

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Introdukce rostlinného poloparazita (*Rhinanthus alectorolophus*) a jeho vliv na druhové složení společenstev členovců s vazbou na silniční násypy**

Bc. Tomáš Král

Vedoucí práce: Mgr. Monika Mazalová, Ph.D.

Diplomová práce

v oboru

Chemie – Biologie v environmentální výchově

Olomouc 2020



Král T. 2020. Introdukce rostlinného poloparazita (*Rhinanthus alectorolophus*) a jeho vliv na druhové složení společenstev členovců s vazbou na silniční okraje. [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 61 s., česky.

## **Abstrakt**

Kokrhel luštinec (*Rhinanthus alectorolophus*) je poloparazitická rostlina z čeledi zárazovitých (Orobanchaceae), která je úspěšně využívána k přeměně druhově chudých porostů na floristicky bohaté. Využití kokrhele k transformacím porostů je poměrně dobře zmapovaná metoda, mnohem méně prostudována je však odezva druhů v navazujících trofických úrovních, na předpokládaný nárůst biologické rozmanitosti rostlin. Cílem diplomové práce bylo proto vyhodnotit odezvy různých taxonů členovců na experimentální ovlivnění vegetačního pokryvu silničních okrajů. Okraje silnic představují dosud nevyužitý potenciál ochrany druhového bohatství otevřených stanovišť, především díky svému konektivnímu charakteru. V roce 2015 bylo vytipováno 10 lokalit bezprostředně sousedících s dopravními komunikacemi, kde byl na podzim téhož roku vyset kokrhel. V letech 2016 až 2018 byl pravidelně prováděn monitoring blanokřídlého hmyzu, s důrazem na čmeláky, a denních motýlů, jejichž zástupci byli určováni do druhů. V letech 2017 a 2018 byl experiment rozšířen o monitoring početnosti na úrovni jedinců vyšších taxonů, především řádů členovců. Data byla získávána dvěma metodami – individuálním pozorováním a pomocí žlutých, tzv. Moerickeho, misek. K vysvětlení trendů v druhových datech byly využity údaje z pravidelného fytoecologického snímkování ploch a jejich základní charakteristiky (sklon svahu a jeho expozice). Použitím mnohorozměrné analýzy v softwaru Canoco 5 bylo zjištěno, že kokrhel svou přítomností ve vegetačním pokryvu ovlivňuje sledované modelové skupiny členovců různým způsobem. Kokrhel má na čmeláky především přímý vliv. Jeho výsevem na lokalitě získávají čmeláci exkluzivní zdroj potravy. Kokrhel však ovlivňoval společenstva blanokřídlých také díky dočasné tvorbě obnaženého půdního povrchu atraktivního pro samotářské včely. Společenstvo denních motýlů bylo kokrhelem ovlivněno nepřímo, díky změně struktury vegetace. Odezva vyšších taxonomických skupin se posuzuje obtížně, lze však uzavřít, že pozitivně na výskyt kokrhelu reagovali denní motýli a pavoukovci. Práce dále zdůrazňuje význam silničních okrajů, jakožto možných refugií druhově bohatých společenstev hmyzu nelesních stanovišť, a to na

příkladu denních motýlů i blanokřídlých, reprezentovaných řadou ochránářsky významných druhů.

**Klíčová slova:** blanokřídlí, druhová rozmanitost, silniční okraje, kokrhel (*Rhinanthus*), opylovači, čmeláci (*Bombus* spp.), denní motýli, travní porost, ekologie obnovy, poloparaziti

Král T. 2020. Introduction of plant hemiparasite (*Rhinanthus alectorolophus*) and its influence on arthropod communities linked to road embankments. [master thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Sciences, Palacky University Olomouc. 61 pp., in Czech.

## **Abstract**

*Rhinanthus alectorolophus* is a semi-parasitic plant of the Orobanchaceae family, which has been successfully used to transform floristically poor swards into species-rich vegetation. The use of *Rhinanthus* for changes towards higher plant richness is a well-mapped method. However, regarding the response to the potential growth of plant species diversity, representatives of subsequent trophic levels were far less explored. Therefore, the aim of my thesis was to assess how different taxa of arthropods response to experimental changes in vegetation cover of road embankments. Road verges represent still unexploited potential for conservation of species richness bound to open habitats, primarily due to their connective nature.

Ten localities of road verges were selected in 2015, the experimental plot was established on each locality and divided into two subplots – experimental, sown with *Rhinanthus* seeds in the autumn of the same year and control subplot. During vegetation seasons 2016 to 2018, model taxa of arthropods (i.e. butterflies and Hymenoptera with special focus on bumblebees) were regularly sampled using two methods – individual observations and Moericke's pan traps. Whereas butterflies, bumblebees and other aculeate Hymenoptera were determined up to the species level, other representatives of arthropods, recorded during 2017 and 2018, were sorted to higher taxa (usually order) level. The data gained from regular phytocenological imaging of the plots together with their basic characteristics (slope inclination and its aspect) were used to interpret trends in species data. Using multidimensional ordination methods in the Canoco 5 software, it was found that presence of *Rhinanthus* in the vegetation cover influenced the model groups of arthropods in different ways. *Rhinanthus* sowing had primarily direct effect on bumblebees through increasing of their exclusive food sources. Nevertheless, *Rhinanthus* influenced the hymenopterans also due to the temporary creation of bare soil patches, attractive for many solitary bees as a nesting place. The impact on the butterfly communities was indirect due to the *Rhinanthus*-induced change of the vegetation structure. Although it is difficult to assess the response of higher taxonomical groups, it

was observed that butterflies and Arachnida (i.e. predominantly spiders and harvestmen) responded positively to the presence of *Rhinanthus*. Finally, the thesis emphasizes the significance of roadsides as refuges for a rich communities of insects associated with open habitats, namely diverse butterflies and hymenopterans communities with many rare and endangered species of high conservational significance.

**Key words:** Hymenoptera, bumblebees (*Bombus* spp.), grassland, Lepidoptera, pollinator, restoration ecology, *Rhinanthus*, road embankments, hemiparasite, species richness

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Moniky Mazalové, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 31. prosince 2020

Podpis:

## **Věnování**

Konstantám mého světa – rodičům a Verči.



## Obsah

Seznam tabulek.....	x
Seznam obrázků .....	xi
Seznam příloh.....	xii
1 Úvod.....	1
1.1 Pokles biologické rozmanitosti .....	1
1.2 Negativní vlivy dopravy na životní prostředí.....	2
1.3 Skrytý potenciál dálniční sítě .....	3
1.4 Transformace dálničních okrajů.....	5
2 Cíle práce .....	7
3 Materiál a metody .....	8
3.1 Experimentální design .....	8
3.2 Studované skupiny bezobratlých.....	10
3.3 Sběr a zpracování entomologického materiálu.....	11
3.4 Analýza dat.....	12
4 Výsledky .....	14
4.1 Faunistický souhrn .....	14
4.2 Vliv kokrhele na denní motýly .....	18
4.3 Vliv kokrhele na blanokřídlé.....	19
4.4 Vliv kokrhele na čmeláky.....	21
4.5 Vliv kokrhele na vyšší taxony .....	22
5 Diskuze .....	24
5.1 Faunistické vyhodnocení .....	24
5.2 Vyhodnocení vlivu kokrhele .....	27
6 Závěr.....	31
7 Citovaná literatura.....	32
8 Přílohy.....	43

## **Seznam tabulek**

<b>Tabulka 1:</b> Lokace experimentálních ploch .....	8
<b>Tabulka 2:</b> Srovnání atraktivity ploch s kokrhelem a ploch kontrolních. ....	14

## Seznam obrázků

<b>Obrázek 1:</b> Lokalizace experimentálních ploch.....	8
<b>Obrázek 2:</b> Schéma experimentální plochy .....	9
<b>Obrázek 3:</b> Schéma vzorkování oběma metodami .....	11
<b>Obrázek 4:</b> Ordinační CCA diagram s vynesením druhů motýlů odchycených žlutými miskami v období 2015 až 2018 a hlavních vysvětlujících proměnných prostředí .....	18
<b>Obrázek 5:</b> Ordinační CCA diagram s vynesením odezvy druhů blanokřídlých odchycených žlutými miskami v období 2016 až 2018 k hlavním vysvětlujícím proměnným prostředí .....	20
<b>Obrázek 6:</b> Ordinační CCA diagram s vynesením druhů čmeláků zjištěných individuálním sběrem na lokalitách v letech 2016-2018 a hlavních vysvětlujících proměnných prostředí.....	21
<b>Obrázek 7:</b> RDA model vlivu vegetačních charakteristik prostředí na abundance vyšších taxonů členovců .....	22
<b>Obrázek 8:</b> Srovnání odezvy pokryvnosti bylin na experimentálních a kontrolních plochách .....	29

## Seznam příloh

<b>Příloha 1:</b> Souhrnný přehled abundancí druhů motýlů odchycených během výzkumu oběma metodami .....	43
<b>Příloha 2:</b> Souhrnný přehled abundancí druhů blanokřídlých odchycených během výzkumu pomocí žlutých misek .....	46
<b>Příloha 3:</b> Souhrnný přehled abundancí druhů čmeláků odchycených během výzkumu oběma metodami .....	57
<b>Příloha 4:</b> Výsledek předtestování environmentálních parametrů v částečně omezeném CCA modelu. ....	58
<b>Příloha 5:</b> Sumární tabulka ordinačního CCA modelu, který popisuje vztah mezi variabilitou druhů motýlů ve žlutých miskách a environmentálními parametry prostředí (vegetací).....	58
<b>Příloha 6:</b> Výsledek předtestování environmentálních parametrů omezeným CCA modelem.....	59
<b>Příloha 7:</b> Sumární tabulka a výsledek částečně (kovariátami) omezeného CCA modelu .....	59
<b>Příloha 8:</b> Výsledek orientačního testování environmentálních parametrů v částečně omezeném CCA modelu z dat individuálního pozorování čmeláků.....	60
<b>Příloha 9:</b> Sumární tabulka ordinačního CCA modelu, který popisuje vztah mezi variabilitou individuálně pozorovaných čmeláků na studijních plochách a environmentálními parametry prostředí (vegetací).....	61
<b>Příloha 10:</b> Výsledek orientačního testování vlivu jednotlivých faktorů v RDA modelu na abundance jedinců vyšších taxonů odchycených žlutými miskami .....	61

## **Poděkování**

Rád bych poděkoval Mgr. Monice Mazalové, Ph.D. za odborné, trpělivé a inspirativní vedení této diplomové práce a rovněž za pomoc při determinaci čmeláků. Poděkování patří také RNDr. Tomáši Kurasovi, Ph.D. za determinaci motýlů a společně s Clémence Chaudron, Ph.D. za pomoc při práci s datovými soubory. Závěrem děkuji také Mgr. Danielu Bendovi za determinaci blanokřídlého hmyzu.

# 1 Úvod

## 1.1 Pokles biologické rozmanitosti

Biologická rozmanitost zaznamenává v posledních dekadách strmý pokles. Důkazy přinášejí početné studie referující o poklesu druhové bohatosti na lokální, regionální (Biesmeijer 2006; Rollin et al. 2020) i globální úrovni (Potts et al. 2010; Mora & Sale 2011), nadto bez ohledu na míru ochrany studovaného území (Mora & Sale 2011; Hallmann et al. 2017; Rada et al. 2019). Příkladem významně ohrožené skupiny, může být nejdíverzifikovanější taxon na Zemi – hmyz. Jeho druhová rozmanitost v posledních dekadách významně klesá. Například ze 161 druhů denních motýlů, kteří se vyskytovali na našem území, jich vyhynula více než desetina. Podobný osud sdílí i 13 % vrubounovitých brouků, 12 % rovnokřídlých, 19 % vosovitých a 18 % včelovitých blanokřídlých a dokonce 40 % majkovitých brouků (Konvička et al. 2005). Nejskeptičtější odhady pro Českou republiku hovoří o vymizení až 3 000 druhů bezobratlých živočichů za posledních sto let (Čížek et al. 2009; Čížek et al. 2012; Konvička et al. 2016). Červený seznam ohrožených druhů ČR bezobratlí (dále jen červený seznam) uvádí, že je ohroženo 22 % bezobratlých druhů, ve skupině včel a denních motýlů je podíl ohrožených druhů dokonce 44 a 46 % (Hejda et al. 2017). Možná ještě závažnější je však celkový pokles abundancí hmyzu, tedy nejen mizení vzácných, ale také pokles početností ještě nedávno běžných druhů (Conrad et al. 2006; Lye et al. 2012).

Mezi nejohroženější druhy bezobratlých živočichů patří ty, které jsou vázány na raně sukcesní stanoviště (meze, polní lady, sečené a pasené luční porosty). Biotopy, které byly v minulosti běžnou součástí české a moravské krajiny, jsou dnes na ústupu (Kuras et al. 2017). Důvody úbytku těchto stanovišť, a tím i jejich obyvatel, jsou dva vzájemně propojené trendy, tj. intenzifikace zemědělství a opouštění půdy (Stoate et al. 2009). Intenzifikace zemědělství s sebou přinesla kromě zvýšení produkce, i řadu negativních jevů. Scelování pozemků, přeměna luk a pastvin na ornou půdu, vysoušení krajiny pomocí meliorací, rozorávání mezí (Konvička et al. 2005). Přehnojování minerálními hnojivy, které v konečném důsledku způsobuje přeměnu rostlinných společenstev na druhově chudé nitrofilní porosty, ve kterých dominují kompetičně silné druhy trav (Bouwman et al. 2002). Velké plochy monokultur jsou náchylné k přemnožení škůdců, kteří se eliminují chemickými postřiky, jejichž rezidua zůstávají v půdě, odkud

vstupují do rostlin a následně se kumulují v tělech organismů na vyšších trofických úrovních, které mohou být jejich vysokými koncentracemi přímo postiženy (Carson 1965; van der Sluijs et al. 2014). Druhým trendem je opouštění dříve obhospodařovaných pozemků, které bez lidské údržby podléhají sukcesi (Stoate et al. 2009), případně masivní urbanizace a rozvoj velkoplošných průmyslových zón na zelené louce. Následkem obou trendů popsaných výše ztratila krajina svou přirozenou heterogenitu, která umožňovala přežití mnoha druhům s rozličnými nároky. Krajina se stala také méně propojenou, k čemuž přispívá i rozvoj silniční sítě. Snížená konektivita znesnadňuje migraci druhů, čímž vznikají izolované populace (Kindlmann & Burel 2008; Konvicka et al. 2016).

## **1.2 Negativní vlivy dopravy na životní prostředí**

Negativní vliv dopravy na životní prostředí je obecně známý. Liniové stavby způsobují fragmentaci (Jackson & Fahrig 2011), bariérový efekt (Trombulak & Frissell 2000), emise světelného a hlukového znečištění (Reijnen 1995; Reijnen et al. 1996; Rytwinski & Fahrig 2012), projíždějící vozidla usmrcují obratlovce (Reijnen & Foppen 2006), mortalita vlivem střetů s vozidly však postihuje i bezobratlé (Skórka et al. 2013). Faktorem ovlivňujícím míru mortality bývá zpravidla struktura krajiny v okolí silnice (Forman & Alexander 1998). Místa s největší mírou rizika jsou ta, kde dochází ke kolizi dopravních komunikací a migračních tras zvířat (Anděl et al. 2010). Konkrétně, např. v místech, kde silnice protíná mokřadní oblasti, se zvyšuje podíl usmrcených obojživelníků (Ashley & Robinson 1996), střet s lesní zvěří je pravděpodobnější v lesnaté krajině (Romin & Bissonette 1996). Přestože Policie ČR evidovala v roce 2019 celkem 15 928 dopravních nehod způsobených střetem se zvěří, tj. 14,8 % z celkového počtu dopravních nehod (Policie ČR 2020), má mortalita živočichů na silnicích spíše menší vliv na početnost jejich populací (Forman & Alexander 1998). Negativní vliv na biotu mají rovněž emise chemických polutantů. Zejména se jedná o zvýšenou salinitu (Martel 1995), obsah těžkých kovů (Petranka & Doyle 2010), ropných látek a prachových částic v blízkosti cest (Forman & Alexander 1998).

Bariérový efekt je významný obzvláště v místech, kde je silnice z bezpečnostních důvodů oplocená, což ztěžuje migraci zejména velkým savcům, resp. v místech, kde je zvýšená emise hluku a pohybu automobilů a osob, čímž se snižuje ochota živočichů migrovat. Znemožněním migrace dochází k zastavení toku genetické informace mezi populacemi. Dosavadní práce studující bariérový efekt se zaměřují většinou na odezvu

obratlovců (Trombulak & Frissell 2000; Kociolek et al. 2011). Výrazně méně studií se zabývá studiem hmyzu (Muñoz et al. 2015). Existující práce ukazují, že přestože silniční tělesa nejsou nepřekonatelnou bariérou pro šíření hmyzu krajinou, významně ztěžují schopnost migrace jedinců mezi populacemi (Andersson et al. 2017). Mortalita bezobratlých živočichů je závislá na způsobu jejich života. V modelové skupině denních motýlů byla nízká mortalita pozorována u druhů méně mobilních, např.: bělásek řeřichový (*Anthocharis cardamines*), okáč třeslicový (*Coenonympha arcania*), okáč prosičkový (*Aphantopus hyperanthus*), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*). Naopak druhy, jejichž dospělci jsou více mobilní, se do střetu s automobily dostávají výrazně častěji. Zde patří zástupci bělásků, baboček a žluťásků. Jako smutný příklad uveďme bělásku zeleného (*Pieris brassicae*), jehož je 10 % jedinců usmrceno srážkou s vozidlem (Munguira & Thomas 1992; Askling & Bergman 2003; Skórka et al. 2013).

