverzitu nočních motýlů byly použity zobecněné lineární modely (*glm*) s negativně binomickou (v případě počtu jedinců) nebo quasipoissonovskou (v případě druhové diverzity) distribucí chyb. Závislými proměnnými v těchto modelech vystupovaly počet jedinců (suma všech odchycených jedinců nočních motýlů z konkrétní studijní plochy ze všech odběrů) a počet druhů (suma všech odchycených druhů nočních motýlů z konkrétní studijní plochy ze všech odběrů). Vysvětlující proměnnou byl podíl akátu v lesním porostu, vyjádřen v podobě kategoriální proměnné o čtyřech kategoriích (Q1 – podíl akátu přibližně < 25%; Q2 - > 25%, < 50%; Q3 – přibližně > 50%, < 75%; Q4 - > 75%). Pro stanovení rozdílů v počtu jedinců nebo druhů mezi jednotlivými kategoriemi pokryvnosti akátu byla použita Tukeyho metoda mnohonásobného porovnávání. Všechny *glm* modely a následné *post-hoc* testy byly provedené v prostředí programu R v. 4.0.4 (Core Team, 2020).

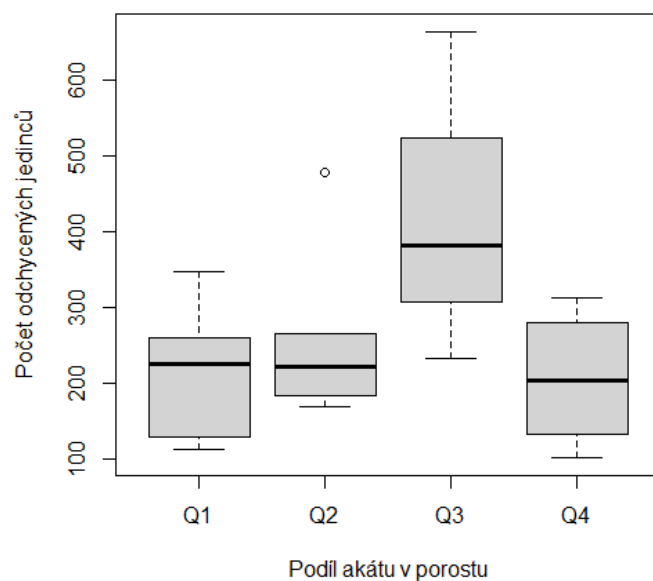
Závislost zastoupení habitatových specialistů nočních motýlů (lesní, lesostepní, otevřené, generalisté) k rozdílné pokryvnosti trnovníku akátu (kategoriální proměnná: Q1-Q4) byla modelována v prostředí programu Canoco for Windows 4.5 (ter Braak a Šmilauer 2002). Vztah byl modelován pomocí metody přímé lineární RDA (*redundancy analysis*). Jako závislé proměnné (*species*) vystupovaly pro každou studijní plochu součty všech jedinců od všech druhů dané habitatové specializace. Jako prediktory (*environmental data*) vystupovaly jednotlivé kategorie pokryvnosti akátu. Průkaznost RDA modelu byla testována pomocí Monte Carlo permutačního testu s 999 permutacemi.

## 5. Výsledky

Během experimentu bylo odchyceno 4 724 jedinců z 228 druhů nočních motýlů (Příloha č. 3). Z toho bylo dle habitatové specializace 43 druhů otevřených stanovišť, 76 lesostepních, 86 lesních a 23 generalistů. Nejvíce druhů, i jedinců, bylo odchyceno z čeledí Noctuidae a Geometridae. Celkově nejvíce jedinců (1544) bylo odchyceno v porostech s pokryvností akátu 26–50%. Nejvyšší počet jedinců (2236) i druhů (106) byl odchycen v průběhu července, naopak nejnižší počet jedinců (63) byl odchycen v průběhu dubna u druhů (11) v průběhu března. Z druhů červeného seznamu bezobratlých (Hejda a kol. 2017) byli odchyceni téměř ohrožený (NT) běloskvrnák *Dysauxes ancilla* (Linnaeus, 1767) – v počtu 50 jedinců, kteří se nejvíce vyskytovali v porostech s příměsí akátu kolem 50%, a zranitelný (VU) hřbetozubec *Spatalia argentina* (Den. & Schiff., 1775) – v počtu dvou jedinců, kteří byli odchyceni v porostech bez jakékoliv příměsí akátu.

V *glm* modelu testujícím vztah počtu odchycených jedinců k rozdílné pokryvnosti akátu byl nalezen statisticky signifikantní efekt ( $p < 0,05$ ). Počet jedinců nočních motýlů byl nejvyšší na plochách se zastoupením akátu mezi 50–75% (průměr  $\pm$  SD =  $426 \pm 219$  jedinců) a statisticky se lišil od ploch se zastoupením akátu do 25% ( $215 \pm 97$ ) a nad 75% ( $206 \pm 93$ ) (Obrázek č. 3, Tabulka č. 2). V případě počtu druhů nebyl nalezen signifikantní vliv rozdílné pokryvnosti akátu (Obrázek č. 4, Tabulka č. 3).

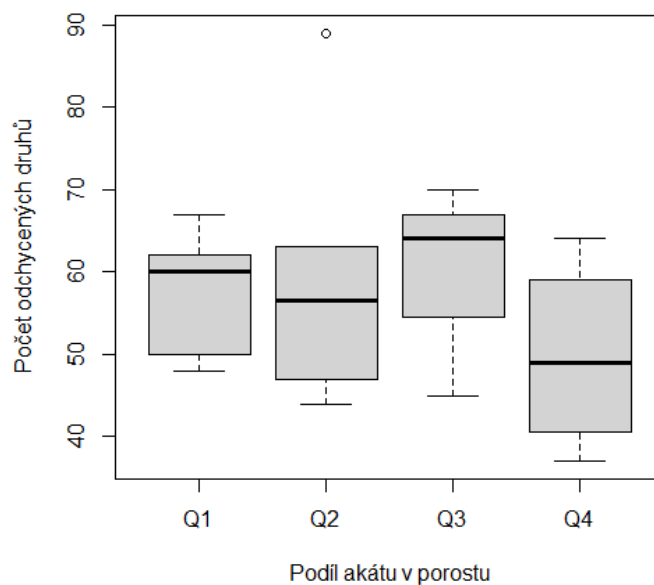
RDA model zobrazující vztah podílu habitatových specialistů k porostům s rozdílným zastoupením akátu nebyl statisticky signifikantní (Monte Carlo permutační test, 999 permutací:  $F = 0,603$ ,  $p = 0,564$ , model vysvětlil 3,6% variability v druhových datech). I přesto lze na RDA diagramu pozorovat trendy v chování habitatových specialistů (pořád ale silně nesignifikantní, Obrázek č. 4), a to: lesní specialisté mají tendenci spíše se vyskytovat na plochách s nižším podílem akátu, nelesní obsazují porosty s vyšším podílem akátu, výskyt lesostepních druhů a generalistů je častější v porostech s pokryvností akátu 26–50%.



Obrázek č. 3: Počet jedinců nočních motýlů v závislosti na pokryvnosti akátu v porostu (Q1 – podíl akátu do 25%, Q2 – podíl akátu do 50%, Q3 – podíl akátu do 75%, Q4 – podíl akátu nad 75%).

