

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta



Disertační práce

**Ochrana biodiverzity bezobratlých primárních a  
sekundárních horských bezlesí**

**Monika Mazalová**

Školitel: prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.

Olomouc 2013



## BIBLIOGRAFICKÉ ÚDAJE

AUTORKA: Monika Mazalová

NÁZEV DISERTACE (ČJ): Ochrana biodiverzity bezobratlých primárních a sekundárních horských bezlesí

NÁZEV DISERTACE (AJ): Biodiversity conservation of invertebrates associated with primary and secondary treeless habitats in mountain regions

STUDIJNÍ PROGRAM: Ekologie a ochrana prostředí

STUDIJNÍ OBOR: Ekologie

VEDOUCÍ PRÁCE: prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.

### PODPOŘENO PROJEKTY:

- VaV SP/2d3/155/08  
„Optimalizace ekologického zemědělství a vybraných agroenvironmentálních opatření s důrazem na ochranu přírody a krajiny“
- VaV 620/15/03 „Vliv rekreačního využití na stav a vývoj biotopů ve vybraných VCHÚ (CHKO Beskydy, KRNAP, CHKO Jeseníky, NP a CHKO Šumava)“
- VaV/SM/6/70/05 „Vliv výsadeb borovice kleče (*Pinus mugo*) na biotopovou a druhovou diverzitu arкто-alpínské tundry ve východních Sudetech (CHKO Jeseníky, NPR Kralický Sněžník). Návrh managementu těchto porostů.“

Mazalová M. 2013: Ochrana biodiverzity bezobratlých primárních a sekundárních horských bezlesí [doktorská dizertační práce]. Univerzita Palackého, Olomouc

## **ABSTRAKT:**

Od neolitu až do raného novověku člověk svou činností umožňoval přežití řady druhů vázaných na otevřená stanoviště. Přibližně od konce 18. století však lze sledovat pokles druhové pestrosti, za nímž stojí nejen rozvoj průmyslu a dopravy, ale především intenzifikace zemědělské výroby. Fenomémem posledních dvou desetiletí a zároveň dosud nejrozsáhlejším pokusem o ekologizaci zemědělství v Evropě je zavedení agroenvironmentálních dotačních titulů. Ačkoliv hlavním smyslem Agro-envi dotací je podpora biodiverzity sekundárních bezlesí zemědělské krajiny, řada recentních prací naznačuje, že dopady Agro-envi hospodaření na diverzitu volně žijících druhů jsou sporné. Jedním z cílů předkládané práce proto bylo vyhodnotit vlivy zemědělského hospodaření na společenstva bezobratlých s vazbou na podhorská bezlesí, obhospodařovaná v režimu Agro-envi. Studovali jsme jednak okamžitou odezvu bezobratlých na provedení nejběžnějších dvou typů zásahu, tj. pastvy a seče, jednak dlouhodobý efekt čtyř různých managementových zásahů. Hodnotili jsme také vliv lineárních prvků krajinné struktury na distribuci bezobratlých na studovaných plochách. Modelovou skupinou byli členovci, jejichž odpovědi jsme sledovali jak na úrovni abundancí řádů, tak i detailněji na druhové úrovni v rámci cílových taxonů (*Bombus* spp., Lepidoptera, Coleoptera, Orthoptera). Zaznamenali jsme průkazný okamžitý efekt seče a významný vliv pastvy prováděné v dlouhodobém měřítku. Z krátkodobého hlediska seč negativně ovlivňovala především abundance méně pohyblivých skupin, tj. zejména nelétavých taxonů. Naopak v dlouhodobém horizontu extenzivní seč, prováděná jednou ročně a pokud možno heterogenně v prostoru i čase, podporovala druhové bohatství většiny studovaných skupin. Na distribucích abundance celých taxonů bezobratlých i jednotlivých druhů hmyzu se velkou měrou podílela také lokální krajinná struktura. Většina studovaných skupin vykazovala pozitivní odezvu k přítomnosti travnaté meze, lesnatého remízu, či obou typů okrajů.

Druhá část práce je věnována vyhodnocení vlivů zimní rekreace coby jedné z nejvýznamnějších antropogenních aktivit působících na společenstva primárních bezlesí nad horní hranicí lesa. Studovali jsme efekt sjezdového lyžování na společenstva epigeických brouků alpské tundry nejvyšších partií Hrubého Jeseníku. Ačkoliv se jedná o lyžařské středisko situované v Národní přírodní rezervaci Praděd, jehož provoz respektuje specifické podmínky, potvrdili jsme významný vliv sjezdového lyžování na společenstva brouků. S použitím metod mnohorozměrné ordinační analýzy jsme zjistili, že sjezdovky podporují převážně široce rozšířené druhy generalistů s vysokou disperzí

schopností a herbivorní brouky s vazbou na brusnicovou vegetaci či nitrofilní rostliny. Prostředí sjezdovek naopak zpravidla nepreferovaly reliktní horské druhy (endemit *Neagolius limbolarius*, *Minota carpathica*, *Liotrichus affinis* atd.). Výjimku představují některé druhy stenotypických karnivorů (*Carabus sylvestris*) a herbivorů (*Timarcha metallica*), jejichž zvýšené abundance na sjezdovkách vysvětlujeme zvýšenou potravní zásobou v prostoru lyžařských tratí. S ohledem na velmi malý rozsah hodnotných ploch primárního bezlesí alpinní zóny v kontextu celé střední Evropy doporučujeme posuzovat další rozvoj středisek zimní rekreace nad horní hranicí lesa velmi obezřetně.

**KLÍČOVÁ SLOVA:** horská bezlesí • bezobratlí • zemědělský management • pastva • seč • krajinná struktura • Agro-envi • brouci • lyžování • alpínská tundra

Mazalová M. 2013: Biodiversity conservation of invertebrates associated with primary and secondary treeless habitats in mountain regions [doctoral dissertation thesis].