### 1.3 Skrytý potenciál dálniční sítě

Budování a využívání dopravních komunikací s sebou nesporně přináší řadu negativních vlivů na přírodu. Podíváme-li se však na tyto stavby z jiného úhlu a odmyslíme si asfalt a beton, zbydou zelené okraje s relativně velkým potenciálem (Kuras et al. 2015). Tyto okraje jsou podobné extenzívně obhospodařovaným plochám (meze, polní lada, extenzivní pastviny), jindy mohou mít až charakter stepi (zářezy silnic s obnaženým skalním podložím, suché a výslunné násypy s jižní expozicí). V každém případě tedy jde o biotopy, které v současné krajině rychle ubývají a stejně rychle tak mizí i jejich obyvatelé (Konvička et al. 2005; Kunin 2019). Další výhodou okrajů je, že se často jedná o svažitě pozemky, přičemž svažitost obecně přináší do krajiny tolik potřebnou heterogenitu. Jedná se zejména o vznik gradientů dostupnosti vody, zásobení živinami a pH. Zatravněné okraje silnic jsou pravidelně mulčované, přičemž biomasa je ponechávána na povrchu, postupně se rozkládá a uvolňuje živiny. Vzhledem k svažitosti terénu se dekompozicí uvolněné minerální látky, vymývané z horních partií srážkovou vodou, kumulují u paty svahu, zatímco jeho horní okraj bývá o živiny ochuzen. Heterogenitu silničních okrajů dále zvyšuje různorodost horninového prostředí v jejich podloží, roli hraje i mocnost půdního horizontu, resp. hloubka, ve které se nachází matečná hornina. Jak bylo uvedeno výše, místy matečná hornina vystupuje až na povrch a představuje tak odlišné a do jisté míry extrémní stanoviště, kolonizované specifickou sortou druhů.



Významnou roli pro šíření druhů v krajině, zejména v té intenzivně obhospodařované, má liniový charakter dopravních staveb a hustota silniční sítě (a ovšem i okrajů silnic). Ačkoliv některé starší práce nepřikládají okrajům silnic velký význam pro šíření druhů (Forman & Alexander 1998), recentní studie již zdůrazňují jejich význam pro šíření malých obratlovců a bezobratlých živočichů (Tikka et al. 2001). Druhy vázané na raně sukcesní biotopy v dnešní krajině přežívají především na izolovaných fragmentech (aktuálně) vhodného stanoviště, které jsou zpravidla vzájemně odděleny intenzivně využívanou zemědělskou půdou či lesním porostem. Rozsáhlé plochy nevhodného stanoviště představují pro druhy s vazbou na polopřirozená bezlesí významnou bariéru, snižující tok genů mezi populacemi v izolovaných enklávách, evoluční plasticitu populací a tím zvyšují pravděpodobnost lokální extinkce (Konvicka et al. 2016).

Právě při řešení problematiky snižující se vzájemné konektivity otevřených stanovišť lze docenit potenciál silniční sítě, přesněji jejích okrajů. Délka všech silnic a dálnic se dle Ředitelství silnic a dálnic České republiky (dále jen ŘSD) blíží 56 000 km. Z hlediska vlivu na životní prostředí jsou významné ty úseky, které jsou více zatíženy automobilovou dopravou, tedy dálnice a silnice I. třídy. Délka dálnic je k 1. lednu 2020 celkem 1 276 km (ŘSD 2020). Celková plocha okrajů dálnic a silnic I. třídy na území České republiky odpovídá rozloze menších chráněných krajinných oblastí (dále jen CHKO), např. CHKO Litovelskému Pomoraví, či CHKO Moravskému Krasu (Kuras et al. 2017). Výhodou okrajů liniových staveb je, že nejsou na rozdíl od území, jež mají za úkol chránit přírodní bohatství, izolovány v matrix intenzivně využívané krajiny. Cesty křižují krajinu, a právě díky svému liniovému charakteru vytvářejí nejen migrační bariéry, ale v případě vhodně založených a upravovaných okrajů mohou zvyšovat heterogenitu území, stejně jako i konektivitu otevřených stanovišť v krajině. Význam koridorů tvořených okraji silnic pro přežívání i šíření druhů roste zvláště v uniformní odpřírodněné krajině (Kuras et al. 2020).

Ukazuje se, že pokud jsou silniční okraje dostatečně široké a porostlé druhově bohatým společenstvem rostlin, dochází ke snížení mortality zapříčiněné srážkami s dopravními prostředky (Skórka et al. 2013) a obecně se zvyšuje jejich význam pro migraci a přežívání druhů. Pokud jsou okraje vhodně udržované, mohou být cennými biotopy pro různé druhy bezobratlých živočichů (Hanley & Wilkins 2015; Heneberg et al. 2017). Roli přitom hraje nejen druhová skladba vegetace okraje (Skórka et al. 2013), ale i snížený predační tlak obratlovců, především ptáků, při okrajích silnic (Reijnen 1995;

Reijnen et al. 1996; Rytwinski & Fahrig 2012) oproti klidnějším lokalitám (např. ZCHÚ). Zelené okraje cest se tak mohou stát migračním koridorem v krajině a stát se tzv. „stepping stones“ pro druhy vázané na otevřená stanoviště (Skórka et al. 2013; Saura et al. 2014).

## 1.4 Transformace dálničních okrajů

I přes výše uvedené argumenty a rozvoj zakládání biologicky hodnotných okrajů v okolních evropských státech od 90. let minulého století (Munguira & Thomas 1992; Saarinen et al. 2005; O'Sullivan et al. 2017), ale dle Kuras et al. (2015) a Heneberg et al. (2017) je potenciál dálničních náspů v naší republice prozatím nedoceněn a zhusta nevyužit, především proto, že téměř nikde nejsou splněny výchozí podmínky vhodného zakládání a údržby vegetace silničních okrajů. Ozelenění silničních okrajů je dnes v ČR realizováno především vysetím komerčně dostupné, ale druhově chudé travní směsi. Výhodou jsou nízké náklady a rychlé zpevnění svahu proti erozi (Suchomelová et al. 2016), nevýhodou vznik biologicky neatraktivního prostředí se značnou produkcí biomasy. Tento problém se nejčastěji řeší mulčováním či sečením porostu, které mají výrazně negativní efekt na biotu, především pak na imobilní stádia bezobratlých (Humbert et al. 2009; Humbert et al. 2010). Druhou možností je výsadba keřů a stromů, často nepůvodních druhů. V takovém případě postupně vzniká stanoviště zcela nevhodné pro druhy s vazbou na otevřené plochy. Jak tedy plně využít biologický potenciál, který silniční okraje poskytují?

Při zakládání svahů, vznikajících na nově budovaných silničních stavbách, je třeba použít druhově pestré osevní směsi, tj. takové, jež obsahují nejen trávy (mající významný ochranný efekt půdy svahů proti vodní erozi) (Suchomelová et al. 2016), ale i kvetoucí byliny. Výběr těchto druhů je nutno přizpůsobit podmínkám stanoviště (typ půdy, dostupnost vody, expozice svahu aj.), ale taky nárokům cílových taxonů organismů (přítomnost konkrétních nektarodárných druhů, resp. druhů živých rostlin larválních stádií bezobratlých), včetně zohlednění celosezónní dostupnosti potravní nabídky (Hula et al. 2018).

Výstavba nových silničních úseků však není natolik častá, aby samotné zakládání nových svahů významně přispělo k podpoře konektivity otevřených stanovišť a na ně vázané bioty. Proto má smysl zvažovat transformaci bylinné vegetace již existujících silničních okrajů. Vzhledem k způsobu zatravnění okrajů silnic pomocí kompetičně

zdatných travin je vyloučeno do zapojené vegetace vysít semena kvetoucích rostlin. Mechanické odstranění travního porostu a jeho nahrazení vhodnou směsí je neekonomické, navíc může docházet k zmíněné půdní erozi při vyšších srážkových úhrnech.

Elegantním řešením přeměny silničních okrajů na druhově bohatá stanoviště může být využití poloparazitických rostlin rodu kokrhele (*Rhinanthus* spp.) (Demey 2013; Mudrák et al. 2014; Suchomelová et al. 2016; Těšitel et al. 2017). Kokrhele jsou kořenoví parazité, kteří ke svému vývoji potřebují hostitelské rostliny, převážně trávy (Poaceae). Jedná se o jednoletky, které se každý rok obnovují ze své semenné banky. K úspěšnému vyklíčení semen je potřeba, aby prošla obdobím chladu, čím dojde k překonání jejich dormance. Mladé rostliny se nejprve vyživují samy, mají však redukovaný kořenový systém a k plnohodnotnému životu se musí napojit pomocí tzv. haustoria na hostitele, z něhož čerpají roztok živin (Těšitel 2016). Odčerpáváním vody a živin snižují vitalitu hostitelských travin, a tím i jejich kompetiční zdatnost. Dochází tak k rozvolňování původně zapojeného porostu (Joshi et al. 2000). Vniklé mezery pak mohou kolonizovat jinak kompetičně méně zdatné druhy dvouděložných rostlin (Těšitel et al. 2017). Alternativou přirozené kolonizace je cílený výsev požadovaných druhů do porostních mezer. V první půli června, po odkvětu květů bohatých na nektar, kokrhele produkují značné množství semen (Nezval 2014). Následně během července odumírají, čímž opět poskytují místo vhodné ke kolonizaci (Bullock & Pywell 2005). Opadem živinami bohaté nekromasy kokrhele jsou podpořena společenstva rozkladačů (Hartley et al. 2015), která uvolňují do prostředí živiny (Demey et al. 2014).

Působení kokrhele v jinak biologicky téměř sterilním porostu silničních okrajů podpoří druhovou bohatost vegetačního pokryvu (Těšitel et al. 2017; Heer et al. 2018), ale taky redukuje množství vyprodukované biomasy. To s sebou přináší možnost snížit frekvenci mulčování a šetřit náklady na údržbu silnic (Ameloot et al. 2005). Zvýšení heterogenity vegetace by mělo vyvolat podobnou odezvu v návazných trofických úrovních, na toto téma však byla dosud publikována jediná komplexní práce (Hartley et al. 2015). Ověření efektivity transformace silničních svahů pomocí kokrhele luštince (*Rhinanthus alectorolophus*) z hlediska odezvy bezobratlých živočichů bylo proto jedním z cílů předkládané diplomové práce.

## 2 Cíle práce

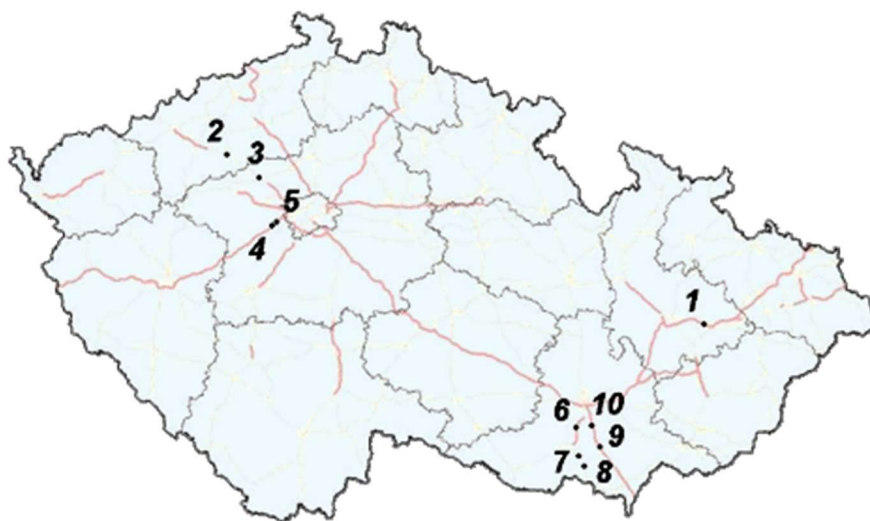
Na základě studia dostupných prací v oblasti přeměny floristicky chudých porostů pomocí poloparazitického kokrhele lze konstatovat, že využití této rostliny pozitivně ovlivňuje druhou pestrost rostlinných společenstev, a při dodržení správné metodiky se jedná o funkční a účinné řešení. Méně prostudována je odezva zástupců navazujících trofických úrovní na zvýšení druhové pestrosti rostlin. Dá se však předpokládat, že v návaznosti na vzrůst funkční i strukturní diverzity vegetačního pokryvu, vzroste i druhová pestrost bezobratlých živočichů.

Předložená diplomová práce, která navazuje na bakalářskou práci obhájenou v roce 2018, si klade za cíl vyhodnotit odezvu různých taxonů bezobratlých živočichů, na experimentální změnu vegetačního pokryvu dálničních náspů, pomocí kokrhele luštince (*Rhinanthus alectorolophus*). Odezva členovců byla studována na dvou úrovních: (i) abundance denních motýlů (*Rhopalocera*) a blanokřídlých (*Hymenoptera*), s důrazem na čmeláky (*Bombus* spp.), na úrovni jednotlivých druhů a (ii) abundance vybraných taxonů členovců, tj. těch, jejichž úspěšnost záchytu použitou metodou umožňovala adekvátní statistické vyhodnocení. Práce si dále klade za cíl (iii) ověřit význam silničních okrajů, jakožto potenciálně biologicky atraktivních stanovišť pro bezobratlé živočichy s vazbou na ranně sukcesní stanoviště.

## 3 Materiál a metody

### 3.1 Experimentální design

V roce 2015 bylo vybráno 10 modelových lokalit na dálničních okrajích s již zapojeným vegetačním pokryvem. Přehled a lokalizace jednotlivých stanovišť jsou zřejmé z Obrázek 1 a Tabulka 1. Na lokalitách byly vymezeny plochy, každá o rozměru 10 m x 100 m. Stanoviště byla oplocena cca 1 m vysokým textilním pletivem s oky, které umožňují pohyb bezobratlým, ale zamezují okusu vegetace býložravci.

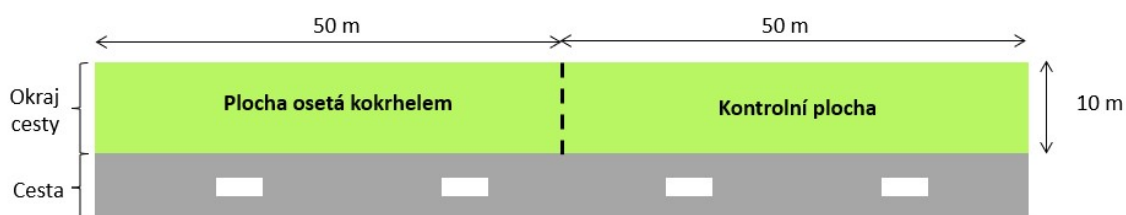


**Obrázek 1:** Lokalizace experimentálních ploch vlivu kokrhele na existující uniformní porosty okrajů silnic a dálnic v rámci České republiky. Pozn.: názvy a umístění lokalit viz Tabulka 1 (převzato z [www.motylidalnice.cz/plochy.html](http://www.motylidalnice.cz/plochy.html))

**Tabulka 1:** Lokace experimentálních ploch

Číslo	Název lokality	Kraj	Komunikace	Souřadnice
1	Dolní Újezd	Olomoucký	R35	49.5540678N, 17.5282936E
2	Louny	Ústecký	I/7	50.3437550N, 13.7951522E
3	Slaný	Středočeský	I/7	50.2345478N, 14.0538203E
4	Loděnice	Středočeský	D5	50.0037564N, 14.1709014E
5	Rudná u Prahy	Středočeský	D5	50.0217667N, 14.2017333E
6	Sobotovice	Jihomoravský	R52	49.0521130N, 16.5439890E
7	Pasohlávky	Jihomoravský	I/52	48.9093900N, 16.5704781E
8	Perná	Jihomoravský	I/52	48.8588542N, 16.6089625E
9	Hustopeče	Jihomoravský	D2	48.9545206N, 16.7266792E
10	Blučina	Jihomoravský	D2	49.0595519N, 16.6688078E

Každé stanoviště bylo rozděleno na dvě stejné části (Obrázek 2). V listopadu 2015 byla vždy z jedné půlky stanoviště vyhrabána stařina především vytrvalých travin. Na narušený vegetační kryt byla vyseta semena kokrhele luštince. Jak uvádí ve svých pracích Mudrák et al. (2014) a Těšitel et al. (2015), je vysetí semen přímo na obnažený půdní povrch jedinou možností, jak kokrhel úspěšně introdukovat. Aby došlo k přerušení dormance semen teplotní stratifikací, musí být výsev proveden nejpozději na konci listopadu (Mudrák et al. 2014). Druhá půlka experimentální plochy zůstala nenarušena, a v původním stavu sloužila tedy jako kontrolní (srovnávací) plocha.



**Obrázek 2:** Schéma experimentální plochy

V roce 2015 proběhl v průběhu vegetační sezóny monitoring výskytu denních motýlů a čmeláků, od této pilotní sezóny byla také pravidelně každoročně dokumentována vegetační struktura vzorkovacích ploch pomocí fytoecologického snímkování. Od roku 2016 dále pokračoval monitoring motýlů a nově všech blanokřídlých pomocí metody Moerickeho misek (Moericke 1951). V sezóně 2016 také započal sběr dat (motýli, čmeláci) pomocí metody individuálního odchyty/záznamu jedinců na lokalitách formou časově standardizovaného procházení ploch. Na podzim téhož roku byl na pokusné plochy, kde se po prvním výsevu neuchytil v dostatečném počtu, doset kokrhel. Od roku 2017 bylo prováděno třídění veškerého materiálu získaného odchytem do žlutých misek, na úroveň příslušnosti k vyšším taxonům členovců, zejména řádům a byla rovněž zaznamenávána jejich početnost (Tabulka 2).

### 3.2 Studované skupiny bezobratlých

Předložená práce studuje odezvu společenstev na změnu vegetačního pokryvu na dvou úrovních. První skupinu představují taxony hmyzu, jejichž zástupci byli determinováni na druhovou úroveň, tj. denní motýli (*Rhopalocera*) a blanokřídlí (Hymenoptera), u nichž byli zvláště vyhodnoceni čmeláci (*Bombus* spp.), coby hospodářsky velmi významní opylovači. Jedná se o skupiny, které mají přímou vazbu na kvetoucí nektarodárné rostliny a jsou tedy přímo atrahovány žlutými miskami.