Kategorie pokryvnosti	Estimate	SE	Z	P
Q1 - Q2	-0.1779	0.239	-0.745	0.8789
<b>Q1 - Q3</b>	<b>-0.6827</b>	<b>0.287</b>	<b>-2.379</b>	<b>0.0812</b>
Q1 - Q4	0.0446	0.265	0.168	0.9983
Q2 - Q3	-0.5048	0.278	-1.819	0.2645
Q2 - Q4	0.2225	0.255	0.873	0.8186
<b>Q3 - Q4</b>	<b>0.7273</b>	<b>0.300</b>	<b>2.421</b>	<b>0.0731</b>

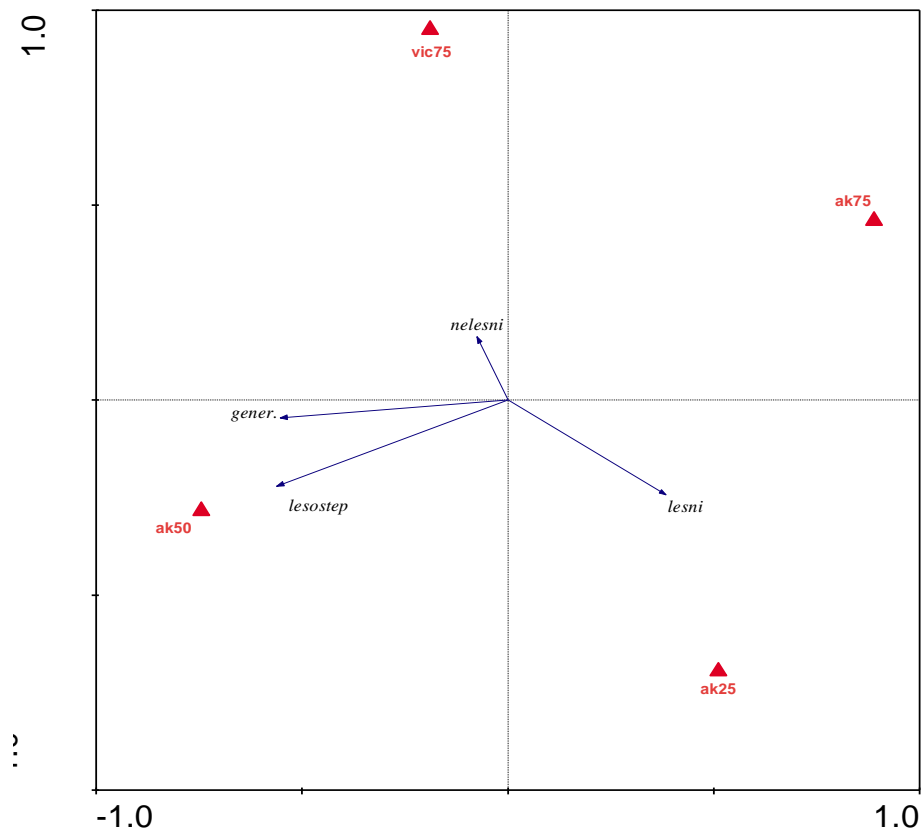
Tabulka č. 2: Výsledky *post hoc* testů srovnávajících kategorie pokryvnosti akátu v porostu podle počtu odchycených jedinců nočních motýlů. Zvýrazněné jsou rozdíly marginálně signifikantní ( $p < 0,1$ ).



Obrázek č. 4: Počet druhů nočních motýlů v závislosti na pokryvnosti akátu v porostu (Q1 – podíl akátu do 25%, Q2 – podíl akátu do 50%, Q3 – podíl akátu do 75%, Q4 – podíl akátu nad 75%).

Kategorie pokryvnosti	Estimate	SE	z	p
Q1 - Q2	-0.0331	0.135	-0.245	0.9948
Q1 - Q3	-0.0387	0.162	-0.238	0.9952
Q1 - Q4	0.1430	0.157	0.909	0.8001
Q2 - Q3	-0.0056	0.156	-0.036	1.0000
Q2 - Q4	0.1762	0.151	1.167	0.6479
Q3 - Q4	0.1818	0.176	1.034	0.7292

Tabulka č. 3: Výsledky *post hoc* testů srovnávajících kategorie pokryvnosti akátu v porostu podle počtu odchycených druhů nočních motýlů. Bez signifikantních efektů.



Obrázek č. 4: RDA diagram zobrazující vztah podílu habitatových specialistů k porostům s rozdílným zastoupením akátu; model nebyl statisticky signifikantní. Kategorie pokryvností: ak25 – podíl akátu < 25%, ak50 – 25-50%, ak75 – 51-75%, víc75 – > 75%.



## 6. Diskuze

V rámci studie se podařil najít signifikantní efekt rozdílné pokryvnosti akátu na počty jedinců nočních motýlů, nejvíce jich bylo odchyceno v porostech s pokryvností akátu 50–75%. Paradoxně byl počet jedinců motýlů v porostech s nulovým nebo velmi malým podílem akátu nízký. To bylo patrně způsobeno tím, že porosty kulturních lesů tvořených původními druhy dřevin obsahují méně specializovaných druhů s vazbou na podrost, protože větší zápoj korunového patra vytváří stinné podmínky, nevhodné pro jeho rozvoj a větší zastoupení (Vítková a Kolbek, 2010; Kadlec a kol. 2018). Se vzrůstajícím podílem akátu tak mohou vznikat světlejší porosty s vhodnými podmínkami pro vývoj bylinného a keřového patra (Sádlo a kol., 20017; Vítková a kol., 2017; Cierjacks a kol., 2013). Proto se tam vyskytují navíc druhy podrostu oproti lesům tvořeným původními druhy dřevin. Zároveň, porád s podílem 25–50% pokryvnosti tvořené původními dřevinami, jsou v těchto světlejších porostech zastoupené i druhy motýlů s vazbou na korunové patro.

V porostech s výraznou dominancí akátu (Příloha č. 2) byl počet jedinců motýlů nižší. To je pravděpodobně způsobeno menším podílem druhů motýlů, kteří jsou vázání na stromové patro původních druhů dřevin, v němž nachází vhodné potravní zdroje (Degomez a Wagner, 2001). To může být v souladu s tzv. *enemy reliese hypothesis* (Pyšek a kol. 2008). Tato hypotéza říká, že zavlečené druhy si do invadovaných oblastí nepřinášejí svoje přirozené nepřátele (herbivory, patogeny) z původních oblastí (Keane a Crawley, 2002). V prostředí porostu nové, před tím neznámé dřeviny je proto jen velmi málo původních druhů schopno vlastní dřevinu přijímat jako hostitelskou rostlinu (Kulfan 2012).

U počtu druhů nebyl odhalen signifikantní vliv rozdílné pokryvnosti akátu, což je v rozporu se studií provedenou na navazující trofické skupině ptáků v práci Kroftové a Reifa (2017). V této práci se druhová diverzita ptačích společenstev mezi porosty s různým zastoupením akátu lišila, s nejvyšší hodnotou v porostech s pokryvností akátu kolem 50 procent. Jak ve studii Kroftové a Reifa (2017), tak i v práci Štrobla a kol. (2019) byl pozorován negativní vliv akátu na celkovou druhovou bohatost studovaných skupin až po použití složitějších modelů se započítáním prostorové autokorelace a vlivu strukturních vlastností porostů. Obdobné efekty lze předpokládat i v této studii a po použití složitějších modelů by poté mohl dopad podílu pokryvnosti akátu na počet druhů nočních motýlů vykazovat signifikantní trendy. Zčerveného seznamu bezobratlých (Hejda a kol.

