

Jihočeská universita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Vliv barvy na efektivitu Moerickeho pastí
v kontextu rostlinné nabídky a environmentálních
faktorů okolí pastí**

Diplomová práce

Michal Perlík

Školitel: RNDr. Pavel Šebek, Ph.D.

České Budějovice 2017

Perlík, M., 2017: Vliv barvy na efektivitu Moerickeho pastí v kontextu rostlinné nabídky a environmentálních faktorů okolí pastí (The effect of colour on Moericke trap efficiency in the context of flower availability and environmental factors in traps vicinity. Mgr. thesis, in Czech.) 66., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

Community composition of floricolous insects, beetles (Coleoptera) and bees and wasps (aculeate Hymenoptera) at six sites in Podyjí National Park was studied using four different colours of Moericke (pan) traps. Effects of different trap colours, forest habitats, and environmental variables in traps vicinity on the number of species and species composition were analysed. Influence of different conditions on trap catch is discussed.

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

České Budějovice 19.4.2017.

Michal Perlík

Poděkování

Rád bych poděkoval svému školiteli Pavlu Šebkovi za podnětné rady, komentáře a pomoc při sběru a zpracování dat a rovněž při sepisování této práce. Také bych rád poděkoval vedoucímu Laboratoře ekologie lesa Lukáši Čížkovi, bez kterého by tato práce nemohla být vůbec uskutečněna, a všem členům laboratoře, kteří se také podíleli na sběru dat, jmenovitě Lucii Ambrožové a Petru Kozlovi. Děkuji také Správě Národního parku Podyjí za poskytnutí povolení ke sběru materiálu na území parku. Děkuji Entomologickému ústavu, BC AV ČR, za poskytnutí prostředků a zázemí. Rovněž děkuji všem lidem, kteří se podíleli na určování entomologického materiálu: Ing. Martinovi Říhovi Ph.D. za velkou část blanokřídlých, Janovi Horákovi za čeled' Mordellidae a RNDr. Tiborovi Mészárosovi za nosatce. V neposlední řadě děkuji Jihočeské universitě v Českých Budějovicích. Velké díky si samozřejmě zaslouží i moje rodina, která mě během celého procesu sepisování diplomové práce podporovala.

Obsah

1. Úvod	1
1.1. Hmyz a kvetoucí rostliny	1
1.1.1. Brouci a květy	2
1.1.2. Blanokřídli a květy	3
1.1.3. Ostatní živočichové a květy	4
1.2. Florikolní hmyz a lesní prostředí	4
1.2.1. Dynamika lesů	4
1.2.2. Využívání lesních světlin	6
1.3. Adaptace hmyzu na vyhledávání květů	7
1.3.1. Orientace v prostoru	7
1.3.2. Rozpoznávání zdrojů	8
1.3.3. Colour constancy	9
1.3.4. Letové schopnosti	10
1.4. Studium florikolního hmyzu	11
2. Zaměření a cíle práce	13
3. Materiál a metody	14
3.1. Studované území	14
3.2. Experimentální design	14
3.3. Sběr dat	16
3.4. Spektrální charakteristiky barevných misek	17
3.5. Zpracování dat	19
3.6. Analýza dat	20
3.6.1. Počet druhů	20
3.6.2. Druhovému složení společenstev	20
4. Výsledky	22
4.1. Vliv barvy misky a stanoviště na počet druhů	22
4.2. Vliv proměnných v okolí pasti na počet druhů	24
4.3. Vliv barvy a stanoviště na druhové složení	24
4.4. Vliv okolí pasti na druhové složení	25
5. Diskuse	36
5.1. Vliv barvy pasti a stanoviště na počet druhů	37
5.2. Vliv stanoviště na druhové složení	38
5.3. Vliv barvy misek na druhové složení	39

5.4. Vliv interakce barvy a stanoviště na druhové složení.....	39
5.5. Vliv okolí pasti na počet druhů a druhové složení.....	40
6. Závěr.....	42
7. Literatura	43
Přílohy	51

1. Úvod

1.1. Hmyz a kvetoucí rostliny

Společná evoluce kvetoucích rostlin a hmyzu umožnila vznik širokého spektra biologických interakcí mezi oběma skupinami. Jednou z ekologicky i ekonomicky nejvýznamnějších interakcí mezi hmyzem a kvetoucími rostlinami je opylování rostlin za účasti hmyzu - entomogamie. Entomogamie se stala nejrozšířenější formou opylení u současných kvetoucích rostlin. Nejstarší nálezy pravděpodobných opylovačů pochází ze spodního permu, ale k hlavní radiaci došlo během jury s diversifikací krytosemenných rostlin (Labandeira 2010). Hlavní příčinou, proč hmyz navštěvuje květy je nabízený nektar, kterým se živí. Na květech se ale mohou živit i samotným pylem nebo okvětními lístky. I při takových návštěvách dochází k přenosu pylu. Mezi nejvýznamnější skupiny hmyzích opylovačů patří žahadloví blanokřídlí, dvoukřídlí a některé skupiny brouků (Wardhaugh 2015). Hlavním společným znakem hmyzích opylovačů je ochlupení (pubescence), díky kterému se během krmení na květech na jejich tělech zachycuje pyl. Ten je potom opylovačem přenášen na další květy (Stavert et al. 2016). K přenosu pylu ale mohou sloužit i jiné odvozené struktury, jako např. sběrací košíčky (corbilculae) u včel (Michener 2007).

Mezi opylovači je často vysoké procento druhů specializovaných na úzké spektrum hostitelských druhů rostlin nebo čeledí. To zvyšuje šanci, že se pyl určité rostliny dostane na konspecifického jedince. Důležitým faktorem v interakci opylovač-rostlina jsou takzvané polinační syndromy. Polinační syndrom je soubor vlastností rostliny, které jsou utvářeny vlivem abiotických (klíma, vítr, půda) a biotických (konkurence, selekce opylovači) faktorů (Guerrero 2014, Ollerton et al. 2009) a jejich projevem mohou být specifické pachy lákající opylovače, složení nektaru, tvar a barva květu, fenologie nebo délka květní trubky. Tento soubor vlastností (polinační syndrom) zajišťuje, že hmyz využívající květ a zároveň schopný rostlinu opylovat, rostlinu rozpozná. Specializace umožňuje opylovačům využívat zdrojovou rostlinu efektivněji než konkurenti anebo konkurenci zcela uniknout využíváním rostlin, které jiní využít nedovedou (Michener 2007). Schopnost opylovače rychle a efektivně vyhledat a rozpoznat správnou rostlinu je nezbytná jak pro rostlinu, tak pro opylovače, který rostliny navštěvuje (Chittka 1992; Chittka & Raine 2006).

Pro popisování společenstev hmyzu vázaného na květy je ale důležité vymezit termíny popisující jejich interakci s květy. Všechn hmyz využívající květy nebo jejich části lze klasifikovat jako florikolní nebo květomilný. Florikolie ale neznamená nutně opylování, tedy přenos pylu z rostliny na rostlinu, ale mnoho druhů florikolního hmyzu může jako opylovači působit (Wardhaugh 2015). Florikolní hmyz je tedy nadřazeným pojmem pro opylovače. Florikolní hmyz zahrnuje herbivorní druhy, kteří se živí květními částmi nebo pylem (např. brouci) (Crowson 1981) a nektarivorní opylovače (např. blanokřídlí) (Michener 2007). Někdy jsou jako florikolní popisovány i jiné skupiny bezobratlých, jako třeba kryptičtí predátoři, kteří loví na květech (pavouci, kudlanky).

Zájem o studium florikolního hmyzu je do velké míry spojen především s opylovači a jejich ekonomických přínosem. Díky intenzivnímu studiu opylovačů bylo možné vyhodnotit důležitost jejich diverzity pro fungování ekosystémů. To přineslo i poznatky o jejich ohroženosti. V posledních několika dekádách zažíváme citelný pokles opylovačů a to zejména včel v kulturní krajině, které je způsobeno používáním chemických postřiků na polích, ztráta nebo fragmentace vhodných habitatů, snížení diversity zdrojů, zavlečení nepůvodních druhů a patogenů (Potts et al. 2010; Williams et al. 2010).

1.1.1. Brouci a květy

Obecně jsou florikolní brouci považováni za generalisty, co se živných rostlin týče, kdy hlavním omezením je pro ně přístupnost květu a jejich schopnost květ rozpoznat. Studie ale ukazují, že zejména v tropech může být překvapivě vysoké procento druhů specializovaných na určité květy a dosavadní odhady jejich množství mohou být podhodnocené (Wardhaugh 2015). Rostliny opylované brouky mají obvykle velké, ploché, bledě zbarvené květy se silnou vůní nebo nápadné, slabě vonící květy s kontrastní kresbou (tzv. *beetle marks*) (Van Kleunen et al. 2007). Někdy mohou být brouky opylovány rostliny s vizuálně nenápadnými květy produkující hnilobný zápach. Takové rostliny přitahují hlavně mrchožravé brouky, kteří jsou lákáni zápachem a nikoliv nektarem nebo pylem. Brouci mohou být jedni z původních opylovačů krytosemenných rostlin (Hunt et al 2007, Wang et al. 2013). Mezi brouky, přispívající k opylování kvetoucích rostlin, patří někteří zlatohlávkovití (Cetoniinae), tesaříkovití (Cerambycidae), krascovití (Buprestidae), hrotařovití (Mordeliidae), lesknáčkovití (Nitidulidae), mandelinkovití (Chrysomelidae), květomilovití (Alleculidae), bradavičnickovití (Melyridae) a mnoho dalších (Crowson 1981, Hunt et al. 2007). Brouci se obvykle neživí výhradně nektarem a požírají pyl a květní části což při vysokých hustotách může způsobit na populacích živných rostlin závažné škody (Hokkanen 2000).

1.1.2. Blanokřídlí a květy

Žahadloví blanokřídlí, vosy (Vespidae), včely (Apidae), či zlatěnky (Chrysidae), jsou nejdiversifikovanější skupinou hmyzích opylovačů. Jako opylovači jsou jednou z ekonomicky nejvýznamnějších skupin živočichů vůbec. Jejich přínos pro světovou ekonomiku byl odhadnut na 153 miliard eur pro rok 2005 (Gallai et al. 2008). Dospělí žahadloví blanokřídlí se obvykle živí nektarem, zatímco jejich larvy jsou ve své výživě závislé na rodičích, případně na hostiteli. Většina druhů pro své potomstvo staví nebo vyhrabává hnízda nebo k hnízdění využívá existující dutiny. Larvy jsou vyživovány směsí pylu a nektaru (včely) nebo živočišnou potravou (vosy, kutilky) (Michener 2007). Někteří blanokřídlí jsou hnízdní paraziti jiných blanokřídlých (zlatěnky, nomády, pačmeláci) a k vývoji svého potomstva musí pronikat do hostitelských hnízd.

Ke sběru pylu se u včel (Apoidea) několikrát nezávisle vyvinuly specializované struktury a chování. Různé druhy projevují různou úroveň specializace na hostitelské rostliny od polylektie (generalismus), přes oligolektii (navštěvování malého množství druhů, obvykle v rámci jedné nebo několika mála čeledí) až po monolektii (navštěvování jen jednoho druhu). Koevolucí včel a rostlin vzniklo mnoho natolik úzce specializovaných interakcí, že některé druhy rostlin mohou být opyleny jen jedním až několika mála druhy včel. Například květy, které mají dlouhé květní trubky, mohou být opylovány jen opylovači s odpovídající délkou sosáku (Michener 2007). Mezi často studované žahadlové blanokřídlé patří včela medonosná (*Apis mellifera*), světově komečně nejvyužívanější opylovač, a několik dalších druhů ekonomicky přínosných druhů čmeláků (*Bombus terrestris*, *B. impatiens*), čalounic (*Osmia rufa* syn. *bicornis*) a včely skupiny Meliponini.

Mezi blanokřídlími se vyskytují různé úrovně sociálního uspořádání od solitérních (žijících jednotlivě, vyživujících své potomstvo bez pomoci konspecifických jedinců) až po eusociální druhy (mnoho jedinců žijících společně, dělba práce, kastovní systém, překryv generací). Solitérně žijící druhy jsou často více vázané na otevřená osluněná stanoviště, zatímco některé sociální druhy dokáží využívat i zastíněná stanoviště (Taki et al. 2013). Stejně tak solitérní druhy mnohdy využívají k budování hnízd sypkých substátů, hlíny či písku. Solitérní včely proto často dosahují vysoké druhové bohatosti například na ranně sukcesních stanovištích jako jsou paseky, plochy vzniklé polomy nebo bývalé těžební prostory (lomy, pískovny, struskovny) (Řehounek et al. 2015), tedy místa, kam svítí slunce a kde je dostatek odkryté půdy. Studií zabývajících se divoce žijícími a solitérními včelami je relativně málo, a proto ekologie a životní nároky mnoha druhů zůstávají zatím neznámé (Michener 2007).

Znalost specializovaného chování, zejména včel, při opylování kvetoucích rostlin v různorodých biotopech je důležitá pro pochopení ekologie včel samotných, ale i společenstev kvetoucích rostlin a celých ekosystémů (Proctor et al. 2012, Schaefer et al. 2004, Gallai et al. 2008).

1.1.3. Ostatní živočichové a květy

Blanokřídlí a brouci se řadí mezi nejvýznamnější skupiny florikolního hmyzu společně s dvoukřídlými. Kromě těchto skupin jsou na kvetoucí rostliny rovněž úzce vázáni i denní motýli a můry (Lepidoptera), kteří se téměř výhradně živí nektarem a jejich přispění k opylování rostlin je malé (Bauder et al. 2015). Kromě hmyzu se na opylování kvetoucích rostlin mohou podílet i obratlovci. Mezi takové opylovače patří ptáci (kolibříci a strdimillové), netopýři a ve výjimečných případech i plazy (gekoni) (Papiorek et al. 2016).

1.2. Florikolní hmyz a lesní prostředí

1.2.1. Dynamika lesů

Lesy jsou důležitou součástí krajiny a představují pro opylovače a florikolní hmyz obecně řadu výzev (Bhattacharya et al. 2012, Binkenstein & Schaefer 2015). Přirozené lesy, respektive lesy neovlivněné člověkem mají dynamickou povahu v důsledku opakovaného výskytu disturbancí. Mezi hlavní typy disturbancí ovlivňující lesní dynamiku patří větrné polomy, požáry, klimatické extrémy (sucha) (Bouget 2005; Núñez et al. 2010) nebo vliv herbivorů, především pak těch velkých (Vera 2000). V důsledku těchto disturbancí může vzniknout bohatá mozaika stanovišť v různých sukcesních stádiích.

Nejčastějším typem disturbancí v evropských lesích jsou větrné polomy a požáry. Ty bývají dnes nejčastějšími činiteli, díky kterým v lesích vznikají otevřená stanoviště a raně sukcesní stadia s obnaženou půdou. Efekt těchto disturbancí může být různého rozsahu, od poničení několika málo stromů po zničení celého porostu vzrostlých stromů. V lesích boreálního pásma, ale často i v horských lesích, bývají dominantním typem disturbancí velké disturbance ovlivňující celé porosty, tzv. stand replacement disturbances (Stokland et al. 2012). Jejich vlivem vznikají rozsáhlé otevřené plochy. Často jde o kombinaci větrné vichřice s následnou gradací různých škůdců (např. kůrovců) (Angelstam & Kuuluvainen 2004; McCarty 2015; Kuuluvainen 2011; Timonen et al. 2010). Stejně tak působením požáru může dojít k podobně rozsáhlým oblastem disturbovaných ploch. Mírnější požáry potom mohou mít za výsledek tzv. cohort replacement – úbytek jedné nebo několika věkových kohort stromů (například všech

stromů do určitého stáří). Například v porostech borovice lesní (*Pinus sylvestris*) s lokálním požárovým režimem dochází vlivem požáru k odumření spodního vegetačního patra, ale starší dospělé stromy požáru odolávají (Adámek et al. 2015; Angelstam & Kuuluvainen 2004). Výsledkem jsou řídké porosty vzrostlých stromů. V kontrastu s vlivem požáru nebo větrných smrští má vliv herbivorů, jako disturbančního činitele, spíše povahu soustavného tlaku na prostředí. Ten způsobuje zpomalování až zastavování postupu sukcese nebo pomalou přeměnu lesních porostů na řídké lesy nebo lesostepi (Vera 2000). Působení člověka ale způsobilo vymizení velkých herbivorů z evropské krajiny. Jejich vliv je tak lokální pouze na místech, kde ještě zůstali, nebo byli re-introdukováni (Jirků & Dostál 2015). K velkým disturbancím způsobeným větrem a požáry může docházet i v listnatých lesích (Bouget 2005), ačkoli s mnohem menší periodicitou. Pro listnaté lesy jsou tak typičtější spíše lokální, malé disturbance způsobující vznik malých ploch otevřených či raně sukcesních stadií lesa. Častou příčinou vzniku takových plošek je například pád jednoho nebo několika málo stromů, tzv. tree fall gaps. Svým způsobem se tak disturbanční dynamika dnešních listnatých evropských lesů může podobat lesům tropickým. V důsledku disturbancí dochází ke vzniku porostů s bohatou druhovou, věkovou i prostorovou strukturou, často závislou na lokálních podmínkách nebo interakcích lesních druhů rostlin (Doležal & Šťastná 2004, Doležal et al. 2006).

V dnešní době lze ale o přirozenosti lesů nebo o jejich přirozené dynamice jen spekulovat. Především pak v oblasti evropských temperátních lesů lze v podstatě za přirozený považovat jen stav lesů před výrazným působením člověka v krajině, tedy před začátkem neolitu. Člověk nahradil přirozené disturbanční faktory tradičními praktikami lesního hospodaření jako je pařezení nebo pastva domácích zvířat v lese, stejně tak využíval požárů (žďáření) k cílenému odstranění nebo prosvětlení lesních porostů. Tradičně obhospodařované porosty, výmladkové (nízké a střední) lesy, či pastevní lesy, byly vhodné prostředí pro široké spektrum druhů včetně světlinových specialistů (Fartman et al. 2013; Mason & McDonald 2001). Během posledních zhruba dvou století došlo v Evropě k ústupu od tradičního lesního hospodaření, což vedlo ke znatelnému úbytku lesů s otevřenou strukturou (Bürgi 1999; Miklín & Čížek 2014, Müllerová et al. 2015) a ve výsledku i k úbytku biodiverzity na tyto lesy vázané.

Většina lesních porostů střední Evropy má v současné době povahu produkčního, monokulturního lesa – plantáže (Pokorný 2005; Potts et al. 2010). Takový les je obvykle charakterizován vysokým korunovým zápojem, vysokým zástínem, homogenní věkovou strukturou a chudým bylinným patrem (Kopecký et al. 2013). V naprosté většině případů se navíc aktivně zabráňuje vzniku disturbancí, např. požárů, a pády jednotlivých stromů jsou také čím dál méně časté, neboť staré stromy jsou z lesů odstraňovány. Mnoho vzácných

světломilných lesních druhů rostlin a živočichů je v současné době svým výskytem omezeno na bývalé tradičně obhospodařované lesy, zbytky silně disturbovaných lesních stanovišť (lesy ve vojenských újezdech) nebo okraje lesů (Rackham 2008; Kraus & Krumm 2013, Murcia 1995). Existuje řada studií, zabývajících se vlivem lesního hospodaření na fungování společenstev lesních rostlin a živočichů (Pengelly & Cartar 2010). Často studované jsou byliny raně sukcesních stádií, které ke svému růstu vyžadují obnažená stanoviště s nízkým kompetičním tlakem. Kromě rostlin má tradiční aktivní management pozitivní vliv na saproxylický hmyz, denní a noční motýly (Šebek et al. 2015).

1.2.2. Využívání lesních světlin

Opylovači rostlin v lesních biotopech musí čelit několika problémům souvisejících se strukturou a dynamikou lesa a to zejména se vznikem světlin. Přírozený nebo tradičně obhospodařovaný listnatý les má otevřenou povahu s nízkým korunovým zápojem, což podporuje bohaté bylinné patro, ideální pro florikolní hmyz (Rackham 2008; Peterken 1977). Dnešní lesy mají ale korunový zápoj vysoký a jsou tmavé, podporující jen omezené množství kvetoucích rostlin. Navíc souvislý lesní porost funguje pro většinu hmyzu jako migrační bariéra. Pokud v lese neexistují plochy otevřených porostů, např. bývalého pastevního lesa či pařeziny, jsou florikolní druhy v lesích odkázáni na vznik světlin, ke kterému ale dochází zřídka (Proctor et al. 2012; Bouget 2005, Franc & Götmark 2008). Relativně brzy po vzniku světliny, v podstatě během jediné sezony, dochází ke změně druhového složení v podrostu, ze stín tolerantních druhů hustého lesa na světломilné druhy otevřeného lesa (Kohyama 1993; Duncan et al. 1998; Peterken et al. 1999; Fajardo et al. 2000; Inari et al. 2012). Podle lokálních podmínek může postupný návrat k původnímu typu společenstva trvat mezi 10 a 40 lety (Harmer et al. 2001), navíc s velkou obměnou druhů rostlin v prvních dvou až třech letech. Rostliny, které jsou závislé na raných fázích sukcese, tak musí najít jejich opylovači v poměrně krátké době. Vliv pastvy domácích nebo polodivokých zvířat může opětovné zapojení porostu ještě více oddálit nebo zastavit (Mountford et al. 2003; Walters et al. 2016). Světliny jsou v porovnání s okolním lesem druhově bohaté na kvetoucí rostliny (Magrach et al. 2012; Peterken et al. 1999). Bez fungující světlinové dynamiky jsou zmíněná společenstva rostlin a na ně vázaného florikolního hmyzu vytlačena na lesní okraje (Peterken et al. 1999).