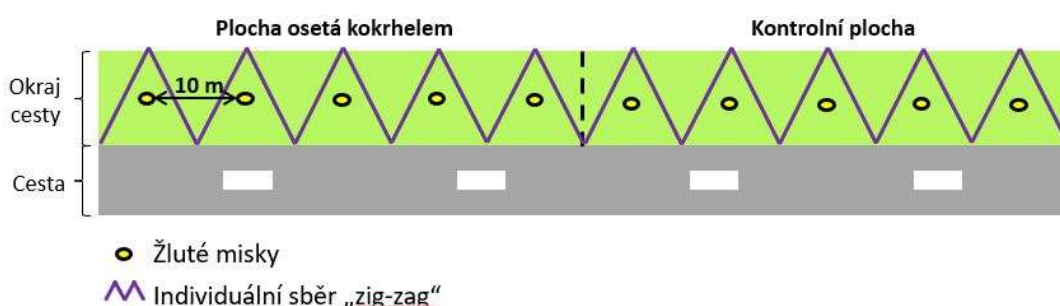
Denní motýli jsou dlouhodobě studovanou skupinou s dobře známými nároky jednotlivých druhů, což umožňuje jejich využití coby indikátorů environmentálních změn. Jedná se o solitérní druhy, v larválním stádiu fytofágní, v dospělosti nektarofágní (Novák 2010; Macek et al. 2015). Další rozsáhlou skupinou určenou na úroveň druhů byl blanokřídlý hmyz, resp. žahadloví blanokřídlí (Hymenoptera: Aculeata) tedy skupina, která vzhledem ke značné potravní i stanovištní specializaci (druhy jsou často vázány na výhřevná, otevřená stanoviště s obnaženým půdním povrchem) patří k taxonům nejvíce ustupujícím z naší krajiny (Čížek et al. 2009). Dospělci blanokřídlých se zpravidla živí nektarem či medovicí, ale jsou i druhy dravé, larvy jsou buď nektarofágní, resp. polinofágní, nebo se vyvíjejí jako parazitoidi různých skupin členovců (Macek et al. 2010). Význam blanokřídlého hmyzu nespočívá pouze v jeho biologické hodnotě, jeho důležitou ekosystémovou funkcí je kromě jiného především opylování, a tím zajištění reprodukce hmyzosnubných rostlin, která má i přímé ekonomické důsledky (Klein et al. 2007; Ollerton et al. 2011). Důraz byl kladen na čmeláky (*Bombus* spp.), kteří jsou nejen dobře známí, uznávání coby hospodářsky významné druhy, ale patří mezi všeobecně ustupující druhy, jež požívají zákonné ochrany coby druhy zvláště chráněné zákonem (Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění (viz vyhlášky MŽP 395/1992 Sb. *sensu* 175/2006 Sb.; dále jen zákon). Krom uvedeného jsou také díky anatomii květů kokrhele jeho hlavními opylovači (Natalis & Wesselingh 2012). Lze tedy předpokládat, že introdukcí kokrhele budou přímo podpořeni, protože rozkvetlá plocha vyhledávané rostliny pro ně představuje atraktivní potravní zdroj (Goulson 2010).

Druhou úroveň vyhodnocení odezvy členovců představuje početnost jedinců, odchycených metodou žlutých misek, rozříděných do vyšších taxonomických celků (tj. zejména řádů). V tomto případě vzorkování zahrnovalo také zástupce skupin, které jsou pastmi odchyťovány náhodně (nelze předpokládat vliv barvy misky). Výhodou je nižší

časová náročnost (Andersen 1995), přičemž získaná data mohou mít stále vypovídající hodnotu o změnách v prostředí (Biaggini et al. 2007).

### 3.3 Sběr a zpracování entomologického materiálu

Monitoring byl prováděn pomocí dvou metod, které jsou k vzorkování hmyzu běžně využívány, tj. pomocí žlutých Moerickeho misek (Moericke 1951) a individuálním sběrem. Misky byly částečně modifikovány. Pro jejich výrobu byly použity běžně dostupné bílé plastové misky o průměru 15,5 cm, výšce 4 cm a objemu cca 0,5 l. Na dně byl vyznačen žlutý kruh o průměru 5 cm. Odchyty misky byly po rozmístění na stanovišti naplněny konzervačním roztokem chloridu sodného, s přídavkem povrchově aktivní látky, která zvyšovala záchytnost hmyzu a hořké látky bitrex, omezující pití tekutiny zvířím. Na každém stanovišti bylo rozmístěno vždy deset misek v liniovém uspořádání se vzájemnými rozestupy 10 m (Obrázek 3). Odchyt hmyzu probíhal ve dvou periodách, jež zohledňovaly průběh kvetení kokrhelů. První série výběrů probíhala v červnu, tj. v době kvetení. Druhá série byla realizována v období po odkvětu kokrhelů a zároveň po posečení, resp. zmulčování ploch, tj. na konci července a průběhu srpna. Hmyz zachycený ve žlutých miskách byl uložen do 2 dcl plastových vzorkovnic a dočasně konzervován mrazem. Vzorky hmyzu byly následně postupně determinovány v laboratoři Katedry ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci ve spolupráci s Katedrou zoologie PřF UK v Praze.



**Obrázek 3:** Schéma vzorkování oběma metodami použitými ke sběru členovců na 10 experimentálních plochách.



Druhou metodou vzorkování byl individuální sběr, resp. pozorování, které bylo využito při monitoringu čmeláků a denních motýlů. Vzorkování probíhalo tak, že pokusná plocha byla procházena standardizovaným způsobem „zig-zag“ (Obrázek 2), Standardizována byla také doba odchyty, která pro celou pokusnou plochu činila 10 minut. Všichni přítomní jedinci byli důkladně zaznamenáni. Jedinci obtížně determinovatelných druhů byli odchyceni, usmrceni v entomologické smrtičce a uschováni k pozdější determinaci v laboratoři (Pavelka & Smetana 2003; Beneš 2018). Více metod bylo použito s cílem obsáhnout větší část spektra přítomných taxonů (Šrámková & Benda 2016) a získat tak ucelenější informace o fauně bezobratlých s vazbou na silniční okraje.

V průběhu roku 2015, před vyšetím semen kokrhele, bylo provedeno základní faunistické vyhodnocení všech stanovišť (tzv. baseline). K vzorkování členovců byly po celou dobu výzkumu (2015–2018) využívány žluté misky, z jejichž sběrů byli pro následné analýzy vlivu transformace okrajů pomocí kokrhelu do druhů určování denní motýli a žahadloví blanokřídlí (2016-2018). Individuální sběry čmeláků a motýlů byly realizovány v roce 2016 na čtyřech lokalitách v Čechách (Loděnice, Louny, Rudná u Prahy, Slaný), v letech 2017 a 2018 pak na šesti moravských plochách (Blučina, Dolní Újezd, Hustopeče, Pasohlávky, Perná, Sobotovice).

V letech 2017 a 2018 byl pro potřeby diplomové práce výzkum rozšířen i o další členovce přítomné v materiálu ze žlutých misek, jejich odezva byla hodnocena jako odezva počtu jedinců, reprezentujících vyšší taxonomický celek, zpravidla řád.

### **3.4 Analýza dat**

K vyhodnocení vlivu proměnných na společenstva členovců byly použity mnohorozměrné ordinační analýzy. K nalezení hlavních gradientů v datech byla použita nepřímá ordinace DCA (detrended correspondence analysis), na základě zjištěné délky gradientů v druhových datech byla provedena buď kanonická korespondenční analýza CCA (ter Braak 1986), nebo redundanční analýza RDA (Legendre & Anderson 1999).

K analýze odezvy početnosti vyšších taxonů (především řádů) členovců získaných odchytom pomocí žlutých misek v letech 2017 a 2018 byla použita redundanční analýza (RDA). Jako vysvětlující proměnné do modelů vstupovaly charakteristiky lokalit (expozice, sklon svahu, pokryvnosti funkčních skupin vegetace a pokryvnost kokrhele na jednotlivých vzorkovacích plochách, tj. v okolí každé misky). Jako kovariáty do modelu

vstupovaly datum sběru a lokalita. Permutační test, nastavený na 5000 opakování, respektoval rozložení pastí v lineárním transektu a lokalitu.

Datový soubor motýlů a blanokřídlých, získaný během monitoringu 10 experimentálních lokalit, byl testován prostřednictvím kanonické korespondenční analýzy CCA. Jako vysvětlující proměnné do modelu vstupovaly charakteristiky lokalit (expozice, sklon svahu, pokryvnosti funkčních skupin vegetace a pokryvnost kokrhele na jednotlivých vzorkovacích plochách, tj. v okolí každé misky), jako kovariáty, byly zadány faktory lokalita a rok. Permutační test s 5000 opakováními akcentoval transektové rozložení žlutých misek a lokalitu (permutace omezena blokem lokality). Průkaznost vybraných faktorů prostředí v okolí misek byla testována na zbytkové variabilitě v druhových datech motýlů (Conditional Effects). Výsledky předtestování environmentálních proměnných, v částečně omezeném CCA modelu, jsou zařazeny do příloh.

V případě analýzy odezvy blanokřídlých, získaných sběrem žlutými miskami, byly environmentální prediktory předtestovány omezeným CCA modelem (omezen rokem a lokalitou, permutace náhodně uvnitř bloku lokalita), přičemž průkaznost faktorů prostředí v okolí misek byla testována na zbytkové variabilitě v druhových datech blanokřídlých. Výsledky testu jsou součástí příloh.

Po předchozím testování byly do částečně (kovariátami) omezeného CCA modelu vyneseny vysvětlující proměnné pokryvnost kokrhele a opad. Jako kovariáty byly zvoleny rok a lokalita. Analýza byla provedena permutačním testem Monte Carlo s počtem permutací 5000, omezeno blokem lokalita, s náhodnou permutací v blocích. Početnosti druhů v modelu nebyly transformovány. Pasivně byly do CCA modelu vyneseny kategorie dle Červeného seznamu ohrožených bezobratlých, tj. VU, EN, CR, NT (Hejda et al. 2017). Kategorie RE a DD nebyly vyneseny, neboť byly reprezentovány vždy jen jedním druhem nalezeným v počtu jednoho jedince.

Konečně analýza dat získaných individuálním pozorováním čmeláků byla provedena jako částečně omezená CCA; do modelu vstupovaly výše uvedené charakteristiky lokalit transformované jako průměrné hodnoty pro blok experimentální vs. kontrolní plochy, kovariátou byl pouze faktor lokalita. Monte Carlo permutační test v počtu 5000 opakování byl v blocích faktoru lokalita zcela znáhodněn.

## 4 Výsledky

### 4.1 Faunistický souhrn

Níže uvedený text shrnuje veškerá faunistická data získaná během čtyř let terénního monitoringu (2015–2018) pokusných ploch, založených na silničních okrajích v Čechách i na Moravě. Tento souhrn tedy implementuje jak data získaná metodou žlutých misek, tak i individuálním sledováním druhů na lokalitách a obsahuje i data tzv. baseline monitoringu lokalit. Během 4 sezon monitoring, bylo odchyceno či pozorováno celkem 40 078 bezobratlých živočichů, jejichž rozložení početností mezi nižší taxony zachycuje Tabulka 2, stejně jako rozdělení početností jedinců, odchycených na experimentálních (osety kokrhelem) a kontrolních plochách.

**Tabulka 2:** Srovnání atraktivity ploch s kokrhelem a ploch kontrolních.

Rok	Taxon	Plocha s kokrhelem		Kontrolní plocha		Celkový počet jedinců
		Počet jedinců	Počet jedinců (%)	Počet jedinců	Počet jedinců (%)	
2015	Denní motýli	-	-	-	-	364
	Čmeláci	-	-	-	-	127
2016	Denní motýli	694	46,05 %	813	53,95 %	1507
	Blanokřídli**	962	50,13 %	957	49,87 %	1919
	Čmeláci	267	55,63 %	213	44,38 %	480
2017	Denní motýli*	463	47,68 %	508	52,32 %	971
	Blanokřídli**	745	52,35 %	678	47,65 %	1423
	Čmeláci*	78	55,71 %	62	44,29 %	140
	Noční motýli	266	46,75 %	303	53,25 %	569
	Pavoukovci	142	47,33 %	158	52,67 %	300
	Mravenci	260	55,56 %	208	44,44 %	468
	Brouci	411	52,56 %	371	47,44 %	782
	Dvoukřídli	3082	50,10 %	3070	49,90 %	6152
	Rovnokřídli	462	55,80 %	366	44,20 %	828
Polokřídli	637	48,40 %	679	51,60 %	1316	

Rok	Taxon	Plocha s kokrhelem		Kontrolní plocha		Celkový počet jedinců
		Počet jedinců	Počet jedinců (%)	Počet jedinců	Počet jedinců (%)	
2018	Denní motýli*	832	61,63 %	518	38,37 %	1350
	Blanokřídli**	556	31,25 %	1223	68,75 %	1779
	Čmeláci*	88	63,31 %	51	36,69 %	139
	Noční motýli	173	50,44 %	170	49,56 %	343
	Pavoukovci	232	54,33 %	195	45,67 %	427
	Mravenci	277	51,11 %	265	48,89 %	542
	Brouci	1220	52,65 %	1097	47,35 %	2317
	Dvoukřídli	2100	50,60 %	2050	49,40 %	4150
	Rovnokřídli	606	53,91 %	618	54,98 %	1124
	Polokřídli	420	49,24 %	433	50,76 %	853
Souhrn 2016 až 2018	Denní motýli	1989	51,96 %	1839	48,04 %	3828
	Blanokřídli**	2263	44,19 %	2858	55,81 %	5121
	Čmeláci	433	57,05 %	326	42,95 %	759

\* Počet jedinců u těchto taxonů je dán součtem jedinců odchycených pomocí žlutých misek a individuálních sběrů.

\*\* Počty blanokřídleho hmyzu jsou uvedeny bez čmeláků a mravenců, kteří byli zaznamenáváni do samostatných kategorií

Pozn.: V roce 2015 probíhal pouze pilotní průzkum lokalit s cílem získat základní přehled o výskytu druhů na vytipovaných stanovištích. Proto je v tomto roce uveden pouze celkový počet odchycených/pozorovaných jedinců. V dalších letech, tj. po vyšetření kokrhele, od roku 2016 do roku 2018 probíhal sběr vzorků odděleně na experimentální a kontrolní části každé lokality.

První skupinou, determinovanou na úroveň jednotlivých druhů, byli denní motýli. Během 4 let terénního sběru dat bylo odchyceno 4 192 denních motýlů v 53 druzích (Příloha 1). Nejpočetněji byly zastoupeny druhy běžných generalistů: okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus*) (38,2 % jedinců), bělásek řepový (*Pieris rapae*) (30,9 % jedinců), ale také ohrožený modrásek černolemý (*Plebejus argus*) (5,3 % jedinců), okáč bojínkový (*Melanargia galathea*) (4,3 % jedinců) a modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*) (3 % jedinců). Mezi odchycenými motýly ovšem byly i zákonem zvláště chráněné druhy: kriticky ohrožený (KO) pestrokřídlec podražcový (*Zerynthia polyxena*), uvedený také v Červeném seznamu (NT), silně ohrožený (SO) ohniváček černočárny (*Lycaena dispar*) a ohrožený (O) otakárek fenyklový (*Papilio machaon*). Dále byli odchyceni zástupci druhů, které aktuální Červený seznam klasifikuje jako zranitelné (VU): žlutásek jižní (*Colias alfacariensis*), modrásek jetelový (*Polyommatus bellargus*), modrásek vičencový (*Polyommatus thersites*), modrásek vikvicový (*Polyommatus coridon*), soumračník skořicový (*Spialia sertorius*), resp. jako téměř ohrožené (NT): soumračník slézový (*Carcharodus alceae*), okáč strdivkový (*Coenonympha arcania*), okáč rosičkový (*Erebia medusa*), okáč ječmínkový (*Lasiommata maera*), hnědásek jitrocelový (*Melitaea athalia*) a modrásek černolemý (*Plebejus argus*) (Hejda et al. 2017).

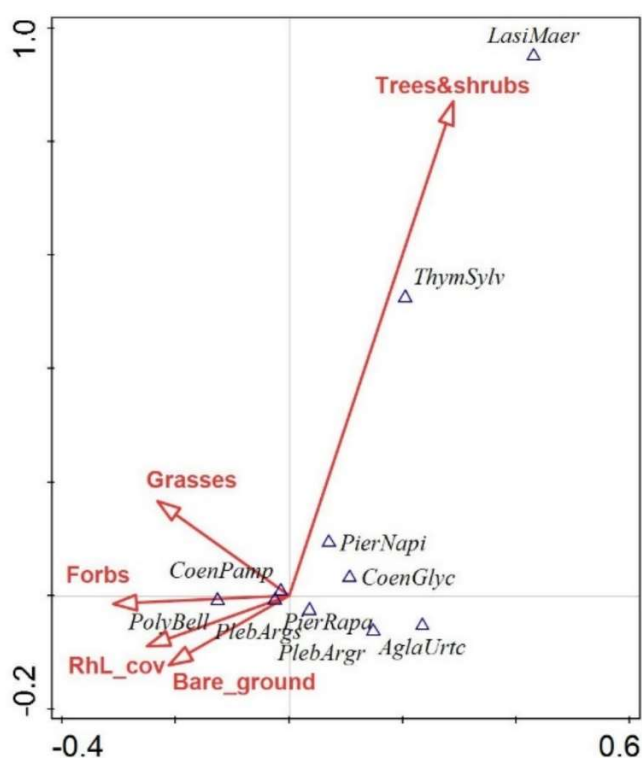
Kromě denních motýlů byl do druhů determinován také blanokřídlný hmyz zachycený ve žlutých miskách, včetně čmeláků, kteří však byli zaznamenáváni i individuálním pozorováním a bude o nich pojednáno souborně níže. Sběrem do misek bylo odchyceno celkem 5 266 jedinců v 239 druzích (Příloha 2). Nejvíce zastoupena byla včela medonosná (*Apis mellifera*) (28 % jedinců), následovaly druhy patřící do čeledi ploskočelkovitých (Halictidae), *Lasioglossum malachurum* (9,9 % jedinců), *Halictus simplex* (7,1 % jedinců), (*Halictus kessleri* (7,1 % jedinců), *Lasioglossum pauxillum*) (5,1 % jedinců), *Lasioglossum politum* (4,9 % jedinců), *Lasioglossum morio* (3,97 % jedinců) a *Halictus tumulorum* (3,6 % jedinců). Mezi odchycenými blanokřídlnými bylo zjištěno celkem 43 druhů, figurujících v Červeném seznamu (Hejda et al. 2017), včetně ploskočelky širolebé (*Seladonia seladonia*), která je zde uvedena jako druh v České republice regionálně vyhynulý (RE). Dále se jednalo o druhy kriticky ohrožené (CR): *Andrena niveata*, *Arachnospila wesmaeli*, *Cryptocheilus variabilis*, *Nanoclavelia leucoptera*, ohrožené (EN): *Belomicrus italicus*, *Lasioglossum puncticolle*, *Megachile lagopoda*, *Tiphia minuta*, 19 druhů řazených mezi zranitelné (VU), 14 druhů téměř ohrožených (NT) a jeden druh klasifikovaný jako nedostatečně prozkoumaný.