2017), byly odchyceny pouze dva druhy. Menší zastoupení druhů z červeného seznamu je dáno tím, že studované porosty byly především hospodářského charakteru zaměřené na produkci dřeva. Ale i tyto dva druhy mohou ukázat na určité rozdíly mezi porosty. Běloskvrnáč lišejníkový, který se nejvíce vyskytoval v porostech se zastoupením okolo 50% příměsí akátu, koresponduje s jeho vazbou na světlejší, až lesostepní strukturu habitatů (Macek a kol. 2007). Výskyt druhů živíci se stélkami mechů a lišejníků nebo opadem z keřů a bylin je častější v porostech s větší příměsí akátů (Kadlec a kol., 2018). Naopak, hřbetozubec stříbroskvrnný jako zástupce typicky lesního druhu s vazbou na korunové patro tvořené především duby (Macek a kol. 2007) byl odchycen v porostech zcela bez akátu. Tento druh nemá v akátinách dostatek živné rostliny.

Celkově akát může negativně ovlivnit biodiverzitu většiny skupin členovců (Pearson, 2009; van Hengstum a kol., 2014; Litt a kol. 2014), ale svým působením na invadovaných lokalitách vytváří strukturálně světlejší porosty (Sádlo a kol., 2017) a tím vytváří podmínky pro pestřejší společenstva členovců s vyšším zastoupením lesostepních druhů a druhů otevřených stanovišť, celkově porosty tvořené pouze akátinami mají méně druhů, ale z hlediska funkčních vlastností bohatší společenstva. Zato hospodářské lesy, tvořené pouze původními druhy dřevin mají druhů více, avšak chudší společenstva (Kadlec a kol., 2018; Štrobl a kol., 2019).

Pokud by z této a ostatních prostudovaných prací měl vzejít management pro úpravu lesních porostů ochránářsky významných lokalit, nemělo by v žádném případě docházet k cílenému vysazování akátin. A to z důvodu značného vlivu akátu na okolní rostlinná společenstva například nitrifikací, nebo vytvořením specifického klimatu (Vítková, 2014), které vedou k vysychání svrchních vrstev půdy (Kolbek a kol., 2004). To má následné dopady na nižší počet jedniců i druhů nočních motýlů. Těm v napadených lokalitách ubívají potravní zdroje a mění se klimatické podmínky pro jejich přežití (Degomez a Wagner, 2001; Tallamy, 2004). Bylo by vhodné k prosvětlení stávajících porostů používat výchovné a těžební zásahy do lesů zajišťující proředění porostu, oproti obnovování v rozsáhlých obnovních blocích. Nemělo by se zapomínat i na prosvětlení okrajových částí lesů a uvonění mohutných stromů, které jsou ve velkém zapojení v porostu. V případě hospodářských lesů tvořených akátem je vhodné mít příměs alespoň 25–50% původních druhů dřevin, k zajištění pestrosti společenstev a vyšší abundanci hmyzu, což má vliv i pro vyšší trofické úrovně (Kroftová a Reif, 2017).

Akát může mít společně s původními dřevinami v hospodářských lesích pozitivní vliv na členovce a to tím, že obě skupiny dřevin vytváří rozdílnou vegetační strukturu porostů a

tím poskytují podmínky pro odlišné skupiny členovců (Štrobl a kol., 2019). Z těchto poznatků vyplývá, pokud je výskyt akátu mimo zvlášť chráněná území a vyskytuje se v porostech hospodářských lesů, nemusí probíhat jeho plošné likvidování, protože může obohatit tyto lokality o strukturálně odlišné prostředí (Cierjacks a kol., 2013; Vítková a kol., 2017), ve kterém se vyskytují odlišná společenstva živočichů (Kroftová a Reif, 2017; Kadlec a kol. 2018). Pokud se akát vyskytuje v izolovaných lesních celcích, jsou jeho negativní dopady na ostatní hodnotnější stanoviště v blízkém okolí minimalizovány, vzhledem k omezeným možnostem šíření (Vítková a kol., 2017). Pokud se však bohatší porosty akátu vyskytnou v kompaktních celcích hospodářských lesů, měly by se tyto lokality pravidelně monitorovat a v případě nekontrolovatelného šíření do okolí by mělo dojít k jeho potlačení za použití některých metod likvidace (Vítková, 2014).

Jeden z argumentů proti plošné likvidaci akátu zaznívá od včelařů, kde si cenní akátu pro jeho nektarodárnost (Větvička, 1999; Kolbek a kol., 2004). Proto včelaři mají z plošné likvidace obavy v případě, že by se akát dostal do seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii, což v dohledné době s největší pravděpodobností nepřichází v úvahu (Šíma, 2015).

## 7. Závěr

Tato studie se věnovala vlivu různého stupně pokryvnosti nepůvodního akátu v lesních porostech na četnost a diverzitu motýlů s noční aktivitou. Zjištěním bylo jednoznačné ovlivnění počtů jedinců nočních motýlů v závislosti na výši příměsy akátu v porostech. Vliv na druhovou bohatost nebyl prokázán a také vliv habitatových specialistů k porostům s rozdílným zastoupením akátu nebyl statisticky signifikantní.

Akát a jeho rozšíření je v současné době nejen v České republice, ale i v jiných evropských státech již samozřejmostí a musíme se s ním naučit žít a asi již nikdy z našich lesů zcela nevymizí. Proto, bychom se o jeho vlivu na různé složky přírody měli co nejvíce dozvědět, a poté zvolit přístup k míře jeho akceptovatelného výskytu v krajině. Citlivě by se mělo posuzovat plošné odstranění akátu jako invazivního druhu, ačkoli jeho negativní ovlivnění lokalit je zcela patrné. Odstranění akátu a nahrazení původními dřevinami by mělo být prioritou při hospodaření v cených oblastech, například na zvláště chráněných územích. Především se jedná o xerothermní lokality, které jsou svojí strukturou a výskytem specializovaných organismů cennými stanovišti, ale zároveň jsou často postižené invazí akátu.

Cíle této studie byly do značné míry splněny. Shrnutím dosavadních poznatků z odborné literatury o vlivu invazivního akátu na členovce. Dále vlastní experiment, který odhalil vliv podílu akátu v lesních porostech na počet jedinců nočních motýlů. Na odpověď ohledně ovlivnění druhové bohatosti v těchto porostech tato studie jednoznačně neodpověděla. Tento dílčí úkol zůstává výzvou pro další navazující studii.

Celkově by tato studie mohla přispět k přístupu managementu v lokalitách výskytu akátu. Ale pro přesnější vypovídající hodnotu, by bylo vhodné výsledky rozšířit o zpracování složitějších modelů, které by se zaměřily také na studium rozdílů ve struktuře stanovišť se započítáním prostorové autokorelace. Pro celkové ucelení informací o vlivu pokryvnosti akátu na členovce by bylo dobré získat informace o tomto efektu i na další klíčové skupiny členovců, například skupiny epigeických členovců a predátorů.

## 8. Přehled použité literatury

### 8.1. Literatura

Alerding A., B., Hunter R., M., 2013: Increased springtail abundance in a garlic mustard-invaded forest. *Northeastern Naturalist* 20: 275–288.

Altermatt F., Baumeyer A., Ebert D., 2009: "Experimental evidence for male biased flight-to-light behavior in two moth species." *Entomologia experimentalis et applicata* 130.3: 259–265.