Využíváním lesních světlin se rostliny a živočichové vyhýbají kompetici, a proto se světlinové druhy většinou nevyskytují na stálých otevřených stanovištích nebo v zapojených lesích, kde by byly vystaveny vyššímu kompetičnímu tlaku. Studie florikolních druhů ukazují, že první uživatel zdroje získává kompetiční výhodu oproti uživateli, který se ke zdroji dostane

později. Částečně proto, že využíváním zdroje jedincem jsou omezeny možnosti všech jedinců, kteří přijdou po něm (méně nektaru a pylu, zvýšené množství kontaktů se soupeřem, který svůj zdroj brání) (Lihoreau et al. 2016; Ohashi et al. 2008). Při pozdním objevení světliny mohou už být zdroje plně využívané jinými druhy a v takovém případě se nevyplatí pokoušet se světlinu dál využívat a pokud je jiná možnost, pozdní kolonizátoři mohou své zdroje hledat jinde. Proto se může některým druhům vyplatit, využívat světliny i na úkor jiných lokalit s hojnými zdroji, kde by museli čelit vyššímu kompetičnímu tlaku. Důležité také je, že mnoho světlinových druhů se na začátku vegetační sezóny, kdy ještě nejsou stromy plně olistěné, vyskytují v bylinném patře nejen světlin ale i souvislého lesa. Světelné podmínky zapojeného lesa před olistěním mohou být velmi podobné podmínkám světliny. Mnoho druhů florikolního hmyzu, které lze v pozdní sezóně najít pouze ve světlinách, se na počátku sezóny vyskytují i v lesních a s postupem sezóny a zvyšujícím se lesním zápojem jsou postupně vytlačeny na lesní okraje a do světlin (Proctor et al. 2012; Inari et al. 2012).

1.3. Adaptace hmyzu na vyhledávání květů

Aby florikolní hmyz našel své zdroje potravy, květy, vyvinula se něho řada adaptací usnadňující mu jejich vyhledávání. Jde především o poměrně dobrou schopnost letu a orientace v prostoru a dobrou schopnost rozlišování barev, která souvisí s nutností rozpoznat živnou rostlinu.

1.3.1. Orientace v prostoru

Významné krajinné prvky a stanoviště jako jsou solitérní stromy, aleje, lesní porosty, kvetoucí louky nebo zahrady jsou užitečnými orientačními body při pohybu florikolního hmyzu na větší vzdálenosti heterogenní krajinou. Některé typy stanovišť nebo dokonce struktura krajiny mohou být pro hmyz těžko nebo zcela neprostopné, a proto se jim hmyz vyhýbá nebo je schopen pohybu skrz ně jen v omezeném rozsahu (Woodgate et al. 2016). Například velké plochy homogenního prostředí jako lesní monokultury nebo produkční pole mohou být pro některé druhy hmyzu obtížně prostupné z důvodu absence vhodných orientačních bodů, která snižuje schopnost navigace skrz ně (Hagen et al. 2011). Některé druhy čmeláků se při hledání potravy vyhýbají hustým lesům nebo velkým lánům polí a orientují se raději podle bodů na okrajích těchto stanovišť. Zároveň jsou ale schopni si umístění bodů v prostoru pamatovat a vrátit se zpátky do hnízda nejkratší možnou cestou a to i přes homogenní prostředí lesů či polí (Hagen et al. 2011; Woodgate et al. 2016). U samců některých druhů blanonokřídých a brouků

jsou významné krajinné prvky jako kopce, skály a solitérní stromy využívány také jako pozorovatelné při pátrání po samici nebo jako centrální body samčích teritorií (Goulson et al. 2011; Streinzer & Spaethe 2013).

Při sběru nektaru a pylu využívá mnoho opylovačů (zejména blanokřídlých) optimalizované trasy – tzv. traplines. Pro efektivní využívání zdrojů je pro florikolní hmyz důležité dokázat tyto trasy přizpůsobit lokální nabídce a fenologii (Lihoreau et al. 2011; Friedman & Shmida 1992; Goulson 1999; Ings et al. 2009). Kromě vlivu samotných rostlin, má na fungování opylovače vliv i kompetice o zdroje s jinými opylovači (Lihoreau et al. 2016). Při zvýšené kompetici o určitý druh zdroje mohou někteří opylovači začít navštěvovat zdroj jiný, který buď neposkytuje stejnou odměnu nebo není tak hojný, ale kompetice o něj není tak silná (Goulson 1999). Znalost rozmístění zdrojů v prostředí a jejich fenologie umožňuje florikolnímu hmyzu efektivně fungovat v proměnlivém prostředí (Friedman & Shmida 1995; Proctor et al. 2012). Opylovači a florikolní hmyz využívají při pátrání po nektaru a pylu dva druhy letů – pátrací lety a exploatační lety. Cílem pátracího letu je objevit v okolí co nejvíce zdrojů, a proto je obvykle na první pohled klikatý a neuspořádaný. Účelem exploatačního letu je sběr nektaru a pylu, nebo případně jiných květních zdrojů (trichomy, listy, oleje). Na rozdíl od pátracího letu je exploatační let nápadně přímý a má nejekonomičtější trasu mezi využitelnými zdroji (Lihoreau et al. 2011). Většina florikolního hmyzu střídá tyto dva druhy letů. Pokud některého z navštěvovaných zdrojů ubyde, je proveden další pátrací let. Pátrací lety se rovněž mohou pravidelně opakovat i při dostatku zdrojů, jejich účelem pak je naleznout nové zdroje nebo optimalizovat trasu exploatačního letu (Woodgate et al. 2016; Goulson 1999; Falk 2011).

1.3.2. Rozpoznávání zdrojů

Hlavní výzvou pro florikolní hmyz využívající lesní světliny je schopnost přesně navigovat komplexním prostředím a za různých světelných podmínek (Chittka & Raine 2006). Rozpoznání vhodných živných rostlin je nezbytná schopnost pro většinu skupin florikolního hmyzu. Květy rostlin na sebe upoutávají pozornost potencionálních opylovačů mnoha způsoby. Kromě vůně, orientace květu, jeho tvaru nebo chemického složení nabízeného nektaru a pylu, je jednou z hlavních vlastností květu jeho barva. Kvetoucí rostliny disponují širokou škálou barevných pigmentů, díky kterým mohou upoutat pozornost opylovačů a zároveň tak mohou být rozpoznány (Guerrero et al. 2014, Ollerton et al. 2009). Oči florikolního hmyzu jsou uzpůsobeny tak, aby dokázaly velmi přesně rozlišovat barvy. Tři základní fotoreceptory jsou společné pro všechny hmyz – zelená (vlnová délka 490-560 nm), modrá (400-460 nm) a UV

(325-370 nm). Pokud některý z těchto receptorů chybí, byl patrně v průběhu evoluce ztracen sekundárně. V hmyzí říši se ojediněle vyskytují i receptory pro červenou barvu, které nejspíše vznikly několikrát nezávisle (Chittka 1996), například u vážek. U florikolního hmyzu je přítomnost červených receptorů spíš výjimkou.

Většina kvetoucích rostlin má na různých barevných částech květu kónické epidermální buňky, které fungují jako čočka, čímž zvyšují odrazivost barvy a kromě toho mění strukturu povrchu květu. Struktura květu pomáhá opylovačům udržet se na květu (Whitney et al. 2011). Mnoho květů má na sobě ultrafialové znaky, umožňující opylovačům lépe se zorientovat – pruhy, tečky, skvrny (Gegear & Laverty 2004, Papiorek et al. 2015). Rozpoznání vhodného květu podle jeho vlastností je důležitou schopností specializovaných opylovačů (Chittka et al. 2006; Burgers et al. 2010).

Díky schopnosti rozpoznat barvy a tvary si mohou opylovači zapamatovat rostliny, které se vyplatí navštěvovat, a mohou se vyhnout rostlinám, jejichž návštěva se jim nevyplatí. Díky asociaci barvy a tvaru květu s odměnou se můžou opylovači rychle zorientovat i v neznámém prostředí plném rostlin, se kterými nemají předešlou zkušenost (Spaethe et al. 2000; Gumbert et al. 2013; Ings et al. 2009). Studie ukázaly, že například čmeláci jsou nejen schopni své chování přizpůsobit lokální nabídce, ale také učit se jeden od druhého (Jones et al. 2014; Smolla et al. 2016).

U některých druhů rostlin dochází k tzv. krádeži nektaru, kdy se opylovač (často čmelák) prokouše přímo k nektaru, aniž by se dostal do kontaktu s pylem. Ke krádežím nektaru dochází většinou u rostlin s dlouhými květními trubkami a zloději jsou často včely s krátkými sosáky, které by se k nektaru jinak nedostaly (Goulson 1999). Prokousání se k nektaru je relativně časově náročné a dochází k němu často pouze pokud včela nemůže najít dostatek jiných zdrojů.

1.3.3. *Colour constancy*

Schopnost správně identifikovat rostlinu na základě barvy může být negativně ovlivněna místním osvětlením. Například právě při pohybu a pátrání mezi otevřenými lesními světlinami a zapojeným lesem se mění podmínky vnějšího osvětlení (Arnold & Chittka 2012; Gumbert 1999). Dovednost rozpoznávat barvy při různé kvalitě osvětlení, *colour constancy*, je tedy nezbytná pro florikolní hmyz v proměnlivém prostředí (Chittka et al. 2014). Spektrální vlastnosti osvětlení otevřených biotopů se liší od osvětlení lesních biotopů, kdy část světla proniká skrz koruny stromů, což způsobuje vyšší podíl zeleného světla na osvětlení (Arnold & Chittka 2012; Chittka et al. 2014). Při rozmístění zdrojů mezi různými typy prostředí lze předpokládat různé osvětlení a to může ovlivňovat schopnost florikolního hmyzu rozpoznávat

barvy. Vliv prostředí a jeho osvětlení na barvy v něm kvetoucích rostlin byl popisován v několika studiích (Chittka et al. 2014; Wolf et al. 2014; Arnold & Chittka 2012). Hlavní roli při rozlišování barev opylovači za různých světelných podmínek hrají individuální citlivosti barevných receptorů v očích hmyzu a jejich předešlá zkušenost s živnými rostlinami (Chittka 1992; Gumbert 1999; Ings et al. 2008). Předešlá zkušenost s rostlinou výrazně zvyšuje schopnost florikolního hmyzu jí rozpoznat i od rostlin s velmi podobnou barvou a to i při různé kvalitě osvětlení. Bylo také zjištěno, že ačkoliv mnoho skupin hmyzu dokáže přesně rozlišovat barvy, dokáže si pamatovat a efektivně využívat jen omezené množství květních znaků (orientace, velikost, barva, tvar, vůně, kresba) a některé znaky zcela ignorují (Wolf et al. 2014; Spaethe et al. 2000; Gegear et al. 2003). Kromě čistě barevné konstantnosti může být florikolní hmyz i květově konstantní – *flower constancy*. Navštěvování stejných květů má tu výhodu, že s nimi má jejich návštěvník předešlou zkušenost a díky tomu je efektivnější při jejich využívání. Pokud se v krajině vyskytuje rostlina, s níž má florikolní hmyz předešlou zkušenost, navštěvuje jí často i na úkor ostatních vhodných rostlin (Burgers et al. 2010; Gegear et al. 2003). K výrazné preferenci pro jednu ze srovnatelně vhodných živných rostlin dochází i u generalistů nebo široce polylektických druhů (Johnson et al. 2000, Goulson 1999; Raine et al. 2007). I při primárním využívání jednoho druhu rostliny ale kontrolují pravidelně opylovači i ostatní vhodné druhy pro případ, že primární zdroj začne ubývat. V takovém případě se návštěvník květů často přeorientuje na jiný hojný zdroj (Lihoreau 2010, 2011; Goulson et al. 1999; Ohashi et al. 2008). Barva se zdá být primárním znakem, podle kterého opylovači rozpoznávají potenciální zdroj na střední a větší vzdálenosti, zatímco jiné např. olfaktorické znaky jsou využívány až při bližším kontaktu s rostlinou (Burgers et al. 2010).

1.3.4. Letové schopnosti

Na využívání květů jako zdrojů potravy hmyzem mají vliv i letové schopnosti. Maximální doletové vzdálenosti velké části florikolního hmyzu jsou důležitým faktorem při studiu dynamiky jejich společenstev v prostředí, kde jsou zdroje ostrůvkovitě rozmístěny v prostoru (Bhattacharya et al. 2002). Bohužel existuje relativně málo studií zabývajících se touto tematikou. Maximální doletová vzdálenost je u většiny druhů hmyzu určena zejména velikostí (konkrétně délkou) těla, kdy větší druhy doletí dál než druhy menší (Greenleaf et al. 2007; Gathmann et al. 2002). Obecně jsou například blanokřídlí považováni za lepší letce než většina brouků. Kromě velikosti mohou být doletové schopnosti ovlivněny také sociálním uspořádáním. Eusociální druhy mají větší doletovou schopnost než srovnatelně velké solitérní druhy. V neposlední řadě má vliv i druh prostředí, ve kterém se hmyz pohybuje (Benett et al.

2014; Gathmann et al. 2002). Jak bylo zmíněno výše, některým typům prostředí se může florikolní hmyz zcela vyhýbat nebo v nich má sníženou orientační schopnost. Většina těchto poznatků byla ale dosažena nepřímými pozorováními jako např. využitím metod capture-recapture, což znamená, že samotná délka trasy letu není známá. Studie na čmelácích za pomoci miniaturních vysílačů ukazují, že celkové délky letů se výrazně mění podle lokalit, denní doby a podle typu letu, kdy pátračí lety mohou mít celkovou trasu o délce mezi pěti a deseti kilometry a lety exploatační jsou výrazně kratší, jak podle celkové vzdálenosti, tak i časově (Hagen 2011; Woodgate et al. 2016).

1.4. Studium florikolního hmyzu

Ke studiu společenstev květomilného hmyzu se využívá několik různých metod sběru vzorků, například Malaiseho pasti, letové nárazové pasti (flight-interception traps) nebo feromonové pasti. Feromonové pasti se využívají například pro odchyt lišajů nebo nesytěk. Jejich cena a specifita je ale překážkou ve využití těchto pastí jako nástroje zjištění složení celých společenstev. Malaiseho pasti jsou nespecifické, chytají velké množství hmyzu, především řády Diptera a Hymenoptera, ale i mnohé další skupiny. Jde o jednu z nejefektivnějších metod lovu hmyzu, co se týče počtu druhů a jedinců (Bouget & Nageleisen 2009). To je ale nakonec také jejich velkou nevýhodou, protože vysoké abundance a nespecifičnost způsobují, že třídění odchyceného materiálu je příliš časově náročné. Letové nárazové pasti jsou pak většinou nespecifické, ačkoli často chytají převážně brouky a blanokřídlé (ale velmi záleží na designu pasti). K dosažení dostatečného počtu jedinců k porovnání společenstev je ale třeba poměrně dlouhá doba expozice (až několik měsíců).

Dnes asi nejvyužívanější metodou při studiu květomilného hmyzu je sběr pomocí Moerickeho miskových pastí (Grundel et al. 2011; Abrahamczyk et al. 2010; Gollan et al. 2011; Campbell et al. 2007). Misková past je obvykle nádoba nápadné barvy naplněná konzervačním roztokem (např. slaný roztok) s přidanou kapkou detergentu. Hmyz přilákaný barvou chce dosednout na misku a je polapen. Mezi výhody barevných misek patří jejich vysoká efektivita a nízká cena (Campbell et al. 2007). Touto metodou lze chytit velké množství hmyzu, ale jen takových druhů, které mohou být lákány barvou. Druhy bez silné atrakce k barvám misky chytají zřídka, většina takových druhů se objevuje v pastech omylem (např. zástupci skupiny Orthoptera). Velikost misky ovlivňuje úlovek. Větší miska může být rozpoznána z větší dálky (Spaethe et al. 2000). Miskové pasti se v naprosté většině případů používají jen za jasného počasí, kdy je florikolní hmyz aktivní. Rovněž je třeba přizpůsobit dobu exponování pasti jejímu objemu a momentálním teplotám. Při vysokých teplotách může past vysychat a přestat fungovat.

V podmínkách mírného pásma se pro miskové pasti nejčastěji používá žlutá barva. Do žlutých misek se většinou chytá nejvyšší počet druhů (diverzita), ale některé druhy se do nich chytit vůbec nemusí (Saunders et al. 2013; Gollan et al. 2011; Heneberg & Bogusch 2014). Další efektivní barvy jsou například bílá, modrá, růžová nebo fialová. Při mnoha studiích se ke sběru florikolního hmyzu využívá více než jedna barva k dosažení vyššího úlovku, protože mnoho druhů má vrozenou barevnou preferenci a jsou lákáni jen omezenou škálou odstínů stejné barvy (Ings et al. 2008; Heneberg & Bogusch 2014). Při používání barevných pastí je třeba brát v úvahu i okolní prostředí, např. typ stanoviště (les, louka, pole), jeho vlastnosti (osvětlení, výšku vegetace, mikroklima) a přítomnost jiných barevných stimulů (kvetoucí rostliny, odkvetlé rostliny) (Saunders et al. 2013; Abrahamczyk et al. 2010). Kromě barev samotných může efektivitu barevných misek ovlivnit i zvýšená lokální přítomnost barevně zakamuflovaných predátorů na květech, která ovlivňuje ochotu hmyzu si na květy sedat (Abbot 2009). Pohlaví jednoho druhu (často u blanokřídlých) mohou mít odlišné barevné preference a při posunuté době výskytu samců a samic může v různých dobách jeden druh hmyzu vykazovat preferenci k různým barvám (Leong et al. 1999; Heneberg 2014). Studie, při kterých jsou použity Moerickeho pasti, často řeší pouze efekt samotné barvy na úlovek a kontext prostředí a barvy bývá často opomíjen (Vrdoljak & Samways 2012; Gollan et al. 2011).

2. Zaměření a cíle práce

Tato práce se zabývá společenstvy florikolního hmyzu na různých stanovištích listnatého lesa. Práce se snaží vyhodnotit efektivitu Moerickeho miskových pastí v závislosti na jejich barvě a typu stanoviště. Výzkum byl proveden v chráněných lesích Národního parku Podyjí, kde se nachází lesní porosty s různou otevřeností a strukturou vegetace, a zaměřil se na dvě početné skupiny florikolního hmyzu, brouky (Coleoptera) a žahadlové blanokřídle (Aculeata).

Konkrétními cíli této práce je:

- vyhodnotit, do jaké míry má barva Moerickeho miskových pastí vliv na druhovou bohatost a druhové složení společenstev florikolních brouků a blanokřídleých.
- zjistit, do jaké míry je vliv barvy miskových pastí podmíněn typem lesního stanoviště, ve kterém se pasti nachází.
- zhodnotit, zda charakteristiky prostředí v blízkém okolí miskových pastí, především pokryvnost kvetoucích rostlin, mají vliv na počet druhů a druhové složení odchycených společenstev.