Palacky University, Olomouc

## **ABSTRACT:**

Since the Neolithic until early modern times, human activities enabled survival of many species associated with open habitats. On the contrary, industrial and traffic development and intensification of agriculture have led to substantial biodiversity decline during last centuries. Last two decades brought the phenomenon of Agri-environmental schemes – so far the most important attempt to support environment-friendly agriculture. The main goal of Agri-environmental subsidies is to promote biodiversity of farmland. Yet some recent studies reported on mixed effects of management under Agri-environmental schemes on biodiversity of wild species. Therefore, one of the aims of this study was to evaluate the effects of agricultural management on invertebrates communities associated with submontane grasslands farmed with the support of Agri-environmental subsidies. First, we investigated immediate response of invertebrates on the two most common management treatments, i.e. mowing and grazing. Second, we focused on the long-term effects of four diverse management measures. Additionally, we examined the effect of linear landscape structures (i.e. grass baulks and tree and shrub groves) on distribution of invertebrates within the study sites. We worked with arthropods as the study group, evaluating their responses on two levels: (i) abundance of higher taxa, mainly orders, (ii) abundance and species richness of target groups, i.e. *Bombus* spp., Lepidoptera, Coleoptera and Orthoptera. Despite the “nature-friendly” management, we have found significant immediate impacts of mowing and, concurrently, long-term effects of grazing on invertebrates. On short-time scale, mowing negatively influenced mostly less mobile, flightless taxa. In contrast, long-term mowing performed once every year supported the highest species richness within the most of investigated taxa. Additionally, both types of margins substantially affected the invertebrate community structure and distribution within the sites. The majority of taxa were positively associated with one or both of these linear features.

The second part of thesis is focused on evaluation of winter recreation as one of the most important anthropogenic activities affecting primary treeless habitats above the alpine timberline. We studied the effect of alpine ski-slopes on epigeic beetles in the Praděd National Nature Reserve. We have found significant effect of the ski-slopes on the epigeic beetle community including its functional diversity, although the conservation status determines specific, nature-friendly conditions. Our results showed noticeable decline in abundance of most species in the patches with artificially increased

accumulation of snow, i.e. close to the interior edges of the ski-slopes. Using mixed modelling approach, we found that ski-slopes primarily supported vagile widespread generalists (*Amara lunicollis*, *Poecilus versicolor*) and herbivores associated with *Vaccinium* vegetation and nitrophilous plants. In contrast, the relic alpine species such as *Neagolius limbolarius*, *Minota carpathica*, *Liotrichus affinis* etc. usually have not preferred ski-slopes. In spite of above mentioned, we recorded highest abundances of some stenotypic carnivores (*Carabus sylvestris*) and herbivores (*Timarcha metallica*) within the ski-slopes. This trend might be explained by the increased food supply on the ski-slopes. With respect to small extent of alpine treeless zone in the context of the whole Central Europe, we recommend considering very cautiously any potential expansion of ski resorts, even those with reasonable operation.

**KEYWORDS:** mountain treeless habitats • invertebrates • agricultural management • grazing • mowing • landscape structure • Agri-environmental schemes • beetles • ski-slopes • alpine tundra

## OBSAH

SEZNAM ORIGINÁLNÍCH PUBLIKACÍ .....	7
PODÍL AUTORKY NA JEDNOTLIVÝCH PUBLIKACÍCH .....	8
PODĚKOVÁNÍ.....	9
1. BIODIVERZITA: JEJÍ VÝZNAM A VÝVOJ.....	10
1.1. Role přírody při formování biodiverzity ČR.....	10
1.2. Člověk a jeho vliv na biodiverzitu ČR.....	12
1.3. Bezobratlí a jejich bioindikační význam.....	14
2. CÍLE A STRUKTURA PRÁCE.....	16
3. VLIV ZEMĚDĚLSKÉHO HOSPODAŘENÍ NA SPOLEČENSTVA BEZOBRATLÝCH SEKUNDÁRNÍCH BEZLESÍ PODHORSKÝCH LUK A PASTVIN .....	18
3.1. Úvod.....	18
3.2. Metodika .....	22
3.2.1. Charakteristika studijního území.....	22
3.2.2. Studované taxony.....	22
3.2.3. Design experimentu .....	24
3.2.4. Statistická analýza.....	26
3.2.5. Úprava dat.....	26
3.3. Výsledky .....	28
3.3.1. Vlivy zemědělského managementu.....	29
3.3.2. Role lokálních prvků krajinné struktury .....	35
3.4. Diskuze .....	39
3.4.1. Okamžitý efekt managementových zásahů.....	39
3.4.2. Dlouhodobý vliv odlišných typů managementu .....	40
3.4.3. Role lokálních prvků krajinné struktury .....	42
3.5. Závěr a implikace poznatků výzkumu .....	44
4. ANTROPOGENNÍ OVLIVNĚNÍ PRIMÁRNÍHO BEZLESÍ NAD HORNÍ HRANICÍ LESA NA PŘÍKLADU NPR PRADĚD, HRUBÝ JESENÍK.....	46
4.1. Úvod.....	46
4.2. Metodika .....	49
4.2.1. Charakteristika studijního území.....	49
4.2.2. Experimentální design.....	50
4.2.3. Úprava dat a statistická analýza .....	51



4.3.	Výsledky .....	54
4.3.1.	Vliv sjezdové trati – odezva na úrovni společenstva .....	55
4.3.2.	Vliv sjezdové trati – odpovědi jednotlivých druhů a funkčních skupin.....	56
4.4.	Diskuze .....	61
4.4.1.	Vliv sjezdové trati – odezva na úrovni společenstva .....	61
4.4.2.	Vliv sjezdové trati – odpovědi funkčních skupin a jednotlivých druhů.....	62
4.5.	Závěr a implikace poznatků v ochraně území.....	65
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....	66
	PŘÍLOHY I-VI .....	75

-

## SEZNAM ORIGINALNÍCH PUBLIKACÍ

Předkládaná dizertační práce je tvořena publikacemi a manuskripty, jež jsou označeny a citovány jako Přílohy I – VI.