Mezi čmeláky bylo odchyceno oběma metodami celkem 886 jedinců ve 13 druzích (Příloha 3). Nejpočetněji byl zastoupen čmelák skalní (*Bombus lapidarius*), jehož zástupci tvořili 45,4 % všech odchycených čmeláků. Následovali čmelák hájový/zemní (*Bombus lucorum/terrestris*), jež nebylo vždy možné spolehlivě odlišit, proto jsou uvedeni souhrnně (37,5 % jedinců) a čmelák zahradní (*Bombus hortorum*) (8,1 % jedinců). Nejcennějším nálezem je královna čmeláka humenního (*Bombus ruderatus*), který je dle Červeného seznamu hodnocen jako kriticky ohrožený druh (CR) (Hejda et al. 2017). Jak bylo uvedeno již výše, všechny druhy čmeláků vyskytující se na našem území jsou řazeny mezi druhy chráněné zákonem.

V letech 2017 a 2018 byl roztřizen a spočítán i ostatní entomologický materiál odchycený ve žlutých miskách. Nejpočetnější byl řád dvoukřídlých (10 302 jedinců), následovali blanokřídlí (bez čmeláků a mravenců; 3 202 jedinců), brouci (3 099 jedinců), polokřídlí (2 169 jedinců), rovnokřídlí (2 052 jedinců), mravenci (1 010 jedinců), noční motýli (912 jedinců) a pavoukovci (727 jedinců). Celkové počty odchycených jedinců v jednotlivých letech jsou uvedeny v Tabulka 2.

## 4.2 Vliv kokrhele na denní motýly

Data získaná odchycem denních motýlů pomocí žlutých misek za roky 2015 až 2018 byla podrobena kanonické korespondenční analýze CCA (Obrázek 4). Celkový model byl vyhodnocen jako průkazný na první (pseudo-F = 1,1; p = 0,0002) i všech ordinačních osách (pseudo-F = 2,1; p = 0,0002) (Příloha 4). Sumární tabulka ordinačního CCA modelu, který popisuje vzájemný vztah mezi variabilitou druhů motýlů ve žlutých miskách a environmentálními parametry prostředí, je uvedena v (Příloha 5). Z analýzy je zřejmé, že společenstvo motýlů průkazně reflektuje změny ve vegetaci. Hlavní gradient (I. osa) v modelu lze vyjádřit proměnlivostí travnato-bylinné vegetace vs. vegetace dřevin.



**Obrázek 4:** Ordinační CCA diagram s vnesením druhů motýlů odchycených žlutými miskami v období 2015 až 2018 a hlavních vysvětlujících proměnných prostředí (vneseno je 10 druhů s nejvyšší vahou v modelu). Faktory: Grasses = pokryvnost travin, Trees&shrubs = pokryvnost dřevin, Bare ground = pokryvnost vegetací nezapojeného povrchu, Forbs = pokryvnost bylin, RhL\_cov = pokryvnost druhu kokrhel luštinec. Druhy jsou značeny pomocí trojúhelníků s akronymy druhových názvů: *Aglais urticae* (*AglaUrtc*), *Coenonympha glycerion* (*CoenGlyc*), *Coenonympha pamphilus* (*CoenPamp*), *Lasiommata maera* (*LasiMaer*), *Pieris napi* (*PierNapi*), *Plebejus argus* (*PlebArgs*), *Plebejus argyrognomon* (*PlebArgr*), *Polyommatus bellargus* (*PolyBell*), *Thymelicus sylvestris* (*ThymSylv*).

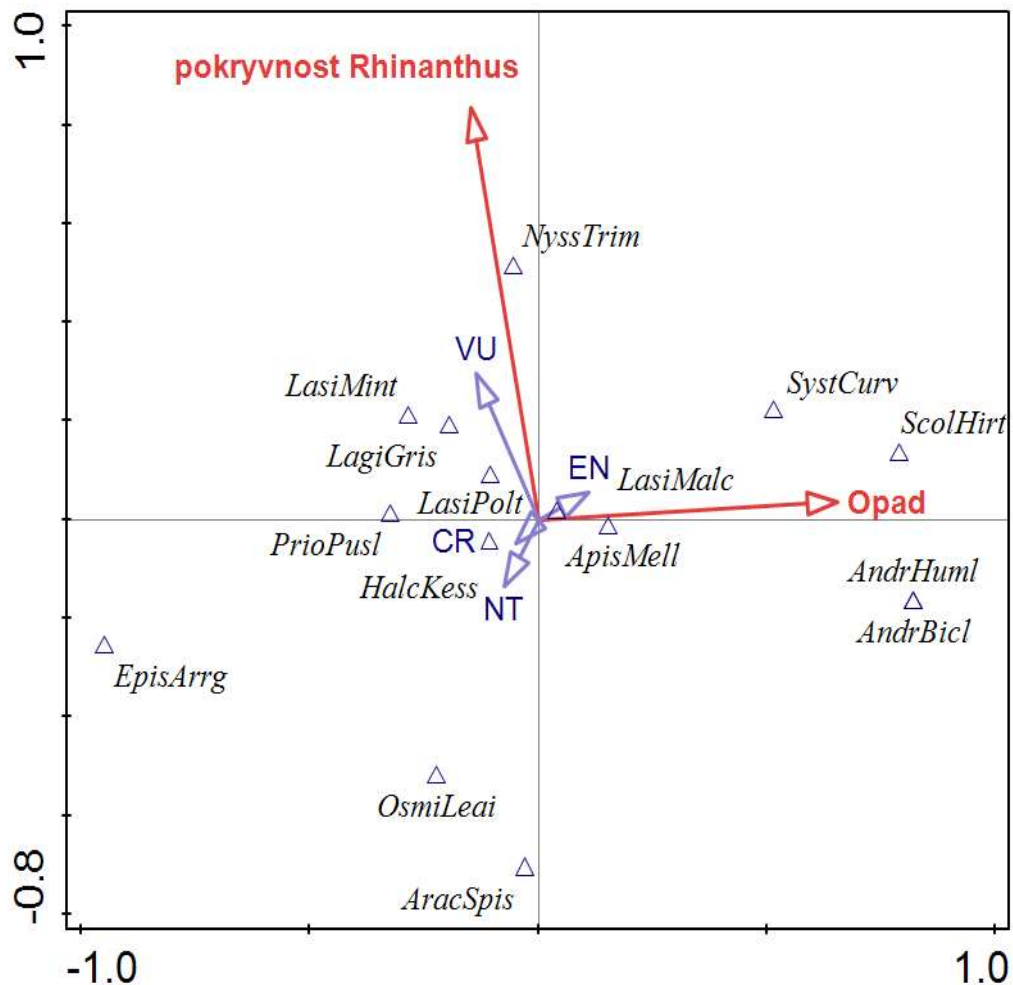
Průkazné byly všechny proměnné typu vegetačních parametrů zanesené do modelu, tj. pokryvnost dřevin (pseudo-F = 2,8; p = 0,027), pokryvnost holé půdy (pseudo-F = 2,6; p = 0,015), pokryvnost bylin (pseudo-F = 2,4; p = 0,015), pokryvnost trav (pseudo-F = 0,15; p = 0,034). Na hranici průkaznosti je faktor pokryvnosti kokrhele (pseudo-F = 0,09; p = 0,076). Hlavní gradient v datech je gradientem determinovaným typem vegetace, tj. nejvíce se liší struktura společenstva motýlů mezi vegetačním typem blízkým lesostepi (části ploch ovlivněné dřevitou vegetací) a zcela otevřeným stanovištěm.

Analogicky konstruovaný model s daty z individuálních sběrů motýlů, nebyl průkazný (test první ordinační osy: pseudo-F = 0,4; p = 0,21), proto není dále komentován.

### **4.3 Vliv kokrhele na blanokřídle**

Data získaná odchytem blanokřídleho hmyzu do žlutých misek v průběhu let 2016 až 2018 byla podrobena kanonické korespondenční analýze CCA. Na základě výsledků předtestování environmentálních parametrů (Příloha 6) byly do částečně omezeného (kovariátami) finálního CCA modelu (Obrázek 5) vyneseny vysvětlující proměnné: pokryvnost kokrhele a opad (Příloha 7). Hlavní environmentální gradient pro blanokřídle, tedy představuje rozdíl mezi stanovištěm porostlým produkční travinnou vegetací se značnou kumulací stařiny (opad) a stanovištěm s řídkým vegetačním zápojem a částečně odhaleným půdním povrchem (viz negativní vliv kokrhele na pokryvnost trav).



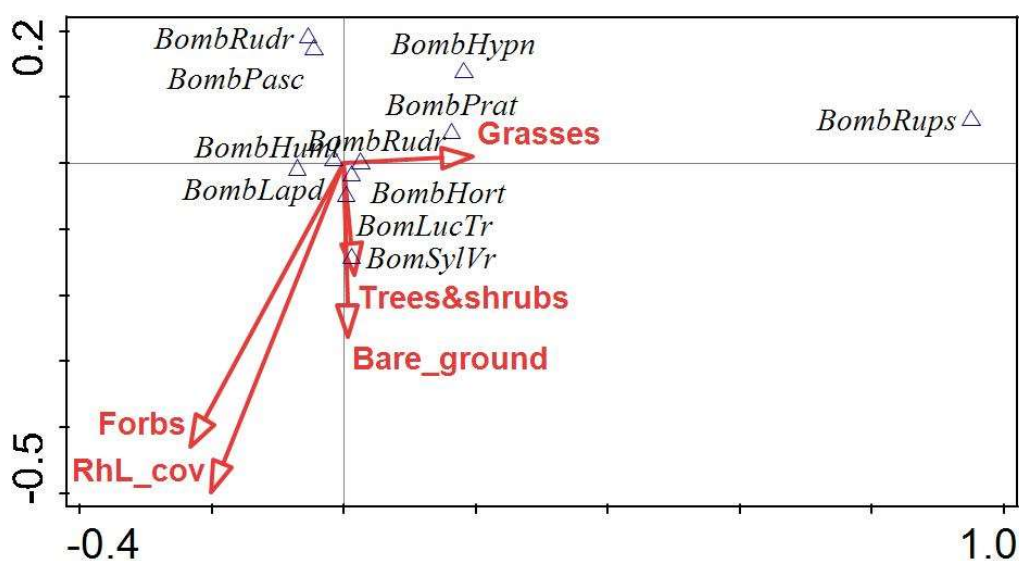


**Obrázek 5:** Ordinační CCA diagram s vnesením odezvy druhů blanokřídlých odchycených žlutými miskami v období 2016 až 2018 k hlavním vysvětlujícím proměnným prostředí (vneseno je 14 druhů s nejvyšší vahou v modelu). Pasivně jsou vneseny faktory ohrožení druhů dle Červeného seznamu (Hejda et al. 2017) Druhy jsou reprezentovány trojúhelníky s akronymy druhových názvů: *Andrena bicolor* (*AndrBicl*), *Andrena humilis* (*AndrHuml*), *Apis mellifera* (*ApisMell*), *Arachnospila sp.* (*AracSpis*), *Episyron arrogans* (*EpisArrg*), *Halictus kessleri* (*HalcKess*), *Lagioglossum griseolum* (*LagiGris*), *Lasioglossum minutissimum* (*LasiMint*), *Lasioglossum politum* (*LasiPolt*), *Lasioglossum malachurum* (*LasiMalc*), *Nysson leaiana* (*OsmiLeai*), *Priocnemis pusilla* (*PrioPuls*), *Scolia hirta* (*ScolHirt*).

#### 4.4 Vliv kokrhele na čmeláky

Obdobným způsobem jako odezva motýlů byla hodnocena také distribuce čmeláků ve vztahu k vegetaci při okrajích komunikací. Tj. stejně jako v případě denních motýlů bylo pracováno se dvěma soubory dat, tj. čmeláky odchycenými do žlutých misek a čmeláky pozorovanými metodou individuálního záznamu jedinců při časově standardizovaném procházení kontrolní i experimentální části lokality. Na rozdíl od motýlů, v případě vyhodnocení dat čmeláků ze žlutých misek nebyl konstruovaný CCA model průkazný – první kanonická osa (pseudo-F = 0,4; p = 0,54). Model tedy není dále prezentován, ani dále komentován.

V případě vyhodnocení dat získaných individuálním pozorováním (Obrázek 6) CCA model vychází jako průkazný na první ose (pseudo-F = 1,4; p = 0,007) i na všech osách (pseudo-F = 2,7; p = 0,001) (Příloha 8) a vysvětlující proměnné implementují 18,0 % variability v druhových datech.

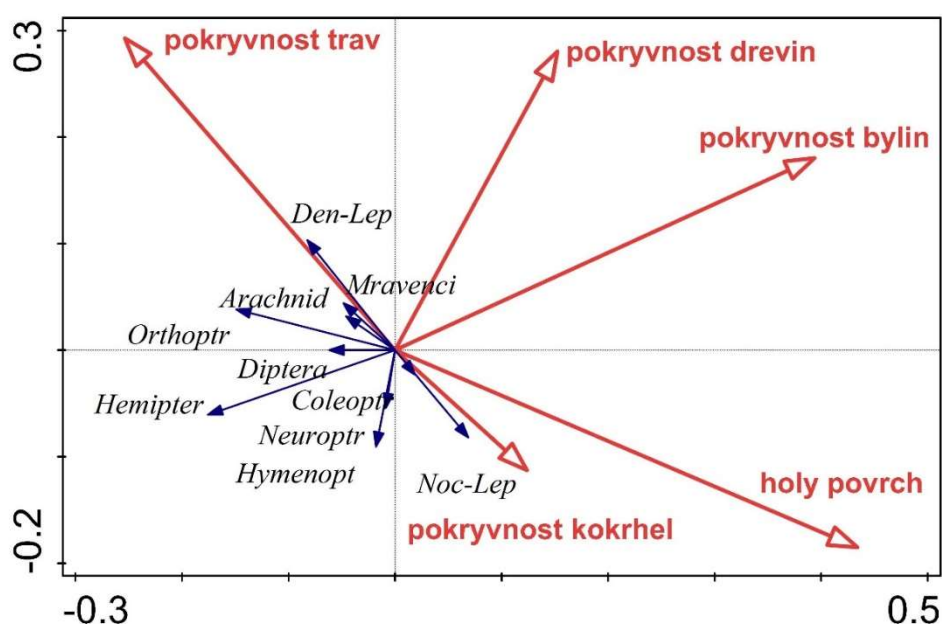


**Obrázek 6:** Ordinační CCA diagram s vynesením druhů čmeláků zjištěných individuálním sběrem na lokalitách v letech 2016-2018 a hlavních vysvětlujících proměnných prostředí. Faktory: Grasses = pokryvnost travin, Trees&shrubs = pokryvnost dřevin, Bare\_ground = pokryvnost vegetací nezapojeného povrchu, Forbs = pokryvnost bylin, RhL\_cov = pokryvnost druhu kokrhel luštinec. Druhy jsou značeny pomocí trojúhelníků s akronymy druhových názvů: *Bombus hortorum* (BombHort), *Bombus humilis* (BombHuml), *Bombus lapidarius* (BombLapd), *Bombus lucorum/terrestris* (BombLucTr), *Bombus pascuorum* (BombPsc), *Bombus pratorum* (BombPrat), *Bombus ruderarius* (BombRudr), *Bombus ruderatus* (BombRude) *Bombus rupestris* (BombRups), *Bombus sylvarum* (BomSylVr), *Bombus hypnorum* (BombHypn), *Bombus ruderatus* (BombRudr).

Vegetační parametry zanesené do modelu však vysvětlují distribuci čmeláků pouze na hranici statistické průkaznosti (Příloha 9), lze tedy pouze spekulovat na úrovni interpretace trendů. Hlavní gradient v druhových datech je nicméně gradientem determinovaným „květnatostí“ vegetace (tj. plochy s vyšší pokryvností bylin vs. plochy převážně travnaté).

#### 4.5 Vliv kokrhele na vyšší taxony

Odezva různých taxonů členovců, jejichž zástupci byli odchyceni žlutými miskami během dvou sezon r. 2017 a 2018 (Obrázek 7), byla vyhodnocena pomocí RDA (Příloha 10). Celkový model byl vyhodnocen jako průkazný na první (pseudo-F = 1,0; p = 0,01899) i všech ostatních osách (pseudo-F = 1,7; p = 0,02049). Environmentální proměnné v modelu RDA vysvětlily 2,43 % variability v druhových datech (po odečtení variability vysvětlené kovariátami).