Baker R. R., Sadovy Y., 1978: "The distance and nature of the light-trap response of moths. *Nature* 276: 818–821.

Bartha D., Csiszár Á., Zsigmond V., 2008: Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) In: Botta-Dukát Z., Balogh L. (eds.): *The most important invasive plants in Hungary. Vácrátót (Hungary)*, Hungarian Academy of Sciences. Institute of Ecology and Botany: 63–76.

Bauhus J., Van der Meer P., Kanninen M., 2010: *Ecosystem goods and services from plantation forests*. The Earthscan forest library: 254.

Beavis I. C., 1995: "The first light trap, 1 st century" *Entomologist's Record and Journal of Variation*: 107–155.

Bernays E., Graham M., 1988: On the evolution of host specificity in phytophagous arthropods. *Ecology* 69: 886–892.

Boring L. R., Swank W. T., 1984. The role of black locust (*Robinia pseudoacacia*) in forest succession. *Journal of Ecology* 72: 749–766.

Bremer L. L., Farley K. A., 2010: Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation* 19: 3893–3915.

Buchholz S., Rolfsmeyer D., Schirmel J., 2012: Simulating small-scale climate change effects—lessons from a short-term field manipulation experiment on grassland arthropods. *Insect Science* 20: 662–670.

Buchholz S., Tietze H., Kowarik I., Schirmel, J., 2015: Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. *PLoS One* 10: 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: 1–22.

Butchart S. H. M., Walpole M., Collen B., Van Strien A., Scharlemann J. P. W., Almond R. E. A., Baillie J. E. M., Bomhard B., Brown C., Bruno J., Carpenter K. E., Carr G. M., Chanson J., Chenery A. M., Csirke J., Davidson N. C., Dentener F., Foster M., Galli A., Galloway J. N., Genovesi P., Gregory R. D., Hockings M., Kapos V., Lamarque J. F., Leverington F., Loh J., McGeoch M. A., McRae L., Minasyan A., Morcillo M. H., Oldfield T. E. E., Pauly D., Quader S., Revenga C., Sauer J. R., Skolnik B., Spear D., Stanwell-Smith D., Stuart S. N., Symes A., Tierney M., Tyrrell T. D., Vie J. C., Watson R., 2010: Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168.

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 innorthern Arizona. *Agricultural and Forestry Entomology* 3: 19–27.

Della Rocca F., 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. *Agricultural* 3: 250–259.

- Dietzsch A. C., Stanley D. A., Stout J. C., 2011: Relative abundance of an invasive alien plant affects native pollination processes. *Oecologia* 167: 469–479
- Ehrenfeld J. G., 2003: Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503–523.
- Ernyey J., 1927: Die Wanderwege der Robinie und ihre Ansiedlung in Ungarn. *Magyar Botanikai Lapok. Ungarische Botanische Blätter* 25: 161–191.
- Flanders A. A., Kuvlesky Jr. W. P., Ruthven III. D. C., Zaiglin R. E., Bingham R. L., Fulbright T. E., Hernández F., Brennan L. A., 2006: Effects of invasive exotic grasses on South Texas rangeland breeding birds. *The Auk* 123: 171–182.
- Fry R., Waring P., 1996: A guide to moth traps and their use. *Amateur Entomologist's Society*: 72.
- Georgevits R. P., 1981: Seed insects of *Robinia pseudoacacia*. *Dasikon Ereunon* 2: 223–255.
- Göhre K., 1952. *Die Robinie und ihr Holz*. Deutscher Bauernverlag, Berlin: 344.
- Gratton C., Denno F., R., 2005: Restoring of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology* 13: 358–372.
- Graves S. D., Shapiro A. M., 2003: Exotics as host plants of then California butterfly fauna. *Biology conservation* 110: 413–433.
- Hannah L., Carr J. L., Lankerani A., 1995: Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* 4: 128–155.
- Hanzelka J., Reif J., 2016: Effects of vegetation structure on the diversity of breeding bird communities in forest stands of non-native black pine (*Pinus nigra* A.) and black locust

(*Robinia pseudoacacia* L.) in the Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 379: 102–113.

Hargrove W. W., Crossley D. A., Seastedt T. R., 1984: Shifts in insect herbivory in the canopy of black locust, *Robinia pseudoacacia*, after fertilization. *Oikos* 43: 322–328

Hargrove W. W., 1986: An annotated species list of insect herbivores commonly associated with black locust, *Robinia pseudoacacia*, in the southern Apalachians. *Entomological news* 97: 36–40.

Harris R. J., Toft R. J., Dugdale J. S., Williams P. A., Rees J. S., 2004: Insect assemblages in a native (kanuka – *Kunzea ericoides*) and an invasive (gorse – *Ulex europaeus*) shrubland. *New Zealand Journal of Ecology* 28: 35–47.

Haukioja E., Koricheva J., 2000: Tolerance to herbivory in woody vs. herbaceous plants. *Evolutionary Ecology* 14: 551–562.

Hejda R., Farkač J., Chobot K., (Eds.), 2017: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí (Red list of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates). *Příroda, Praha*, 36: 1–612.

Hierro J. L., Callaway R. M., 2003: Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil* 256: 29–39.

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.

Chambers J. C., Roundy B. A., Blank R. R., Meyer S. E., Whittaker A., 2007: What makes Great Basin sagebrush ecosystems invulnerable by *Bromus tectorum*? *Ecological Monographs* 77: 117–145.

Chapman R. F., 1998: *The Insects: Structure and Function*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom: 770.



Chittka L., Schurkens S., 2001: Successful invasion of a floral market – an exotic Asian plant has moved in on Europe's river-banks by bribing pollinators. *Nature* 411: 653.

Chytrý M., 2012: Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. *Preslia* 84:427–504.

Jeffries J. M., Marquis R. J., Forkner R. E., 2006: Forest age influences oak insect herbivore community structure, richness, and density. *Ecological Applications*, Ecological Society of America 16: 901–912.

Johnson S. D., Peter C. I., Nilsson L. A., Agren J., 2003: Pollination success in a deceptive orchid is enhanced by co-occurring rewarding magnet plants. *Ecology* 84: 2919–2927.

Kabrick J. M., Shifley S. R., Jensen R. G., Larsen D. R., Grabner J. K., 2004: Oak forest composition, site quality, and dynamics in relation to site factors in the southeastern Missouri Ozarks. In: Spetich M. A. (ed.): Upland oak ecology symposium: history, current conditions, and sustainability. Fayetteville, NC, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station: 94–101.

Kadlec T., Šrobl M., Hanzelka J., Hejda M., Reif J., 2018: Differences in the community composition of nocturnal Lepidoptera between native and invaded forests are linked to the habitat structure. *Biodiversity and Conservation* 27: 2661–2680.

Keane R. M., Crawley M. J., 2002: Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 164–170.

Keresztesi B. 1983: Breeding and cultivation of black locust, *Robinia pseudoacacia*, in Hungary. *Forest Ecology and Management* 6: 217–244.

Keresztesi B. 1988: The black locust. Budapest, Akadémiai Kiadó: 197.

Kerschner B., Mathews D., Nelson G., Spellenberg R., Purinton T., Block A., Moore G., Thieret John W., 2008: Field guide to trees of North America. New York, Sterling Publishing: 526.

Kolbek J., Vítková M. a Větvička V., 2004: Z historie středoevropských akátin a jejich společenstev. Zprávy České botanické Společnosti 39: 287–298.

Kowarik I., 1996: Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 173–181.