3. Materiál a metody

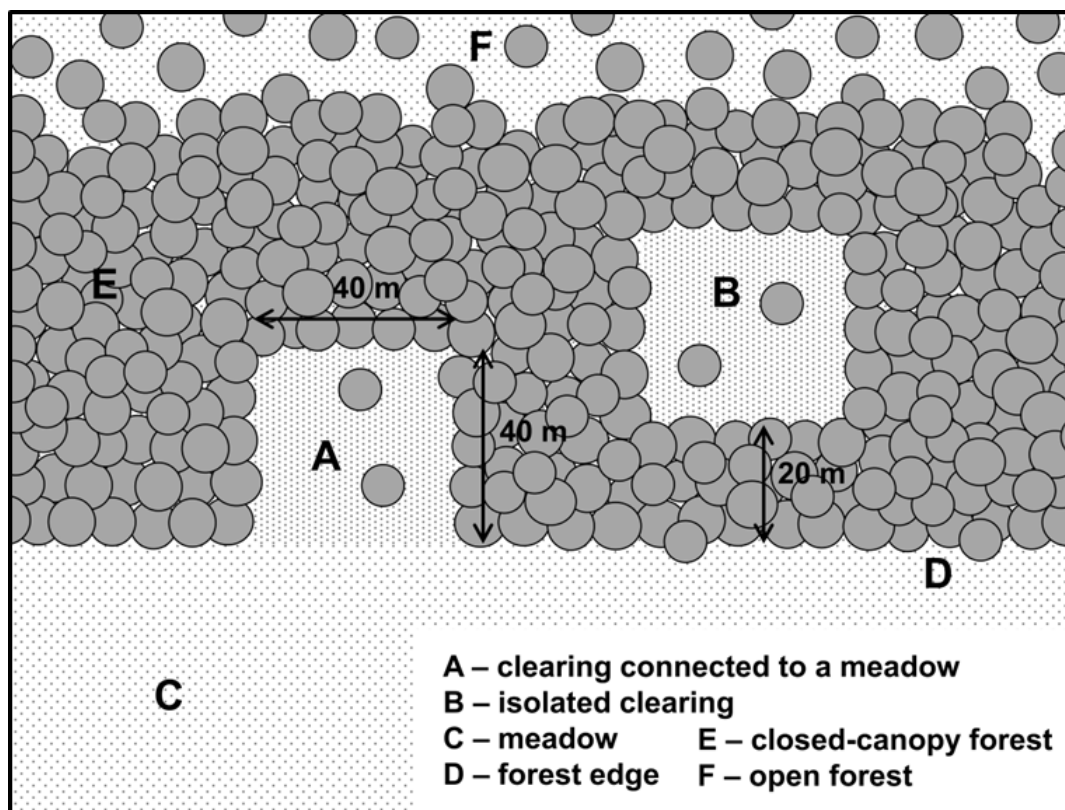
3.1. Studované území

Výzkum proběhl na území Národního parku Podyjí (Jižní Morava, Česká Republika) (48°50'43"N, 15°54'41"E). NP Podyjí se rozkládá na ploše zhruba 63 km² podél kaňonu řeky Dyje. Přibližně 90 % území parku je dnes pokryto lesy (Miklín et al. 2016). Dominantní zastoupení mají dubohabřiny, na západě se ale vyskytují i dubo-bukové porosty a na jihovýchodě porosty přechází v acidofilní doubravy, na horní hraně kaňonu jsou potom časté porosty s příměsí borovice. Historicky pokrývaly lesní porosty menší plochy než dnes, například v roce 1841 pokrýval les jen 66 % území dnešního parku (Miklín et al. 2016). Přibližně do období 2. světové války bylo na území parku běžné využívání tradičních forem lesního hospodaření, např. výmladkové hospodaření nebo lesní pastva, v důsledku čehož dominovaly na území dnešního parku lesní porosty s otevřenou strukturou, v jihovýchodní části dokonce převažovalo bezlesí. Od tradičních hospodářských praktik bylo po válce upuštěno, což vedlo k zarůstání pastvin a ke zvyšování korunového zápoje lesů. Později byl na většině území upřednostňován bezzásahový režim, který dále podporoval houstnutí lesů díky samovolné sukcesi. Na některých místech je ale stále možné nalézt zbytky otevřených lesů, obzvláště na svazích s mělkými půdami v horní části kaňonu řeky. Na těchto stanovištích a dále pak na okrajích lesů lze stále nalézt druhy rostlin a živočichů vázané na otevřené lesy. Mezi specialisty otevřených lesů, které lze v NP Podyjí najít, je například užovka stromová (*Zamenis longissimus*), tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), jason dymnivkový (*Parnassius mnemosyne*) nebo tesařík broskvoňový (*Purpuricenus kaehlerii*).

3.2. Experimentální design

Na šesti lokalitách v první zóně národního parku byly v lesích spodní části kaňonu v blízkosti nivních luk vytvořeny páry maloplošných pasek (každá cca 40x40 m) s výstavky. Každý pár tvořila vždy jedna paseka spojená s okrajem lesa a nivní loukou a druhá paseka izolovaná od okraje lesa nebo dalších otevřených stanovišť alespoň 20 m širokým pásem zapojeného lesa (Obr. 1). Na čtyřech lokalitách (Hardegg, starý Gáliš, Hlubocké louky, Lipina) byly paseky vytvořeny v roce 2011, na zbývajících dvou lokalitách (Široké pole, nový Gáliš) byly paseky vytvořeny v roce 2012. Paseky byly vytvořeny za účelem podpory populací kriticky ohroženého jasoně dymnivkového, ale nabízely možnost sledování dalších skupin organismů (Šebek et al. 2015). Na každé lokalitě byly v blízkosti pasek vytyčeny čtyři kontrolní plochy, reprezentující čtyři různé typy stanovišť: hustý (zapojený) les, řídký (otevřený) les, okraj lesa

a nivní louka. Dohromady bylo tedy vytvořeno 12 pasek (6 spojených s okrajem lesa a loukou, 6 izolovaných v lese) a 24 kontrolních ploch. Na konci léta 2014, byla polovina pasek (tři izolované a tři spojené s loukou) znovu prořezána, zbavena náletu a křovin, přičemž druhá polovina pasek byla ponechána samovolnému vývoji.



Obr. 1: Ilustrativní schéma rozmístění studovaných ploch, dvou typů pasek a čtyř typů kontrolních stanovišť na každé ze šesti lokalit. (převzato z Šebek et al 2015).

A = paseka propojená s loukou, B = izolovaná paseka, C = louka, D = okraj lesa, E = hustý les, F = řídký les.

3.3. Sběr dat

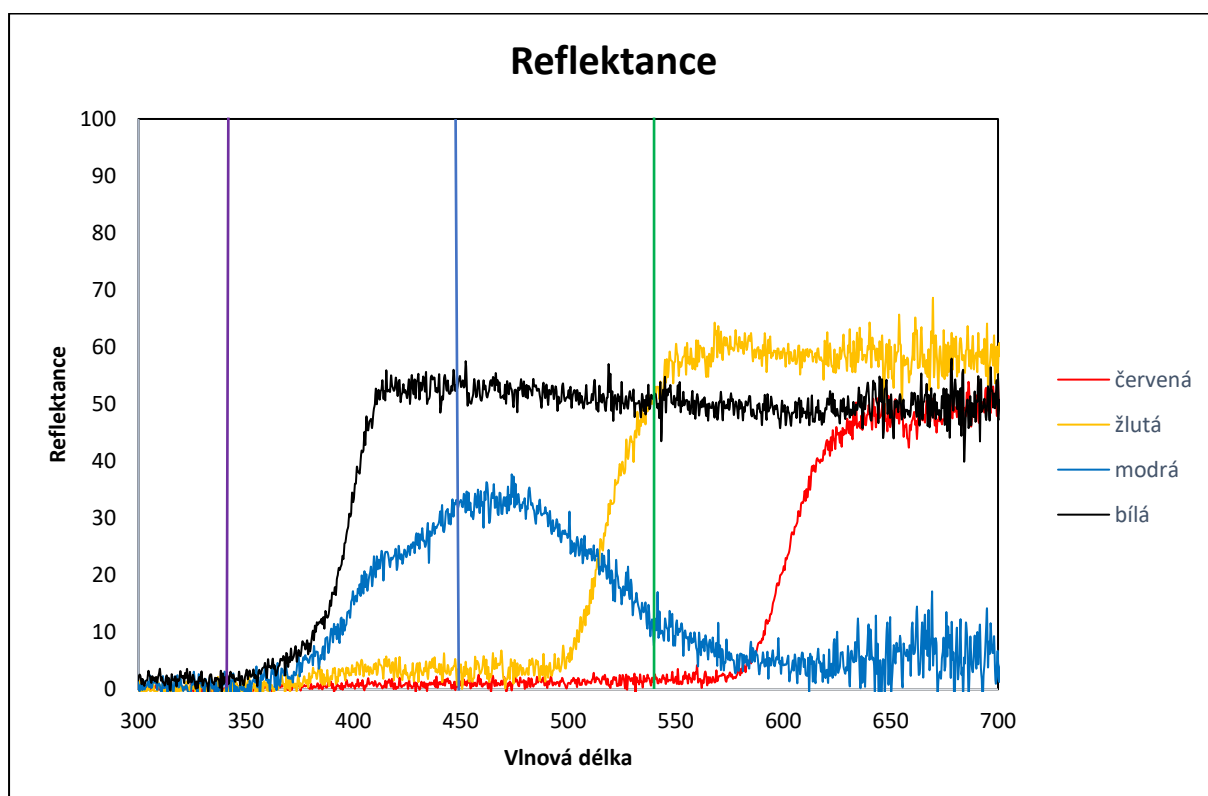
Účelem sběru dat bylo zachytit společenstva florikolního hmyzu v různých typech stanovišť. Sběr hmyzu probíhal na všech výzkumných plochách (pasekách i kontrolních plochách) po jednu sezonu, konkrétně na konci dubna, konci června a začátku července 2015 a potom na začátku dubna 2016. Sběr v květnu 2015 nebyl uskutečněn z důvodu aktivity jasoně dymnivkového, který by se mohl do pastí chytat. Ke sběru byly použity Moerickeho miskové pasti. Jako pasti byly použity plastové misky o objemu 600 ml čtyř různých barev (taxi žlutá, nebeská modrá, ohnivá červená a bílá – nenastříkaná barvou). Jako konzervant byl v každé misce použit roztok vody a kuchyňské soli, pro narušení povrchového napětí vody byla do každé misky přidána kapka detergentu.

Na každé výzkumné ploše byly misky umístěny do dvou čtveřic, které obsahovaly vždy jednu misku od každé barvy, tedy celkem 8 misek na každé ploše (Obr. 3). Čtveřice misek byly umístěny vždy dostatečně daleko od sebe v rámci každé plochy a rovněž dostatečně daleko od okraje výzkumných ploch. Misky ve čtveřici se vzájemně nedotýkaly, aby se snížilo riziko nechtěného dosednutí hmyzu na misku jiné barvy než té, která ho přilákala. Misky byly exponovány vždy za slunných dnů, po dobu 24 hodin. Bylo zaznamenáno datum, lokalita, plocha a poloha čtveřice misek v rámci plochy a pro každou čtveřici bylo rovněž zaznamenáno několik proměnných prostředí, které charakterizovaly prostředí v bezprostřední blízkosti (v okruhu 1,5 m) nebo širším okolí pastí (v okruhu 5 m), například přítomnost mrtvého dřeva, přítomnost holé půdy, pokryvnost květů určité barvy, apod. Jednotlivé zaznamenané proměnné jsou popsány v Tabulce 1. Dohromady bylo tedy umístěno 1152 misek (6 lokalit x 6 stanovišť x 4 barvy x 2 pasti od každé barvy na plochu ve čtyřech sběrech za sezonu).

3.4. Spektrální charakteristiky barevných misek

Byly změřeny spektrální charakteristiky misek pomocí spektrofotometru Ocean Optics JAZA1267 s přístrojem DT-Mini-26S jako světelným zdrojem. Úhel dopadajícího světla při měření reflektance byl 45°. Spektrogramy jednotlivých barev použitých pro misky jsou vyneseny v Obr. 2. a jejich barva popsána z pohledu člověka (červené, modré a zelené fotoreceptory) a z pohledu včely (UV, modré a zelené fotoreceptory) za pomoci zjednodušeného barevného hexagramu (Chittka 1992; Gumbert 1999).

Spektrogram (Obr. 2) ukazuje, že žádná z misek neodráží světlo v blízkém UV spektru. Z pohledu živočicha s UV, modrým a zeleným fotoreceptorem, nacházejících se u většiny členovců, jsou pak barvy použitých misek: modrá miska = modrá; bílá miska = modrozelená; žlutá miska = zelená; červená miska = černá.



Obr. 2: Spektrogram použitých barevných misek. Svislé čáry značí vrcholy citlivosti jednotlivých fotoreceptorů u včely medonosné (*Apis mellifera*) (Podle Gumbert 1999). Zleva doprava jsou to UV (340 nm), modrá (450 nm) a zelená (540 nm).

Tab. 1: Tabulka proměnných prostředí, jejich popis a rozsah hodnot, pomocí kterých byly zaznamenávány.

Úroveň	Název proměnné	Zkratka	Význam	Hodnoty
Past	Barva pasti	Barva pasti	Barva miskové pasti	Ž - Žlutá; Č - Červená; M - Modrá; B - Bílá
Čtveřice	Číslo pasti	Číslo pasti	Číslo čtveřice pasti	1/2 obě čtveřice obsahují všechny čtyři barvy misek
Čtveřice	Žlutá 1	Ž1	Pokryvnost žluté kvetoucích rostlin v bezprostřední blízkosti čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Žlutá 2	Ž2	Pokryvnost žluté kvetoucích rostlin v 5m okruhu kolem čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Bílá 1	B1	Pokryvnost bílé kvetoucích rostlin v bezprostřední blízkosti čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Bílá 2	B2	Pokryvnost bílé kvetoucích rostlin v 5m okruhu kolem čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Modrá 1	M1	Pokryvnost modře kvetoucích rostlin v bezprostřední blízkosti čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Modrá 2	M2	Pokryvnost modře kvetoucích rostlin v 5m okruhu kolem čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Červená 1	Č1	Pokryvnost červeně kvetoucích rostlin v bezprostřední blízkosti čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Červená 2	Č2	Pokryvnost červeně kvetoucích rostlin v 5m okruhu kolem čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Fialová 1	F1	Pokryvnost fialové kvetoucích rostlin v bezprostřední blízkosti čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Fialová 2	F2	Pokryvnost fialové kvetoucích rostlin v 5m okruhu kolem čtveřice pastí	0 - žádné rostliny; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34 -66% plochy; 3 - 67 -100% plochy
Čtveřice	Mrtvé dřevo 1	Mrtvé dřevo 1	Množství mrtvého dřeva v bezprostřední blízkosti kolem čtveřice pastí	0 - žádné mrtvé dřevo; 1 - 1-25% plochy; 2 - 26-50%; 3 - 50-100%
Čtveřice	Mrtvé dřevo 2	Mrtvé dřevo 2	Množství mrtvého dřeva v 5m okruhu kolem čtveřice pastí	0 - žádné mrtvé dřevo; 1 - 1-25% plochy; 2 - 26-50%; 3 - 50-100%
Čtveřice	Holá půda 1	Holá půda 1	Pokryvnost holé půdy v bezprostřední blízkosti kolem čtveřice pastí	0 - žádná holá půda; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34-66% plochy; 3 - 67-100% plochy
Čtveřice	Holá půda 2	Holá půda 2	Pokryvnost holé půdy v 5m okruhu kolem čtveřice pastí	0 - žádná holá půda; 1 - 1-33% plochy; 2 - 34-66% plochy; 3 - 67-100% plochy
Čtveřice	Otevřenost	Otevřenost	Podíl volné oblohy nad čtveřicí pastí	0-100%
Čtveřice	Zápoj 1.5m	Zápoj	Zápoj vegetace ve výšce 1.5m nad čtveřicí pastí	0-100%
Čtveřice	Nejbližší strom	Nejbližší strom	Nejbližší strom ke čtveřicí pastí o průměru alespoň 10cm	0.5-30 m



Obr. 3: Fotografie barevných misek na různých studovaných stanovištích, ilustrující vzájemnou vzdálenost misek v rámci čtveřice při exponování.

3.5. Zpracování dat

Uložený hmyz, který byl uložen do uzavíratelných plastových sáčků a označen, byl rozebrán na úroveň řádů. Blanokřídlí (Hymenoptera) byli dále rozděleni na žahadlové (Aculeata) – bez mravenců (Formicidae) a ostatní. Odchytení brouci byli rozděleni na florikolní (podle Crowson 1981) a ostatní.

Žahadloví blanokřídlí (dále jen blanokřídlí) a florikolní brouci (dále jen brouci) byli umístěni do sbírky, označeni lokalitními štítky a určeni na úroveň druhů, kde to bylo možné. Pokud nebylo možné některé druhy určit, byli roztrženi do morfodruhů se specifickým číslem. Účastnil jsem se determinace brouků a blanokřídlich. Determinace blanokřídlich byla kvůli obtížnosti v identifikaci překontrolována specialistou (M. Říha). Rovněž čeledi brouků obtížné na determinaci (Mordellidae, Curculionidae) byly přeурčeny za pomoci specialistů (J. Horák, T. Mészáros).

3.6. Analýza dat

Účelem analýzy dat bylo zjistit, do jaké míry ovlivňuje barva misky, typ stanoviště a jejich interakce počet druhů a druhové složení odchycených florikolních brouků a blanokřídlých. Dále byl analyzován i vliv charakteristik prostředí v okolí pasti na odchycená společenstva.

3.6.1. Počet druhů

Pomocí smíšených regresních modelů byl testován vliv barvy misky, typu stanoviště (2 typy pasek a čtyři kontrolní stanoviště) a jejich vzájemné interakce na počet druhů, respektive abundanci brouků a blanokřídlých ulovených v miskách. Pro odfiltrování vlivu lokality vystupovala lokalita jako náhodný faktor. Data o počtu druhů i abundanci byla transformována logaritmicou transformací ($\ln(x+1)$) pro dosažení normálního rozdělení. Analýzy byly provedeny zvlášť pro brouky a pro blanokřídlé. Analýzy byly provedeny v programu R. 3.3.3. (R Core Team 2017) za použití balíku *nlme* (Pinheiro et al. 2017) a funkce *lme*.

Dále bylo zkoumáno, zda proměnné prostředí v okolí pasti mají vliv na počet druhů ulovených v miskách jednotlivých barev. Dataset byl rozdělen na čtyři menší datasety podle barvy misky. Pro každou studovanou skupinu a barvu zvlášť byl vytvořen regresní strom ze skupiny rekurzivního dělení. Tyto stromy se pokoušejí nalézt prahovou hodnotu takové vysvětlující proměnné, podle které lze nejlépe rozdělit závislou proměnnou. Výsledkem je rozhodovací strom vyjadřující, které proměnné nejlépe determinují hodnoty závislé proměnné. Účelem této analýzy bylo vyhodnotit především význam pokryvnosti rostlin různých barev (bílá, žlutá, červená, modrá, fialová) v okolí misek, do analýz ale vstupovaly i ostatní proměnné měřené v okolí pasti (otevřenost, množství mrtvého dřeva, pokryvnost holé půdy, zápoj a vzdálenost k nejbližšímu stromu). Analýza byla provedena v programu R. 3.3.3. za pomoci balíku *party* (Hothorn et al. 2006).

3.6.2. Druhové složení společenstev

Byly provedeny analýzy vlivu stanoviště, barvy misky a jejich interakce na složení společenstev zvlášť pro brouky a blanokřídlé. Pro vyhodnocení vlivu proměnných byla použita parciální kanonická korelační analýza (CCA) předpokládající unimodální odpověď druhů na gradienty prostředí (v předběžných analýzách byl 1. gradient prostředí vždy delší než 3 jednotky směrodatné odchylky). U všech analýz byla použita lokalita jako kovariáta pro odstranění náhodného vlivu lokality. Druhy s počtem jedinců menším než 3 byly z analýz vyřazeny. Nejdříve byl testován zvlášť vliv stanoviště, poté vliv barvy, nakonec vliv interakce těchto dvou proměnných. Významnost vlivu proměnných na společenstva byla testována Monte Carlo

permutačním testem o 499 permutacích s permutačními bloky definovanými pomocí kovariáty (lokalita). Dále byla pro každou skupinu organismů zvlášť provedena parciální CCA testující vliv proměnných prostředí v okolí pasti. K určení proměnných prostředí, které měly vliv na společenstva brouků a blanokřídlých, byl proveden Monte Carlo permutační test o 499 permutacích s postupným výběrem významných proměnných. Všechny ordinační analýzy byly provedeny v programu Canoco 5 (Ter Braak & Šmilauer 2012).

4. Výsledky

Celkově bylo pomocí barevných misek uloveno 45 525 jedinců bezobratlých živočichů, a to zejména hmyzu. Nejčastěji chytanou skupinou byli dvoukřídlí (Diptera) s 26 066 jedinci (přibližně 57 % všech chycených jedinců). Bylo uloveno 4 779 brouků (10 % všech jedinců) z nichž 2 721 (6 %) bylo vyhodnoceno jako florikolní a použito v analýzách. Blanokřídlych bylo uloveno celkem 9 007 jedinců (20 %) z nichž zhruba 7 800 jedinců (17 %) patřilo mezi žahadlové, z toho 2 024 nebyli mravenci. Řád dvoukřídlí (Diptera) není v této práci dále analyzován z důvodu problematické determinace. Stejně tak nebyly zohledněny ostatní ulovené skupiny hmyzu (např. Orthoptera, Auchenorrhyncha, Lepidoptera, Blattodea), které buď nelze považovat za florikolní nebo byly málo početné.