**Obrázek 7:** RDA model vlivu vegetačních charakteristik prostředí na abundance vyšších taxonů členovců. Do grafického výstupu modelu bylo promítnuto všech 10 skupin, jejichž zástupci byli odchyceni žlutými miskami v letech 2017 a 2018 a jsou značeny pomocí trojúhelníků zpravidla se zkráceným názvem taxonu: blanokřídílí (Hymenopt), brouci (Coleopt), denní motýli (Den-Lep), dvoukřídílí (Diptera), mravenci (Mravenci), noční motýli (Noc-Lep), pavoukovci (Arachnid), polokřídílí (Hemipter), rovnokřídílí (Orthopt).

Testován byl také vliv individuálních faktorů, u kterých byl zjištěn průkazný vliv pokryvnosti bylin, trav a proporce holého povrchu, které ovlivňovaly výskyt hodnocených skupin (Příloha 10).

## 5 Diskuze

Cílem diplomové práce bylo vyhodnotit odezvu různých taxonomických skupin členovců na experimentální narušení zapojených porostů na dálničních náspech prostřednictvím kokrhle luštince (*Rhinanthus alectorolophus*). Zároveň jsem se pokusil na základě získaných faunistických dat popsat potenciál silničních okrajů k podpoře biodiverzity druhů vázaných na ranně sukcesní stanoviště. V následujícím textu nejprve interpretuji zjištěné trendy ve složení společenstev motýlů a blanokřídlých a diskutuji je s ohledem na biologický potenciál silničních okrajů pro ochranu druhů bezlesí. V druhé části diskuse se pak detailně věnuji odezvě modelových skupin na výsev poloparazitické rostliny kokrhelu luštince.

### 5.1 Faunistické vyhodnocení

V rámci skupiny denních motýlů bylo v průběhu vzorkování odchyceno celkem 4 192 jedinců v 53 druzích (Příloha 1). Při srovnání meziročního počtu přítomných druhů, do kterého nebyly zahrnuty údaje z pilotního průzkumu v r. 2015 (viz odlišné vzorkovací úsilí oproti letům 2016-2018), byl zaznamenán nejvyšší počet druhů v r. 2018 (39 oproti 29 v roce 2017, resp. 31 druhům v roce 2016).

Nejpočetnějším motýlem byl eurytopní okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus*), jehož dominanci (38,2 %) lze odůvodnit tím, že v současné krajině snadno nachází biotopy (Schultz et al. 2017), protože ke svému vývoji vyžaduje všudypřítomné luční trávy, např. kostřavu červenou (*Festuca rubra*) nebo lipnici luční (*Poa pratensis*) (Macek et al. 2015). Dalším hojným druhem byl bělásek řepový (*Pieris rapae*) (30,9 % z celkového počtu), který je typický pro agrocenózy, jež často bezprostředně sousedily s experimentálními plochami podél dálnic. Lze se domnívat, že druh prosperuje díky své vysoké disperzní schopnosti (mobilitě v prostředí), která mu umožňuje sledovat plochy, osévané na podzim směsí, užívanou jako zelené hnojení. Tato se obvykle skládá mj. i z brukvovitých rostlin, jako např. hořčice setá (*Sinapis alba*), či řepka olejka (*Brassica napus*) (Rotem et al. 2003).

Významné jsou nálezy xerotermofilních druhů vázaných na otevřená stepní a lesostepní stanoviště např.: žluťásek jižní (*Colias alfacariensis*), modrásek tolicový (*Cupido decoloratus*), modrásek černolemý (*Plebejus argus*), modrásek podobný (*Plebejus argyrognomon*), modrásek jetelový (*Polyommatus bellargus*), modrásek vičencový (*Polyommatus thersites*), modrásek vikvicový (*Polyommatus coridon*),

soumračník skořicový (*Spialia sertorius*). Tyto druhy vyžadují kvetoucí byliny bohaté na nektar a pro vývoj housenek živné rostliny z čeledi bobovitých (Fabaceae), příp. růžovitých (Rosaceae) (Macek et al. 2015).

Bezesporu nejvýznamnějším nálezem v rámci blanokřídlých byla ploskočelka širolebá (*Seladonia seladonia*), uváděná jako regionálně vyhynulý druh na území ČR (Hejda et al. 2017). Jde o včelu v minulosti známou pouze z nejteplejších jihomoravských lokalit na sprašových a písčitých půdách. Jde tedy o potvrzení výskytu na Moravě, které je zajímavé i tím, že druh byl nalezen v celkovém počtu tří jedinců, kteří však byli odchyceni v r. 2018 na třech různých lokalitách. V Hustopečích a Pasohlávkách jde o opakovaný záznam v oblasti původního výskytu druhu, avšak nález u Dolního Újezda (střední Morava) je naprosto ojedinělý.

Do kategorie kriticky ohrožených (CR) druhů spadá pískorypka (*Andrena niveata*), psamofilní druh, který podle červeného seznamu není recentně znám. Její nález z roku 2018 na lokalitě Pasohlávky je tak potvrzením výskytu tohoto druhu na Moravě. Mezi kriticky ohrožené patří také tři stepní druhy hrabalek – *Arachnospila wesmaeli*, *Cryptocheilus variabilis* a *Nanoclavelia leucoptera*, všechny odchycené v r. 2018 na jihomoravských lokalitách, s výjimkou *Cryptocheilus variabilis* opakovaně. V kategorii ohrožených (EN) druhů byly zjištěny rovněž 4 teplomilné taxony, opět zachycené bez výjimky na jihomoravských lokalitách mezi roky 2016 až 2018. Bodulka vlašská (*Belomicrus italicus*) je teplomilný druh vázaný na stepní sprašové lokality. Mezi ohrožené druhy patří také dvě stepní až lesostepní včely – čalounice bělonohá (*Megachile lagopoda*) a ploskočelka *Lasioglossum puncticolle*. Trněnka drobná (*Tiphia minuta*) je subtilní druh vyskytující se velmi vzácně na okrajích lesů, s ektoparazitoidním způsobem života larev. Hostiteli jsou v zemi se vyvíjející larvy vrubounovitých (Scarabaeidae) či potěmňovitých (Tenebrionidae) brouků. Z celkem 19 druhů statutu zranitelných (VU) bylo 18 doloženo opět na moravských lokalitách, pouze ruděnka lesklá (*Sphcodes pellucidus*) byla odchycena na ploše v Rudné u Prahy, zatímco kutilka *Ammophila campestris* byla zaznamenána v celkovém počtu 39 exemplářů, z nichž 14 bylo zaznamenáno na ploše v Loděnici u Berouna, ostatní z různých lokalit na jižní Moravě.

Během vzorkování bylo odchyceno oběma metodami celkem 13 druhů čmeláků v počtu 886 jedinců (Příloha 3). Počet odchycených jedinců i druhů kolísal meziročně. V roce 2015 bylo zaznamenáno 127 čmeláků (8 druhů), v roce 2016 bylo odchyceno 480 exemplářů 13 druhů, ale v dalších letech byl už pozorován trend poklesu populační

početnosti čmeláků (2017 – 140 jedinců ve 12 druzích, 2018 – 139 jedinců pouze v 8 druzích). Uvedený trend lze vysvětlit (i) snižující se abundancí kvetoucích rostlin kokrhele, který na experimentálních plochách představoval zřejmě dost významný potravní zdroj, po jeho vysetí koncem r. 2015 a maximální početnosti kvetoucích rostlin v sezóně 2016 a (ii) nepříznivým klimatem v letech 2017 a 2018 (nezvykle chladný květen 2017 a suché vegetační období v obou letech). Je zřejmé, že negativní vlivy, které na čmeláky působí, mají kumulativní účinek a v konečném důsledku urychlují mizení opylovačů z krajiny.

Přestože jsou všechny druhy čmeláků i pačmeláků chráněny zákonem a klasifikovány jako ohrožené druhy, jako nejcennější nález lze označit královnu kriticky ohroženého (CR) čmeláka humenního (*Bombus ruderatus*). Faunisticky zajímavý nález je to také proto, že byl odchycen na lokalitě Louny v Ústeckém kraji, kde se dle Červeného seznamu tento druh nevyskytuje, nebo nejsou žádná věrohodná data, která by jeho výskyt potvrzovala (Hejda et al. 2017).

Nejpočetnějším druhem byl čmelák skalní (*Bombus lapidarius*), jehož zástupci tvořili 45,4 % všech odchycených čmeláků, následoval čmelák hájový/zemní (*Bombus lucorum/terrestris*) (37,5 % jedinců). Toto zjištění odpovídá regionální (Dvořák et al. 2010) i zahraničním pracím (Goulson et al. 2005; Cameron et al. 2011; Dupont et al. 2011), které uvádí, že ve společenstvech převládají druhy běžných generalistů. Uvedené druhy patří mezi potravně nesespecializované čmeláky s krátkými sosáky, kteří tvoří početné kolonie. Díky těmto charakteristikám odolávají i v unifikované intenzivně obhospodařované krajině (Goulson 2010; Dupont et al. 2011). Třetím nejhojnějším druhem byl čmelák zahradní (*Bombus hortorum*), jenž patří mezi potravně specializované druhy s delším sosákem. Jeho relativně vysoký výskyt je zřejmě způsoben širší ekologickou valencí z hlediska obývaného stanoviště (Pavelka & Smetana 2003), nebo mobilitou v prostředí, která v případě blanokřídlých podle některých zdrojů koresponduje s tělesnou velikostí (Gathmann & Tschardt 2002; Zurbuchen et al. 2010).

V roce 2017 a 2018 byl roztříděn a spočítán také ostatní entomologický materiál odchycený pomocí Moerickeho misek. Nejpočetnější byl taxon dvoukřídlých, následovali blanokřídlí (bez čmeláků a mravenců), brouci, polokřídlí, rovnokřídlí, mravenci, noční motýli, a pavoukovci. Za všechny 4 roky výzkumu bylo odchyceno a pozorováno celkem 40 078 jedinců hmyzu.

Na závěr této části práce lze shrnout, že zjištěná společenstva denních motýlů a blanokřídlých v prostředí studovaných ploch na silničních okrajích jsou nad očekávání

druhově bohatá i přes omezenou experimentální plochu (celkově 1 ha). Je zřejmé, že především v případě blanokřídlých hostí tato stanoviště až překvapivě cenná společenstva hmyzu. Okraje komunikací tak představují regionálně významná stanoviště pro přežívání významné proporce diverzity druhů otevřených stanovišť, včetně řady silně ohrožených druhů (Heneberg et al. 2017).

## 5.2 Vyhodnocení vlivu kokrhele

Ústředním cílem předkládané práce bylo vyhodnotit odezvu různých taxonomických skupin bezobratlých živočichů na experimentální transformaci zapojených porostů na dálničních náspech prostřednictvím kokrhele luštince (*Rhinanthus alectorolophus*) a to na dvou úrovních: (i) abundance denních motýlů (*Rhopalocera*) a blanokřídlého hmyzu (Hymenoptera) s důrazem na čmeláky (*Bombus* spp.), (ii) abundance jednotlivých vyšších taxonů bezobratlých.

Z ordinačního schématu zachycujícího odezvu denních motýlů (Obrázek 4) je zřejmé, že zastoupení bylin, stejně jako podíl obnaženého půdního povrchu koresponduje s výskytem kokrhelu. S těmito kvalitami prostředí jsou asociovány ochránářsky cennější druhy motýlů, sedentární modrásci *Polyommatus bellargus* a *Polyommatus argyrognomon*. Pravděpodobně jde o asociaci s živnými rostlinami larev či nektarodárnými druhy, na nichž sají dospělci, tedy v obou případech s dvouděložnými, kvetoucími rostlinami. Samotný výskyt kokrhelu motýly přímo neovlivňuje, protože není živnou rostlinou pro housenky žádného z našich druhů denních motýlů (Macek et al. 2015), a díky hlubokému květnímu kalichu jej jako zdroj nektaru využívají pouze čmeláci, kteří jsou také jedinými efektivními opylovači (Kwak 1978; Kwak 1980; Natalis & Wesselingh 2012; Hargreaves et al. 2015).

Na opačné straně ordinačního schématu se naopak shlukují běžné druhy generalistů prakticky bez vazby na konkrétní stanoviště (bělásci *Pieris napi* a *Pieris rapae*) a vysoce mobilní babočka kopřivová (*Aglais urticae*). S výskytem dřevin je asociován výskyt okáče ječmínkového (*Lasiommata maera*), tedy druhu, jenž je typický právě pro mozaiku otevřených a dřevinami pokrytých ploch (Dvořák et al., Beneš, Konvička 2002; Macek et al. 2015).

Z grafického výstupu modelu odezvy blanokřídlých (Obrázek 5) vyplývá, že hlavní gradient v datech odpovídá množství opadu, resp. naakumulované sařiny. Tu vytvářejí zejména kompetičně dominantní a vysoce produktivní druhy trav, jejichž



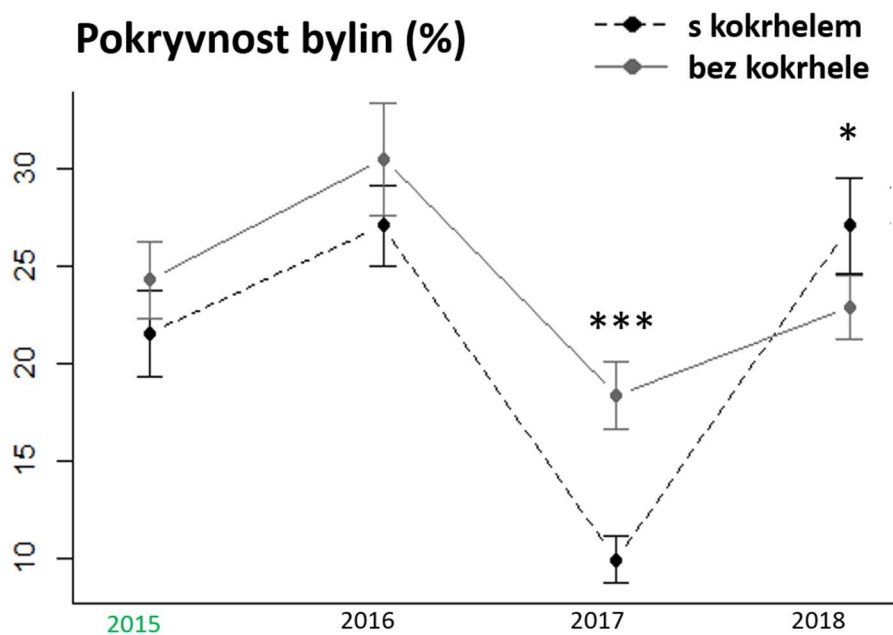
biomasa jednak rychle přirůstá, jednak je tvořena nesnadno rozložitelnými materiály (Gaisler et al. 2011). Kokrhel parazituje především na trávách, čímž omezuje jejich kompetiční dominanci (Těšitel et al. 2017). V místech se zvýšenou pokrývností kokrhelu lze proto očekávat vznik porostních mezer až obnaženého půdního povrchu, kdy jsou trávy vytlačovány působením parazita. Efekt snížení jejich pokrývnosti pravděpodobně zesiluje vodní deficit, protože kokrhel má permanentně otevřené průduchy, čímž zvyšuje vodní stres hostitele (Klimešová 2007; Těšitel et al. 2017). Kokrhel navíc obohacuje půdu svojí nekromasou (jde o jednoletku, která po odkvětu během léta odumírá a na stanovišti se udržuje pouze úspěšným klíčením semen a uchycením semenáčků), bohatou na živiny, čímž může urychlit i rozklad travní stařiny.

Z ordinačního schématu tedy vyplývá, že v levé horní části diagramu by se měly vyskytovat především druhy, které jsou vývojem závislé na volném a sypkém povrchu půdy, ve kterém si hloubí hnízdní komůrky. Tomu odpovídá výskyt pakutilky trojskvrnné (*Nysson trimaculatus*), druhu s vazbou na písčité podklad, i hrabalky malé (*Priocnemis pusilla*) vázané rovněž na stepní a teplá lesostepní stanoviště, kde samičky příležitostně vyhrabávají v zemi krátké chodby, do nichž umisťují ochromenou kořist (především pavouky), jako potravu pro potomstvo (Macek et al. 2010). Podobně v sypké půdě hnízdí i ploskočelka nejmenší (*Lasioglossum minutissimum*). Výhradně na suché váté písky a sprašové půdy je vázána bioindikačně významná, dnes kriticky ohrožená hrabalka perličková (*Episyron arrogans*). Pozice druhu při levém okraji ordinačního schématu, tedy velmi dobře odpovídá jeho stanovištním nárokům.

Naopak v pravé části diagramu lze předpokládat výskyt eurytopnějších druhů (mezi které patří např. pískorypka dvoubarevná (*Andrena bicolor*), druhů nenáročných na kvalitu podkladu či s vazbou na travnatá stanoviště (*Andrena humilis*), případně pak druhů hnízdicích v rostlinném materiálu, ulitách plžů apod. Alternativně lze v tomto stanovišti očekávat výskyt/záchyt velmi mobilních druhů (tj. dobrých letců). Mobilita druhů u blanokřídlých silně koreluje s tělesnou velikostí (Gathmann & Tschardt 2002; Zurbuchen et al. 2010), čemuž odpovídá výskyt velké žahalky žluté (*Scolia hirta*). Rovněž o včelách medonosných je známo, že aktivně létají na velké vzdálenosti od úlu, patří tak mezi mimořádně dobré letce (Beekman & Ratnieks 2000), kteří se volně pohybují krajinou, což zvyšuje jejich záchyt, který tak nemusí reflektovat vazbu na stanoviště.