### **Příloha I**

Mazalová M, Kuras T, Šipoš J, Rada S, Šarapatka B (2012) Can agri-environmental schemes support various arthropod communities of submontane grasslands?  
Submitted to *Cent Eur J Biol* (CEJB-D-13-00094)

### **Příloha II**

Rada S, Mazalová M, Šipoš J, Kuras T (2012) How successful are agri-environmental schemes in promotion of orthopteran communities: impacts of mowing, grazing and edges on Orthoptera of submontane grasslands  
Submitted to *Eur J Entomol* (EJE-13-129)

### **Příloha III**

Mazalová M, Smetana V, Kuras T (2010) Čmeláci a pačmeláci (Hymenoptera: Apidae: *Bombus* spp.) podhorských luk a pastvin v okolí Nových Losin (Hrubý Jeseník)  
*Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 59: 203–208

### **Příloha IV**

Kašák J, Mazalová M, Šipoš J, Kuras T (2012) The effect of alpine ski-slopes on epigeic beetles: Does even a nature-friendly management make a change?  
Submitted to *J Insect Conserv* (JICO-D-13-00015)

### **Příloha V**

Mazalová M, Dvořák L, Bezděčka P, Kuras T (2009) Čmeláci a pačmeláci (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*) Národní přírodní rezervace Praděd (Hrubý Jeseník)  
*Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 58: 243–249

### **Příloha VI**

Kuras T, Sitek J, Liška J, Mazalová M, Černá K (2009) Motýli (Lepidoptera) Národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky): implikace poznatků v ochraně území  
*Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 58: 250–288

## PODÍL AUTORKY NA JEDNOTLIVÝCH PUBLIKACÍCH

Autorka se podílela na všech výše uvedených publikacích, a to buď formou sběru dat, jejich vyhodnocení a interpretace, nebo jako hlavní autor studií, kdy vytvořila také celkovou koncepci práce.

### **Příloha I**

Monika Mazalová se zásadní měrou podílela na sběru dat, třídění a determinaci materiálu a úpravě dat pro statistické analýzy. Ve spolupráci s dalšími autory studie pak interpretovala výsledky, sama napsala celý manuskript a finalizovala publikaci.

### **Příloha II**

Monika Mazalová se v této práci podílela na sběru dat, ve spolupráci s ostatními autory také na interpretaci výsledků a na revizi a korekturách publikace.

### **Příloha III**

Monika Mazalová sbírala samostatně všechna faunistická data, ve spolupráci s dalšími autory pak prováděla determinaci vzorků a interpretaci výsledků. Samostatně pak sepsala manuskript, provedla revize a finální korektury textu studie před její publikací.

### **Příloha IV**

Monika Mazalová se podílela na interpretaci výsledků statistických analýz, formulaci závěrů a sepsání manuskriptu. Dále zpracovala interpretaci doplňkových analýz, zpracovaných na základě oponentských posudků, a podílela se na revizi textu.

### **Příloha V**

Monika Mazalová se podílela na sběru dat a determinaci materiálu, samostatně pak provedla vyhodnocení dat a interpretaci výsledků. Sama také sepsala manuskript, provedla revize a finální korektury textu studie před její publikací.

### **Příloha VI**

Monika Mazalová se podílela na formulaci ochránářského zhodnocení provedeného faunistického výzkumu, dále provedla revize a finální korektury textu před publikací.

## PODĚKOVÁNÍ

V prvé řadě bych ráda poděkovala svému školiteli, Bořivoji Šarapatkovi, a to především za trpělivost, kterou se mnou měl a také za to, že mi umožnil samostatnou tvůrčí činnost. Oceňuji také jeho pomoc a cenné rady při zpracování dílčích studií předkládané dizertační práce. Dále děkuji svým kolegům doktorandům, přátelům, bez jejichž pomoci při terénních pracích, analýze dat a interpretaci výsledků by studie nemohly vzniknout. Jmenovitě jde především o Pepu Kašáka, Standu Radu a Honzu Šipoše. Ačkoliv nelze jmenovat všechny, ostatním jsem vděčna za morální podporu a zájem, projevený v často plodných diskusích.

V neposlední řadě děkuji také svým rodičům, kteří mi umožnili studovat a během studia mne všemožně podporovali. Speciální díky posílám někam nahoru svému dědovi a babičce – ti mi totiž odmala vštěpovali kladný vztah k přírodě a touhu ji poznávat.

Největší dík patří mému partnerovi Tomášovi, jenž byl nejen duchovním otcem hlavních myšlenek studií, ale taky se mnou celou tu dobu vydržel a po všech stránkách mi pomáhal. Za to mu patří nejen poděkování, ale snad i metál.

## 1. BIODIVERZITA: JEJÍ VÝZNAM A VÝVOJ

Biologická rozmanitost (biodiverzita) je považována za elementární hodnotu, již je třeba studovat a chránit z mnoha důvodů, od čistě utilitárních až po důvody ryze etické. Význam ochrany biodiverzity akcentuje v posledních dekadách zejména z hlediska zachování funkčních ekosystémů na lokální i globální škále (McCann 2000, Loreau et al. 2002). Koncepční rámec ochrany biodiverzity, ke kterému se připojila v r. 1993 také Česká republika, představuje Úmluva o biologické rozmanitosti (*Convention on Biological Diversity*, CBD). Ochrana biologické rozmanitosti se tak stala jedním z nejvýznamnějších mezinárodních závazků v oblasti životního prostředí, jehož hlavním cílem je ochrana biodiverzity na všech jejích úrovních a současně udržitelné využívání jejích složek. Studium biologické rozmanitosti ve vztahu k antropickým aktivitám je tudíž základním posláním ochrany přírody a krajiny.