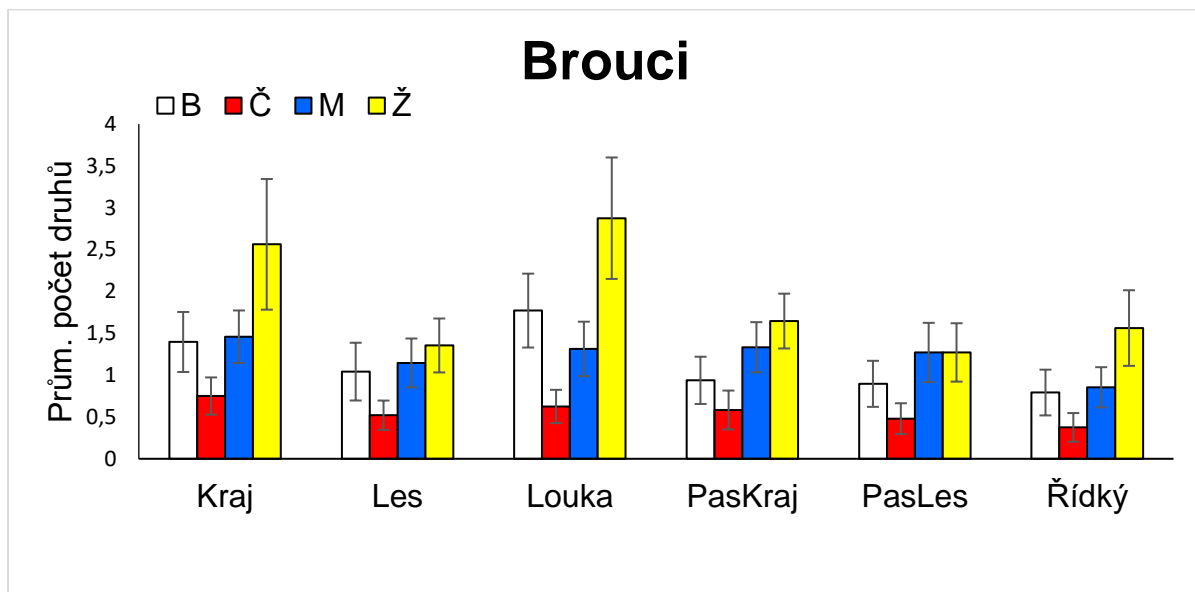
Bylo určeno 148 druhů brouků (z toho 12 morfodruhů) z nichž 12 je ochránářsky významných. Bylo určeno 127 druhů blanokřídlych z nichž 22 je ochránářsky významných. Seznam všech druhů, použitých v této práci, je v tabulce P1, která je součástí příloh. Nalezená hrabalka *Dipogon monticolus* (*D. monticolus* Wahis 1972) není uvedena v checklistu českých blanokřídlych (Bogusch 2007), ale je uváděna pro Slovensko, Rakousko, Německo a Itálii. Ochranářsky významné druhy a jejich status jsou v Tabulce 3.

4.1. Vliv barvy misky a stanoviště na počet druhů

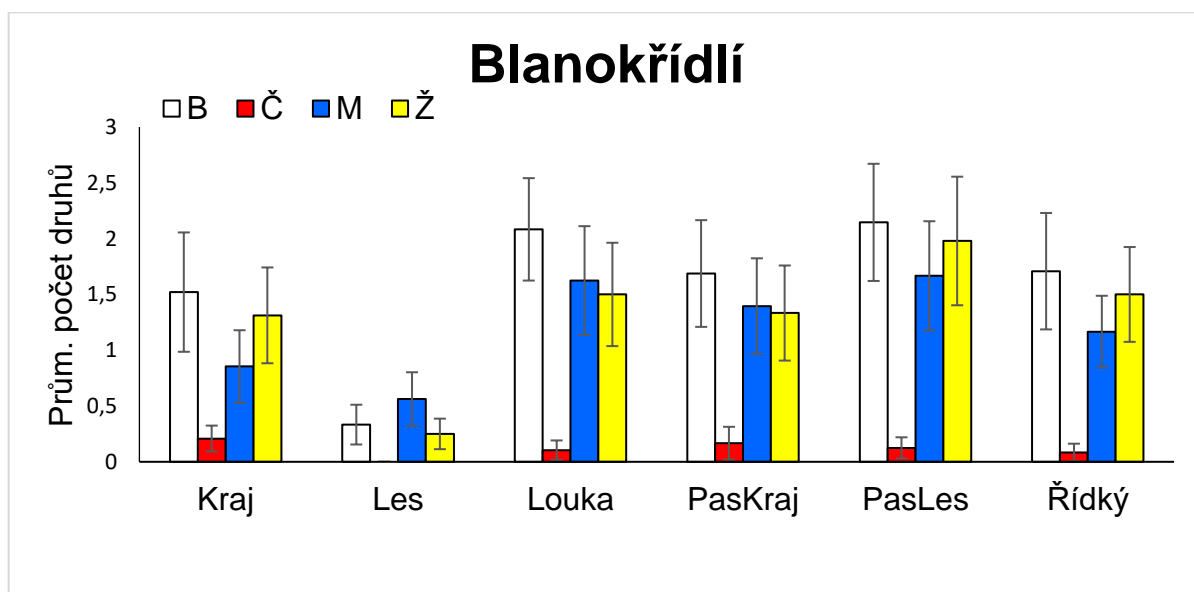
Analýza vlivu barvy, typu stanoviště a jejich interakce ukázala významný vliv barvy misky a stanoviště na počet druhů v miskách (Tab. 2). V případě brouků nebyla významná interakce mezi barvou a stanovištěm, počty druhů v miskách se tedy nelišily v závislosti na tom, ve kterém se nacházely prostředí (Obr. 4). U blanokřídlych byla interakce mezi barvou a stanovištěm významná, především z důvodu, že modré misky chytaly v lese více druhů než žluté a bílé misky, ačkoliv v jiných stanovištích se většinou chytalo nejvíce druhů do bílých misek (Obr. 5).

Tab. 2: Testové statistiky vlivu barvy misky, stanoviště a jejich interakce na počet druhů brouků a blanokřídlych.

Proměnná	df	Brouci		Blanokřídlí	
		F-hodnota	P	F-hodnota	P
(Intercept)	1,1123	90.88624	<0.0001	75.358	<0.0001
Barva	3,1123	9.39998	<0.0001	10.83203	<0.0001
Plocha	5,1123	4.7649	0.0003	14.09706	<0.0001
Barva:Plocha	15,1123	1.18964	0.273	2.74382	0.0004



Obr. 4: Průměrný počet druhů florikolních brouků v miskách ($\pm 95\%$ interval spolehlivosti) na jednotlivých stanovištích. Barvy sloupců odpovídají barvám pastí. Čísla ukazují průměrný počet druhů odchycený v jedné misce.



Obr. 5: Průměrný počet druhů florikolních brouků v miskách ($\pm 95\%$ interval spolehlivosti) na jednotlivých stanovištích. Barvy sloupců odpovídají barvám pastí. Čísla ukazují průměrný počet druhů odchycený v jedné misce.

4.2. Vliv proměnných v okolí pasti na počet druhů

Analýza vlivu proměnných prostředí pro jednotlivé barvy misek neukázala žádnou proměnnou spojenou s pokryvností rostlin určité barvy jako významný prediktor počtu druhů chycených v miskách. Počet druhů blanokřídlých ve žlutých, bílých a modrých miskách byl vyšší v místech s vyšší otevřeností, což víceméně souvisí s otevřeností stanoviště (Obr. 4,5). U brouků neměly proměnné okolí pasti detekovatelný vliv na počty druhů v pastech. Rozhodovací stromy pro počet druhů blanokřídlých v miskách jsou zobrazeny v Obr. P1 Přílohy.

4.3. Vliv barvy a stanoviště na druhové složení

Z analýzy vlivu stanoviště na florikolní brouky vyplývá, že stanoviště mělo významný vliv na druhové složení (pseudo-F = 2,7; P = 0,002) (Obr. 6). Společenstva na obou typech pasek jsou si podobná, zatímco společenstva na louce, v lese a na okraji lesa jsou podobná sobě navzájem. Řídký les se liší od všech ostatních typů stanovišť, ale na první ordinační ose vykazuje podobnost s pasekami. Analýza vlivu stanoviště na žahadlové blanokřídlé ukázala rovněž významný vliv na druhové složení (pseudo-F = 2,1; P = 0,002) (Obr. 7). Louka, představující nejotevřenější stanoviště, se nejvíce liší od ostatních stanovišť, paseky jsou podobné sobě navzájem a řídkému lesu.

Analýza vlivu barvy na florikolní brouky ukázala významný vliv na druhové složení (pseudo-F = 3,5; P = 0,002) (Obr. 8). Červené misky chytaly výrazně odlišná společenstva než ostatní barvy. Přitom první ordinační osa oddělila na jedné straně společenstva v modrých miskách a na druhé straně společenstva ve žlutých miskách, mezi nimi společenstva bílých misek. Analýza vlivu barvy na žahadlové blanokřídlé ukázala významný vliv barvy na druhové složení (pseudo-F = 2,5; P = 0,002) (Obr. 9). První ordinační osa oddělila společenstva v modrých miskách na straně jedné, společenstva v žlutých miskách na straně druhé, společenstva bílých a červených misek se nacházela mezi nimi.

Interakce mezi barvou a stanovištěm měla významný vliv na společenstva florikolních brouků (pseudo-F = 1,9; P = 0,002) i na společenstva blanokřídlých (pseudo-F = 1,6; P = 0,002). U florikolních brouků jsou společenstva ulovená jednotlivými barvami v ordinačním prostoru poměrně jasně oddělena. Společenstva misek stejné barvy ale v různých typech stanovišť jsou si vzájemně podobnější (bližší) než společenstva stejných stanovišť v různých barvách misek. U blanokřídlých první ordinační osa jasně odděluje společenstva v modrých miskách od společenstev v bílých a žlutých miskách. Společenstva červených misek byla rovnoměrně rozdělena v ordinačním prostoru. Společenstva žlutých a bílých misek se vzájemně překrývala. Přitom druhové složení zachycené oběma barvami na pasekách a v řídkých lesích je si vzájemně

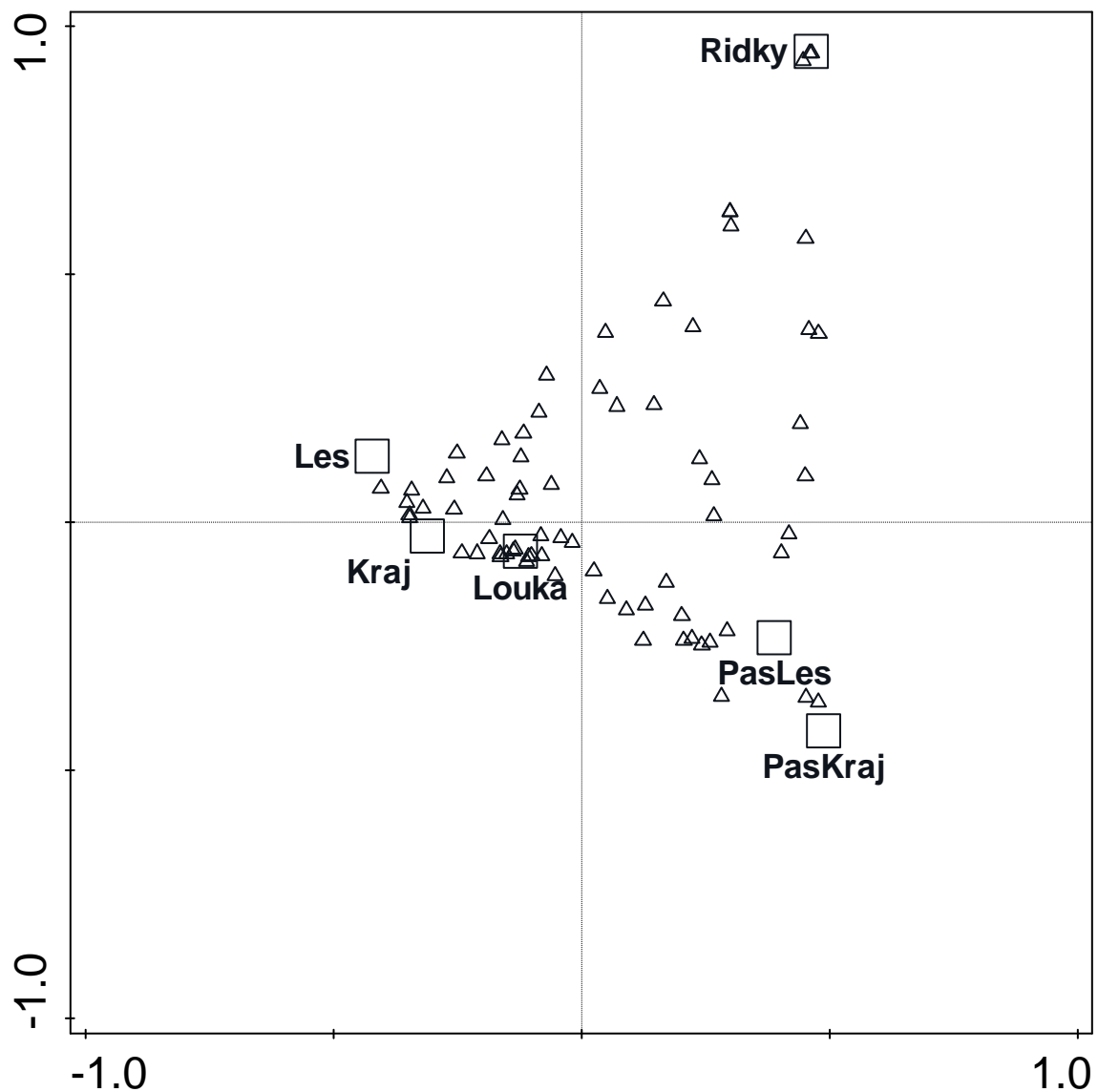
podobnější než druhové složení chycené oběma barvami v ostatních stanovištích. Společenstva odchycená na loukách do všech čtyř barev jsou na druhé ordinační ose podobná a mírně odlišná od ostatních stanovišť. Vlastnosti jednotlivých ordinačních os použitých při sestřování ordinačních diagramů (Obr. 6-13) jsou v tabulce 4. Všechny použité osy jsou statisticky signifikantní.

4.4. Vliv okolí pasti na druhové složení

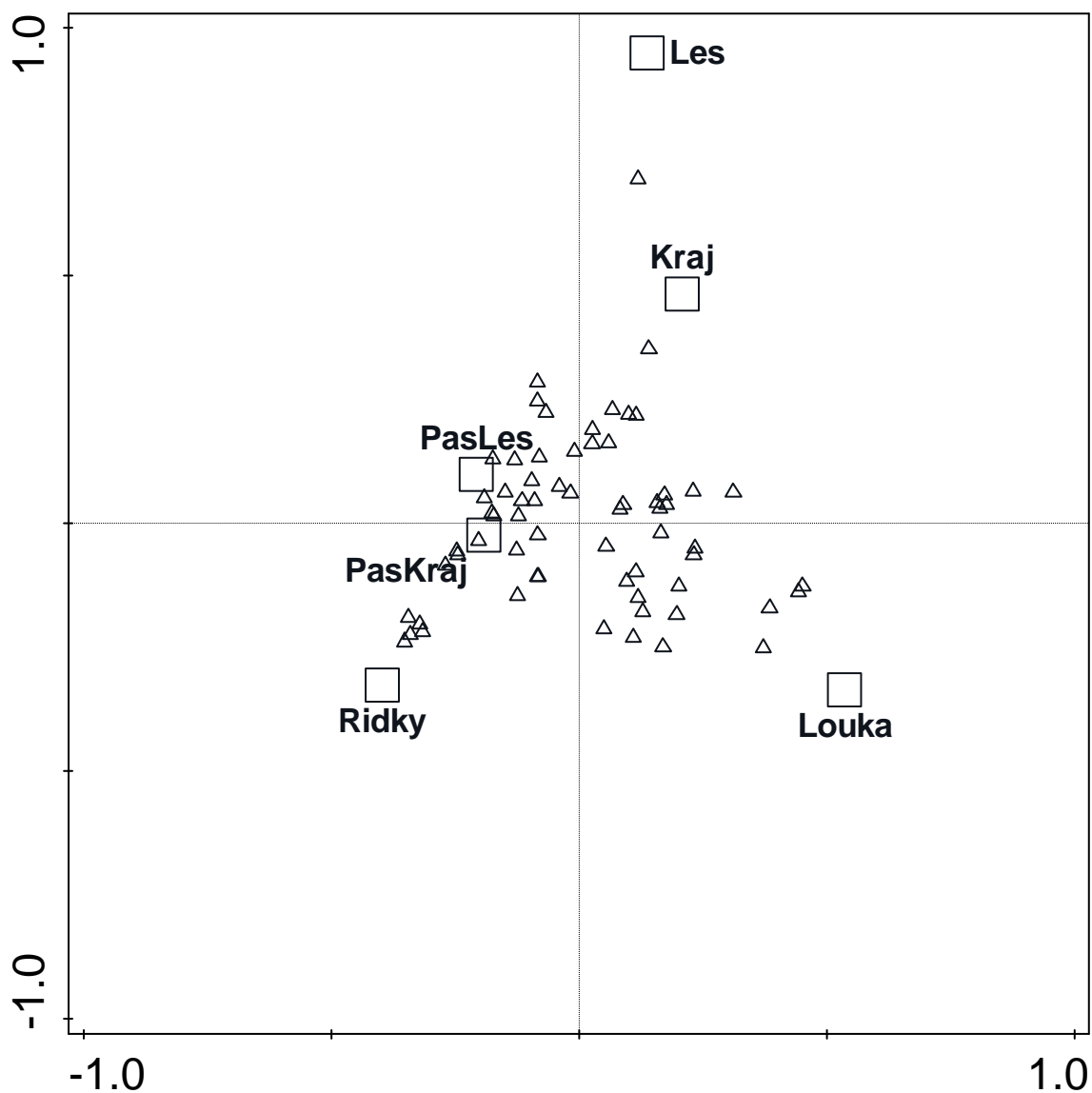
Postupný výběr proměnných prostředí a vlastností misek, které významně ovlivňovaly sdružené složení, ukázal vliv několik proměnných pro obě skupiny. Brouky ovlivňovaly: barva miskové pasti (pseudo-F = 4,8; P = 0,002), otevřenost stanoviště (openness) (pseudo-F = 3,3; P = 0,002), nejbližší strom (pseudo-F = 2,9; P = 0,004), zápoj vegetace ve výšce 1,5m nad pastí (pseudo-F = 2,6; P = 0,002), pokryvnost modře (pseudo-F = 3,3; P = 0,002), žlutě (pseudo-F = 1,6; P = 0,006) a fialově (pseudo-F = 1,7; P = 0,002) kvetoucích rostlin v okruhu 5m kolem misky a pokryvnost holé půdy (pseudo-F = 1,9; P = 0,002) a mrtvého dřeva (pseudo-F = 1,8; P = 0,002) ve stejném okruhu. U žahadlových blanokřídlých má nejvýznamnější vliv barva miskové pasti (pseudo-F = 4,2; P = 0,002), otevřenost stanoviště (openness) (pseudo-F = 2; P = 0,002), nejbližší strom (pseudo-F = 3,6; P = 0,002), zápoj vegetace v 1,5m (pseudo-F = 2,8; P = 0,002), pokryvnost žlutě (pseudo-F = 2,2; P = 0,002) a modře (pseudo-F = 2,8; P = 0,002) kvetoucích rostlin v 5m okruhu kolem misky a množství mrtvého dřeva v tomto okruhu. U brouků chytaly modré, žluté a bílé misky podobná společenstva nezávisle na otevřenosti stanoviště a na množství holé půdy kolem pastí. Modré misky chytaly podobná společenstva nezávisle na pokryvnosti modře kvetoucí rostlin. Žluté misky chytaly mírně odlišné druhové složení v závislosti na pokryvnosti žlutě kvetoucích rostlin. U blanokřídlých žluté misky chytaly výrazně odlišné druhové složení v závislosti na pokryvnosti žlutě kvetoucích rostlin. Vliv modré misky byl podobný jako vliv zápoje. Proměnné prostředí týkající se pokryvnosti květů, holé půdy a mrtvého dřeva v nejbližším okolí pasti (1,5m) neměly vliv na druhové složení v miskách. Vlastnosti jednotlivých ordinačních os použitých při sestřování ordinačních diagramů (Obr. 6-13) jsou v tabulce 4. Všechny použité osy jsou statisticky signifikantní.

Tab. 3: Tabulka ochranařsky významných druhů blanokřídých a brouků, použitých v této práci.