Kroftová M. a Reif J., 2017: Management implications of bird responses to variation in non-native/native tree ratios within central European forest stands. Forest Ecology and Management 391: 330–337.

Kulfan M., 2012: Lepidoptera on the introduced *Robinia pseudoacacia* in Slovakia, Central Europe. Check List 8: 709–711.

Kurz D., Hansen J., 2017: An assessment of black locust in Northern U.S. Forests. Newtown Square, PA, United States Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: 5.

Lambrinos J., 2000: The impact of the invasive grass *Cortaderia jubata* (Lemoine) Stapf on an endangered mediterranean-type shrubland in California. Diversity and Distributions 6: 217–231.

Laštůvka Z., Liška J., 2011: Komentovaný seznam motýlů České republiky: Annotated checklist of moths and butterflies of the Czech Republic (Insecta: Lepidoptera). Biocont Laboratory. Brno: 1–148.

Liao C., Peng R., Luo Y., Zhou X., Wu X., Fang C., Chen J., Li B., 2008: Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. New Phytologist 177: 706–714.

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

Longcore T., 2003: Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, USA). *Restoration Ecology* 11: 397–409.

Lopezaraiza-Mikel M. E., Hayes R. B., Whalley M. R., Memmott J., 2007: The impact of an alien plant on the native plant-pollinator network: an experimental approach. *Ecology Letters* 10: 539–550.

Macek J., Dvořák J., Traxler L., Červenka V., 2007: Motýli a housenky střední Evropy. Noční motýli I. Academia, Praha, 376 s.

Mazochin-Porshnyakov G. A., 1960: Why insects fly to light by night. *Entomologicheskoe Obozrenie* 39: 52–58.

Mikkola K., 1972: Behavioural and electrophysiological responses of night-flying insects, especially Lepidoptera, to near-ultraviolet and visible light. *Annales Zoologici Fennici* 9: 225- 254.

Mooney K. A., Gruner D. S., Barber N. A., Van Bael S. A., Philpott S. M., Greenberg R., 2010: Interactions among predators and the cascading effects of vertebrate insectivores on arthropod communities and plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 7335–7340.

Muff P., Kropf C., Frick H., Nentwig W., Schmidt-Entling M. H., 2009: Co-existence of divergent communities at natural boundaries: spider (Arachnida: Araneae) diversity across an alpine timberline. *Insect Conserv Diver* 2: 36–44.

Mullen K., O'Halloran J., Bren J., Giller P., Pithon J., Kelly T., 2008: Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities across the plantation forest cycle – implications for management. *Forest Ecology and Management* 256: 624–632.

- Nentwig W., Bacher S., Kumschick S., Pyšek P., Vilà M., 2018: More than “100 worst” alien species in Europe. *Biological Invasions* 20: 1611–1621.
- Pearson D. E., 2009: Invasive plant architecture alters trophic interactions by changing predator abundance and behavior. *Oecologia* 159: 549–558.
- Pergl J., Sádlo J., Petrussek 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.
- Podrázský V., Čermák R., Zahradník D., Kouba J., 2013: Production of Douglas Fir in the Czech Republic based on national forest inventory data. *Journal of Forest Science* 59: 398–404.
- Pyšek P., Sádlo J. a Mandák B., 2002: Catalogue of alien plants of the Czech republic. *Preslia* 74: 97–186.
- Pyšek P., Chytrý M., Moravová L., Pergl J., Perglová I., Prach K., Skálová H., 2008: Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. *Zprávy České botanické společnosti* 219–222.
- Pyšek P., Jarošík V., Chytrý M., Danihelka J., Kühn I., Pergl J., tichý L., Settele J., 2011: Successful invaders co-opt pollinators of native flora and accumulate insect pollinators with increasing residence time. *Ecological Monographs* 81: 277–293.
- Pyšek P., Jarosik V., Hulme P. E., Pergl J., Hejda M., Schaffner U., Vilà M., 2012: 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.
- Rédei K., Csiha I., Keserű Z., Végh Á., Győri J., 2011: The silviculture of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary: a review. *South-East European Forestry* 2: 101–107.

Rédei K., Keserű Z., Csiha I., Rásó J., Honfy V., 2017: Plantation silviculture of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) cultivars in Hungary – a review. *South-East European Forestry*, 8: 151–156.

Reichard S. H., Hamilton C. W., 1997: Predicting invasions of woody plants into North America. *Conservation Biology* 11: 193–203.

Richardson D. M., 1998: Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18–26.

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

Sádlo J., Vítková M., Pergl J., Pyšek P., 2017: Towards site-specific management of invasive alien trees based on the assessment of their impacts: the case of *Robinia pseudoacacia*. *NeoBiota* 35: 1–34.

Sargent C., Bass S., 2013: *Plantation Politics: Forest plantations in development*. Routledge Press, London: 196.

Sebek P., Bace R., Bartos M., Benes J., Chlumska Z., Dolezal J., Dvorsky M., Kovar J., Machac O., Mikatova B., Perlik M., Platek M., Polakova S., Skorpik M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlasin M., Zapletal M., Cizek L., 2015: Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358: 80–89.

Schirmel J., Timler L., Buchholz S., 2011: Impact of the invasive moss *Campylopus introflexus* on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in acidic coastal dunes at the southern Baltic Sea. *Biological Invasions* 13: 605–620.

Schirmel J., Bundschuh M., Entling M. H., Kowarik I., 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.

Sitzia T., Campagnaro T., Kowarik I., Trentanovi G., 2016: Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. *Biological Invasions* 18: 1–7.

Spiecker H., Hansen J., Klimo E., Skovsgaard J. P., Sterba H., von Teuffel K., 2004: Norway spruce conversion – options and consequences. Brill Academic Publishers, Leiden Boston: 269.

Standish R. J., 2004: Impact of an invasive clonal herb on epigeic invertebrates in forest remnants in New Zealand. *Biological Conservation* 116: 49–58.

Staněk L., Hamřík T., Košulič O., 2020: Vliv věkové struktury a managementu dubin na epigeické členovce. *Zprávy lesnického výzkumu* 65: 265–275.

Šefrová H., 2006: Invazní druhy motýlů. *Veronica*, 20: 4–6.

Šíma J., 2015: A co akát? Nová právní úprava v oblasti nepůvodních druhů. *Včelařství* 68: 78–80.

Štrobl M., Saska P., Seidle M., Kocian M., Tajovský K., Řezáč M., Skuhrovec J., Marhoul P., Zbuzek B., Jakubec P., Knapp M., Kadlec T., Fischer J., 2019: Impact of an invasive tree on arthropod assemblages in woodlots isolated within an intensive agricultural landscape. *Diversity* 11: 1800–1813.

Tallamy D. W., 2004: Do alien plants reduce insect biomass? *Conservation Biology* 18:1689–1692.

Ter Braak C. J. F., a Šmilauer P., 2002: CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Centre for Biometry, Wageningen.

Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M. C., Schwager M., Jeltsch F., 2004: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.

Traveset A., Richardson D. M., 2006: Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 208–216.

Traveset A., Heleno R., Chamorro S., Vargas P., McMullen, C. K., Castro-Urgal R., Nogales M., Herrera H. W., Olesen J. M., 2013: Invaders of pollination networks in the Galapagos Islands: emergence of novel communities. *Proceedings: Biological Sciences, The Royal Society* 280:1758.

Trimble G., R., 1975: Summaries of some silvical characteristics of several appalachian hardwood trees. Upper Darby, USDA Forest Service: 5.