Biologická rozmanitost ovšem není ryze současnou kvalitou prostředí. K pochopení dnešního stavu biologické rozmanitosti České republiky je potřeba znalosti historického vývoje a milníků ve formování biodiverzity. Tyto lze vystopovat až do období odeznění posledního glaciálu. Postglaciální vývoj biodiverzity Evropy však není ryze makroklimatickou záležitostí, na formování přírody se významnou měrou podílí také člověk. Dnešní biodiverzita České republiky má tedy základ v přirozeném postglaciálním vývoji a v antropickém vlivu na přírodu a krajinu. Přirozený postglaciální vývoj byl determinován zejména pozicí České republiky v rámci západního Palearktu, antropický vliv pak rozvojem moderní společnosti. Oba fenomény – příroda i lidé – mají nezastupitelnou roli ve vývoji diverzity a oba vlivy je třeba akcentovat.

### 1.1. Role přírody při formování biodiverzity ČR

Biologická pestrost našeho území je vzhledem k rozloze České republiky nezanedbatelná (Plesník a Roth 2004). Příkladně 2754 autochtonních druhů vyšších rostlin představuje zhruba 1 % všech vyšších rostlin světa (Kubát 2002) a 680 druhů našich včel se podílí na celkovém druhovém bohatství skupiny více než 3 % (Kolář et al. 2012). Žije u nás asi 6 % dosud známých druhů mšic a na světové diverzitě motýlů se naše republika podílí přibližně 2 %. Pro srovnání, rozloha České republiky pokrývá asi 0,05 % světové pevniny a ani další obecně uznávané koreláty diverzity (Rosenzweig

1995, Gaston 2000, Kreft a Jetz 2007) nehrají ve prospěch vysokého počtu druhů právě u nás.

Odpověď je třeba hledat jinde. V České republice se díky její pozici v centru Evropy střetávají atlantské druhy západní Evropy s druhy teplé panonské nížiny a druhy alpskými, z východu zasahuje prvek karpatský. Vliv polohy byl klíčový z hlediska migračních křižovatek zejména během kvartérního střídání glaciálů s dobami meziledovými a stejně tak i po odeznění posledního zalednění, v různých fázích holocénu (Ložek 2007).

Během větší části holocénu docházelo k postupnému nástupu a šíření lesa s vrcholem v období holocenního klimatického optima, v atlantiku a epiatlantiku (Birks 1986). Přesto fauna a flóra otevřených stanovišť význačnou měrou přispívala po tisíciletí k druhovému bohatství nejen České republiky, ale i celé Evropy (Johnson et al. 2009). O zachování otevřených stanovišť se později výrazně zasadil člověk (viz níže kap. 1.2.), přetrvání primárního bezlesí je však výsledkem součinnosti geologické stavby území a geomorfologie reliéfu. Spíš lokálně a především v nížinách se mohla uplatňovat také pastva velkých druhů býložravých savců (Vera 2000, Bradshaw et al. 2003). Pestrá mozaika hornin geologického podloží lokálně podmiňuje vývoj specifických půd, znemožňujících růst lesa. Zmíněná extrémnost je dána především edaficky - půda buď neposkytuje dostatek živin a zejména vody k růstu stromů (např. skalní výchozy, sutě, skalní stepi, váte písiky aj.), nebo je zde vody naopak příliš mnoho (mokřady, rašeliniště). Specifickým příkladem jsou střídavě vlhká, vysychavá stanoviště jako tzv. bílé stráně, nebo hadcové stepi, typické kromě silné vysychavosti také vysokým obsahem minerálních látek, toxicky působících na rostliny a limitujících růst stromů (Whittaker 1954).

Izolovaně se dochovala primární alpská bezlesí v nejvyšších polohách našich pohoří, kde klimatické faktory v součinnosti s geomorfologií terénu a fyziognomií stromů (Holtmeier a Broll 1992, Körner 1998, Kessler a Hohnwald 1998) potlačují růst zapojeného lesa. Právě alpská bezlesí představují oproti ostatním typům primárně bezlesých stanovišť, jež se vyskytují roztroušeně po celém území, relativně lokalizované celky (viz vrcholové partie Krkonoš, Hrubého Jeseníku a Králického Sněžníku). Příkladně, celková rozloha alpských holí v pohoří Hrubého Jeseníku dosahuje 1048 ha (Tremel 2007). Důležitost horských bezlesí spočívá také v tom, že jsou významnými centry endemismu ČR (Gerža 2009a, b; Bílá et al. 2013). Přestože všechna naše alpská bezlesí jsou situována ve zvláště chráněných územích nejvyšší kategorie,

jsou ohrožena nejrůznějšími antropickými vlivy. Kromě vzrůstající depozice nutrientů, ovlivňující složení vegetace alpských holí (Štursa 1998, Nagy a Grabherr 2009), sílí riziko rozvoje rekreačních aktivit a jevů s tím spojených (Whinam a Chilcott 2003, Pickering a Hill 2007).

## 1.2. Člověk a jeho vliv na biodiverzitu ČR

Heterogenita stanovišť odráží nejen pestrost geologické stavby a geomorfologie reliéfu, ale také časově i prostorově proměnlivou mozaiku různých typů hospodaření člověka. Zhruba od neolitu (cca. před 7000 lety) lidská činnost zásadně měnila tvář středoevropské krajiny (Kalis et al. 2003). Ať již přímo (kácením, vypalováním), nebo nepřímo (lesní pastvou, hrabáním steliva a pařezinovým hospodařením s osekáváním letniny pro dobytek) zamezil člověk plošnému šíření lesa (Konvička et al. 2005). Podle některých autorů docházelo k odlesňování dokonce již o historickou etapu dříve, díky loveckým a sběračským aktivitám mezolitiků (Bos a Urz 2003, Innes a Blackford 2003).