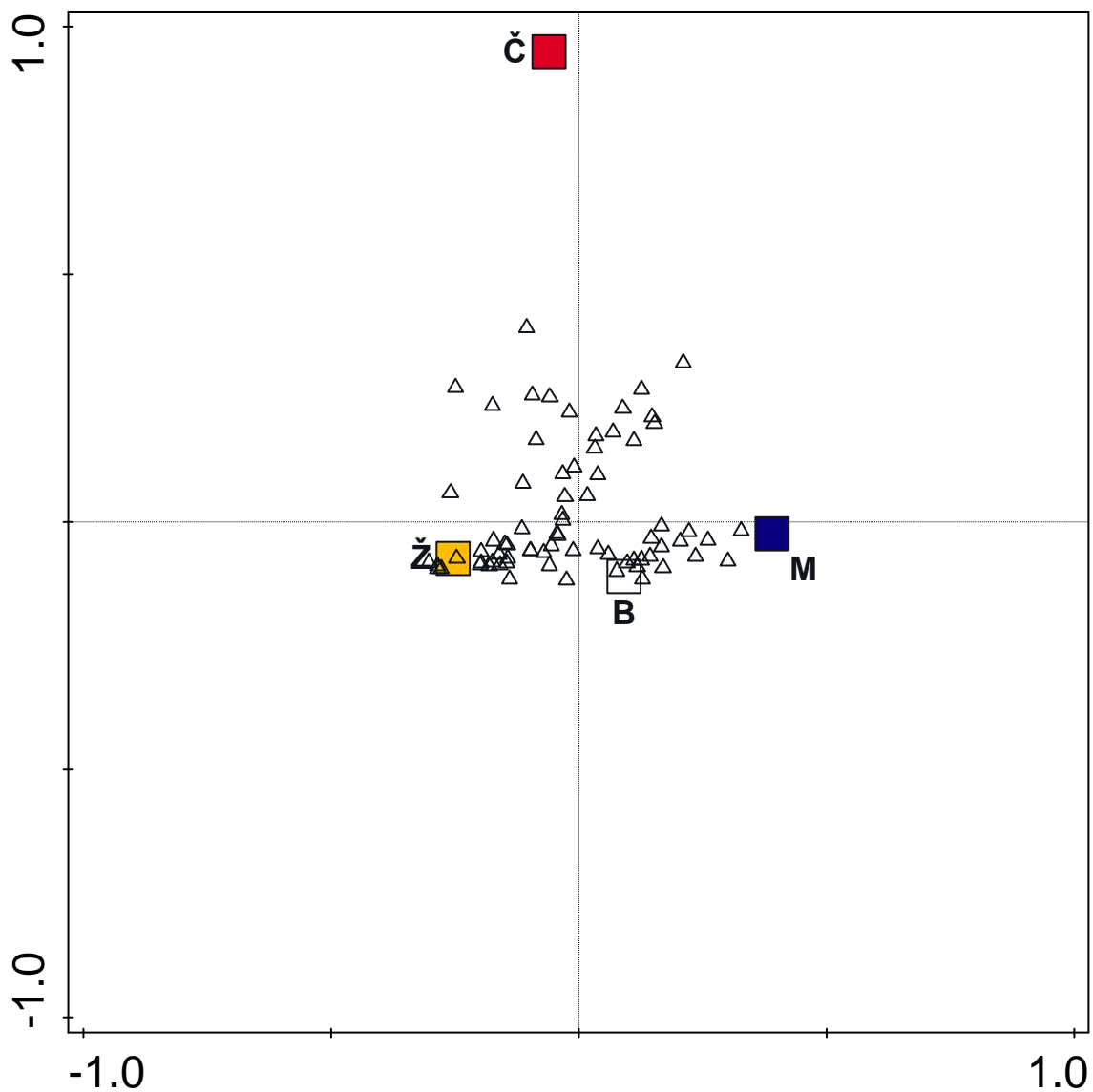
Druh	Řád	Redlist
<i>Brachyderes incanus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera	CR
<i>Bombus cryptarum</i> (Fabricius, 1775)	Hymenoptera	CR
<i>Ceratina chalybea</i> Chevrier, 1872	Hymenoptera	CR
<i>Crossocerus walkerii</i> (Shuckard, 1837)	Hymenoptera	CR
<i>Chrysura hirsuta</i> (Gerstaecker, 1869)	Hymenoptera	CR
<i>Chrysura trimaculata</i> (Förster, 1853)	Hymenoptera	CR
<i>Osmia cerinthidis</i> Morawitz, 1876	Hymenoptera	CR
<i>Oxybelus mucronatus</i> (Fabricius, 1793)	Hymenoptera	CR
<i>Acmaeoderella flavofasciata</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	Coleoptera	EN
<i>Meloe proscarabaeus</i> Linnaeus, 1758	Coleoptera	EN
<i>Mordellistena stoeckleini</i> Ermisch, 1956	Coleoptera	EN
<i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775)	Hymenoptera	EN
<i>Euodynerus quadrifasciatus</i> (Fabricius, 1793)	Hymenoptera	EN
<i>Osmi bicolor</i> (Schrank, 1781)	Hymenoptera	EN
<i>Osmia mustelina</i> Gerstaecker, 1869	Hymenoptera	EN
<i>Osmia pilicornis</i> Smith, 1846	Hymenoptera	EN
<i>Trypoxylon beaumonti</i> Antropov, 1991	Hymenoptera	EN
<i>Lasioglossum marginatum</i> (Brullé, 1832)	Hymenoptera	EN
<i>Meloe violaceus</i> Marsham, 1802	Coleoptera	VU
<i>Mordellochroa tournieri</i> Emery, 1876	Coleoptera	VU
<i>Andrena polita</i> Smith, 1847	Hymenoptera	VU
<i>Aporus unicolor</i> Spinola, 1808	Hymenoptera	VU
<i>Auplopus albifrons</i> (Dalman, 1823)	Hymenoptera	VU
<i>Dipogon subintermedius</i> (Magretti, 1886)	Hymenoptera	VU
<i>Chrysis leachi</i> Shuckard, 1837	Hymenoptera	VU
<i>Nysson maculosus</i> (Gmelin, 1790)	Hymenoptera	VU
<i>Quasimus minutissimus</i> (Germar, 1817)	Hymenoptera	VU
<i>Lasioglossum majus</i> (Nylander, 1852)	Hymenoptera	VU
<i>Andrena congruens</i> Schmiedeknecht, 1883	Hymenoptera	VU
<i>Agrilus laticornis</i> (Illiger, 1803)	Coleoptera	NT
<i>Agrilus olivicolor</i> Kiesenwetter, 1857	Coleoptera	NT
<i>Anthaxia fulgurans</i> (Schrank, 1787)	Coleoptera	NT
<i>Orchestes subfasciatus</i> Gyllenhal, 1835	Coleoptera	NT
<i>Mordellistena falsoparvula</i> Ermisch, 1956	Coleoptera	NT



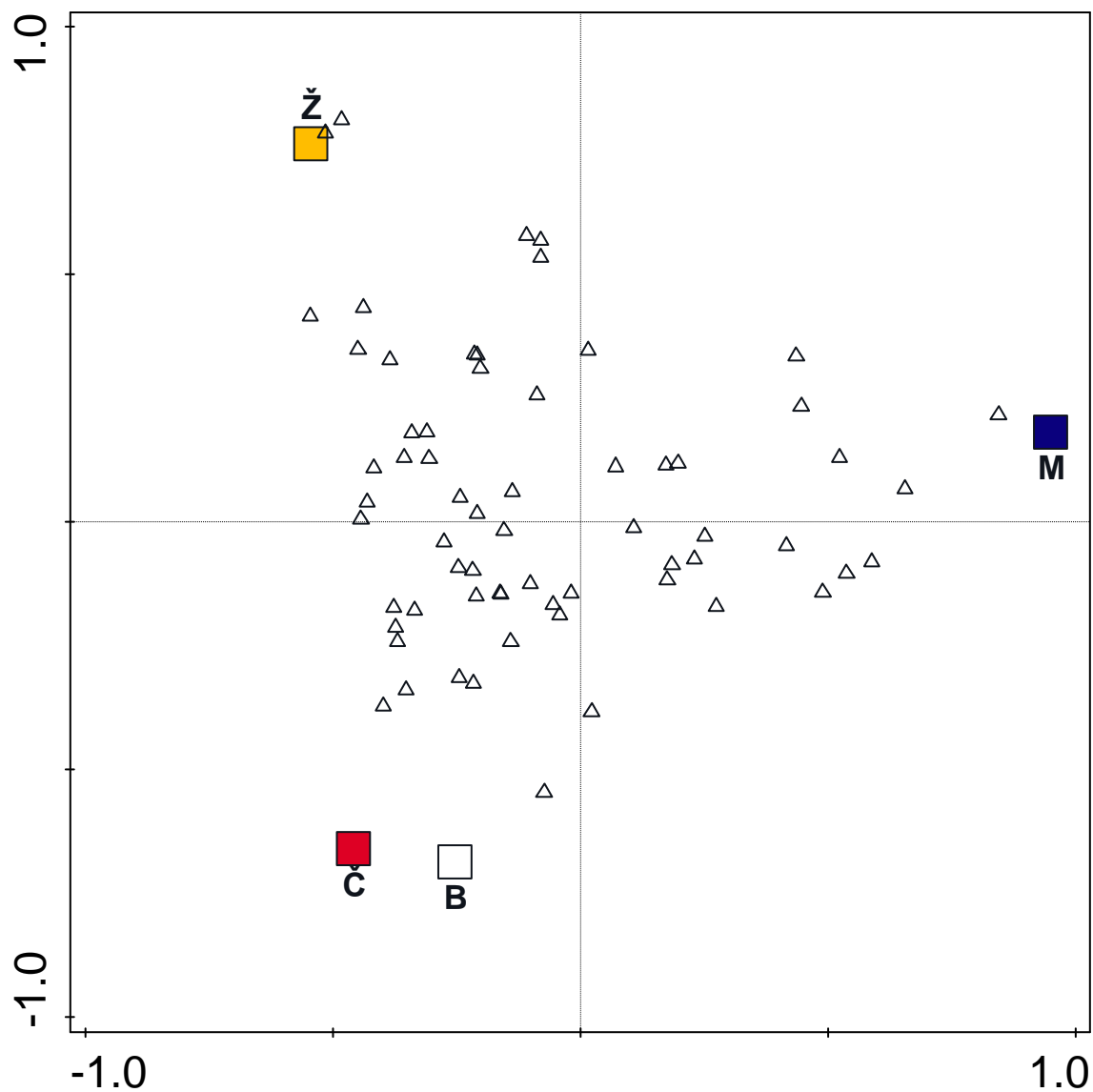
Obr. 6: Ordinační diagram parciální CCA analýzy vlivu stanoviště na společenstvo florikolních brouků: 1. (horizontálně) a 2. (vertikálně) ordinační osa. Celková vysvětlená variabilita 2 %. Velké čtverce jsou jednotlivá stanoviště. Malé trojúhelníky jsou druhy. PasLes je izolovaná paseka a PasKraj je paseka propojená s loukou.



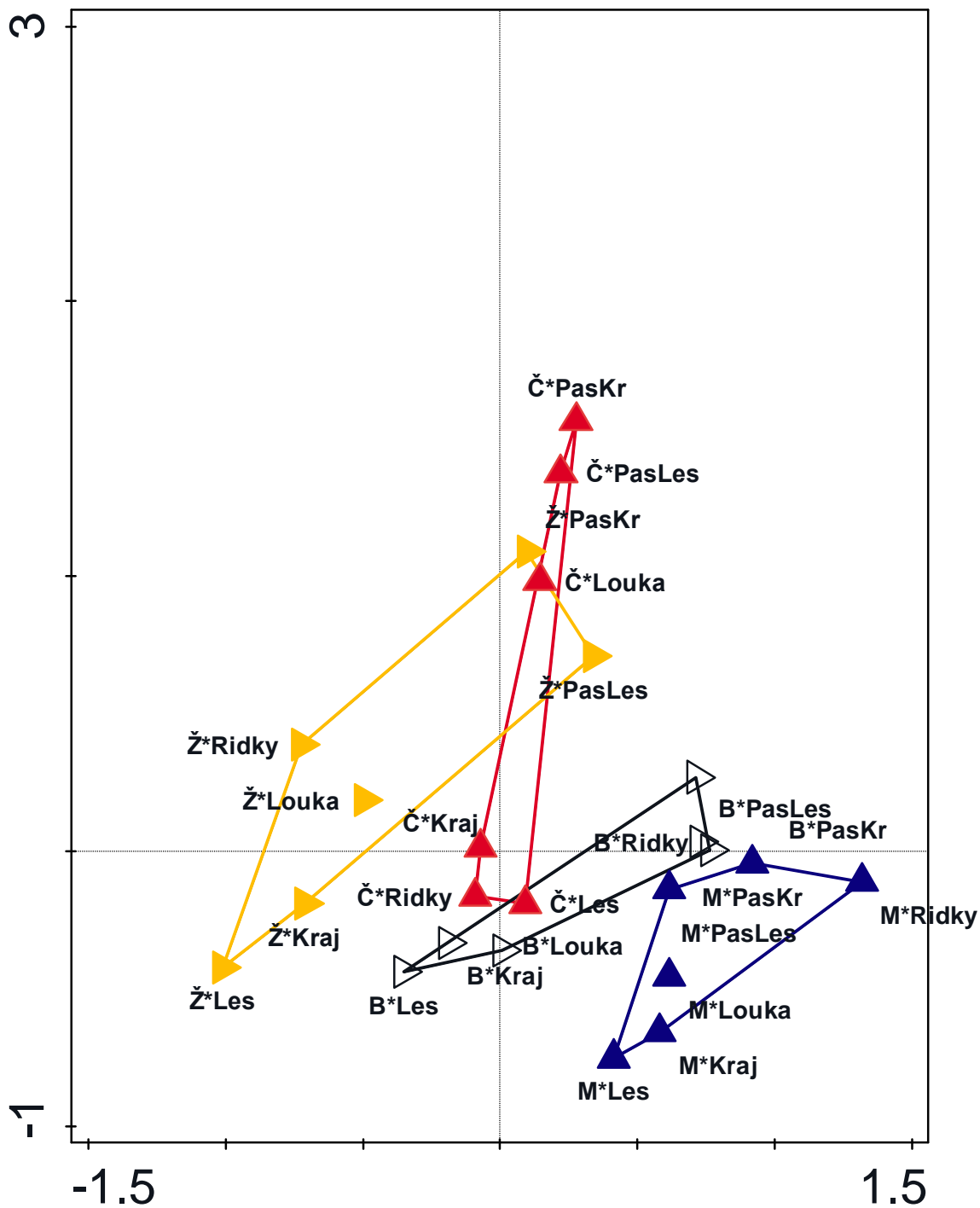
Obr. 7: Ordinační diagram parciální CCA analýzy vlivu stanoviště na společenstvo žahadlových blanokřídlých: 1. (horizontálně) a 2. (vertikálně) ordinační osa. Vysvětlená variabilita 2%. Velké čtverce jsou jednotlivá stanoviště. Malé trojúhelníky jsou druhy. PasLes je izolovaná paseka a PasKraj je paseka propojená s loukou.



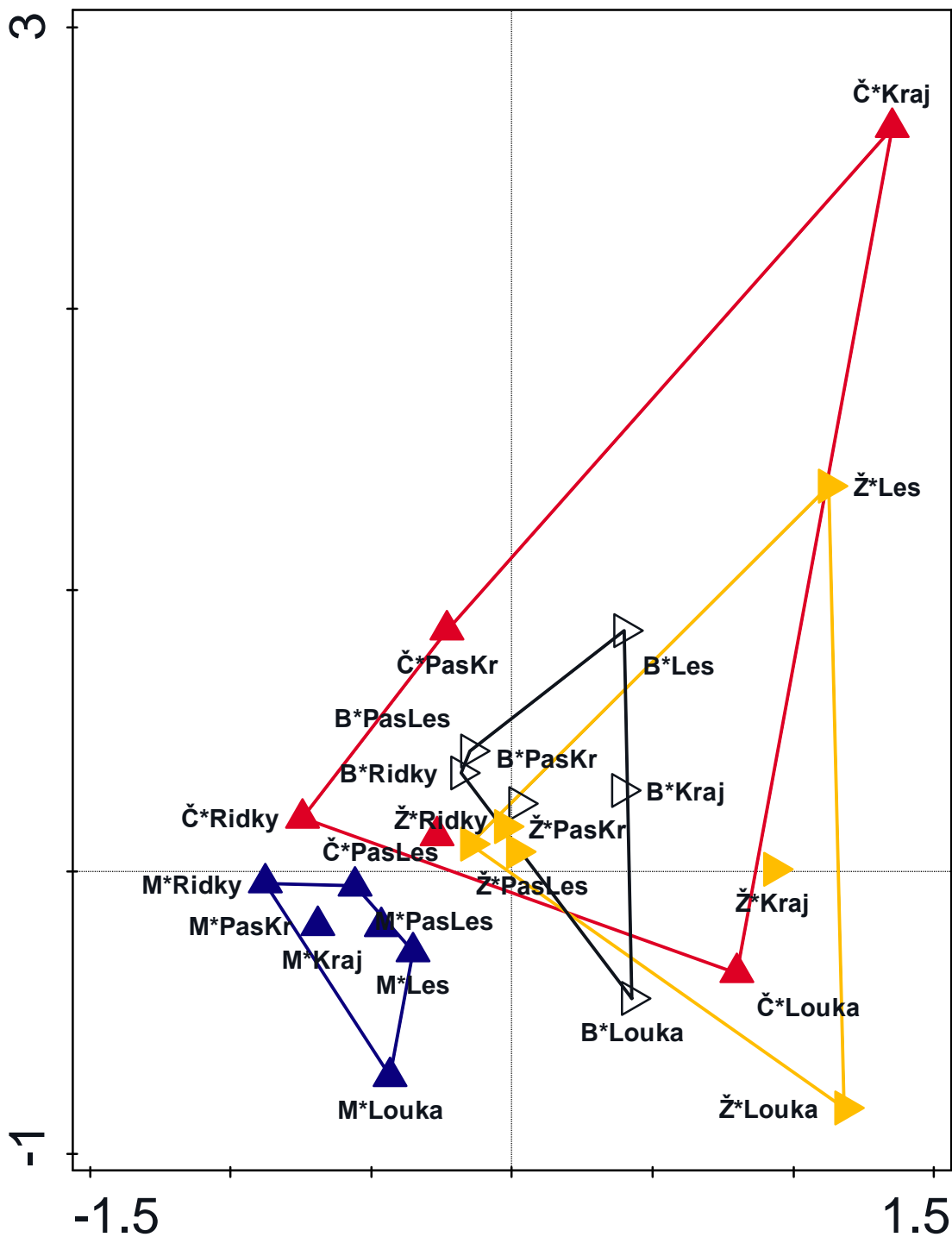
Obr. 8: Ordinační diagram parciální CCA analýzy vlivu barvy pasti na společenstvo florikolních brouků: 1. (horizontálně) a 2. (vertikálně) ordinační osa. Vysvětlená variabilita 1,5%. Barevné čtverce jsou jednotlivé barvy misek. Malé trojúhelníky jsou druhy.



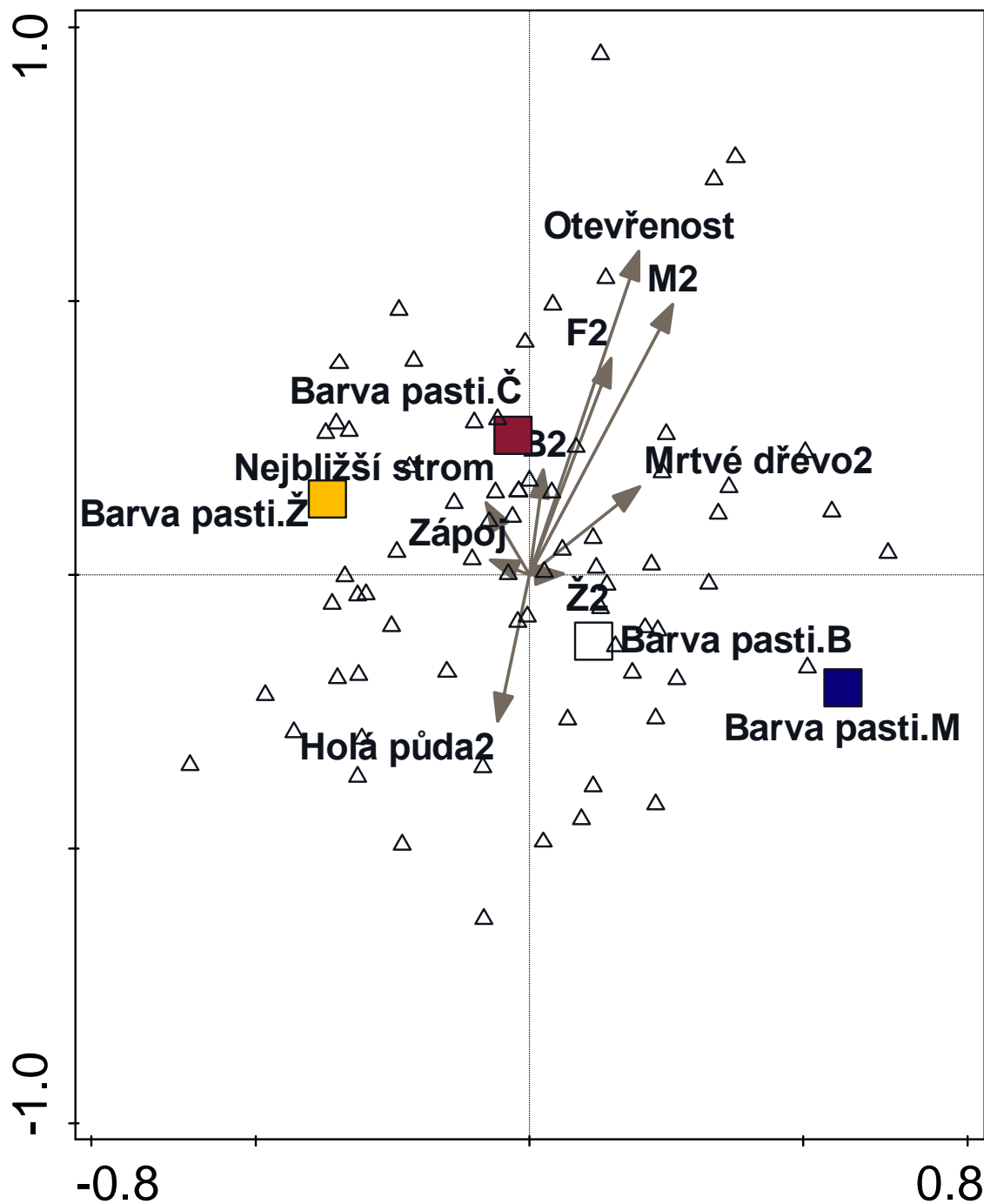
Obr. 9: Ordinační diagram parciální CCA analýzy vlivu barvy pasti na společenstvo žahadlových blanokřídlých: 1. (horizontálně) a 2. (vertikálně) ordinační osa. Vysvětlená variabilita 1,4%. Barevné čtverce jsou jednotlivé barvy misek. Malé trojúhelníky jsou druhy.