Triplehorn C. A., Johnson N. F., 2005: Borror and DeLong's introduction to the study of insects, 7th edition. Brooks/Cole, Belmont, California: 864.

Trylč L., 2007: Sukcesní změny po odstranění akátu a zhodnocení managementu na vybraných lokalitách v Praze. Diplomová práce. Praha, Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí: 56.

Vadas E., 1914: Die Monographie der Robinie mit besonderer Rücksicht auf ihre forstwirtschaftliche Bedeutung, Verlag von August Joerges wwe & Sohn, Selmechánya: 252.

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.

Van Langevelde F., Ettema J. A., Donnerst M., Wallisdevries M. F., Groenendijk D., 2011: Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biological Conservation* 144: 2274–2281.

Van Swaay C., Warren M., Lois G., 2006: Biotope use and trends of European butterflies. *Journal Insect Conservation* 10: 189–209.

Vargas H. A., Mundaca E. A., 2014: First record of an exotic host plant for the oligophagus moth *Macaria mirthae* (Geometridae) in the coastal valleys of the northern Chilean Atacama desert. *Journal of the Lepidopterists' Society* 68: 292–295.

Větvicka V., 1999: *Průvodce přírodou stromy*, Aventinum, Praha: 216.

Vilfa M., Espinar J. L., Hajda M., Hulma P. E., Jarošik, Maron J. L., Pergl J., Sun Y., Pyšek P., 2011: Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities, and ecosystems. *Ecology Letters* 14:702–708.

Vítková M., 2004: Akátové porosty na území Čech – stanovištní charakteristika, chemismus půd a syntaxonomie. Depon. in: *Knihovna BÚ AV ČR, Průhonice*: 305.

Vítková M., Kolbek J., 2010: Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudacacia* stands in a Central European context. *Phytocoenologia* 40: 205–241.

Vítková M., 2014: Management of Black Locust Stands. *Životné prostredie* 48: 81–87.

Vítková M., Pergl J., Sádlo J., 2016: Black locust: from global ecology to local management – a case study from the Czech Republic. In: Krumm F., Vítková L. (eds.): *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. Joensuu, European Forest Institute: 306–318.

Vítková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J., Pyšek P., 2017: Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384: 287–302.

Vitousek P. M., Dantonio C. M., Loope L. L., Westbrooks R., 1996: Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468–478.



Wang X., Hua F., Wang L., Wilcove D. S., Douglas, Yu D. W., Burridge Ch., 2019: The biodiversity benefit of native forests and mixed-species plantations over monoculture plantations. *Diversity* 5: 1721–1735.

Watt W. B., Boggs C. L., 2003: Synthesis: butterflies as model systems in ecology and evolution present and future. In Boggs C. L., Watt W. B., Ehrlich P. R.: *Butterflies Ecology and Evolution Taking Flight*. University of Chicago Press, Chicago: 603–613.

Witkowski E., T., F., 1991: Effects of invasive alien acacias on nutrient cycling in coastal lowlands of the cape fynbos. *Journal of Applied Ecology* 28:1–15.

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.

Wojda T., Klisz M., Jastrzębowski S., Mionskowski M., Szyp-Borowska I., Szczygieł K., 2015: The geographical distribution of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Poland and its role on non-forest land. *Papers on Global Change* 22: 101–113.

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.

## 8.2. Internetové zdroje

Core Team, 2020:R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>, cit. 05. 03. 2021.

Skuhřavá M., Skuhřavý V., 2004: Bejlmorka akátová - Nový invazní druh hmyzu na trnovníku akátu. *Lesnická práce* Vol. 83 (10), online: <http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-83-2004/lesnicka-prace-c-10-04/bejlmorka-akatova-novy-invazni-druh-hmyzu-na-trnovniku-akatu>, cit. 04. 02. 2021.

## 9. Přílohy



Příloha č. 1: Příkladová fotografie studované lokality: lokalita RP5 u Jarova s pokryvností akátu 0%,. Porost je typický s větším zápojem korunového patra, jež vytváří stinné podmínky, bez dobře vyvinutého podrostu. Foto: autor



Příloha č. 2: Příkladová fotografie studované lokality: lokalita RP2 u Spálenky, s pokryvností akátu 100%. Porost dřevin vytváří světlejší podmínky vhodnými pro rozvoj bylinného patra. Foto: autor

Příloha č. 3: Seznam druhů nočních motýlů zjištěných na studovaných lokalitách. Status dle RL – zařazení druhu do aktuálního seznamu ohrožených bezobratlých živočichů (Hejda a kol. 2017): NT – téměř ohrožený druh, VU – zranitelný.

Lokalita	RP4	RP5	RP6	RP17	RP18	RP7	RP16	RP10	RP14	RP9	RP12	RP13	RP15	RP8	RP11	RP1	RP2	RP3	Habitatová specializace				status dle RL
	0	0	0	13	31	26	29	35	41	44	48	69	73	76	90	96	100	100	otevřené	lesostepní	lesní	generalisté	
Podíl R. pseudacacia (%)	0	0	0	13	31	26	29	35	41	44	48	69	73	76	90	96	100	100					
Abrostola asclepiadis (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Abrostola triplasia (Linnaeus, 1758)	-	-	1	-	1	-	1	-	2	2	-	-	1	-	1	-	-	-	-	*	-	-	-
Acronicta rumicis (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Actinotia polyodon (Clerck, 1759)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Agriopis aurantiaria (Hübner, 1799)	3	1	-	-	-	3	-	1	4	-	11	1	5	11	1	1	-	4	-	-	*	-	-
Agriopis bajaria (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Agriopis leucophaea (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	-	-	-	1	-	-	3	-	1	2	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-
Agriopis marginaria (Fabricius, 1776)	6	2	2	3	13	12	14	4	12	8	2	38	48	8	4	5	9	20	-	-	*	-	-
Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Agrochola helvola (Linnaeus, 1758)	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Agrochola laevis (Hübner, 1803)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Agrochola litura (Linnaeus, 1761)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Agrochola macilentia (Hübner, 1809)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	*	-
Agrochola nitida (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Agrotis clavis (Hufnagel, 1766)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Agrotis exclamations (Linnaeus, 1758)	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-
Agrotis ipsilon (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
Agrotis segetum (Den. & Schiff., 1775)	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
Alcis repandata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	2	-	-	2	1	-	-	-	-	*	-
Aleucis distinctata (Herrich-Schäffer, 1839)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	*	-	-
Allophytes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)	1	1	1	3	6	1	5	3	-	7	-	-	3	6	2	2	-	1	-	-	*	-	-
Alsophila aescularia (Den. & Schiff., 1775)	6	5	44	19	9	18	35	-	13	4	2	58	51	2	-	9	2	25	-	-	*	-	-
Ammonoia caecimacula (Den. & Schiff., 1775)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Amphipoea oculea (Linnaeus, 1761)	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Amphipyra berbera Rungs, 1949	-	-	-	1	-	-	3	-	4	-	-	-	2	-	1	2	-	4	-	-	*	-	-
Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-
Amphipyra tragopoginis (Clerck, 1759)	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Antitype chi (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Apamea anceps (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	*	-	-
Apamea furva (Den. & Schiff., 1775)	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Apamea lithoxyla (Den. & Schiff., 1775)	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Apamea monoglypha (Hufnagel, 1766)	-	6	-	1	2	-	1	3	7	-	-	3	3	3	-	1	-	1	*	-	-	-	-