S dalším rozvojem lidské civilizace odlesňování postupovalo, a tak se dochovala řada druhů otevřených stanovišť, svým původem z chladných sprašových stepí glaciálu. Dnes jsou tyto druhy klasifikovány jako glaciální relikty (Ložek et al. 2007). Kromě nich však vznikající příhodná stanoviště kolonizuje řada nových druhů otevřené krajiny, mj. i známé druhy plevelů jako mák vlčí (*Papaver rhoeas*), koukol polní (*Agrostemma githago*) či chrpa modrá (*Centaurea cyanus*).

Uvedeným způsobem lidská činnost zvyšovala stanovištní i druhovou diverzitu a umožňovala vznik zmíněné heterogenní krajiny. Tento trend trval téměř osm tisíc let, tj. zhruba do 18. století. Uplynulá tisíciletí poskytla dostatečnou dobu k vytvoření a rozvinutí bohatých společenstev luk a pastvin, sekundárních stepí, otevřených mokřadů, ale i segetální a ruderální vegetace a fauny. Během posledních tisíciletí tak mnohé druhy přirozeně bezlesých stanovišť nalézaly nový domov na plošně rozsáhlejších sekundárních bezlesích, na jejichž vzniku se zásadně podílel člověk.

Protikladem jsou poslední dvě staletí, kdy sociálně-ekonomické změny vedly na jedné straně k převodu přírodních či polopřírodních ploch na pozemky industriální, silně urbanizované, či intenzívně zemědělsky a lesnický využívané, na straně druhé pak vyústily v opouštění části původně obhospodařovaných pozemků a jejich ponechání ladem (Konvička et al. 2008, Cizek et al. 2012). Od poloviny 20. století člověk mění

přírodní ekosystémy intenzivněji a ve větším měřítku, než v kterémkoliv srovnatelném období lidské historie, což platí zejména o vlivu zemědělství na přírodní prostředí. Od roku 1945 byla v celosvětovém kontextu na zemědělskou půdu přeměněna větší plocha než v 18. a 19. století dohromady. Z celkové plochy souší zaujímá orná půda zhruba 11 %. Více než dvojnásobnou rozlohu (24 % souše) pokrývají stálé pastviny. Třetina plochy terestrických ekosystémů slouží k zemědělské produkci. Agroekosystémy tedy dnes tvoří celosvětově nejrozsáhlejší typ ekosystémů a význam zemědělství pro globální biodiverzitu se jeví v posledních desítkách let jako klíčový.

Nejinak je tomu v případě České republiky. Více než polovina území (54 %) je vedena jako zemědělská půda; regionálně může pokryvnost zemědělské půdy dosahovat více než 80 % (zejména oblasti úrodných nížin středních a jižních Čech i Moravy). V rámci zemědělsky využívaných ploch vede co do rozsahu orná půda (3,1 mil. ha) a trvalé travní porosty (cca. 1 mil. ha). Agroekosystémy a s nimi spojená hospodářská činnost z velké části nahradily původní biotopy a na ně vázaná společenstva, a patří proto ke stěžejním hráčům v problematice druhové diverzity a ochrany přírody (Šarapatka a kol. 2010).

Větší část biodiverzity otevřených sekundárních bezlesí je dnes vázána na travní porosty a pastviny. Trvalé travní porosty s extenzivním managementem hospodaření poskytují vhodné prostředí pro vývoj druhově bohatých společenstev rostlin i živočichů. Vzhledem k tlaku na využití zemědělských pozemků jsou trvalé travní porosty situovány spíše do méně úrodných podhorských a horských oblastí (Reger et al. 2007). Polopřirozené trávníky podhůří a hor tak představují významné refugium biodiverzity bezobratlých vázaných na otevřená stanoviště (Baur et al. 2006, Marini et al. 2009). Extenzivněji využívané TTP však často mají ostrovní charakter a jsou obklopeny intenzivně využívanou zemědělskou půdou. Ukazuje se, že mimo samotné rozlohy těchto území a jejich izolovanosti (Poniatowski a Fartmann 2010, Holuša 2012), je jedním ze zásadních faktorů, ovlivňujících biodiverzitu těchto stanovišť právě způsob zemědělského hospodaření (Kruess a Tschardtke 2002, Eichel a Fartmann 2008, Sjödin et al. 2008, Cizek et al. 2012).



### 1.3. Bezobratlí a jejich bioindikační význam

Pomalé změny environmentálních charakteristik prostředí není zcela snadné vyhodnotit. Taková změna může nastat vlivem pozvolného zarůstání bezlesí, původně udržovaného například extenzivní pastvou. Ke změně podmínek dochází také postupným obohacováním přirozeně oligotrofního stanoviště o půdní živiny (Clark et al. 2007), nebo například zkrácením vegetačního období vlivem delšího zdržení sněhové pokrývky, akumulované díky umělému zasněžování a utužované pojezdy roleb a lyžařů (Banaš et al. 2010). Uvedený posun v environmentálních charakteristikách se dříve nebo později projeví na druhovém složení společenstva vázaného na daný ekotop, ale také v proporčním zastoupení jednotlivých druhů. Jako první budou na řadě specializované druhy, tj. ty, které nejsou tolerantní k širokému rozmezí podmínek prostředí. Obecně citlivější ke změnám prostředí bývají živočichové, a to zejména krátkověcí. Rostliny se totiž díky svým velkým schopnostem klonálního růstu mohou na lokalitě udržet i řadu let poté, co se tam podmínky změnilly natolik, že už neumožňují přirozenou obnovu populace (Kolář et al. 2012). Ideální skupinu pro sledování environmentálních změn představují bezobratlí, jež jsou nejen krátkověcí, ale i dostatečně početní jak druhově, tak i na úrovni abundancí jednotlivých druhů (Paoletti 1999, Rainio a Niemelä 2003, Maleque et al. 2009, Fartmann et al. 2012). Mnozí z bezobratlých mají navíc predispozici k citlivějšímu vnímání prostředí, protože v různých fázích životního cyklu využívají odlišná mikrostanoviště, případně i potravní zdroje. Tradičně jsou studovány zejména početné skupiny s vyšší indikační validitou, jako jsou motýli (Lepidoptera), brouci (Coleoptera), rovnokřídlí (Orthoptera), některé taxony blanokřídlých (Hymenoptera) apod.