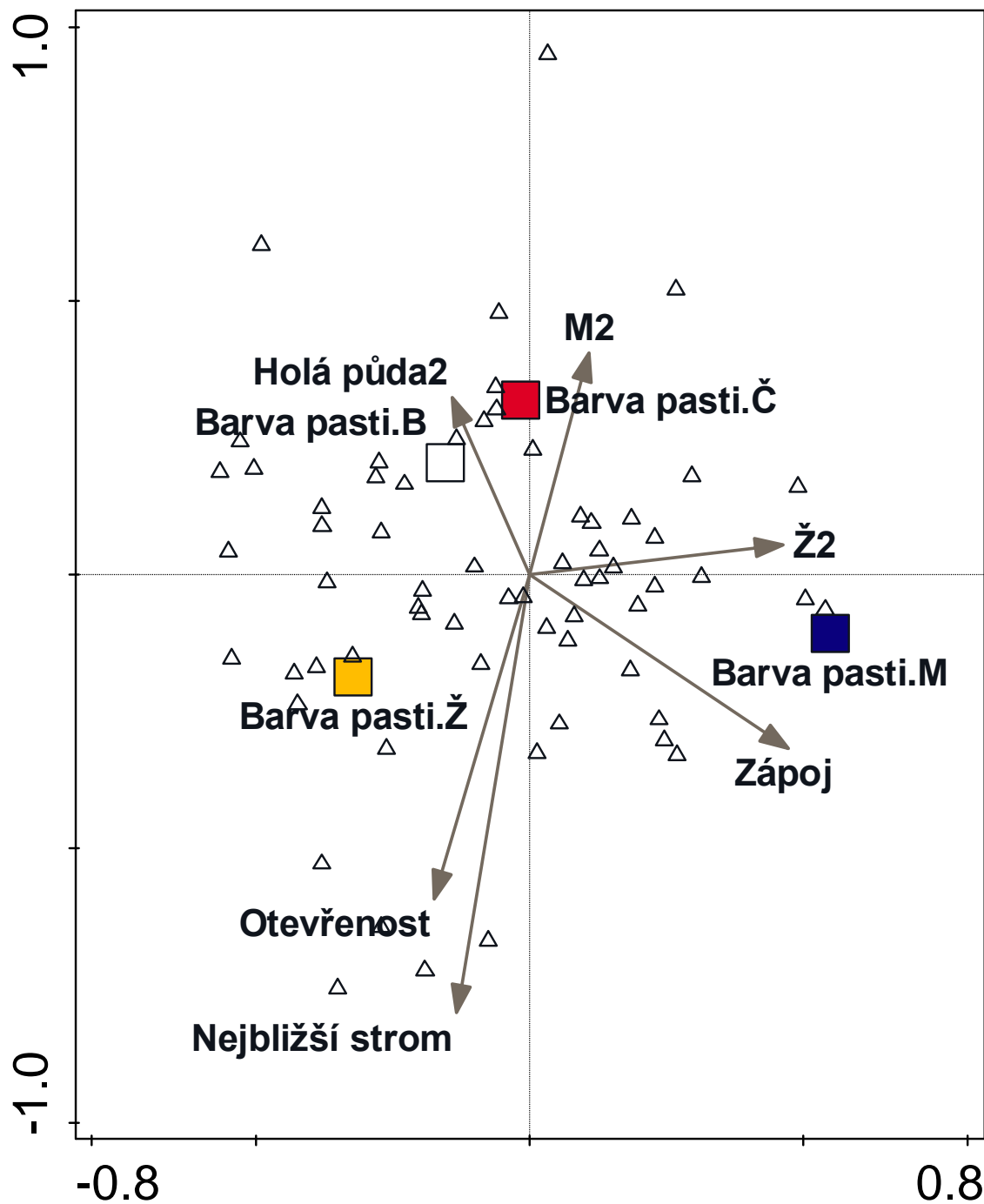
Obr. 10: Klasifikační ordinační diagram parciální CCA analýzy vlivu interakce stanoviště a barvy pasti na společenstva florikolních brouků: 1. a 2. ordinační osa. Vysvětlená variabilita 6,2%. Barevné polygony odpovídají třídám barev misek (bílé barva znázorněna černým polygonem).



Obr. 11: Klasifikační ordinační diagram parciální CCA analýzy vlivu interakce stanoviště a barvy pasti na společenstvo žahadlových blanokřídlých: 1. a 2. ordinační osa. Vysvětlená variabilita 6,3%. Barevné polygony odpovídají třídám barev misek (kromě bílé, jejíž polygon je černý).



Obr. 12: Ordinační diagram vlivu nejvýznamnějších parametrů prostředí na společenstvo florikolních brouků: 1. a 2. ordinační osa. Vysvětlená variabilita 4,6%. Zkratky vystupující v diagramu jsou vysvětleny v tabulce 1. Šipky jsou jednotlivé signifikantní proměnné prostředí, barevné čtverce jsou jednotlivé barvy misek a malé trojúhelníky jsou druhy



Obr. 13: Ordinační diagram vlivu nejvýznamnějších parametrů prostředí na společenstvo žahadlových blanokřídlých: 1. a 2. ordinační osa. Vysvětlená variabilita 4,2%. Zkratky vystupující v diagramu jsou vysvětleny v tabulce 1. Šipky jsou jednotlivé signifikantní proměnné prostředí, barevné čtverce jsou jednotlivé barvy misek a malé trojúhelníky jsou druhy

Tab. 4: Vysvětlená variabilita, testové statistiky a významnost ordinačních os výše zmíněných parciálních kanonických korespondenčních analýz (CCA). Vysvětlená variabilita je procento residuální variability po odfiltrování kovariáty (lokality).

Analýza	Ordinační osa	Vysvětlená variabilita (%)	Pseudo-F	P
Vliv stanoviště na společenstva brouků	1.	0.72	4.8	0.002
	2.	0.57	3.8	0.002
Vliv stanoviště na společenstva blanokřídlých	1.	0.74	3.9	0.002
	2.	0.47	2.5	0.002
Vliv barvy na společenstva brouků	1.	0.85	5.7	0.002
	2.	0.44	3.0	0.002
Vliv barvy na společenstva blanokřídlých	1.	0.80	4.3	0.002
	2.	0.34	1.8	0.01
Vliv interakce stanoviště a barvy na společenstva brouků	1.	1.00	6.5	0.002
	2.	0.72	4.7	0.002
Vliv interakce stanoviště a barvy na společenstva blanokřídlých	1.	1.06	5.5	0.008
	2.	0.78	4.1	0.012
Vliv prostředí na společenstva brouků	1.	0.90	5.9	0.002
	2.	0.74	4.9	0.002
Vliv prostředí na společenstva blanokřídlých	1.	1.04	5.5	0.002
	2.	0.79	4.2	0.002

5. Diskuse

Ačkoliv existuje řada publikovaných prací využívajících při studiu společenstev florikolního hmyzu Moerickeho pastí různých barev, ve většině z nich není posuzován vliv stanoviště nebo vlastnosti okolí pastí (Gollan et al. 2011; Vrdoljak & Samways 2012). Někdy je vliv barvy misek posuzován podél různých ekologických gradientů (latitudinální, altitudinální) a prostředí často popisováno jen několika málo charakteristikami (Abrahamczyk et al. 2010). Publikované studie také často neberou v potaz rozdíly složení společenstev zachycených jednotlivými barvami misek na různých stanovištích, ačkoliv posuzují efektivitu jednotlivých barev misek z pohledu počtu druhů (Grundel et al. 2011, Saunders & Luck 2013). Často je také studován vliv barev miskových pastí mezi několika stanovišti stejného typu (Joshua et al. 2007). Kromě vlivu barvy misky na ulovené druhy existují i studie zabývající se vlivem barvy na pohlaví jednotlivých druhů (Leong & Thorp 1999), které ukazují, že preference barvy může být silně ovlivněna nejen druhem, ale i pohlavím.

Interpretace výsledků podobných ekologických studií je možná díky vysokému počtu prací, zabývajících se barevným viděním. Hlavními modelovými organismy pro studium barevného vidění hmyzu jsou včela medonosná (*Apis mellifera*) a různé druhy čmeláků (*Bombus sp.*). Zejména behaviorální experimenty zaměřující se na schopnost čmeláků, rozlišovat různé barvy za různých světelných podmínek a v různých ekologických kontextech, přinášejí přesvědčivé výsledky, relevantní při studiu ekologie florikolního hmyzu (Arnold & Chittka; Chittka & Raine 2006; Chittka et al. 2014 2012; Gumbert 2000; Ings et al. 2009).

Použitou metodu byl odchycen poměrně vysoký počet druhů blanokřídlých s přibližně 17% ochránářsky významnými druhy a jedním novým druhem pro území České Republiky. Z celkového počtu určených druhů florikolních brouků je přibližně 9% druhů ochránářsky významných. Ačkoliv nejsou florikolní brouci a žahadloví blanokřídlí často studovanými skupinami v kontextu lesních stanovišť, ukazuje předkládaná práce, že jejich studium v tomto typu prostředí může přinášet zajímavé výsledky.

Výsledky této práce jsou diskutovány v následující části.

5.1. Vliv barvy pasti a stanoviště na počet druhů

U obou studovaných skupin byl patrný vliv barvy misek i stanoviště na počet odchycených druhů. U brouků ale analyzovaný model neukázal významnost interakce. Počty odchycených druhů brouků se tedy liší mezi různými barvami misek a rovněž mezi stanovišti, ale poměry mezi počty druhů v jednotlivých barvách misek v zásadě nejsou závislé na tom, na kterém stanovišti se misky nacházely. Barevné misky tedy chytají podobně v různém prostředí. Nejvyšší počty druhů brouků byly nalezeny na louce a poté na kraji lesa, na ostatních stanovištích pasti chytaly podobný počet druhů. Nejvíce druhů se chytalo do žlutých misek, a hned poté do modrých a bílých. Do červených misek se chytalo výrazně méně než do všech ostatních barev. U blanokřídlých výsledky analýzy ukázaly významnou interakci, tedy že různé barvy chytají různý počet druhů a že poměry odchycených druhů se liší mezi stanovišti. Nejvíce druhů chytaly bílé misky společně se žlutými, následovány modrými miskami, ale například v hustém lese chytaly nejvíce modré misky. Červené misky nechytaly téměř žádné druhy. Na otevřených stanovištích bylo nalezeno více druhů blanokřídlých než v hustém lese.

Fakt, že červené misky ulovily velmi málo druhů u obou skupin odpovídá obecnému předpokladu, že většina druhů hmyzu nemá vyvinuté červené fotoreceptory (550 nm) a červená miska se jim tedy jeví jako černá (Chittka 1992). Především u blanokřídlých byla otevřená stanoviště bohatší na druhy než hustý les. To může souviset nejen se strukturou stanovišť, ale i se skutečností, že v zapojeném hustém lese nemusí být misky viditelné ze stejné vzdálenosti, jako například na louce nebo pasece.

V práci, která studovala počty druhů florikolních brouků na stejných pasekách a stanovištích v letech 2011 a 2012 (Šebek et al. 2015), tedy v první sezoně po vytvoření pasek, je patrný odlišný trend druhové početnosti. Ve zmíněné práci byla louka srovnatelně druhově bohatá jako řídký les a okraj lesa a paseky, zatímco hustý les byl výrazně chudší než ostatní stanoviště. Výsledky předkládané práce ale ukazují podobnou bohatost brouků v hustém lese jako na pasekách nebo v řídkém lese. Možným vysvětlením vyšší druhové bohatosti může být o něco intenzivnější sběr, který byl zahájen už na počátku dubna, tedy o téměř měsíc dříve než ve zmíněné práci. Dřívější sběr dat mohl mít za následek zachycení druhů, které se v hustých lesích vyskytují na úplném začátku vegetační sezony, před pučením listů, a tedy před tím, než silný korunový zápoj zastíní vnitřní prostředí lesa. Lze předpokládat, že takové druhy se po zapojení korun z lesa přesouvají na jiná více otevřená stanoviště. Stejně tak se na odlišných výsledcích mohl podílet různý stupeň sukcese. První práce probíhala hned v prvním roce sukcese pasek, zatímco tato práce byla provedena ve čtvrtém a pátém roce sukcese pasek.

5.2. Vliv stanoviště na druhové složení

U analýz vlivu stanoviště na druhové složení je nápadný rozdíl mezi společenstvy brouků a blanokřídlých. U blanokřídlých jsou si oba typy pasek a řídký les velmi podobné svým druhovým složením. U brouků se řídký les svým druhovým složením od pasek o něco více liší; ačkoliv na první ordinační ose je složení pasek a řídkého lesa téměř stejné, na druhé ordinační ose je složení řídkého lesa výrazně odlišné od složení pasek). Z důvodu prostorových omezení byly na čtyřech lokalitách plochy řídkého lesa vzdálenější od ostatních experimentálních ploch. Možné vysvětlení je, že na obou typech stanovišť jsou podobné podmínky (otevřenost, mrtvé dřevo apod.), ale kvůli prostorovému uspořádání stanovišť je pro obecně migračně méně schopné brouky obtížné se mezi nimi volně pohybovat. Zatímco obecně dobře létající blanokřídlí dokáží stanoviště s podobnými vlastnostmi efektivně vyhledat i na větší vzdálenosti. Podobně lze nejspíš interpretovat i rozdílnost v druhovém složení luk, lesních okrajů a hustého lesa, kdy okraj lesa je v ordinačním prostoru u obou skupin vždy mezi loukou a hustým lesem. U brouků jsou si ale společenstva na všech třech stanovištích podobná, zatímco u blanokřídlých jsou od sebe více odlišná. To může být opět způsobeno horšími migračními a doletovými schopnostmi brouků, tj. louka, les a okraj lesa spolu sousedí, a proto jsou si podobné i druhovým složením, ačkoliv podmínky na těchto stanovištích se výrazně liší. Naopak u blanokřídlých je druhové složení hustého lesa, lesního okraje a louky výrazně odlišné, i když spolu tato stanoviště sousedí, a společenstva se tedy rozdělí i na malé prostorové škále podle preferencí jednotlivých druhů. Z toho lze vyvozovat, že složení společenstev blanokřídlých je více ovlivněno vlastnostmi stanovišť, než jejich vzájemnou vzdáleností.

Výsledky analýz ukázaly významný vliv typu stanoviště či struktury lesa na společenstva obou skupin studovaných florikolních organismů. K dalšímu pochopení struktury těchto společenstev je potřeba zkoumat i funkční vlastnosti jednotlivých druhů (nároky na vývoj, sociální uspořádání, úzké vazby na jiné druhy rostlin nebo živočichů). Společenstva v jednotlivých typech lesních stanovišť mohou sdílet určité ekologické znaky, které je zvýhodňují v daném prostředí a limitují v jiném. Například solitérní druhy blanokřídlých mají vyšší diversitu v ranně sukcesních stádiích lesa a s postupem sukcese jejich diversita klesá, zatímco sociální druhy dokáží využívat i stanoviště v pozdních fázích sukcese (Taki et al. 2013). Podobně mohou být někteří florikolní brouci, kteří jsou svým vývojem vázáni na mrtvé dřevo, ovlivněni dostupností živých rostlin v okolí rodných stromů, a proto jim nemusí vyhovovat hustý les s malým množstvím kvetoucích rostlin, stejně jako rozkvetlá louka bez stromů. Studium tohoto problému je ale podmíněno znalostí jednotlivých funkčních vlastností pro dostatečné množství druhů.

5.3. Vliv barvy misek na druhové složení

Společenstva blanokřídlých i brouků lze na horizontální ordinační ose vždy seřadit od společenstev zachycených žlutými miskami, přes společenstva zachycená miskami bílými, až po ty zachycená modrými. To odpovídá spektrálním charakteristikám misek z pohledu živočicha s UV fotoreceptorem, ale bez červeného fotoreceptoru (550 nm), kdy se modrá miska jeví jako modrá, žlutá se jeví jako zelená a bílá jako modrozelená a je tedy přechodnou barvou mezi oběma předešlými. Dává tedy smysl, že společenstva zachycená bílými miskami jsou v ordinačním prostoru vždy mezi společenstvy modrých a žlutých misek.

U brouků si byla druhová společenstva ulovená žlutými, bílými a modrými miskami relativně podobná a druhy v červených miskách se výrazně lišily od ostatních. Odlišnost společenstev zachycených červenými miskami je patrně dána velmi nízkým počtem ulovených druhů i jedinců. Do červených misek se chytalo nejméně druhů i jedinců florikolních brouků, ale zároveň červené misky, téměř výhradně, chytaly některé saproxylické brouky (*Orchesia undulata*) a světlušky (*Lamprohiza splendidula*), kteří ale v analýzách nefigurují proto, že nejsou florikolní. U blanokřídlých byl vliv barev misek jasně odlišitelný, kromě červené, která se jevila, že chytá podobná společenstva jako bílá. Vzhledem k tomu, že červené misky ale nechytaly téměř žádné druhy, lze toto považovat za artefakt ordinační analýzy.

5.4. Vliv interakce barvy a stanoviště na druhové složení

Zachycená společenstva florikolních brouků jsou zřetelně oddělitelná pomocí barvy misky, ale podstatně méně zřetelně podle typu stanoviště. Opět je patrný trend postupné změny společenstev od modré, přes bílou až po žlutou misku. Společenstva zachycená červenými miskami se zdají být výrazně odlišná mezi jednotlivými stanovišti, ale to může být opět dáno velmi nízkým úlovkem červených misek. U blanokřídlých je rovněž patrný trend postupné změny druhového složení mezi modrými a žlutými miskami, ale druhové složení zachycené bílými miskami je v tomto případě z velké části podobné druhovému složení zachycenému žlutými miskami, což souhlasí s výsledky některých předešlých studií (Vrdoljak & Samways 2012; Joshua 2007; Gollan et al. 2011), ze kterých vyplývá, že efekty bílých a žlutých misek jsou podobné, nebo jsou v různé míře podmnožinami jeden druhého. Je ale třeba si uvědomit, že většina podobných studií nebere v potaz vliv stanoviště na úlovek jednotlivých barev misek (Saunders 2013). V případě této práce se ukázalo, že žluté a bílé misky chytají téměř stejná společenstva blanokřídlých, pokud se nalézají v řídkém lese nebo na pasekách. Pokud se ale nalézají na louce, kraji lesa nebo v hustém lese, je už druhové složení odchycených společenstev

výrazně jiné, závislé na barvě. U blanokřídlých je ale také patrné, že modrými miskami je zachyceno jiné druhové složení než ostatními barvami a to nezávisle na stanovišti. Výrazně jiná společenstva v modrých miskách oproti jiným barvám uvádí i jiné publikované práce (Vrdoljak & Samways 2012; Gollan et al. 2011).

5.5. Vliv okolí pasti na počet druhů a druhové složení

Proměnné prostředí v okolí pasti neměly výrazný vliv na počet druhů ulovených v pastech a to pro žádnou z použitých barev. Jako jediná proměnná ovlivňující počet druhů blanokřídlých se ukázala otevřenost, která je do velké míry spojená s charakterem stanoviště.

Několik proměnných prostředí v okolí pastí se ukázalo jako významně ovlivňující druhové složení obou studovaných skupin živočichů. Skutečnost, že žádná z proměnných, zaznamenaných v těsné blízkosti pastí (v okruhu 1,5 m), se neprojevila jako statisticky významně ovlivňující druhové složení blanokřídlých a brouků, naznačuje, že při pátrání po vhodných živných rostlinách nezáleží na uspořádání těsného okolí zdroje, ale na jeho širším okolí. Otevřenost neovlivňovala druhové složení brouků zachycené modrými, žlutými a bílými pastmi. Pokryvnost modře a fialově kvetoucích rostlin také neovlivňovala druhové složení brouků zachycených modrými miskami.

Podobný vliv otevřenosti a vzdálenosti k nejbližšímu stromu je patrně dán skutečností, že čím dál je nejbližší strom, tím větší je otevřenost. Protichůdný vliv otevřenosti a holé půdy může být způsoben tím, že nejvyšší podíl holé půdy byl v hustých lesích, kde je nízký bylinný pokryv. Podobný vliv pokryvnosti modrých a fialových květů v okolí se dá patrně vysvětlit spektrální podobností těchto dvou barev. Množství mrtvého dřeva v okolí misek jeví korelaci s otevřeností, což může ukazovat na skupiny brouků, vyžadující osluněné mrtvé nebo umírající dřevo pro svůj vývoj. Žluté misky zachycují jiná společenstva v závislosti na pokryvnosti žlutých květů v širším okolí misky. To může být způsobeno tím, že se žlutá miska mezi mnoha žlutými rostlinami nejeví stejně atraktivní, jako když je exponována mezi květy jiné barvy nebo na stanovišti, kde jiné květy vůbec nejsou.