Z trendů naznačených grafickým výstupem CCA modelu konstruovaného s využitím druhových dat čmeláků a pačmeláků (Obrázek 6) lze vyvozovat, že změna

v kvalitě vegetace je pro tento taxon významným faktorem prostředí. Roli však můžou hrát kromě potravní nabídky také celkové preference k určitému typu stanoviště. Z tohoto hlediska jsou konkrétní druhy čmeláků považovány za eremofilní (s preferencí vůči otevřeným, výhřevným, a tedy sušším typům stanoviště) resp. hylofilní, tj. druhy vyhledávající spíše vlhčí typ prostředí (Pavelka & Smetana 2003), který je determinován vyšší mírou zástiny, tedy přítomností křovin a stromů. V pravé části ordinačního schématu se koncentrují především hylofilní druhy (*Bombus pratorum*, *B. hypnorum*, *B. hortorum* a *B. lucorum*), v levé části se shlukují spíše druhy eremofilní (*B. ruderarius*, *B. lapidarius*, *B. humilis*) či eurytopní (*B. pascuorum*). Jednoznačná odezva čmeláků na okamžité zvýšení potravní nabídky (prostřednictvím rozkvetení atraktivní plošky vyšetého kokrhel) byla pravděpodobně zeslabena (i) dobou, jež uplynula od výsevu (během této doby se kokrhel z pokusné plochy vytrácel a snižoval tak svoji pokryvnost a tím i atraktivitu plochy pro čmeláky), (ii) zpožděným nástupem kvetoucích bylin, které jsou pro čmeláky rovněž potravním zdrojem (Obrázek 8), (iii) sběrem dat v pozdně letní části sezóny, kdy v letech 2016 až 2018 bylo bez výjimky velmi suché a horké léto, které vedlo k rychlému odkvetení vegetace s negativními důsledky pro vývoj kolonií čmeláků. Ve druhé části sezony tak čmeláci byli zaznamenáváni velmi zřídka (*pers. observ.*), což mohlo dále ovlivnit výsledek modelu.



**Obrázek 8:** Srovnání odezvy pokryvnosti bylin na experimentálních a kontrolních plochách. Model GLMM integruje data ze všech experimentálních lokalit. \*\*\*  $P < 0,001$ ; \*  $P < 0,05$ .

Konečně z výsledků RDA analýzy (Příloha 10) zpracované s cílem popsat odezvu vyšších taxonomických úrovní (především řádů) členovců, vyplývá, že tato je především odezvou k vegetační změně, a že je tedy pouze nepřímo determinována efektem kokrhle. Z grafického výstupu analýzy lze vyčíst několik trendů. Pokryvnost trav pozitivně ovlivňuje abundance denních motýlů, což může být způsobeno velkým zastoupením okáčů, jejichž housenky jsou většinou graminivorními generalisty (Macek et al. 2015). Také pavoukovci vykazují pozitivní odezvu k pokryvnosti travin, naopak jsou negativně ovlivňováni plochou holého povrchu a pokryvností kokrhle. Vyšší porost totiž pravděpodobně nabízí lepší možnosti k upevnění pavučin a obecně k úspěšnému lovu (Kůrka 2015). Častější výskyt pavouků ve vyšším travním porostu dokumentuje i práce z Maďarska (Batáry et al. 2008). Více zapojený porost nadto brání vysychání prostředí, přičemž prostředí s vlhčím mikroklimatem vyžadují typicky např. sekáči (*Opiliones*) (Dennis et al. 2001). Blanokřídli (bez čmeláků a mravenců), zde hodnoceni pouze na úrovni abundance skupiny, vykazují slabou pozitivní odezvu k pokryvnosti kokrhelu, ale i holého povrchu. Jak bylo popsáno výše, vlivem kokrhelu na ploše dočasně vznikají plošky bez vegetace, které mohou využít k vyhrabání hnízdních komůrek mnohé druhy samotářských včel, jež tvořily významný podíl odchycených blanokřídlych.

## 6 Závěr

Předložená diplomová práce cílila na vyhodnocení odezvy různých taxonů členovců na změnu vegetačního pokryvu silničních náspů, coby důsledku jejich transformace poloparazitickým kokrhelom luštincem (*Rhinanthus alectrolophus*). Reakce členovců byla sledována na několika úrovních: (i) abundance denních motýlů (*Rhopalocera*) a blanokřídlého hmyzu (Hymenoptera) se zaměřením na čmeláky (*Bombus sp.*), (ii) celková abundance vyšších taxonomických jednotek (zpravidla řádů). Vliv kokrhelu byl sledován v průběhu let 2015 až 2018 na 10 experimentálních stanovištích v rámci ČR. Dále jsem si stanovil cíl posoudit význam silničních okrajů, jakožto potenciálně ekologicky cenného stanoviště, zejména pro druhy raně sukcesních stanovišť.

Na základě tříletého monitoringu experimentálních a kontrolních ploch na vybraných lokalitách silničních okrajů v Čechách i na Moravě lze uzavřít, že kokrhel ovlivňuje sledované modelové skupiny hmyzu i dalších členovců různým způsobem. V případě čmeláků jde pravděpodobně především o přímý vliv kokrhelu, jehož výsev zvyšuje atraktivitu lokality z hlediska dostupnosti potravy – kokrhel je nektarodárnou rostlinou, opylovanou dle dostupných prací právě pouze čmeláky. Množství kvetoucích rostlin zvyšovalo abundance čmeláků na plochách s rozkvetlým kokrhelom. Kokrhel však ovlivňuje složení společenstev blanokřídlých i nepřímo, díky dočasnému vytvoření plošek bez vegetace v místech, kde díky parazitaci ustoupily hostitelské druhy, tj. především trávy (*Poaceae*). Pozitivní vliv na blanokřídlý hmyz, zejména samotářské včely, spočívá ve vytváření vhodných míst k hnízdění (plošky obnaženého půdního povrchu). Společenstva denních motýlů pak kokrhel ovlivňoval pouze nepřímo, skrze změnu struktury vegetace. Interpretace odezvy vyšších taxonomických skupin je obtížná. Příčinou je nedostatek dat (výzkum probíhal pouze 2 roky) a široce definované taxonomické skupiny, které neumožňují postihnout často rozdílné ekologické nároky jednotlivých druhů. Obecně na změnu pokryvnosti pozitivně reagovali denní motýli a pavoukovci.

Práce dále podtrhuje potenciál silničních okrajů, jakožto stanovišť výskytu celé řady ochranně významných druhů. Význam silničních okrajů pro podporu biodiverzity raně sukcesních stanovišť, pro přežívání a šíření vzácných a mizejících druhů otevřených biotopů, může dále navýšit vhodný způsob zakládání vegetace těchto okrajů, jejich údržby, ale právě i biologická transformace existujících uniformních travních porostů.

## 7 Citovaná literatura

Ameloot, E., Verheyen, K., & Hermy, M. (2005). Meta-analysis of standing crop reduction by *Rhinanthus* spp. and its effect on vegetation structure [Online]. *Folia Geobotanica*, vol. 40(2-3), 289-310.

Anděl, P., Minářová, M., & Andreas, M. (2010). Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce, 1-137.

Andersen, A. (1995). Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, vol. 73(issue 1), 39-43.

Andersson, P., Koffman, A., Sjödin, N., & Johansson, V. (2017). Roads may act as barriers to flying insects: species composition of bees and wasps differs on two sides of a large highway. *Nature Conservation*, vol. 18, 14-59.

Ashley, E., & Robinson, J. (1996). Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. *Can Field Nat*, 110(3), 403-412.

Askling, J., & Bergman, K. (2003). Invertebrates – a forgotten group of animals in infrastructure planning? Butterflies as tools and model organisms in Sweden. *Proceedings of the international conference on ecology and transportation*.

Batáry, P., Báldi, A., Samu, F., Szűts, T., & Erdős, S. (2008). Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation*, vol. 141(issue 8), 2062-2070.

Beekman, M., & Ratnieks, F. (2000). Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology*, vol. 14(issue 4), 490-496.

Beneš, J. (2018). Webový klíč denních motýlů České republiky [Online]. Retrieved from <http://www.lepidoptera.cz/klic/>

Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E., & Corti, C. (2007). The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 122(issue 2), 183-191.

Biesmeijer, J. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherland. *Science*, vol. 313(issue 5785), 351-354.

Bouwman, A., Derwent, R., Posch, M., & Van Vuuren, D. (2002). A Global Analysis of Acidification and Eutrophication of Terrestrial Ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 141(1/4), 349-382.

Bullock, J., & Pywell, R. (2005). Rhinanthus: a tool for restoring diverse grassland?. *Folia Geobotanica*, vol. 40(2-3), 273-288.

Cameron, S., Lozier, J., Strange, J., Koch, J., Cordes, N., Solter, L., & Griswold, T. (2011). Patterns of widespread decline in North American bumble bees [Online]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108(issue 2), 662-667.

Carson, R. (1965). *Silent spring*. London: Penguin Books in association with Hamish Hamilton.

Conrad, K., Warren, M., Fox, R., Parsons, M., & Woiwod, I. (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis [Online]. *Biological Conservation*, vol. 132(issue 3), 279-291.

Čížek, L., Beneš, J., Fric, Z., & Konvička, M. (2009). Zpráva o stavu země: Odhmyzeno: Jak se daří nejpočetnější skupině obyvatel České republiky?. *Vesmír*, 88(386), 386-389.

Čížek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., & Konvicka, M. (2012). Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, vol. 16(issue 2), 215-226.

Demey, A. (2013). *Impacts of hemiparasitic plants on the vegetation and biogeochemical cycling in two contrasting semi-natural grassland types* (PhD thesis). Ghent, Belgium.

Demey, A., Rütting, T., Huygens, D., Staelens, J., Hermy, M., Verheyen, K., & Boeckx, P. (2014). Hemiparasitic litter additions alter gross nitrogen turnover in temperate semi-natural grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 68, 419-428.

Dennis, P., Young, M., & Bentley, C. (2001). The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 86(issue 1), 39-57.

Dupont, Y., Damgaard, C., Simonsen, V., & Stout, J. (2011). Quantitative Historical Change in Bumblebee (*Bombus* spp.) Assemblages of Red Clover Fields. *PLoS ONE*, vol. 6(issue 9), 251-272.

Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V., & Weidenhoffer, Z., Beneš, J., Konvička, M. (2002). *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I*. Praha: Společnost pro ochranu motýlů.

Dvořák, L., Holuša, J., Holý, K., Macek, J., Smetana, V., Straka, J., & Šíma, P. (2010). Blanokřídli (Hymenoptera) vybraných lokalit východní Moravy a Slezska (Česká republika), (2), 157-172.

Forman, R., & Alexander, L. (1998). Road and their major ecological effects. *Ann Rev Ecol Syst*, 29, 207-231.

Gaisler, J., Pavlů, V., Mládek, J., Hejcman, M., & Pavlů, L. (2011). Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agro-environmentálním opatření. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.

Gathmann, A., & Tschardt, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, vol. 71(issue 5), 757-764.

Goulson, D., Hanley, M., Darvill, B., Ellis, J., & Knight, M. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, vol. 122(issue 1), 1-8.

Goulson, D. (2010). *Bumblebees: behaviour, ecology, and conservation*. Oxford [England]: Oxford University Press.

Hallmann, C., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., & Lamb, E. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, *12*(10), 185-189.

Hanley, M., & Wilkins, J. (2015). On the verge? Preferential use of road-facing hedgerow margins by bumblebees in agro-ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, *vol. 19*(issue 1), 67-74.

Hargreaves, A., Weiner, J., Eckert, C., & Bartomeus, I. (2015). High-elevation range limit of an annual herb is neither caused nor reinforced by declining pollinator service. *Journal of Ecology*, *vol. 103*(issue 3), 572-584.

Hartley, S., Green, J., Massey, F., Press, M., Stewart, A., & John, E. (2015). Hemiparasitic plant impacts animal and plant communities across four trophic levels. *Ecological Society of America*, 2408–2416.

Heer, N., Klimmek, F., Zwahlen, C., Fischer, M., Hölzel, N., Klaus, V., Kleinebecker, T., Prati, D., & Boch, S. (2018). Hemiparasite-density effects on grassland plant diversity, composition and biomass [Online]. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *vol. 32*, 22-29.

Hejda, R., Farkač, J., & Chobot, K. (eds.). (2017). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Heneberg, P., Bogusch, P., & Řezáč, M. (2017). Roadside verges can support spontaneous establishment of steppe-like habitats hosting diverse assemblages of bees and wasps (Hymenoptera Aculeata) in an intensively cultivated central European landscape. *Biodivers Conserv*, 843-864.



Hula, V., Mládek, J., Niedobová, J., & Hejduk, S. (2018). *Ověřená technologie produkce osiva živných rostlin motýlů*. Brno.

Humbert, J., Ghazoul, J., Richner, N., & Walter, T. (2010). Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 139(issue 4), 522-527.

Humbert, J., Ghazoul, J., & Walter, T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna [Online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 130(1-2), 1-8.

Jackson, N., & Fahrig, L. (2011). Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144(12), 3143-3148.

Joshi, J., Matthies, D., & Schmid, B. (2000). Root hemiparasites and plant diversity in experimental grassland communities. *Journal of Ecology*, vol. 88(issue 4), 634-644.

Kindlmann, P., & Burel, F. (2008). Connectivity measures. *Landscape Ecology*, 23(8), 879-890.

Klein, A., Vaissiere, B., Cane, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 274(issue 1608), 303-313.

Klimešová, J. (2007). Černá ovce rodiny, ale které?: Jak si počínají parazitické rostliny. *Vesmír*, 86(574).

Kociolek, A., Clevenger, A., St. Clair, C., & Proppe, D. (2011). Effects of Road Networks on Bird Populations [Online]. *Conservation Biology*, 25, 241-249.

Konvicka, M., Benes, J., & Polakova, S. (2016). Smaller fields support more butterflies: comparing two neighbouring European countries with different socioeconomic heritage. *Journal of Insect Conservation*, 20(6), 1113-1118.

- Konvička, M., Beneš, J., & Čížek, L. (2005). Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, 127 s.
- Kunin, W. (2019). Robust evidence of insect declines. *Nature*, (574), 641-642.
- Kuras, T., Mazalová, M., & Chaudron, C. (2020). I cesta může být cíl: význam komunikací pro podporu rozmanitosti v krajině. *Živa*, (5), 235-238.
- Kuras, T., Hejduk, S., Hula, V., Niedobová, J., Šikula, T., Těšitel, J., & Mládek, J. (2015). Dálnice - zelená páteř krajiny?. *Ochrana přírody*, (5), 32-35.
- Kuras, T., Šarapatka, B., Mazalová, M., Mazalová, I., & Bednář, M. (2017). Krajinná struktura, Část I – Ochrana biodiverzity: Klíč k ochraně biologické rozmanitosti, půdy a vody. *Ochrana přírody*, 10(6), 18-23.
- Kůrka, A. (2015). *Pavouci České republiky*. Praha: Academia.
- Kwak, M. (1980). The pollination value of honeybees to the bumblebee plant *Rhinanthus*. *Acta botanica neerlandica*, 29, 597–603.
- Kwak, M. (1978). Pollination, hybridization and ethological isolation of *Rhinanthus minor* and *R. serotinus* (Rhinanthoideae: Scrophularia) by Bumblebees (*Bombus* latr.). *TAXON*, vol. 27(2-3), 145-158.
- Legendre, P., & Anderson, M. (1999). Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, vol. 69(issue 1), 1-24.
- Lye, G., Osborne, J., Park, K., & Goulson, D. (2012). Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment. *Journal of Insect Conservation*, vol. 16(issue 5), 697-707.
- Macek, J., Straka, J., Bogusch, P., Dvořák, L., Bezděčka, P., & Tyrner, P. (2010). *Blanokřídli České republiky*. Praha: Academia.

Macek, J., Laštůvka, Z., Beneš, J., & Traxler, L. (2015). *Motýli a housenky střední Evropy*. Praha: Academia.

Martel, J. (1995). Seasonal variations in roadside conditions and the performance of a gall-forming insect and its food plant. *Environmental Pollution*, vol. 88(issue 2), 155-160.

Moericke, V. (1951). Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzschädlerin M. ersicae (Sulz). *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 23-24.

Mora, C., & Sale, P. (2011). Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 434, 251-266.

Mudrák, O., Mládek, J., Blažek, P., Lepš, J., Doležal, J., Nekvapilová, E., Těšitel, J., & Hölzel, N. (2014). Establishment of hemiparasitic *Rhinanthus* spp. in grassland restoration: lessons learned from sowing experiments. *Applied Vegetation Science*, 17, 274-287.

Munguira, M., & Thomas, J. (1992). Use of Road Verges by Butterfly and Burnet Populations, and the Effect of Roads on Adult Dispersal and Mortality. *The Journal of Applied Ecology*, vol. 29(issue 2), 316-329.

Muñoz, P., Torres, F., & Megías, A. (2015). Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity and Conservation*, vol. 24(issue 3), 659-682.

Natalis, L., & Wesselingh, R. (2012). Shared pollinators and pollen transfer dynamics in two hybridizing species, *Rhinanthus minor* and *R. angustifolius*. *Oecologia*, vol. 170(issue 3), 709-721.

Nezval, O. (2014). *Možnosti využití poloparazitů a fixátorů dusíku pro potlačení konkurenčně silných druhů trav* (diplomová práce). Olomouc.

Novák, I. (2010). *Motýli a jejich půvab v ilustracích Bohumila Vančury*. Praha: Aventinum.

Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, vol. 120(issue 3), 321-326.

O'Sullivan, O., Holt, A., Warren, P., & Evans, K. (2017). Optimising UK urban road verge contributions to biodiversity and ecosystem services with cost-effective management. *Journal of Environmental Management*, vol. 191, 162-171.

Pavelka, M., & Smetana, V. (2003). *Čmeláci*. Valašské Meziříčí: ZO ČSOP.

Petranka, J., & Doyle, E. (2010). Effects of road salts on the composition of seasonal pond communities: can the use of road salts enhance mosquito recruitment?. *Aquatic Ecology*, vol. 44(issue 1), 155-166.

Policie ČR. (2020). Informace o nehodovosti na pozemních komunikacích v České republice v roce 2019. Praha: Policejní prezidium ČR, Ředitelství služby dopravní policie.

Potts, S., Biesmeijer, J., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 25(issue 6), 345-353.