Obecné výhody jmenovaných skupin pro ekologický monitoring lze spatřovat v několika momentech: (a) jedná se o druhově velmi početné taxony s reprezentativním zastoupením v naprosté většině terestrických společenstev, (b) díky velké druhové rozmanitosti skupiny obsahují řadu stenotopních a obecněji stenoekních druhů se zřetelnou bioindikační hodnotou, (c) existují propracované metodiky k terénnímu sběru dat a (d) uvedené skupiny jsou poměrně intenzivně studovány a existují tedy solidní informace o ekologických nárocích jednotlivých druhů, kterých lze využít při interpretaci zjištěných změn.

Právě atraktivita výše zmíněných skupin nám dnes umožňuje odhadnout pokles v jejich druhovém bohatství za posledních sto let. Kupříkladu ze 161 druhů denních

motýlů, jež se v posledním století vyskytovaly na území naší republiky, jich vyhynulo 18, tj. více než desetina. Stejný osud potkal 13 % druhového bohatství vrubounovitých brouků, 12 % rovnokřídlých, 18 % včelovitých a 19 % vosovitých blanokřídlých a dokonce 40 % majkovitých brouků (Konvička et al. 2005).

Při reálném odhadu tedy za poslední století vyhynulo na území ČR (a okolních států) přibližně tolik druhů hmyzu, jako je celkový počet druhů našich cévnatých rostlin. Krom toho dochází prokazatelně k úbytku početnosti i ještě nedávno běžných druhů hmyzu (Conrad et al. 2006, Van Dyck et al. 2009, Lye et al. 2012). Ačkoliv byl pokles diverzity dokumentován nejčastěji na příkladu motýlů (Van Dyck et al. 2009), dostupné informace z různých částí Evropy ukazují, že podobný trend platí i pro ostatní bezobratlé (Carpaneto et al. 2007, Kosior et al. 2007, Potts et al. 2010). Ochuzování biologické diverzity může vést ke zjednodušení potravních sítí, výraznějšímu kolísání populačních hustot včetně hospodářsky významných druhů škůdců, větší náchylnosti k invazím aj. (Ehrlich 1992, Fargione a Tilman 2005). Je zřejmé, že antropogenní aktivity silně ovlivňují biologickou diverzitu bezlesých stanovišť nejen v měřítku České republiky, ale i v celoevropském kontextu.

## 2. CÍLE A STRUKTURA PRÁCE

Předložená práce je zaměřena na studium biodiverzity bezobratlých nelesních ekosystémů horských poloh České republiky. Bezlesými stanovišti v daném případě chápeme majoritní stanoviště travinného typu. Jak bylo uvedeno výše, taková stanoviště jsou v zásadě dvojího typu (a) nad horní hranicí lesa se nacházejí víceméně přírodně determinovaná primární horská bezlesí (v našich podmínkách arkoalpinní tundry) a (b) pod horní hranicí lesa se rozkládají sekundárně vzniklé horské louky a pastviny, udržované hospodářskou činností. Na formování diverzity obou bezlesí se dlouhodobě podílejí jak přírodní činitelé, tak člověk. Zatímco v případě primárního alpinského bezlesí převládají faktory přírodního prostředí, v sekundárních bezlesích má konstitutivní roli člověk. Oba typy bezlesí hostí druhově bohatou a unikátní biodiverzitu a oba ekosystémy jsou lidskou činností více či méně dotčeny.

Cílem předkládané práce je (a) vyhodnotit vliv vybraných významných antropogenních aktivit, působících na společenstva bezobratlých vázaná na otevřená stanoviště podhůří a horských oblastí – stěžejními otázkami byla problematika stanovení hlavních vlivů, jež determinují strukturu společenstev bezobratlých, a to vlivů působících jednotlivě i ve vzájemných interakcích. Dále šlo o stanovení ekologicky a taxonomicky definovaných skupin (i jednotlivých druhů), jež vykazují k daným parametrům odezvu a o samotnou interpretaci odezvy studovaných skupin;

(b) na základě výsledků provedených studií navrhnout management, zmírňující případné negativní důsledky lidské činnosti na abundance druhů a strukturu společenstev.

Předložená práce sestává ze dvou komplementárních částí. První z nich je věnována sekundárnímu bezlesí, reprezentovanému plochami trvalých travních porostů. Studijní plochy se nacházely v podhůří Hrubého Jeseníku a byly obhospodařovány v rámci dotačních titulů Agro-envi nepřetržitě po dobu nejméně pěti let. Experimentální plochy zároveň reprezentují území, jež bylo méně ovlivněno intenzifikací zemědělství během totalitní éry. Zvolené zemědělské pozemky charakteru luk a pastvin tak dosud představují území s relativně vysokým biologickým potenciálem. Cílem výzkumu bylo srovnat jednotlivé způsoby uplatňovaného zemědělského managementu z hlediska ovlivnění společenstev bezobratlých. Studován byl (a) okamžitý efekt dílčích managementových opatření, (b) dlouhodobý vliv jednotlivých typů využití travních

porostů a (c) vliv lokálních prvků krajinné struktury. Odezva bezobratlých zahrnovala jednak odpověď společenstva jako celku, detailněji jsme se zaměřili na vybrané skupiny hmyzu, jež byly studovány také na druhové úrovni (Příloha I, II). Mimo uvedené studie byla část dat zhodnocena také formou eko-faunistické studie přinášející informace o struktuře společenstev čmeláků studované oblasti (Příloha III).