I u blanokřídlých je patrný vliv pokryvnosti žlutě kvetoucích rostlin na druhové složení blanokřídlých ulovených žlutými miskami. Ordinační diagram (Obr. 13) rovněž naznačuje, že s rostoucím vegetačním zápojem se zachycená společenstva blanokřídlých začínají více podobat společenstvům zachyceným modrými pastmi. To může vypovídat o tom, že při nehomogenním osvětlení způsobeným průchodem světla přes vegetační kryt je pro blanokřídlé obtížnější odlišit ostatní barvy misek od modré. K podobným výsledkům týkajícím se vlivu homogenosti osvětlení na barevnou konstantnost u blanokřídlých, konkrétně u čmeláka

zemního (*Bombus terrestris*), došly i některé recentní studie (Chittka 2014; Arnold 2012). Je dobré podotknout, že v tomto případě má na kvalitu osvětlení větší vliv faktor vegetačního zápoje než otevřenost nebo nejbližší strom. Ačkoliv jak otevřenost, tak nejbližší strom rozhodně ovlivňují množství a kvalitu dopadajícího světla, jejich vliv je významný pouze některé části dne, kdy světlo na plochu dopadá pod určitým úhlem. Vegetační zápoj v 1,5 m nad pastí pravděpodobně ovlivňuje kvalitu osvětlení misky vždy. Podobnost vlivu zápoje a modré misky může také znamenat, že modrá barva je spolehlivěji rozpoznatelná při nehomogenním osvětlení.

6. Závěr

Cílem této práce bylo posoudit vliv barev použitých Moerickeho miskových pastí, vliv stanoviště a charakteristik okolí barevných misek na složení společenstev žahadlových blanokřídlých a florikolních brouků v listnatých lesích v Národním parku Podyjí.

Výsledky ukazují, že barva miskové pasti (žlutá, bílá, modrá, červená) i stanoviště mají vliv na složení společenstev studovaných skupin. Červené misky se ukázaly jako nejméně efektivní. Vliv zaznamenávaných charakteristik prostředí se ukázal významný pouze v okruhu 5 m kolem pastí, kdy otevřenost, zápoj vegetace nad pastí, vzdálenost k nejbližšímu stromu a pokryvnost žlutě a modře kvetoucích rostlin byly významné pro obě studované skupiny. Výsledky jsou diskutovány s přihlédnutím k doletovým schopnostem studovaných skupin a jejich barevného vidění. Význam výsledků této práce pro studium lesních ekosystémů a společenstev florikolního hmyzu v nich je rovněž diskutován v kontextu aktuální literatury.

Tato práce ukazuje, že použitím více barev Moerickeho miskových pastí při studiu společenstev florikolního hmyzu otevřených a lesních stanovišť, lze zachytit vysokou diversitu společenstev. Výsledky rovněž naznačují, že užití obou studovaných skupin organismů při studiu lesních ekosystémů je vhodné, protože každá z obou těchto skupin vykazuje odlišné migrační schopnosti a preference stanovišť a odpovědi jejich společenstev na vlastnosti stanoviště se výrazně liší.

7. Literatura

1. Abbott, K. R. Background evolution in camouflage systems: A predator-prey/pollinator-flower game. *J. Theor. Biol.* 262, 662–678 (2010).
2. Abrahamczyk, S., Steudel, B. & Kessler, M. Sampling Hymenoptera along a precipitation gradient in tropical forests: The effectiveness of different coloured pan traps. *Entomol. Exp. Appl.* 137, 262–268 (2010).
3. Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J., Kopecký, M., 2015. Forest fires within a temperate landscape: a decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 336, 81–90.
4. Angelstam, P. & Kuuluvainen, T. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective. *Ecol. Bull.* 117–136 (2004). doi:10.2307/20113303
5. Arnold, S. E. J. & Chittka, L. Illumination preference, illumination constancy and colour discrimination by bumblebees in an environment with patchy light. *J. Exp. Biol.* 215, 2173–2180 (2012).
6. Bennett, J. A., Gensler, G. C. & Cahill, J. F. Small-scale bee patch use is affected equally by flower availability and local habitat configuration. *Basic Appl. Ecol.* 15, 260–268 (2014).
7. Bhattacharya, M., Primack, R. B. & Gerwein, J. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biol. Conserv.* 109, 37–45 (2002).
8. Binkenstein, J. & Schaefer, H. M. Flower colours in temperate forest and grassland habitats: a comparative study. *Arthropod. Plant. Interact.* 9, 289–299 (2015).
9. Bouget, C. & Nageleisen, L.-M. FOREST INSECT STUDIES : METHODS AND TECHNIQUES KEY CONSIDERATIONS FOR An overview of the reflections of the ‘ Entomological Forest Inventories ’ working group. *Off. Natl. des Forets* 19, 144 (2009).
10. Bouget, C. Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests - Part I: Do environmental changes induce a gap effect? *For. Ecol. Manage.* 216, 1–14 (2005).
11. Burger, H., Dötterl, S. & Ayasse, M. Host-plant finding and recognition by visual and olfactory floral cues in an oligolectic bee. *Funct. Ecol.* 24, 1234–1240 (2010).

12. Bürgi, M., 1999. A case study of forest change in the Swiss lowlands. *Landsc. Ecol.* 14, 567–575.
13. Campbell, J. W. & Hanula, J. L. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *J. Insect Conserv.* 11, 399–408 (2007).
14. Crowson, R. A. *Biology of coleoptera.* (A Subsidiary of Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, 1981).
15. Doležal, J. & Št'astná, P. Neighbourhood interactions and environmental factors influencing old-pasture succession in the Central Pyrenees. *J. Vegetation science*, 101–108 (2004).
16. Doležal, J., Šrutek, M., Hara, T., Sumida, A. & Penttilä, T. Neighborhood interactions influencing tree population dynamics in nonpyrogenous boreal forest in northern Finland. *Plant Ecol.* 185, 135–150 (2006).
17. Duncan, R. P., Buckley, H. L., Ulrich, S. C., Stewart, G. H. & Geritzlehner, J. Small-scale species richness in forest canopy gaps: the role of niche limitation versus the size of the species pool. *J. Veg. Sci.* 9, 455–460 (1998).
18. Fajardo, A. & de Graaf, R. Tree dynamics in canopy gaps in old-growth forests of *Nothofagus pumilio* in Southern Chile. *Plant Ecol.* 173, 95–105 (2004).
19. Falk, S. *Warwickshire'S Bumblebees.* (2011).
20. Fartmann, T., Müller, C. & Poniatowski, D. Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biol. Conserv.* 159, 396–404 (2013).
21. Franc, N. & Götmark, F. Openness in management: Hands-off vs partial cutting in conservation forests, and the response of beetles. *Biol. Conserv.* 141, 2310–2321 (2008).
22. Friedman, J. W. & Shmida, A. Pollination , Gathering Nectar and the Distribution of Flower Species. *J. Theor. Biol.* 175, 127–138 (1995).
23. Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J. & Vaissière, B. E. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68, 810–821 (2009).
24. Gathmann, A. & Tschardt, T. Foraging ranges of solitary bees. *J. Anim. Ecol.* 71, 757–764 (2002).
25. Gegear, R. J. & Lavery, T. M. Flower constancy in bumblebees: A test of the trait variability hypothesis. *Anim. Behav.* 69, 939–949 (2005).

26. Gollan, J. R., Ashcroft, M. B. & Batley, M. Comparison of yellow and white pan traps in surveys of bee fauna in New South Wales, Australia (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). *Aust. J. Entomol.* 50, 174–178 (2011).
27. Goulson, D. Foraging strategies of insects for gathering nectar and pollen, and implications for plant ecology and evolution. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 2, 185–209 (1999).
28. Goulson, D., Sangster, E. L. & Young, J. C. Evidence for hilltopping in bumblebees? *Ecol. Entomol.* 36, 560–563 (2011).
29. Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R. & Kremen, C. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589–596 (2007).
30. Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R. & Kremen, C. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589–596 (2007).
31. Grundel, R., Frohnapple, K. J., Jean, R. P. & Pavlovic, N. B. Effectiveness of Bowl Trapping and Netting for Inventory of a Bee Community. *Environ. Entomol.* 40, 374–380 (2011).
32. Gumbert Andreas. Color choices by bumble bees (*Bombus terrestris*): innate preferences and generalization after learning. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 48, 36–43 (2013).
33. Gumbert, A., Kunze, J. & Chittka, L. Floral colour diversity in plant communities, bee colour space and a null model. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 266, 1711–1716 (1999).
34. Hagen, M., Wikelski, M. & Kissling, W. D. Space use of bumblebees (*Bombus* spp.) revealed by radio-tracking. *PLoS One* 6, (2011).
35. Harmer, R., Peterken, G., Kerr, G. & Poulton, P. Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. *Biol. Conserv.* 101, 291–304 (2001).
36. Heneberg, P. & Bogusch, P. To enrich or not to enrich? Are there any benefits of using multiple colors of pan traps when sampling aculeate Hymenoptera? *J. Insect Conserv.* 18, 1123–1136 (2014).
37. Hokkanen, H. M. T. The making of a pest: Recruitment of *Meligethes aeneus* onto oilseed Brassicas. *Entomol. Exp. Appl.* 95, 141–149 (2000).
38. Horák, J. Proč je mrtvé dřevo tak důležité. *Vesmír* 460–464 (2008).
39. Hothorn, T., Hornik, K. and Zeileis, A. (2006). Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15(3), 651–674.

40. Chittka, L. & Raine, N. E. Recognition of flowers by pollinators. *Curr. Opin. Plant Biol.* 9, 428–435 (2006).
41. Chittka, L. Does bee color vision predate the evolution of flower color? *Naturwissenschaften* 83, 136–138 (1996).
42. Chittka, L. The colour hexagon: a chromaticity diagram based on photoreceptor excitations as a generalized representation of colour opponency. *J. Comp. Physiol. A* 170, 533–543 (1992).
43. Chittka, L., Faruq, S., Skorupski, P. & Werner, A. Colour constancy in insects. *J. Comp. Physiol. A Neuroethol. Sensory, Neural, Behav. Physiol.* 200, 435–448 (2014).
44. Inari, N., Hiura, T., Toda, M. J. & Kudo, G. Pollination linkage between canopy flowering, bumble bee abundance and seed production of understory plants in a cool temperate forest. *J. Ecol.* 100, 1534–1543 (2012).
45. Ings, T. C., Raine, N. E. & Chittka, L. A population comparison of the strength and persistence of innate colour preference and learning speed in the bumblebee *Bombus terrestris*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 63, 1207–1218 (2009).
46. Farkač, J., Král, D. & Škorpík, M. Červený seznam ohrožených druhů České republiky Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005).
47. Jirků, M., Dostál, D., 2015. Alternativní management ekosystémů. Metodika zavedení chovu býložravých savců jako alternativního managementu vybraných lokalit. Certifikovaná metodika. Ministerstvo životního prostředí, Praha
48. Johnson, S. D. & Steiner, K. E. Generalization versus specialization in plant pollination systems. *Trends Ecol. Evol.* 15, 140–143 (2000).
49. Jones, P. L., Ryan, M. J. & Chittka, L. The influence of past experience with flower reward quality on social learning in bumblebees. *Anim. Behav.* 101, 11–18 (2015).
50. Kohyama, T. Size-structured tree populations in gap-dynamic forest - the forest architecture hypothesis for the stable coexistence of species. *J. Ecol.* 81, 131–143 (1993).
51. Kopecký, M., Hédl, R. & Szabó, P. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *J. Appl. Ecol.* 50, 79–87 (2013).
52. Kraus, D. & Krumm, F. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. *International Journal of Environmental Studies* (2013).
53. Kuuluvainen, T. & Ankala, T. Natural Forest Dynamics in Boreal Fennoscandia: a Review and Classification. *Silva Fenn.* 45, 823841 (2011).

54. Labandeira, C. C. The pollination of Mid Mesozoic seed plants and the early history of long-proboscid insects. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 97, 469–513 (2010).
55. Leong, J. M. & Thorp, R. W. Colour-coded sampling: The pan trap colour preferences of oligolectic and nonoligolectic bees associated with a vernal pool plant. *Ecol. Entomol.* 24, 329–335 (1999).
56. Lihoreau, M., Chittka, L. & Raine, N. E. Monitoring Flower Visitation Networks and Interactions between Pairs of Bumble Bees in a Large Outdoor Flight Cage. *PLoS One* 11, e0150844 (2016).
57. Lihoreau, M., Chittka, L. & Raine, N. E. Trade-off between travel distance and prioritization of high-reward sites in traplining bumblebees. *Funct. Ecol.* 25, 1284–1292 (2011).
58. Lihoreau, M., Chittka, L. & Raine, N. E. Travel optimization by foraging bumblebees through readjustments of traplines after discovery of new feeding locations. *Am. Nat.* 176, 744–757 (2010).
59. Magrach, A., Santamaría, L. & Larrinaga, A. R. Differential effects of anthropogenic edges and gaps on the reproduction of a forest-dwelling plant: The role of plant reproductive effort and nectar robbing by bumblebees. *Austral Ecol.* 37, 600–609 (2012).
60. Mason, C. F. & Macdonald, S. M. Responses of ground flora to coppice management in an English woodland - A study using permanent quadrats. *Biodivers. Conserv.* 11, 1773–1789 (2002).
61. McCarthy, J. Gap dynamics of forest trees : A review with particular attention to boreal forests. *Environ. Rev.* 59, 1–59 (2001).
62. Michener, C. D. *The Bees of the World.* (The John Hopkins University Press Baltimore, 2007).
63. Miklín, J. & Čížek, L. Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *J. Nat. Conserv.* 22, 35–41 (2014).
64. Miklín, J., Miklínová, K. & Čížek, L., 2016. Změny krajinného krytu na území Národního parku Podyjí mezi lety 1938 a 2014. *Thayensia-Znojmo*, 13: 59-80.
65. Mountford, E. P. & Peterken, G. F. Long-term change and implications for the management of wood-pastures: Experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry* 76, 19–40 (2003).

66. Müllerová, J., Hédli, R. & Szabó, P. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *For. Ecol. Manage.* 343, 88–100 (2015).
67. Murcia, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10, 58–62 (1995).
68. Núñez, V., Hernando, A., Velázquez, J. & Tejera, R. Livestock management in Natura 2000: A case study in a *Quercus pyrenaica* neglected coppice forest. *J. Nat. Conserv.* 20, 1–9 (2012).
69. Ohashi, K., Leslie, A. & Thomson, J. D. Trapline foraging by bumble bees: V. Effects of experience and priority on competitive performance. *Behav. Ecol.* 19, 936–948 (2008).
70. Ollerton, J. et al. A global test of the pollination syndrome hypothesis. *Ann. Bot.* 103, 1471–1480 (2009).
71. Papiorek, S. et al. Bees, birds and yellow flowers: Pollinator-dependent convergent evolution of UV patterns. *Plant Biol.* 18, 46–55 (2016).
72. Pengelly, C. J. & Cartar, R. V. Effects of variable retention logging in the boreal forest on the bumble bee-influenced pollination community, evaluated 8-9 years post-logging. *For. Ecol. Manage.* 260, 994–1002 (2010).
73. Peterken, G. F. & Francis, J. L. Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK. *Biol. Conserv.* 91, 55–72 (1999).
74. Peterken, G. F. General Management Principles for Nature Conservation in British Woodlands. *Nature* 50, (1977).
75. Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D and R Core Team (2017). *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. R package version 3.1-131, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.
76. Pokorný, P. Role of man in the development of Holocene vegetation in Central Bohemia. Vliv činnosti člověka na lokální vývoj Veg. bolocénu středních Čech 77, 113–128 (2005).
77. Potts, S. G. et al. Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *J. Apic. Res.* 50, 152–164 (2011).
78. Proctor, E., Nol, E., Burke, D. & Crins, W. J. Responses of insect pollinators and understory plants to silviculture in northern hardwood forests. *Biodiversity and Conservation* 21, (2012).

79. R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
URL <https://www.R-project.org/>.
80. Rackham, O. Ancient woodlands: Modern threats. *New Phytol.* 180, 571–586 (2008).
81. Raine, N. E. & Chittka, L. The adaptive significance of sensory bias in a foraging context: Floral colour preferences in the bumblebee *Bombus terrestris*. *PLoS One* 2, 1–8 (2007).
82. Rosas-Guerrero, V. et al. A quantitative review of pollination syndromes: Do floral traits predict effective pollinators? *Ecol. Lett.* 17, 388–400 (2014).
83. Řehounek, J., Řehouňková, K., Tropek, R. & Prach, K. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. *Calla, České Budějovice* 212 (2015).
84. Saunders, M. E. & Luck, G. W. Pan trap catches of pollinator insects vary with habitat. *Aust. J. Entomol.* 52, 106–113 (2013).
85. Sebek, P. et al. Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *For. Ecol. Manage.* 358, 80–89 (2015).
86. Schaefer, H. M., Schaefer, V. & Levey, D. J. How plant-animal interactions signal new insights in communication. *Trends Ecol. Evol.* 19, 577–584 (2004).
87. Smolla, M. et al. Copy-when-uncertain: bumblebees rely on social information when rewards are highly variable. *Biol. Lett.* 12, 208–213 (2016).
88. Spaethe, J., Tautz, J. & Chittka, L. Visual constraints in foraging bumblebees: flower size and color affect search time and flight behavior. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 98, 3898–903 (2001).
89. Stavert, J. R. et al. Hairiness: the missing link between pollinators and pollination. 1–18 *PeerJ* (2016).
90. Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B. G. Biodiversity in Dead Wood. *Biodivers. Dead Wood* 110–149 (2012). doi:10.1017/CBO9781139025843
91. Streinzer, M. & Spaethe, J. Functional morphology of the visual system and mating strategies in bumblebees (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*). *Zool. J. Linn. Soc.* 170, 735–747 (2014).
92. Taki, H. et al. Succession Influences Wild Bees in a Temperate Forest Landscape: The Value of Early Successional Stages in Naturally Regenerated and Planted Forests. *PLoS One* 8, (2013).

93. Ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P., 2012. *Canoco Reference Manual and User's Guide: Software for Ordination, Version 5.0*. Microcomputer Power, Ithaca.
94. Timonen, J. et al. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scand. J. For. Res.* 25, 309–324 (2010).
95. Toby Hunt, Johannes Bergsten, Zuzana Levkanicova, Anna Papadopoulou, Oliver St. John, Ruth Wild, Peter M. Hammond, Dirk Ahrens, Michael Balke, Michael S. Caterino, Jesús Gómez-Zurita, Ignacio Ribera, Timothy G. Barraclough, Milada Bocakova, Ladislav Bocak, A. P. V. A Comprehensive Phylogeny of Beetles Reveals the Evolutionary Origins of a Superradiation. *Science* (80). 318, 1913–1916 (2007).
96. Van Kleunen, M., Nänni, I., Donaldson, J. S. & Manning, J. C. The role of beetle marks and flower colour on visitation by monkey beetles (*Hopliini*) in the Greater Cape Floral Region, South Africa. *Ann. Bot.* 100, 1483–1489 (2007).
97. Vera, F. W. M. *Grazing Ecology and Forest History*. (2000).
98. Vrdoljak, S. M. & Samways, M. J. Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. *J. Insect Conserv.* 16, 345–354 (2012).
99. Walters, M. B., Farinosi, E. J., Willis, J. L. & Gottschalk, K. W. Managing for diversity: Harvest gap size drives complex light, vegetation, and deer herbivory impacts on tree seedlings. *Ecosphere* 7, (2016).
100. Wang, B., Zhang, H. & Jarzembowski, E. a. Early Cretaceous angiosperms and beetle evolution. *Front. Plant Sci.* 4, 360 (2013).
101. Wardhaugh, C. W. How many species of arthropods visit flowers? *Arthropod. Plant. Interact.* 9, 547–565 (2015).
102. Whitney, H. M. et al. Why do so many petals have conical epidermal cells? *Ann. Bot.* 108, 609–616 (2011).
103. Williams, N. M. et al. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biol. Conserv.* 143, 2280–2291 (2010).
104. Wolf, S., Roper, M. & Chittka, L. Bumblebees utilize floral cues differently on vertically and horizontally arranged flowers. *Behav. Ecol.* 26, 773–781 (2015).
105. Woodgate, J. L., Makinson, J. C., Lim, K. S., Reynolds, A. M. & Chittka, L. Life-long radar tracking of bumblebees. *PLoS One* 11, 1–22 (2016).
106. Zurbuchen, A. et al. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biol. Conserv.* 143, 669–676 (2010).

Přílohy

Tab. P1: Tabulka seznamu druhů a morfodruhů použitých v této práci.