Apamea remissa (Hübner, 1809)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	*	-	-	-	-
Apamea sordens (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-
Aplocera plagjata (Linnaeus, 1758)	1	-	6	5	-	-	6	-	2	1	1	1	1	-	-	-	1	-	*	-	-	-	-
Apocheima hispidarium (Den. & Schiff., 1775)	-	-	2	1	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-
Apoda limacodes (Hufnagel, 1766)	-	2	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-
Asteroscopus sphinx (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Asthena albulata (Hufnagel, 1767)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-	-
Autographa gamma (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Biston strataria (Hufnagel, 1767)	1	-	2	-	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Cabera pusaria (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Calliteara pudibunda (Linnaeus, 1758)	-	-	3	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Campaea margaritaria (Linnaeus, 1767)	-	1	-	3	-	2	2	1	4	2	-	-	21	1	-	2	1	3	-	-	*	-	-
Camptogramma bilineatum (Linnaeus, 1758)	-	1	-	2	2	-	-	1	5	1	6	3	3	-	-	4	-	4	-	-	-	*	-
Caradrina clavipalpis (Scopoli, 1763)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	*	-	-	-	-
Caradrina kadenii (Freyer, 1836)	-	-	-	2	1	-	-	-	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
Cataclysmes rigata (Hübner, 1813)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
Catocala nupta (Linnaeus, 1767)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Charanyca ferruginea (Esper, 1785)	-	1	1	2	-	-	1	-	1	1	-	4	3	-	-	3	-	-	*	-	-	-	-
Charanyca trigammica (Hufnagel, 1766)	-	1	-	2	15	1	5	2	3	1	2	4	-	-	-	1	-	1	*	-	-	-	-
Chesias legatella (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Chiasmia clathrata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Chloroclysta siterata (Hufnagel, 1767)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-
Cilix glaucata (Scopoli, 1763)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Colocasia coryli (Linnaeus, 1758)	1	-	1	1	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	3	-	1	-	2	-	-	2	-	-	*	-	-	-
Comibaena bajularia (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Conistra erythrocephala (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	2	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Conistra ligula (Esper, 1791)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Conistra rubiginea (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	*	-	-	-
Conistra rubiginosa (Scopoli, 1763)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Conistra vaccini (Linnaeus, 1761)	-	1	1	1	4	3	3	-	1	-	1	-	1	4	-	2	1	6	-	*	-	-	-
Cosmia affinis (Linnaeus, 1767)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-
Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Cosmorhoe ocellata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Craniophora ligustri (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	*	-	-	-
Crocallis elinguaris (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	*	-	-	-
Cryphia algae (Fabricius, 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	*	-	-
Cryphia fraudatricula (Hübner, 1803)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1	-	-	*	-	-	-

Cybosia mesomella (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Cyclophora linearia (Hübner, 1799)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Cyclophora porata (Linnaeus, 1767)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Cyclophora punctaria (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Deltote deceptoria (Scopoli, 1763)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	*	-	-	-	-
Diachrysis chrysitis (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Diaphora mendica (Clerck, 1759)	-	-	2	1	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	4	-	-	*	-	-	-
Dichonia aprilina (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Drymonia dodonaea (Den. & Schiff., 1775)	-	-	12	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Drymonia ruficornis (Hufnagel, 1766)	1	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Dypterygia scabriuscula (Linnaeus, 1758)	13	7	8	11	13	1	5	28	48	24	-	11	10	2	10	5	5	8	-	*	-	-
Dysauxes ancilla (Linnaeus, 1767)	-	1	-	-	-	-	-	-	26	-	6	12	4	-	-	-	1	-	-	*	-	NT
Earophila badiata (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	*	-	-	-
Ecliptopera silaceata (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Ectropis crepuscularia (Den. & Schiff., 1775)	1	1	1	2	11	-	-	7	4	2	3	8	12	16	1	6	4	6	-	-	*	-
Egira conspicularis (Linnaeus, 1758)	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eilema complana (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	2	-	-	3	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Eilema lurideola (Zincken, 1817)	-	2	1	5	-	-	2	-	5	2	2	-	-	-	2	2	1	-	-	*	-	-
Eilema lutarella (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Elaphria venustula (Hübner, 1790)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	*	-	-	-
Ennomos erosaria (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	*	-	-
Ennomos quercinaria (Hufnagel, 1767)	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Epilecta linogrisea (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	2	-	-	-	-	2	1	1	1	2	-	1	-	-	-	-	*	-	-
Epirrhoe alternata (Müller, 1764)	2	4	-	-	6	6	3	3	3	1	1	1	2	14	-	1	7	-	-	*	-	-
Epirrhoe galiata (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-
Epirrita dilutata (Den. & Schiff., 1775)	2	1	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Erranis defoliaria (Clerck, 1759)	6	22	7	5	4	3	19	-	10	4	6	1	14	12	-	7	2	5	-	-	*	-
Eugnorisma glareosa (Esper, 1788)	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	*	-	-
Eugnorisma depuncta (Linnaeus, 1761)	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eulithis prunata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eupithecia abbreviata Stephens, 1831	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eupithecia absinthiata (Clerck, 1759)	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Eupithecia assimilata Doubleday, 1856	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eupithecia centaureata (Den. & Schiff., 1775)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eupithecia linariata (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eupithecia simpliciatata (Haworth, 1809)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-

Eupithecia virgureata Doubleday, 1861	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-	-	-
Euplagia quadripunctaria (Poda, 1761)	-	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Euproctis chrysothoea (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	2	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Euxoa nigricans (Linnaeus, 1761)	-	-	1	2	1	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Gymnoscelis rufasciata (Haworth, 1809)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-	-
Habrosyne pyritoides (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Hada plebeja (Linnaeus, 1761)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Hemitheta aestivaria (Hübner, 1799)	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-
Herminia grisealis (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	*	-	-	-
Herminia tarsicrinalis (Knoch, 1782)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	-	-	*	-	-
Hoplodrina ambigua (Den. & Schiff., 1775)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Hoplodrina blanda (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
Hoplodrina octogenaria (Goeze, 1781)	1	-	-	9	12	3	21	3	9	-	1	5	5	11	2	3	5	-	-	-	-	-	*
Hoplodrina respersa (Den. & Schiff., 1775)	1	5	4	1	28	3	1	12	43	-	5	26	10	15	1	30	5	7	-	*	-	-	-
Hoplodrina superstes (Ochsenheimer, 1816)	-	1	-	-	-	-	-	-	9	-	2	16	-	-	-	-	11	-	-	-	*	-	-
Hydria cervinalis (Scopoli, 1763)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	*	-	-	-
Hypena crassalis (Fabricius, 1787)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)	1	1	6	4	1	-	6	4	8	5	1	3	5	1	-	2	2	-	-	-	-	-	*
Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)	-	1	1	-	1	-	-	-	3	4	-	-	6	-	2	-	-	-	-	-	-	*	-
Hypomecis roboraria (Den. & Schiff., 1775)	1	-	-	-	-	-	-	-	1	7	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Idaea aversata (Linnaeus, 1758)	-	8	2	-	3	1	1	-	4	-	2	8	7	1	-	-	6	-	-	*	-	-	-
Idaea deversaria (Herrich-Schäffer, 1847)	4	53	38	40	1	1	18	15	49	-	37	278	8	20	3	49	121	2	-	*	-	-	-
Idaea dilutaria (Hübner, 1799)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-	-
Idaea dimidiata (Hufnagel, 1767)	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Idaea fuscovenosa (Goeze, 1781)	1	-	2	1	4	-	2	14	1	-	1	3	2	3	7	1	2	-	-	*	-	-	-
Idaea humiliata (Hufnagel, 1767)	-	-	4	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Idaea moniliata (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Idaea ochrata (Scopoli, 1763)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Idaea rufaria (Hübner, 1799)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Idaea rusticata (Den. & Schiff., 1775)	1	-	-	1	-	-	-	3	3	-	-	5	-	2	-	1	4	-	-	*	-	-	-
Idaea straminata (Borhausen, 1794)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Lacanobia oleracea (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	-	2	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
Lacanobia thalassina (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Laothoe populi (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Laspeyria flexula (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	3	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	2	1	1	-	-	-	*	-	-