V druhé části se věnujeme problematice antropogenního ovlivnění primárně bezlesých stanovišť alpinní zóny. Výzkum byl zaměřen především na vyhodnocení potenciálních vlivů provozu sjezdových tratí na společenstva epigeických brouků v NPR Praděd, v Hrubém Jeseníku (Příloha IV). Během terénních prací na lokalitě byla také získána, resp. doplněna, základní faunistická data o výskytu motýlů (Lepidoptera) a čmeláků (Hymenoptera: Bombidae) v NPR Praděd. Tyto údaje pak byly publikovány v samostatných studiích (Příloha V, VI) doplňujících poznání fauny Vysokých Sudet a zdůrazňující její specifickou a vysokou ochrannou a biologickou hodnotu.

Vzhledem k tomu, že obě části práce jsou do jisté míry autonomní, řeší specifické problémy a také při sběru a vyhodnocení dat byla použita mírně odlišná metodika, v dalším textu práce budou podány zevrubnější informace individuálně pro každý tématický celek.

### **3. VLIV ZEMĚDĚLSKÉHO HOSPODAŘENÍ NA SPOLEČENSTVA BEZOBRATLÝCH SEKUNDÁRNÍCH BEZLESÍ PODHORSKÝCH LUK A PASTVIN**

#### **3.1. Úvod**

Zemědělství již po několik tisíciletí výrazným způsobem formuje evropskou biodiverzitu. Činnost člověka po odeznění posledního glaciálu umožnila přežití druhů vázaných na bezlesá stanoviště i přes rychlé šíření lesa v období holocenního klimatického optima v atlantiku (Bos a Urz 2003, Kalis et al. 2003, Kreuz 2008, Gustavsson et al. 2009). Pokračující odlesňování starověké a posléze i středověké krajiny zajišťovalo díky tradičním a často extenzivně prováděným postupům (pastva, kosení luk pro seno) vysokou míru stanovištní heterogenity (Di Giulio et al. 2001, Konvička et al. 2008, Sjödin et al. 2008). Oba zmiňované způsoby hospodaření na bezlesých stanovištích byly prováděny variabilně v čase i prostoru a lišily se i mírou intenzity. Je zřejmé, že takové hospodaření vytvářelo pestrou mozaiku bezlesých mikrostanovišť (WallisDeVries et al. 2007, Benton et al. 2003, Dover et al. 2011) v různých sukcesních stádiích, a poskytovalo prostředí pro mnoho druhů obratlovců i bezobratlých.

Socio-ekonomické změny v 19. a zejména pak v 20. století však s sebou přinesly dva protichůdné trendy, jež výrazným způsobem postihly zejména diverzitu bezlesých stanovišť (Konvička et al. 2008). V první řadě se jednalo o pokles druhového bohatství rostlin (Walker et al. 2004, Gabriel et al. 2006), bezobratlých (Biesmeijer et al. 2006, Van Dyck 2009, Carvell et al. 2006) i obratlovců (Donald et al. 2002, Batáry et al. 2007), jenž byl způsoben zejména intenzifikací zemědělské výroby. Homogenizace zemědělské krajiny, která proběhla v poválečné historii, byla patrně největší v českých dějinách. Došlo jak k fyzickému scelování malých zemědělských políček (viz známé rozorávání mezí, převody travních a pastvinných pozemků na ornou půdu), tak i k uplatňování plošně jednotných zemědělských postupů výroby. Dalším krokem homogenizace krajiny a zemědělské výroby byla redukce pěstovaných zemědělských plodin na plodiny s největším výnosem. Z velké části tak zanikly tradiční krajové odrůdy obilnin a okopanin. Plošné pěstování několika základních, vysoce produktivních typů plodin mělo za následek zvýšenou aplikaci umělých hnojiv a biocidů. Konečně, dnes pokračuje homogenizace dále prostřednictvím zavádění GMO plodin a unifikací

zemědělských trhů v prostředí pokračující globalizace. Zemědělství již nesleduje pouze tradiční roli obživy obyvatelstva, ale novodobě vytváří obnovitelné zdroje pro výrobu biopaliv, což unifikaci vysazovaných plodin dále akceleruje. To všechno vede k bezprecedentní homogenizaci zemědělských ploch (jak co do skladby plodin, režimu hospodaření, rozsahu zemědělských honů) a krajiny jako takové (Konvicka et al. 2006, 2008).

Druhým, do jisté míry opačným trendem pak bylo upouštění od hospodaření na méně produktivních a hůře dostupných pozemcích, jež vedlo k sukcesnímu zarůstání dříve bezlesých stanovišť a dalšímu ochuzování biodiverzity (MacDonald et al. 2000). Tyto ztráty mohou vyústit až v poškození klíčových ekosystémových služeb, jako je opylování či dekompozice organické hmoty umožňující opětovné zpřístupnění živin a tím i udržitelnost úrodnosti půdy (Tilman et al. 1997, Potts et al. 2010).

Přestože není jednoduché stanovit přesný rozsah ztrát plochy trvalých travních porostů v celé Evropě (Cizek et al. 2012), určitou představu poskytují dostupné regionální práce. V České republice je pokles rozlohy sekundárních travních porostů odhadován na více než 50% jejich původní rozlohy (Skaloš 2006). Za poklesem diverzity druhů bezlesí je však třeba hledat nejen snížení plochy luk a pastvin, ale také změnu jejich struktury. Do dnešních dnů se sice dochovala jen část původní rozlohy otevřených stanovišť, ale fragmenty bezlesých ploch mají dnes nezřídka pětikrát až desetkrát větší rozlohu, než o půl století zpět (Cizek et al. 2012). Scelování původních menších louček, pastvin, záhumenků a úhorů do rozsáhlých bloků během éry kolektivizace, vrcholící v 70. a 80. letech minulého století, znamenalo také zánik původních mezí, remízků a kamenic, významně se podílejících na pestrosti krajiny ještě v době první republiky (Konvicka et al. 2008).