Název druhu	Řád
<i>Acmaeoderella flavofasciata</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	Coleoptera
<i>Actenicerus sjaelandicus</i> (O. F. Müller, 1764)	Coleoptera
<i>Adrastus rachifer</i> (Fourcroy, 1785)	Coleoptera
<i>Agenioideus cinctellus</i> (Spinola, 1808)	Hymenoptera
<i>Agenioideus cinctellus</i> (Spinola, 1808)	Hymenoptera
<i>Agrilus cyanescens</i> Ratzeburg, 1837	Coleoptera
<i>Agrilus laticornis</i> (Illiger, 1803)	Coleoptera
<i>Agrilus olivicolor</i> Kiesenwetter, 1857	Coleoptera
<i>Agrilus sulcicollis</i> Lacordaire in Boisduval & Lacordaire, 1835	Coleoptera
<i>Agriotes obscurus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Agriotes pilosellus</i> (Schönherr, 1817)	Coleoptera
<i>Agriotes ustulatus</i> (Schaller, 1783)	Coleoptera
<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Anaspis brunnipes</i> Mulsant, 1856	Coleoptera
<i>Anaspis frontalis</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Anaspis thoracica</i> Linnaeus, 1758	Coleoptera
<i>Andrena cineraria</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Andrena congruens</i> Schmiedeknecht, 1883	Hymenoptera
<i>Andrena curvungula</i> Thomson, 1870	Hymenoptera
<i>Andrena dorsata</i> (Kirby, 1802)	Hymenoptera
<i>Andrena fulva</i> Müller, 1776	Hymenoptera
<i>Andrena gravida</i> Imhoff, 1832	Hymenoptera
<i>Andrena haemorrhoea</i> (Fabricius, 1781)	Hymenoptera
<i>Andrena haemorrhoea</i> (Fabricius, 1781)	Hymenoptera
<i>Andrena hattorfiana</i> (Fabricius, 1775)	Hymenoptera
<i>Andrena humilis</i> Imhoff, 1832	Hymenoptera
<i>Andrena nigroaenea</i> (Kirby, 1802)	Hymenoptera
<i>Andrena nitida</i> (Müller, 1776)	Hymenoptera
<i>Andrena pandellei</i> Saunders, 1881	Hymenoptera

<i>Andrena polita</i> Smith, 1847	Hymenoptera
<i>Andrena taraxaci</i> Giraud, 1861	Hymenoptera
<i>Anoplius nigerrimus</i> (Scopoli, 1763)	Hymenoptera
<i>Anoplius viaticus</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Anoplodera sexguttata</i> (Fabricius, 1775)	Coleoptera
<i>Anthaxia fulgurans</i> (Schrank, 1787)	Coleoptera
<i>Anthaxia helvetica</i> Stierlin, 1868	Coleoptera
<i>Anthaxia nitidula</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Anthaxia quadripunctata</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Anthaxia salicis</i> (Fabricius, 1776)	Coleoptera
<i>Anthaxia similis</i> (Fabricius, 1792)	Coleoptera
<i>Anthicus antherinus</i> (Linnaeus, 1761)	Coleoptera
<i>Anthonomus</i> sp. Germar, 1817	Coleoptera
<i>Apis Mellifera</i> Linnaeus, 1758	Hymenoptera
<i>Apoderus coryli</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Aporus unicolor</i> Spinola, 1808	Hymenoptera
<i>Arachnospila anceps</i> (Wesmael, 1851)	Hymenoptera
<i>Arachnospila spissa</i> (Schioedte, 1837)	Hymenoptera
<i>Athous haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1801)	Coleoptera
<i>Auplopus albifrons</i> (Dalman, 1823)	Hymenoptera
<i>Auplopus carbonarius</i> (Scopoli, 1763)	Hymenoptera
<i>Barynotus obscurus</i> (Fabricius, 1775)	Coleoptera
<i>Barypeithes pellucidus</i> (Boheman, 1843)	Coleoptera
<i>Bombus barbutellus</i> (Kirby, 1802)	Hymenoptera
<i>Bombus bohemicus</i> Seidl, 1838	Hymenoptera
<i>Bombus cryptarum</i> (Fabricius, 1775)	Hymenoptera
<i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus, 1761)	Hymenoptera
<i>Bombus hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus, 1761)	Hymenoptera
<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli, 1763)	Hymenoptera
<i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus, 1761)	Hymenoptera
<i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775)	Hymenoptera

<i>Bombus sylvestris</i> (Lepeletier, 1832)	Hymenoptera
<i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Bombus vestalis</i> (Geoffroy, 1785)	Hymenoptera
<i>Brachyderes incanus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Byturus ochraceus</i> (L. G. Scriba, 1790)	Coleoptera
<i>Byturus tomentosus</i> (DeGeer, 1774)	Coleoptera
<i>Caliadurgus fasciatellus</i> (Spinola, 1808)	Hymenoptera
<i>Carpophilus rubripennis</i> (Heer, 1841)	Coleoptera
<i>Ceratina chalybea</i> Chevrier, 1872	Hymenoptera
<i>Ceratina nigrolabiata</i> Friese, 1896	Hymenoptera
<i>Ceutorhynchus obstrictus</i> (Marsham, 1802)	Coleoptera
<i>Ceutorhynchus pallidactylus</i> (Marsham, 1802)	Coleoptera
<i>Ceutorhynchus roberti</i> Gyllenhal, 1837	Coleoptera
<i>Ceutorhynchus</i> sp. Germar, 1824	Coleoptera
<i>Ceutorhynchus typhae</i> (Herbst, 1795)	Coleoptera
<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758	Coleoptera
<i>Coeliastes lamii</i> (Fabricius, 1792)	Coleoptera
<i>Coeliodes rana</i> (Fabricius, 1787)	Coleoptera
<i>Coeliodes ruber</i> (Fabricius, 1787)	Coleoptera
<i>Crabro cribrarius</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Crossocerus varus</i> Lepeletier & Brullé, 1835	Hymenoptera
<i>Crossocerus walkerii</i> (Shuckard, 1837)	Hymenoptera
<i>Cryptocheilus notatus</i> (Rossius, 1792)	Hymenoptera
<i>Cryptocheilus versicolor</i> (Scopoli, 1763)	Hymenoptera
<i>Curculio venosus</i> (Gravenhorst, 1807)	Coleoptera
<i>Cynegetis impunctata</i> (Linnaeus, 1767)	Coleoptera
<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Danacea nigratarsis</i> (Küster, 1850)	Hymenoptera
<i>Danacea pallipes</i> (Panzer, 1793)	Hymenoptera
<i>Dasytes niger</i> (Linnaeus, 1761)	Coleoptera
<i>Dasytes plumbeus</i> (O.F. Müller, 1776)	Coleoptera
<i>Dipogon bifasciatus</i> (Geoffroy, 1785)	Hymenoptera
<i>Dipogon monticola</i> Wahis, 1972	Hymenoptera

Dipogon subintermedius (Magretti, 1886)	Hymenoptera
Dolichurus corniculus (Spinola, 1808)	Hymenoptera
Ectemius dives (Lepeletier & Brullé, 1834)	Hymenoptera
Entomognathus brevis (Van der Linden, 1829)	Hymenoptera
Ethelcus denticulatus (Schrank, 1781)	Coleoptera
Euodynerus quadrifasciatus (Fabricius, 1793)	Hymenoptera
Eusomus ovulum Germar, 1824	Coleoptera
Gymnetron rostellum (Herbst, 1795)	Coleoptera
Gymnetron sp. Schönherr, 1825	Coleoptera
Gymnomerus laevipes (Shuckard, 1837)	Hymenoptera
Halictus maculatus Smith, 1848	Hymenoptera
Halictus rubicundus Christ, 1791	Hymenoptera
Halictus subauratus (Rossi, 1792)	Hymenoptera
Halictus tumulorum (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
Hoplitis claviventris (Thomson, 1872)	Hymenoptera
Hoplitis leucomelana (Kirby, 1802)	Hymenoptera
Hoshihananomia perlata (Sulzer, 1776)	Coleoptera
Hymenalia rufipes (Fabricius, 1792)	Coleoptera
Hypera melas (Fabricius, 1792)	Coleoptera
Hypera nigrirostris (Fabricius, 1775)	Coleoptera
Hypera plantaginis (De Geer, 1775)	Coleoptera
Hypera subspiciosa (Herbst, 1795)	Coleoptera
Hypera viciae (Gyllenhal, 1813)	Coleoptera
Hyperaspis campestris (Herbst, 1783)	Coleoptera
Chelostoma campanularum (Kirby, 1802)	Hymenoptera
Chelostoma distinctum (Stöckhert, 1929)	Hymenoptera
Chelostoma florissomne (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
Chelostoma rapunculi (Lepeletier, 1841)	Hymenoptera
Chlorophorus figuratus (Scopoli, 1763)	Coleoptera
Chrysanthia nigricornis (W. Schmidt, 1846)	Coleoptera
Chrysis leachi Shuckard, 1837	Hymenoptera
Chrysolina sp1. Motschulsky, 1860	Coleoptera
Chrysolina sp2. Motschulsky, 1860	Coleoptera

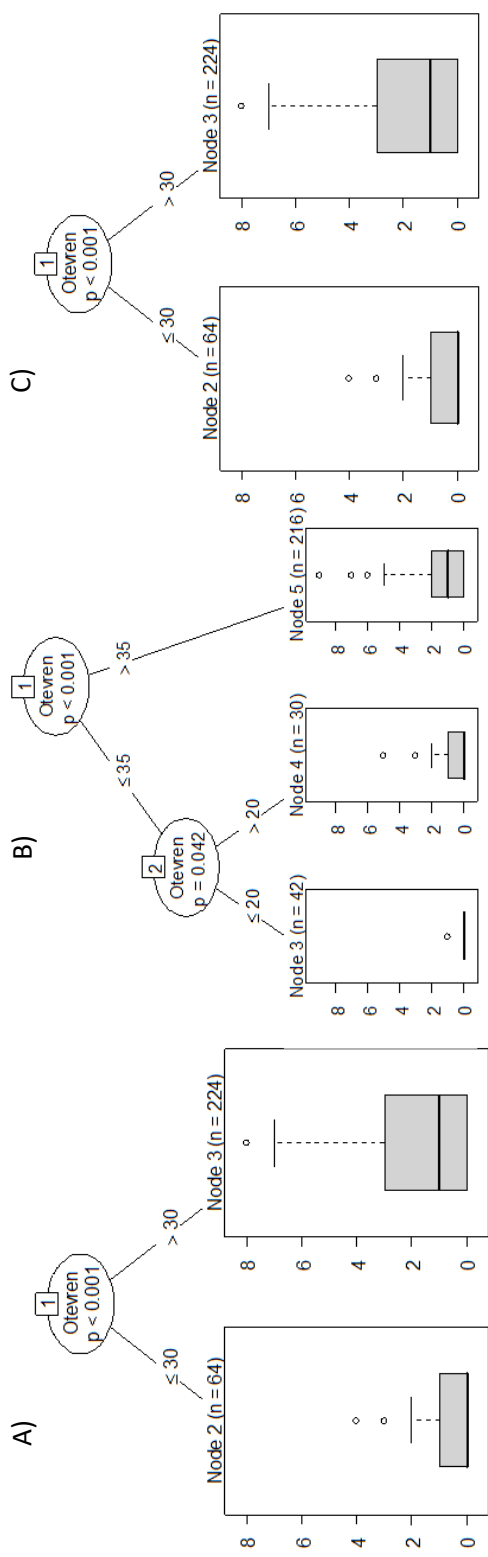
<i>Chrysura hirsuta</i> (Gerstaecker, 1869)	Hymenoptera
<i>Chrysura trimaculata</i> (Förster, 1853)	Hymenoptera
<i>Lagria hirta</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Lasioglossum laevigatum</i> (Kirby, 1802)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum lativentre</i> (Schenck, 1853)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum leucopus</i> (Kirby, 1802)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum leucozonium</i> (Schrank, 1781)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum majus</i> (Nylander, 1852)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum marginatum</i> (Brullé, 1832)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum morio</i> (Fabricius, 1793)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum nitidulum</i> (Alfken, 1921)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i> (Kirby, 1802)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum subfasciatum</i> (Imhoff, 1832)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum zonulum</i> (Smith, 1848)	Hymenoptera
<i>Lasioglossum zonulum</i> (Smith, 1848)	Hymenoptera
<i>Leptura quadrifasciata</i> Linnaeus, 1758	Coleoptera
<i>Macropis fulvipes</i> (Fabricius, 1804)	Hymenoptera
<i>Magdalis flavicornis</i> (Gyllenhal, 1836)	Coleoptera
<i>Malthinus</i> sp1. Latreille, 1806	Coleoptera
<i>Malthodes</i> sp. Kiesenwetter, 1852	Coleoptera
<i>Mecinus pyraeter</i> (Herbst, 1795)	Coleoptera
<i>Megachile centuncularis</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Megachile circumcincta</i> Kirby, 1802	Hymenoptera
<i>Megachile versicolor</i> Smith, 1844	Hymenoptera
<i>Melanotus punctolineatus</i> (Pelerin, 1829)	Coleoptera
<i>Melanotus villosus</i> (Geoffroy, 1785)	Coleoptera
<i>Melecta albifrons</i> (Foerster, 1771)	Hymenoptera
<i>Meligethes</i> sp.1 Stephens, 1830	Coleoptera
<i>Meligethes</i> sp.2 Stephens, 1830	Coleoptera
<i>Meligethes</i> sp.3 Stephens, 1830	Coleoptera
<i>Meligethes</i> sp.4 Stephens, 1830	Coleoptera
<i>Meligethes</i> sp.5 Stephens, 1830	Coleoptera
<i>Meligethes</i> sp.6 Stephens, 1830	Coleoptera

Meligethes sp.7 Stephens, 1830	Coleoptera
Melitta haemorrhoidalis (Fabricius, 1775)	Hymenoptera
Meloe proscarabaeus Linnaeus, 1758	Coleoptera
Meloe violaceus Marsham, 1802	Coleoptera
Miarus sp. Schönherr, 1826	Coleoptera
Mimumesa dahlbomi (Wesmael, 1852)	Hymenoptera
Mogulones larvatus (Schultze, 1896)	Coleoptera
Mordella aculeata Linnaeus, 1758	Coleoptera
Mordella brachyura Mulsant, 1856	Coleoptera
Mordella holomelaena Apfelbeck, 1914	Coleoptera
Mordella leucaspis Küster, 1849	Coleoptera
Mordellistena brevicauda (Bohemann, 1849)	Coleoptera
Mordellistena falsoparvula Ermisch, 1956	Coleoptera
Mordellistena humeralis (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
Mordellistena kolleri Ermisch, 1956	Coleoptera
Mordellistena parvula (Gyllenhal, 1827)	Coleoptera
Mordellistena pumila (Gyllenhal, 1810)	Coleoptera
Mordellistena purpureonigrans Ermisch, 1963	Coleoptera
Mordellistena secreta Horák, 1983	Coleoptera
Mordellistena stoeckleini Ermisch, 1956	Coleoptera
Mordellistena tarsata Mulsant, 1856	Coleoptera
Mordellochroa tournieri Emery, 1876	Coleoptera
Nedys quadrimaculatus (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
Neliocarus faber (Herbst, 1785)	Coleoptera
Neocoenorhinus germanicus (Herbst, 1797)	Coleoptera
Nomada bifasciata Olivier, 1811	Hymenoptera
Nomada fabriciana (Linnaeus, 1767)	Hymenoptera
Nomada flava Panzer, 1798	Hymenoptera
Nomada fucata Panzer, 1798	Hymenoptera
Nomada goodeniana (Kirby, 1802)	Hymenoptera
Nomada lathburiana (Kirby, 1802)	Hymenoptera
Nomada ruficornis (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
Nomada signata Jurine, 1807	Hymenoptera

<i>Nysson maculosus</i> (Gmelin, 1790)	Hymenoptera
<i>Nysson spinosus</i> (J. Förster, 1771)	Hymenoptera
<i>Nysson trimaculatus</i> (Rossi, 1790)	Hymenoptera
<i>Oedemera femorata</i> (Scopoli, 1763)	Coleoptera
<i>Oedemera lurida</i> (Marsham, 1802)	Coleoptera
<i>Oedemera podagrariae</i> (Linnaeus, 1767)	Coleoptera
<i>Oedemera virescens</i> (Linnaeus, 1767)	Coleoptera
<i>Opilo mollis</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Orchestes subfasciatus</i> Gyllenhal, 1835	Coleoptera
<i>Osmia bicolor</i> (Schrank, 1781)	Hymenoptera
<i>Osmia bicornis</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Osmia bicornis</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Osmia caerulescens</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Osmia cerinthidis</i> Morawitz, 1876	Hymenoptera
<i>Osmia cornuta</i> (Latreille, 1805)	Hymenoptera
<i>Osmia mustelina</i> Gerstaecker, 1869	Hymenoptera
<i>Osmia pilicornis</i> Smith, 1846	Hymenoptera
<i>Otiorhynchus raucus</i> (Fabricius, 1777)	Coleoptera
<i>Oxybelus mucronatus</i> (Fabricius, 1793)	Hymenoptera
<i>Oxybelus trispinosus</i> (Fabricius, 1787)	Hymenoptera
<i>Oxybelus uniglumis</i> (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
<i>Pachytodes erratica</i> Pic, 1911	Coleoptera
<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Phyllobius pyri</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Plagionotus floralis</i> (Pallas, 1773)	Coleoptera
<i>Platynaspis luteorubra</i> (Goeze, 1777)	Coleoptera
<i>Pocadius ferrugineus</i> (Fabricius, 1775)	Coleoptera
<i>Podalonia hirsuta</i> (Scopoli, 1763)	Hymenoptera
<i>Polistes nimpha</i> (Christ, 1791)	Hymenoptera
<i>Polydrusus cervinus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Polydrusus formosus</i> (Mayer, 1779)	Coleoptera
<i>Polydrusus marginatus</i> Stephens, 1831	Coleoptera
<i>Priocnemis cordivalvata</i> Haupt, 1926	Hymenoptera

<i>Priocnemis coriacea</i> Dahlbom, 1843	Hymenoptera
<i>Priocnemis fennica</i> Haupt, 1926	Hymenoptera
<i>Priocnemis hyalinata</i> (Fabricius, 1793)	Hymenoptera
<i>Priocnemis perturbator</i> (Harris, 1780)	Hymenoptera
<i>Priocnemis schioedtei</i> Haupt, 1926	Coleoptera
<i>Procraerus tibialis</i> (Lacordaire in Boisduval & Lacordaire, 1835)	Coleoptera
<i>Propylea quatordecempunctata</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Pseudovadonia livida</i> (Fabricius, 1776)	Coleoptera
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Quasimus minutissimus</i> (Germar, 1817)	Coleoptera
<i>Rhagonycha atra</i> (Linnaeus, 1767)	Coleoptera
<i>Rhinocyllus conicus</i> (Frölich, 1792)	Coleoptera
<i>Rhinoncus pericarpus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Rhinusa asellus</i> (Gravenhorst, 1807)	Coleoptera
<i>Rhopalum coarctatum</i> Otto , 1897	Hymenoptera
<i>Rhynchaenus pilosus</i> (Fabricius, 1781)	Coleoptera
<i>Scleropteridius fallax</i> Otto , 1897	Coleoptera
<i>Scymnus apetzi</i> Mulsant, 1846	Coleoptera
<i>Scymnus haemorrhoidalis</i> Herbst, 1797	Coleoptera
<i>Scymnus limbatus</i> Stephens, 1831	Coleoptera
<i>Scymnus rubromaculatus</i> (Goeze, 1777)	Coleoptera
<i>Sitona lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Sitona macularius</i> (Marsham, 1802)	Coleoptera
<i>Sitona</i> sp. Germar, 1817	Coleoptera
<i>Sitona striatellus</i> Gyllenhal, 1834	Coleoptera
<i>Stelidota geminata</i> (Say, 1825)	Coleoptera
<i>Stenocarus ruficornis</i> (Stephens, 1831)	Coleoptera
<i>Stenurella bifasciata</i> (O.F. Müller, 1776)	Coleoptera
<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Stenurella nigra</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
<i>Tachysphex dimidiatus</i> (Panzer, 1809)	Hymenoptera
<i>Tomoxia bucephala</i> Costa, 1854	Coleoptera
<i>Trachys minutus</i> (Linnaeus, 1758)	Coleoptera

Trichodes apiarius (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
Trichosirocalus barnevillei (Grenier, 1866)	Coleoptera
Trichosirocalus troglodytes (Fabricius, 1787)	Coleoptera
Trypoxylon beaumonti Antropov, 1991	Hymenoptera
Trypoxylon clavicerum Lepeletier et Serville, 1825	Hymenoptera
Trypoxylon deceptorium Antropov, 1991	Hymenoptera
Trypoxylon figulus (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
Trypoxylon minus Beaumont, 1945	Hymenoptera
Tytthaspis sedecimpunctata (Linnaeus, 1761)	Coleoptera
Variimorda basalis (Costa, 1854)	Coleoptera
Variimorda briantea (Comolli, 1837)	Coleoptera
Variimorda villosa (Schrank, 1781)	Coleoptera
Vespula germanica (Fabricius, 1793)	Hymenoptera
Vespula vulgaris (Linnaeus, 1758)	Hymenoptera
Xylocopa valga Gerstaecker, 1872	Hymenoptera



Obr. P1: Rozhodovací stromy vlivu proměnných prostředí na počet druhů blanokřídlých. Diagramy jsou vytvořeny pro druhy ulovené každou miskou zvlášť. A) bílá; B) modrá; C) žlutá