Ligdia adustata (Den. & Schiff., 1775)	3	1	-	1	4	9	-	4	-	6	-	2	2	9	2	1	-	1	-	*	-	-	-
Lithophane ornitopus (Hufnagel, 1766)	1	1	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Lithophane socia (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	*	-	-
Luperina testacea (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	17	3	1	3	1	-	1	3	1	2	1	1	-	22	1	*	-	-	-	-
Lycia hirtaria (Clerck, 1759)	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	2	-	-	*	-	-
Lygephila viciae (Hübner, 1822)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	3	6	3	2	3	6	1	1	2	-	3	1	2	-	-	2	6	9	-	-	*	-	-
Macaria alternata (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	2	2	2	13	15	-	5	39	9	2	16	1	16	4	-	-	*	-	-
Macaria notata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Macaria wauaria (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	3	4	4	-	7	-	-	-	-	*	-	-
Macdunnoughia confusa (Stephens, 1850)	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Mamestra brassicae (Linnaeus, 1758)	2	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-
Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	1	1	-	-	2	-	-	-	1	-	-	3	-	4	-	-	-	*	-
Mesogona acetosellae (Den. & Schiff., 1775)	-	3	3	2	1	-	1	-	1	-	7	5	6	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Mesoligia furuncula (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	*	-	-	-	-
Miltochrista miniata (Forster, 1771)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
Minucia lunaris (Den. & Schiff., 1775)	-	2	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Mniotype satura (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	2	-	1	1	-	-	-	*	-	-	-
Moma alpium (Osbeck, 1778)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Mythimna albipuncta (Den. & Schiff., 1775)	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Mythimna ferrago (Fabricius, 1787)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Mythimna impura (Hübner, 1808)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-	-
Mythimna l-album (Linnaeus, 1767)	-	-	1	2	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	*	-	-	-
Mythimna turca (Linnaeus, 1761)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-	-
Noctua comes Hübner, 1813	2	1	1	3	5	-	3	2	7	10	-	2	4	2	1	4	-	2	-	*	-	-	-
Noctua fimbriata (Schreber, 1759)	1	-	-	-	-	-	-	-	4	-	3	2	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Noctua interjecta Hübner, 1803	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Noctua interposita (Hübner, 1790)	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Noctua janthina Den. & Schiff., 1775	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	*	-	-	-
Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)	2	6	-	1	5	4	5	2	42	10	4	3	8	-	11	11	1	12	-	-	-	*	-
Nudaria mundana (Linnaeus, 1760)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Nycteola asiatica (Krulikovsky, 1904)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-
Ochropleura plecta (Linnaeus, 1761)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-
Oligia strigilis (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Operophtera brumata (Linnaeus, 1758)	-	3	2	-	-	2	1	-	12	-	5	1	3	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Orthosia cerasi (Fabricius, 1775)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	1	-	1	-	-	*	-
Orthosia cruda (Den. & Schiff., 1775)	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Orthosia gothica (Linnaeus, 1758)	1	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	*	-	-
Orthosia gracilis (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-

Pachetra sagittigera (Hufnagel, 1766)	-	18	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Paracolax tristalis (Fabricius, 1794)	14	127	17	18	8	2	7	10	28	8	56	56	56	45	4	15	5	2	-	-	*	-
Pasiphila rectangulata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-	-
Pelurga comitata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Peribatodes rhomboidaria (Den. & Schiff., 1775)	3	1	-	13	5	3	5	19	3	11	-	14	8	3	7	11	7	4	-	-	*	-
Peridea anceps (Goeze, 1781)	2	3	6	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Perigrapha munda (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Perizoma alchemillatum (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	3	-	-	-	*	-	-
Petrophora chlorosata (Scopoli, 1763)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Phalera bucephala (Linnaeus, 1758)	3	1	-	2	1	1	-	-	3	8	1	-	2	-	2	-	-	-	-	-	*	-
Philereme transversata (Hufnagel, 1767)	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Philereme vetulata (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Phlogophora meticulosa (Linnaeus, 1758)	-	-	1	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*
Photodes fluxa (Hübner, 1809)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	*	-	-
Poecilocampa populi (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Polia nebulosa (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	*	-
Polygogon strigilata (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Protodeltote pygarga (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	*	-
Pterostoma palpina (Clerck, 1759)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Ptilodon cucullina (Den. & Schiff., 1775)	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	*	-
Ptilophora plumigera (Den. & Schiff., 1775)	1	-	3	17	5	4	1	3	-	-	-	-	-	4	1	4	-	2	-	-	*	-
Rhodostrophia vibicaria (Clerck, 1759)	1	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Rivula sericealis (Scopoli, 1763)	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Scopula marginepunctata (Goeze, 1781)	1	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Scopula nigropunctata (Hufnagel, 1767)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	*	-
Selenia tetralunaria (Hufnagel, 1767)	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	*	-
Sideridis rivularis (Fabricius, 1775)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Spatalia argentina (Den. & Schiff., 1775)	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	VU
Sphinx pinastri Linnaeus, 1758	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	*	-
Stauropus fagi (Linnaeus, 1758)	-	2	-	-	2	-	-	-	2	-	-	-	-	1	-	4	1	-	-	-	*	-
Thalpophila matura (Hufnagel, 1766)	-	12	-	-	-	1	1	-	1	-	34	-	1	5	-	-	19	1	*	-	-	-
Tholera cespitis (Den. & Schiff., 1775)	-	4	6	-	-	-	-	-	1	1	5	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Tholera decimalis (Poda, 1761)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
Thyatira batis (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Tiliacea citrigo (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Timandra comae Schmidt, 1931	-	2	1	1	1	3	1	-	2	3	1	-	-	-	3	-	-	-	-	*	-	-
Trachea atriplicis (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-



Triodia sylvina (Linnaeus, 1761)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-
Xanthorhoe fluctuata (Linnaeus, 1758)	2	2	1	2	1	2	1	1	6	1	1	1	7	-	1	2	1	1	-	-	-	*	-
Xanthorhoe quadrifasiata (Clerck, 1759)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Xanthorhoe spadicearia (Den. & Schiff., 1775)	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Xestia baja (Den. & Schiff., 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Xestia c-nigrum (Linnaeus, 1758)	2	-	-	-	2	1	1	-	-	2	1	1	-	1	1	1	-	1	-	-	-	*	-
Xestia stigmatica (Hübner, 1813)	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Xestia triangulum (Hufnagel, 1766)	-	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	1	2	-	-	-	1	-	-	-	*	-	-
Xestia xanthographa (Den. & Schiff., 1775)	-	3	2	6	2	5	2	1	1	11	6	2	-	-	1	1	8	1	-	*	-	-	-
Zanclognatha tarsipennalis Treitschke, 1835	-	-	-	1	3	-	-	-	1	-	-	-	3	3	-	1	1	-	-	*	-	-	-