Rada, S., Schweiger, O., Harpke, A., Kühn, E., Kuras, T., Settele, J., Musche, M., & Andersen, A. (2019). Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. *Diversity and Distributions*, vol. 25(issue 2), 217-224.

Reijnen, R. (1995). *Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in The Netherlands* (PhD thesis). Wageningen, Netherlands.

Reijnen, R., & Foppen, R. (2006). Chapter 12: impact of road traffic on breeding bird populations. In: Davenport J, Davenport JL (eds):. *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, 255-274.

- Reijnen, R., Foppen, R., & Meeuwsen, H. (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biol Conserv*, 75, 255-260.
- Rollin, O., Vray, S., Dendoncker, N., Michez, D., Dufrêne, M., & Rasmont, P. (2020). Drastic shifts in the Belgian bumblebee community over the last century. *Biodiversity and Conservation*, vol. 29(issue 8), 2553-2573.
- Romin, L., & Bissonette, J. (1996). Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir. *The Great Basin Naturalist*, 56, 1-11.
- Rotem, K., Agrawal, A., & Kott, L. (2003). Parental effects in *Pieris rapae* in response to variation in food quality: adaptive plasticity across generations?. *Ecological Entomology*, vol. 28(issue 2), 211-218.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2012). Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, vol. 147(issue 1), 87-98.
- ŘSD. (2020). Ředitelství silnic a dálnic: Délky a další data komunikací k 1. 1. 2020. <https://www.rsd.cz/wps/portal/web/Silnice-a-dalnice/delky-a-dalsi-data-komunikaci>
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., & Saarnio, S. (2005). Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance?. *Biological Conservation*, vol. 123(issue 3), 403-412.
- Saura, S., Bodin, Ö., Fortin, M., & Frair, J. (2014). Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, vol. 51(issue 1), 171-182.
- Schultz, C., Pe'er, B., Damiani, C., Brown, L., Crone, E., & Lele, S. (2017). Does movement behaviour predict population densities? A test with 25 butterfly species. *Journal of Animal Ecology*, vol. 86(issue 2), 384-393.

Skórka, P., Lenda, M., Moroń, D., Kalarus, K., & Tryjanowski, P. (2013). Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biological Conservation*, vol. 159, 148-157.

Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G., Rakosy, L., & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 91(issue 1), 22-46.

Suchomelová, J., Hejduk, S., Mládek, J., Hula, V., Kuras, T., & Šikula, T. (2016). Transformace současného ozelenění okrajů dálnic. *Silniční obzor*, 77(9), 247-252.

Šrámková, A., & Benda, D. (2016). Druhová diverzita žahadlových (Hymenoptera: Aculeata) v nektarodárném biopásmu: srovnání tří entomologických metod. In *Sborník abstraktů z konference konané ve dnech 10. až 12. června 2016 v Horce nad Moravou* (p. 22).

ter Braak, C. (1986). Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis [Online]. *Ecology*, vol. 67(issue 5), 1167-1179.

Těšitel, J. (2016). Functional biology of parasitic plants: a review. *Plant Ecology and Evolution*, vol. 149(issue 1), 5-20.

Těšitel, J., Mládek, J., Horník, J., Těšitelová, T., Adamec, V., Tichý, L., & Souza, L. (2017). Suppressing competitive dominants and community restoration with native parasitic plants using the hemiparasitic *Rhinanthus alectorolophus* and the dominant grass *Calamagrostis epigejos*. *Journal of Applied Ecology*, vol. 54(issue 5), 1487-1495.

Těšitel, J., Mládek, J., Horník, J., Těšitelová, T., Adamec, V., Tichý, L., & Souza, L. (2017). Suppressing competitive dominants and community restoration with native parasitic plants using the hemiparasitic *Rhinanthus alectorolophus* and the dominant grass *Calamagrostis epigejos*. *Journal of Applied Ecology*.

Těšitel, J., Těšitelová, T., Fisher, J., Lepš, J., & Cameron, D. (2015). Integrating ecology and physiology of root-hemiparasitic interaction: interactive effects of abiotic resources shape the interplay between parasitism and autotrophy. *New Phytologist*, 350-360.

Tikka, P., Högmander, H., & Koski, P. (2001). Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology*, vol. 16(issue 7), 659-666.

Trombulak, S., & Frissell, C. (2000). Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, vol. 14(issue 1), 18-30.

van der Sluijs, J., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L., Bijleveld van Lexmond, M., Bonmatin, J., Chagnon, M., Downs, C., Furlan, L., Gibbons, D., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D., Krupke, C., Liess, M., Long, E., McField, M., Mineau, P., Mitchell, E., Morrissey, C., Noome, D., Pisa, L., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J., Tapparo, A., Van Dyck, H., van Praagh, J., Whitehorn, P., & Wiemers, M. (2014). Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22(issue 1), 148-154.

Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, vol. 143(issue 3), 669-676.

## 8 Přílohy

**Příloha 1: Souhrnný přehled abundancí druhů motýlů odchycených během výzkumu oběma metodami**

Druh	Počet odchycených jedinců					Kategorie ohrožení*
	2015	2016	2017	2018	Celkem	
Babočka kopřivová <i>Aglais urticae</i>	60	4	3	1	68	
Okáč prosíčkový <i>Aphantopus hyperantus</i>	1	0	0	0	1	
Okáč voňavkový <i>Brintesia circe</i>	0	0	0	1	1	
Babočka síťkovaná <i>Araschnia levana</i>	0	0	1	5	6	
Modrásek tmavohnědý <i>Aricia agestis</i>	0	2	7	1	10	
Perleťovec stříbropásek <i>Argynnis paphia</i>	0	0	0	1	1	
Perleťovec nejmenší <i>Boloria dia</i>	0	3	1	24	28	
Okáč voňavkový <i>Brinthesia circe</i>	1	0	0	4	5	
Soumračník slézový <i>Carcharodus alceae</i>	0	1	0	2	3	NT
Okáč strdivkový <i>Coenonympha arcania</i>	2	1	0	0	3	NT
Okáč třeslicový <i>Coenonympha glycerion</i>	1	16	65	16	98	
Okáč poháňkový <i>Coenonympha pamphilus</i>	73	952	377	202	1604	
Žluťásek jižní <i>Colias alfacariensis</i>	5	2	6	9	22	VU
Žluťásek tolicový <i>Colias erate</i>	0	0	0	1	1	
Žluťásek čičorečkový <i>Colias hyale</i>	0	6	21	10	37	
Žluťásek čilimníkový <i>Colias croceus</i>	0	1	1	1	3	
Modrásek štírovníkový <i>Cupido argiades</i>	0	0	0	1	1	
Modrásek tolicový <i>Cupido decoloratus</i>	0	1	1	0	2	



Modrásek <i>Cupido sp.</i>	0	0	0	1	1	
Okáč rosičkový <i>Erebia medusa</i>	0	4	0	0	4	NT
Žluťásek řešetlákový <i>Gonepteryx rhamni</i>	0	2	0	0	2	
Babočka paví oko <i>Inachis io</i>	1	0	1	7	9	
Perleťovec malý <i>Issoria lathonia</i>	3	2	8	4	17	
Okáč ječmínkový <i>Lasiommata maera</i>	0	0	1	0	1	NT
Okáč zední <i>Lasiommata megera</i>	0	0	2	0	2	
Bělásek luční <i>Leptidea juvernica</i>	0	1	1	0	2	
Ohniváček černočarý <i>Lycaena dispar</i>	0	0	0	2	2	SO
Ohniváček černokřídlý <i>Lycaena phlaeas</i>	0	1	0	4	5	
Ohniváček černoskvrnný <i>Lycaena tityrus</i>	0	1	0	1	2	
Okáč luční <i>Maniola jurtin</i>	10	8	2	6	26	
Okáč bojínkový <i>Melanargia galathea</i>	3	0	13	163	179	
Hnědásek jitrocelý ( <i>Melitaea athalia</i> )	0	0	0	1	1	NT
Soumračník rezavý <i>Ochlodes sylvanus</i>	2	0	0	0	2	
Otakárek fennyklový <i>Papilio machaon</i>	0	0	0	1	1	O
Bělásek řepkový <i>Pieris napi</i>	19	8	25	30	82	
Bělásek zelný <i>Pieris brassicae</i>	0	0	5	12	17	
Bělásek řepový <i>Pieris rapae</i>	125	287	198	686	1296	
Modrásek černolemý <i>Plebejus argus</i>	4	65	98	57	224	NT
Modrásek podobný <i>Plebejus argyrognomon</i>	27	34	54	9	124	
Babočka bílé C <i>Polygonia c-album</i>	1	0	0	1	2	
Modrásek jetelový <i>Polyommatus bellargus</i>	1	25	15	9	50	VU
Modrásek vikvicový <i>Polyommatus coridon</i>	2	0	2	1	5	VU

Modrásek jehlicový <i>Polyommatus icarus</i>	11	57	40	19	127	
Modrásek vičencový <i>Polyommatus thersites</i>	3	2	0	0	5	VU
Bělásek rezedkový <i>Pontia daplidice</i>	0	6	5	30	41	
Soumračník jahodníkový <i>Pyrgus malvae</i>	1	0	0	0	1	
Soumračník skořicový <i>Spialia sertorius</i>	0	2	0	1	3	VU
Soumračník metlicový <i>Thymelicus sylvestris</i>	4	0	0	2	6	
Soumračník čárečkovaný <i>Thymelicus lineola</i>	2	2	13	37	54	
Babočka bodláková <i>Vanessa cardui</i>	1	5	1	0	7	
Babočka admirál <i>Vanessa atalanta</i>	0	1	0	1	2	
Pestrokřídlec podražcový <i>Zerynthia polyxena</i>	0	1	0	0	1	KO/NT
Vřetenuška komonicová <i>Zygaena viciae</i>	0	0	3	0	3	
<b>Celkem</b>	364	1507	971	1350	4192	

\*Kategorie ohrožení dle: (i) vyhlášky MŽP 395/1992 Sb. *sensu* 175/2006 Sb.: kriticky ohrožený druh (KO), silně ohrožený druh (SO), ohrožený druh (O), (ii) Červeného seznamu ohrožených bezobratlých druhů ČR: zranitelný (VU), téměř ohrožený (NT).

**Příloha 2: Souhrnný přehled abundancí druhů blanokřídlých odchycených během výzkumu pomocí žlutých misek**

Druh	Čeleď	Počet odchycených jedinců				Kategorie ohrožení*
		2016	2017	2018	Celkem	
<i>Andrena albofasciata</i>	Andrenidae	0	1	0	1	
<i>Andrena bicolor</i>	Andrenidae	0	1	0	1	
<i>Andrena curvungula</i>	Andrenidae	2	0	2	4	VU
<i>Andrena dorsata</i>	Andrenidae	0	0	1	1	
<i>Andrena flavipes</i>	Andrenidae	24	12	32	68	
<i>Andrena fulvago</i>	Andrenidae	0	1	0	1	
<i>Andrena fulvicornis</i>	Andrenidae	1	1	0	2	
<i>Andrena fuscipes</i>	Andrenidae	0	0	1	1	NT
<i>Andrena gravida</i>	Andrenidae	1	1	0	2	
<i>Andrena haemorrhoa</i>	Andrenidae	0	1	0	1	
<i>Andrena helvola</i>	Andrenidae	1	0	0	1	
<i>Andrena humilis</i>	Andrenidae	0	1	0	1	
<i>Andrena labiata</i>	Andrenidae	1	4	3	8	
<i>Andrena minutula</i>	Andrenidae	11	3	14	28	
<i>Andrena minutuloides</i>	Andrenidae	1	0	1	2	
<i>Andrena nigroaenea</i>	Andrenidae	0	1	0	1	
<i>Andrena nitida</i>	Andrenidae	0	1	0	1	
<i>Andrena niveata</i>	Andrenidae	0	0	1	1	CR
<i>Andrena pusilla</i>	Andrenidae	2	0	0	2	
<i>Andrena strohmeella</i>	Andrenidae	3	0	0	3	

<i>Andrena subopaca</i>	Andrenidae	3	8	2	13	
<i>Andrena taraxaci</i>	Andrenidae	3	1	0	4	
<i>Andrena truncatilabris</i>	Andrenidae	0	1	0	1	VU
<i>Panurgus calcaratus</i>	Andrenidae	2	1	4	7	
<i>Apis mellifera</i>	Apidae	529	492	454	1475	DD
<i>Biastes brevicornis</i>	Apidae	0	0	1	1	VU
<i>Bombus hypnorum</i>	Apidae	0	2	0	2	O
<i>Bombus lapidarius</i>	Apidae	27	6	7	40	O
<i>Bombus lucorum/terrestris</i>	Apidae	60	20	10	90	O
<i>Bombus pascuorum</i>	Apidae	1	1	1	3	O
<i>Bombus pratorum</i>	Apidae	2	1	0	3	O
<i>Bombus ruderarius</i>	Apidae	0	0	1	1	O/CR
<i>Bombus sylvarum</i>	Apidae	1	1	1	3	O
<i>Bombus vestalis</i>	Apidae	1	1	1	3	O
<i>Ceratina cucurbitina</i>	Apidae	4	0	1	5	
<i>Ceratina cyanea</i>	Apidae	12	2	2	16	
<i>Ceratina nigrolabiata</i>	Apidae	1	0	1	2	
<i>Melecta albifrons</i>	Apidae	1	2	0	3	
<i>Eucera nigrescens</i>	Apidae	1	0	0	1	
<i>Nomada castellana</i>	Apidae	1	0	0	1	
<i>Nomada fabriciana</i>	Apidae	1	0	0	1	
<i>Nomada flavoguttata</i>	Apidae	1	0	1	2	
<i>Nomada fucata</i>	Apidae	0	0	3	3	
<i>Nomada guttalata</i>	Apidae	1	0	0	1	

<i>Nomada lathburiana</i>	Apidae	1	0	0	1	
<i>Colletes cunicularius</i>	Colletidae	1	0	0	1	
<i>Colletes daviesanus</i>	Colletidae	0	0	1	1	
<i>Colletes similis</i>	Colletidae	0	1	1	2	
<i>Hylaeus brevicornis</i>	Colletidae	4	0	1	5	
<i>Hylaeus communis</i>	Colletidae	0	0	1	1	
<i>Hylaeus confusus</i>	Colletidae	1	1	0	2	
<i>Hylaeus cornutus</i>	Colletidae	1	0	0	1	NT
<i>Hylaeus dilatatus</i>	Colletidae	4	10	10	24	
<i>Hylaeus gredleri</i>	Colletidae	1	0	1	2	
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	Colletidae	2	1	0	3	
<i>Hylaeus incongruus</i>	Colletidae	0	0	1	1	
<i>Astata boops</i>	Colletidae	3	1	0	4	
<i>Astata kashmirensis</i>	Colletidae	0	1	0	1	VU
<i>Astata minor</i>	Crabronidae	0	3	0	3	
<i>Belomicrus italicus</i>	Crabronidae	0	1	1	2	EN
<i>Bembecinus tridens</i>	Crabronidae	0	1	0	1	
<i>Cerceris rybyensis</i>	Crabronidae	0	0	1	1	
<i>Cerceris sabulosa</i>	Crabronidae	1	3	1	5	NT
<i>Didineis lunicornis</i>	Crabronidae	3	0	0	3	
<i>Dinetus pictus</i>	Crabronidae	0	0	1	1	
<i>Diodontus luperus</i>	Crabronidae	0	1	1	2	
<i>Diodontus minutus</i>	Crabronidae	0	3	0	3	
<i>Ectemnius dives</i>	Crabronidae	0	2	0	2	

<i>Harpactus affinis</i>	Crabronidae	1	0	0	1	NT
<i>Harpactus elegans</i>	Crabronidae	1	0	0	1	
<i>Harpactus laevis</i>	Crabronidae	12	8	5	25	
<i>Lestica clypeata</i>	Crabronidae	1	0	0	1	
<i>Lindenius albilabris</i>	Crabronidae	0	0	4	4	
<i>Lindenius panzeri</i>	Crabronidae	3	0	0	3	
<i>Miscophus bicolor</i>	Crabronidae	0	0	1	1	
<i>Miscophus concolor</i>	Crabronidae	3	1	0	4	NT
<i>Nysson dimidiatus</i>	Crabronidae	13	12	11	36	
<i>Nysson distinguendus</i>	Crabronidae	1	1	0	2	
<i>Nysson maculosus</i>	Crabronidae	1	0	0	1	
<i>Nysson trimaculatus</i>	Crabronidae	2	0	0	2	
<i>Oxybelus mucronatus</i>	Crabronidae	0	1	0	1	VU
<i>Oxybelus trispinosus</i>	Crabronidae	1	0	0	1	
<i>Oxybelus variegatus</i>	Crabronidae	0	0	1	1	
<i>Passaloecus clypearis</i>	Crabronidae	1	0	0	1	
<i>Passaloecus singularis</i>	Crabronidae	1	0	1	2	
<i>Pemphredon lethifer</i>	Crabronidae	2	0	1	3	
<i>Tachysphex dimidiatus</i>	Crabronidae	2	1	5	8	
<i>Tachysphex grandii</i>	Crabronidae	3	0	1	4	
<i>Tachysphex jokischianus</i>	Crabronidae	5	4	19	28	
<i>Tachysphex pompiliformis</i>	Crabronidae	0	0	4	4	DD
<i>Tachysphex sp.</i>	Crabronidae	0	0	1	1	
<i>Tachysphex unicolor</i>	Crabronidae	0	4	3	7	

<i>Trypoxylon attenuatum</i>	Crabronidae	2	1	0	3	
<i>Trypoxylon clavicerum</i>	Crabronidae	2	0	0	2	
<i>Trypoxylon deceptorium</i>	Crabronidae	1	1	0	2	
<i>Trypoxylon figulus</i>	Crabronidae	2	0	0	2	
<i>Trypoxylon medium</i>	Crabronidae	21	5	1	27	
<i>Trypoxylon minus</i>	Crabronidae	13	2	1	16	
<i>Halictus kessleri</i>	Halictidae	176	79	116	371	
<i>Halictus maculatus</i>	Halictidae	10	5	14	29	
<i>Halictus pollinosus</i>	Halictidae	0	0	1	1	VU
<i>Halictus quadricinctus</i>	Halictidae	0	0	1	1	NT
<i>Halictus rubicundus</i>	Halictidae	5	0	0	5	
<i>Halictus scabioidae</i>	Halictidae	1	1	3	5	
<i>Halictus seladonius</i>	Halictidae	0	0	3	3	RE
<i>Halictus sexcinctus</i>	Halictidae	0	1	1	2	
<i>Halictus simplex</i>	Halictidae	102	115	159	376	
<i>Halictus smaragdulus</i>	Halictidae	0	0	1	1	
<i>Halictus subauratus</i>	Halictidae	26	24	16	66	
<i>Halictus tumulorum</i>	Halictidae	58	36	95	189	
<i>Lasioglossum albipes</i>	Halictidae	0	0	1	1	
<i>Lasioglossum calceatum</i>	Halictidae	3	1	5	9	
<i>Lasioglossum clypeare</i>	Halictidae	2	1	0	3	NT
<i>Lasioglossum griseolum</i>	Halictidae	42	4	4	50	VU
<i>Lasioglossum laevigatum</i>	Halictidae	6	3	2	11	
<i>Lasioglossum laticeps</i>	Halictidae	6	3	3	12	

<i>Lasioglossum lativentre</i>	Halictidae	10	2	3	15	
<i>Lasioglossum leucopus</i>	Halictidae	7	0	2	9	
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Halictidae	3	2	5	10	
<i>Lasioglossum lucidulum</i>	Halictidae	3	0	0	3	
<i>Lasioglossum malachurum</i>	Halictidae	134	239	149	522	
<i>Lasioglossum marginatum</i>	Halictidae	1	1	4	6	
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	Halictidae	7	0	1	8	
<i>Lasioglossum morio</i>	Halictidae	102	35	72	209	
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	Halictidae	54	36	179	269	
<i>Lasioglossum politum</i>	Halictidae	187	44	27	258	
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	Halictidae	6	1	1	8	
<i>Lasioglossum puncticolle</i>	Halictidae	1	0	0	1	EN
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	Halictidae	1	1	1	3	
<i>Lasioglossum sp.</i>	Halictidae	0	0	1	1	
<i>Lasioglossum subfasciatum</i>	Halictidae	0	0	0	0	
<i>Lasioglossum villosulum</i>	Halictidae	7	4	6	17	
<i>Lasioglossum xanthopus</i>	Halictidae	0	1	0	1	
<i>Lasioglossum zonulum</i>	Halictidae	2	1	0	3	
<i>Rhopitoides canus</i>	Halictidae	2	1	3	6	VU
<i>Rophites quinquespinosum</i>	Halictidae	0	1	1	2	
<i>Sphecodes albilabris</i>	Halictidae	0	0	1	1	
<i>Sphecodes crassus</i>	Halictidae	0	1	1	2	
<i>Sphecodes ephippius</i>	Halictidae	1	1	0	2	
<i>Sphecodes geoffrellus</i>	Halictidae	1	0	2	3	



<i>Sphcodes gibbus</i>	Halictidae	0	1	1	2	
<i>Sphcodes monilicornis</i>	Halictidae	0	0	2	2	
<i>Sphcodes niger</i>	Halictidae	1	1	0	2	
<i>Sphcodes pellucidus</i>	Halictidae	0	0	1	1	VU
<i>Sphcodes puncticeps</i>	Halictidae	2	0	1	3	
<i>Hedychrium ardens</i>	Chrysididae	6	0	1	7	
<i>Hedychrium coriaceum</i>	Chrysididae	5	0	1	6	
<i>Hedychridium rossicum</i>	Chrysididae	1	0	1	2	
<i>Hedychrum rutilans</i>	Chrysididae	2	0	2	4	
<i>Chrysis illigeri</i>	Chrysididae	0	0	1	1	
<i>Chrysis scutellaris</i>	Chrysididae	0	1	0	1	
<i>Chrysura cuprea</i>	Chrysididae	32	1	9	42	
<i>Chrysura dichroa</i>	Chrysididae	2	1	0	3	
<i>Pseudochrysis neglecta</i>	Chrysididae	10	4	1	15	
<i>Allosmia rufohirta</i>	Megachilidae	7	5	5	17	
<i>Anthidium manicatum</i>	Megachilidae	1	0	1	2	
<i>Anthidium oblongatum</i>	Megachilidae	0	0	1	1	
<i>Anthidium punctatum</i>	Megachilidae	1	2	1	4	
<i>Coelioxys mandibularis</i>	Megachilidae	1	0	0	1	
<i>Coelioxys quadrientata</i>	Megachilidae	1	0	0	1	
<i>Heriades truncorum</i>	Megachilidae	1	0	1	2	
<i>Hoplitis acuticornis</i>	Megachilidae	2	3	0	5	NT
<i>Hoplitis adunca</i>	Megachilidae	6	10	4	20	
<i>Hoplitis anthocopoides</i>	Megachilidae	1	0	0	1	

<i>Hoplitis leucomelana</i>	Megachilidae	2	1	3	6	
<i>Hoplosmia spinulosa</i>	Megachilidae	1	0	5	6	
<i>Chelostoma campanularum</i>	Megachilidae	0	0	1	1	
<i>Chelostoma distinctum</i>	Megachilidae	0	0	1	1	
<i>Chelostoma florissomme</i>	Megachilidae	2	0	0	2	
<i>Chelostoma rapunculi</i>	Megachilidae	0	1	0	1	
<i>Megachile centuncularis</i>	Megachilidae	0	2	1	3	
<i>Megachilidae circumcincta</i>	Megachilidae	0	0	2	2	
<i>Megachile lagopoda</i>	Megachilidae	0	0	1	1	EN
<i>Megachile pilidens</i>	Megachilidae	1	4	12	17	
<i>Megachile versicolor</i>	Megachilidae	1	5	3	9	
<i>Megachile willughbiella</i>	Megachilidae	0	0	1	1	
<i>Neosmia bicolor</i>	Megachilidae	1	0	0	1	
<i>Osmia aurulenta</i>	Megachilidae	0	2	0	2	
<i>Osmia caerulescens</i>	Megachilidae	1	0	2	3	
<i>Osmia leaiana</i>	Megachilidae	1	0	0	1	
<i>Pseudoanthidium lituratum</i>	Megachilidae	1	0	0	1	
<i>Stelis ornatula</i>	Megachilidae	1	0	0	1	
<i>Dasypoda hirtipes</i>	Melittidae	2	3	11	16	
<i>Melitta tricincta</i>	Melittidae	0	0	2	2	NT
<i>Agenioideus cinctellus</i>	Pompilidae	1	0	0	1	
<i>Anoplius alpinobalticus</i>	Pompilidae	1	0	0	1	NT
<i>Anoplius nigerrimus</i>	Pompilidae	1	0	0	1	
<i>Arachnospila anceps</i>	Pompilidae	5	5	1	11	

<i>Arachnospila minutula</i>	Pompilidae	12	2	9	23	
<i>Arachnospila sp.</i>	Pompilidae	0	0	4	4	
<i>Arachnospila spissa</i>	Pompilidae	1	0	0	1	
<i>Arachnospila trivialis</i>	Pompilidae	2	4	1	7	
<i>Arachnospila wesmaeli</i>	Pompilidae	0	5	2	7	CR
<i>Auplopus albifrons</i>	Pompilidae	6	0	0	6	
<i>Cryptocheilus variabilis</i>	Pompilidae	0	0	1	1	CR
<i>Cryptocheilus versicolor</i>	Pompilidae	24	17	33	74	
<i>Episyron albonotatum</i>	Pompilidae	2	1	3	6	
<i>Episyron arrogans</i>	Pompilidae	0	0	1	1	VU
<i>Episyron rufipes</i>	Pompilidae	0	2	1	3	
<i>Evagetes crassicornis</i>	Pompilidae	1	0	1	2	
<i>Nanoclavelia leucoptera</i>	Pompilidae	0	0	4	4	CR
<i>Priocnemis agilis</i>	Pompilidae	3	2	8	13	VU
<i>Priocnemis cordivalvata</i>	Pompilidae	1	0	0	1	
<i>Priocnemis minuta</i>	Pompilidae	6	9	7	22	
<i>Priocnemis pusilla</i>	Pompilidae	6	3	20	29	
<i>Priocnemis schioedtei</i>	Pompilidae	4	1	0	5	
<i>Priocnemis vulgaris</i>	Pompilidae	1	0	0	1	NT
<i>Pseudochrysis neglecta</i>	Pompilidae	9	4	1	14	
<i>Scolia hirta</i>	Scoliidae	0	1	0	1	NT
<i>Scolia sexmaculata</i>	Scoliidae	1	0	6	7	VU
<i>Ammophila campestris</i>	Sphecidae	13	11	37	61	VU
<i>Ammophila sabulosa</i>	Sphecidae	1	7	1	9	

<i>Podalonia hirsuta</i>	Sphecidae	2	1	5	8	
<i>Sphex funerarius</i>	Sphecidae	0	0	4	4	
<i>Tiphia fenorata</i>	Tiphiidae	9	5	2	16	
<i>Tiphia minuta</i>	Tiphiidae	0	1	0	1	EN
<i>Ancistrocerus gazella</i>	Vespidae	0	1	0	1	
<i>Ancistrocerus parietinus</i>	Vespidae	0	0	1	1	NT
<i>Cryptocheilus versicolor</i>	Vespidae	0	0	1	1	
<i>Cryptochilus versicolor</i>	Vespidae	7	17	33	57	
<i>Eumenes coarctatus</i>	Vespidae	0	1	4	5	VU
<i>Eumenes pedunculatus</i>	Vespidae	1	0	0	1	
<i>Euodynerus notatus</i>	Vespidae	0	1	0	1	NT
<i>Gymnomerus laevipes</i>	Vespidae	4	2	0	6	
<i>Leptochilus alpestris</i>	Vespidae	1	1	0	2	VU
<i>Microdynerus parvulus</i>	Vespidae	1	1	0	2	
<i>Odynerus melanocephalus</i>	Vespidae	1	9	4	14	
<i>Odynerus spinipes</i>	Vespidae	1	0	1	2	
<i>Polistes dominula</i>	Vespidae	3	6	9	18	
<i>Stenodynerus chevrieranus</i>	Vespidae	1	0	0	1	VU
<i>Stenodynerus steckianus</i>	Vespidae	0	1	0	1	
<i>Vespula germanica</i>	Vespidae	2	3	2	7	
<i>Vespula vulgaris</i>	Vespidae	0	2	3	5	

	2016	2017	2018	Celkem
<b>Celkem</b>	2011	1455	1800	5266

\* Kategorie ohrožení dle: (i) vyhlášky MŽP 395/1992 Sb. *sensu* 175/2006 Sb.: ohrožený druh (O), (ii) Červeného seznamu ohrožených bezobratlých druhů ČR: kriticky ohrožený (CR), ohrožený (EN), zranitelný (VU), téměř ohrožený (NT), druh, o němž jsou nedostatečné údaje (DD).

Pozn.: Druhy jsou pro přehlednost v tabulce uvedeny abecedně v rámci svých čeledí.

**Příloha 3: Souhrnný přehled abundancí druhů čmeláků odchycených během výzkumu oběma metodami**

Druh	Počet odchycených jedinců					Kategorie ohrožení*
	2015	2016	2017	2018	Celkem	
Čmelák zahradní <i>Bombus hortorum</i>	7	27	21	17	72	O
Čmelák proměnlivý <i>Bombus humilis</i>	1	2	1	0	4	O
Čmelák rokytový <i>Bombus hypnorum</i>	1	1	5	0	7	O
Čmelák skalní <i>Bombus lapidarius</i>	43	225	47	87	402	O
Čmelák hájový/zemní <i>Bombus lucorum/terrestris</i>	69	202	48	13	332	O
Čmelák rolní <i>Bombus pascuorum</i>	3	6	5	9	23	O
Čmelák luční <i>Bombus pratorum</i>	0	8	5	0	13	O
Čmelák úhorový <i>Bombus ruderarius</i>	2	5	2	11	20	O
Čmelák humenní <i>Bombus ruderatus</i>	0	1	0	0	1	O/CR
Pačmelák cizopasný <i>Bombus rupestris</i>	0	1	2	0	3	O
Čmelák lesní <i>Bombus sylvarum</i>	1	1	3	1	6	O
Pačmelák panenský <i>Bombus vestalis</i>	0	1	1	1	3	O
<b>Celkem</b>	127	480	140	139	886	

\*Kategorie ohrožení dle: (i) vyhlášky MŽP 395/1992 Sb. *sensu* 175/2006 Sb.: ohrožené (O), (ii) Červeného seznamu ohrožených bezobratlých druhů ČR: kriticky ohrožený (CR).

**Příloha 4:** Výsledek předtestování environmentálních parametrů v částečně omezeném CCA modelu. Průkaznost vybraných faktorů prostředí v okolí misek je testována na zbytkové variabilitě v druhových datech motýlů (*Conditional Effects*).

Faktor	Vysvětlená variabilita (%)	pseudo-F	P	P(adj)
Pokryvnost dřevin	0,24	2,8	0,016	0,027
Pokryvnost holé půdy	0,22	2,6	0,006	0,015
Pokryvnost bylin	0,20	2,4	0,005	0,015
Pokryvnost trav	0,15	1,8	0,027	0,034
Pokryvnost kokrhele	0,09	1,1	0,076	0,076

**Příloha 5:** Sumární tabulka ordinačního CCA modelu, který popisuje vztah mezi variabilitou druhů motýlů ve žlutých miskách a environmentálními parametry prostředí (vegetací).

	Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
Významnost os	0,1148	0,0560	0,0307	0,0150
Vysvětlená variabilita os (kumulativní)	0,4500	0,6800	0,8000	0,8600
Pseudo-kanonická korelace	0,4484	0,3334	0,2435	0,1682
Permutační test				
Významnost I. osy	pseudo-F = 1.1		P = 0.0002	
Významnost všech os	pseudo-F = 2.1		P = 0.0002	

**Příloha 6:** Výsledek předtestování environmentálních parametrů omezeným CCA modelem Průkaznost vybraných faktorů prostředí v okolí misek je testována na zbytkové variabilitě v druhových datech blanokřídých

Faktor	Vysvětlená variabilita (%)	pseudo-F	P	P(adj)
Pokryvnost opadu	0,149	2,0	0,0002	0,0012
Pokryvnost bylin	0,049	0,6	0,9646	1,0000
Pokryvnost holé půdy	0,036	0,5	0,9986	1,0000
Pokryvnost kokrhelu	0,031	0,4	1,0000	1,0000
Pokryvnost trav	0,027	0,4	1,0000	1,0000
Pokryvnost keřů	0,045	0,6	1,000	1,0000

**Příloha 7:** Sumární tabulka a výsledek částečně (kovariátami) omezeného CCA modelu, který popisuje vztah mezi variabilitou druhů blanokřídých ve žlutých miskách a environmentálními parametry prostředí (vegetací). Na základě předtestování byly do výsledného modelu zařazeny proměnné pokryvnost opadu (průkazná) a pokryvnost kokrhelu (zájmová).

	Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
Významnost os	0,0979	0,0504	1	1
Vysvětlená variabilita os (kumulativní)	0,1300	0,1900	1,4700	2,7400
Pseudo-kanonická korelace	0,4658	0,3542	0	0
Permutační test	0,0966	0,1208		
Významnost I. osy	pseudo-F = 0,8		P = 0,0250	
Významnost všech os	pseudo-F = 1,3		P = 0,0316	



<b>Faktor</b>	<b>Vysvětlená variabilita (%)</b>	<b>pseudo-F</b>	<b>P</b>	<b>P(adj)</b>
Pokryvnost opadu	0,125	1,7	0,0002	0,0004
Pokryvnost kokrhelu	0,065	0,9	0,8314	0,8314

**Příloha 8:** Výsledek orientačního testování environmentálních parametrů v částečně omezeném CCA modelu z dat individuálního pozorování čmeláků na studovaných plochách. Vyjádřena je vždy zbytková variabilita v druhových datech (*Conditional Effects*).

<b>Faktor</b>	<b>Vysvětlená variabilita (%)</b>	<b>pseudo-F</b>	<b>P</b>	<b>P(adj)</b>
Pokryvnost travin	5.4	3.8	0.0474	0.09
Pokryvnost bylin	4.0	2.9	0.0822	0.10
Pokryvnost kokrhele	3.9	2.9	0.0164	0.08
Pokryvnost holé půdy	2.4	1.8	0.129	0.127
Pokryvnost keřů	2.3	1.7	0.054	0.090

**Příloha 9:** Sumární tabulka ordinačního CCA modelu, který popisuje vztah mezi variabilitou individuálně pozorovaných čmeláků na studijních plochách a environmentálními parametry prostředí (vegetací).

	Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
Významnost os	0,2734	0,1402	0,0656	0,0113
Vysvětlená variabilita os (kumulativní)	9,9600	15,0600	17,4500	17,8600
Pseudo-kanonická korelace	0,7380	0,6415	0,4441	0,2197
Permutační test				
Významnost I. osy	pseudo-F = 1,4		P = 0,007	
Významnost všech os	pseudo-F = 2,7		P = 0,001	

**Příloha 10:** Výsledek orientačního testování vlivu jednotlivých faktorů v RDA modelu na abundance jedinců vyšších taxonů odchycených žlutými miskami. Vyjádřena je zbytková variabilita v druhových datech (*Conditional Effects*).

Faktor	Vysvětlená variabilita (%)	pseudo-F	p (adj)
Pokryvnost bylin	1,02	3,6	0,02249
Pokryvnost trav	0,80	2,8	0,02874
Holý povrch	0,63	2,2	0,04581
Pokryvnost dřevin	0,21	0,7	0,72114
Pokryvnost kokrhele	0,21	0,7	0,72114