Navzdory výše uvedeným změnám v zemědělském hospodaření trávnický sekundárních bezlesí do dnešních dnů hrají klíčovou roli v ochraně značné části druhového bohatství nelesních stanovišť (Baur et al. 2006, Poschlod a WallisDeVries 2002, Woodcock et al. 2005); druhy vázané na polopřirozené travní ekosystémy figurují na seznamech ohrožených taxonů napříč Evropou (Duelli a Obrist 2003). Mezi ohrožené druhy se však dnes neřadí pouze citlivé, silně specializované druhy (Batáry et al. 2007), čím dál častěji je pozorován také úbytek kdysi běžných generalistů (Van Dyck et al. 2009, Lye et al. 2012).

V podmínkách střední Evropy jsou aktuálně uplatňovány dva komplementární přístupy, zaměřené na omezení ztrát biodiverzity bezlesí. První z nich spočívá

v zakládání zvláště chráněných území orientovaných na ochranu fauny a flóry nelesních stanovišť, kde jsou maloplošně napodobovány tradiční zemědělské praktiky (Konvicka et al. 2008). Druhým přístupem, a zároveň zjevně nejrozsáhlejším pokusem o ekologizaci zemědělství v Evropě, je zavedení Agro-environmentálních dotačních titulů [AES]. Princip plateb vychází z úvahy, že jestliže společnost dotuje neefektivní zemědělskou činnost, budou platby kompenzovat sníženou hospodářskou produkci ve prospěch zlepšení ekologických funkcí krajiny (Merckx et al. 2009). Jedním z cílových kritérií, jež sledují subvence, je podpora biodiverzity. Hospodaření v rámci AES se týká více než 20 % výměry zemědělské půdy Evropské unie. Subvencovaný systém hospodaření se tedy jeví jako významný nástroj z hlediska regionální diverzity Evropy (Kleijn a Sutherland 2003).

Nevýhodou prvního přístupu je omezené plošné využití – chráněná území a jejich management jsou příliš drahé na to, aby mohly být zakládány na dostatečně velkých plochách, efektivně podporujících maximum diverzity druhů bezlesí. Systém AES má naopak potenciál stát se nejvýznamnějším nástrojem ochrany diverzity ploch, nacházejících se mimo zvláště chráněná území. Jedná se totiž o doposud daleko nejrozsáhlejší objem financí věnovaných na podporu evropské biodiverzity (Fox et al. 2006). Struktura AES je poměrně členitá, existuje řada různých opatření a podopatření navržených pro hospodaření na orné půdě, v sadech a vinicích i na trvalých travních porostech [TTP]. Proporce finančních prostředků, čerpaných v rámci AES, je však zdaleka nejvyšší pro hospodaření na TTP, a to nejen v České republice, ale i v dalších evropských zemích (Stoate et al. 2009, Cizek et al. 2012). Stěžejní roli AES v hospodaření na travních porostech dokládají následující údaje: V roce 2009 dosáhla rozloha subvencovaných TTP 765 400 ha při celkové ploše TTP na území ČR 932 831 ha (Bašek 2010).

Ačkoliv je ústředním smyslem zavedení AES podpora biodiverzity, výsledky některých recentních prací dokumentují sporný dopad AES a poukazují na snížení biologické rozmanitosti v oblastech, kde se hospodaří s podporou AES (Konvicka et al. 2008, Blomqvist et al. 2009). Konkrétněji, zatímco specializovaná opatření (zaměřená na konkrétní druhy či stanoviště) bývají úspěšná, obecnější opatření uplatňovaná na daleko rozsáhlejších plochách, často selhávají (Cizek et al. 2012).

Cílem našich studií bylo zhodnotit vlivy uplatňovaného zemědělského hospodaření v rámci AES na společenstva bezobratlých živočichů podhorských luk a pastvin. Podhorská bezlesí byla obecně méně postižena intenzifikací zemědělství než

otevřená stanoviště nížin, a to především díky své odlehlosti a nižší úrodnosti půd. V současnosti je značná část ploch TTP situována právě do podhůří a horských oblastí; tento trend je zřejmý nejen v ČR, ale v celé střední Evropě (Reger et al. 2007). Polopřirozené trávničky podhůří a hor tak představují důležité refugium biodiverzity bezobratlých vázaných na otevřená stanoviště (Baur et al. 2006, Marini et al. 2009). Přetrvání bezlesých stanovišť je podmiňováno dvěma nejdůležitějšími způsoby hospodaření – pastvou dobytka a kosením luk na seno. Na udržení vysoké míry biodiverzity má však značný vliv také prostorová různorodost krajiny (Merckx et al. 2010, Humbert et al. 2012).

Ačkoliv existuje řada studií, pojednávajících o vlivu seče, pastvy, nebo krajinné struktury na dílčí taxony bezobratlých (Schmidt et al. 2005, Ekroos et al. 2010, Humbert et al. 2010), práce studující komplexní vliv často kombinovaných způsobů zemědělského managementu a krajinné struktury v reálných podmínkách farem, hospodařících podle pravidel AES, jsou o poznání méně časté. Velká část těchto studií se navíc zaměřuje na odezvu jedné či několika málo populárních skupin hmyzu, ne však na odpověď společenstev jako takových (přesto srovnej: Kruess a Tschamtkke 2002, Debano 2006, Sjödin et al. 2008, Cizek et al. 2012).

V předkládaných pracích (Příloha I a II) jsme hodnotili vliv různých typů zemědělského hospodaření, začleněných v českých AES (tj. sečení, pastva, ponechání dočasně neposečených pruhů) na strukturu společenstva bezobratlých podhorských bezlesí. Zaměřili jsme se jednak na okamžitý vliv seče a pastvy, ale také na dlouhodobý efekt konkrétních způsobů hospodaření na společenstva bezobratlých vázaná na plochy dlouhodobě ošetřované týmž managementovým opatřením. Konečně nás zajímal vliv přítomnosti strukturních interakčních prvků, tj. travnatých mezí a remízů tvořených vzrostlými stromy na bezobratlé živočichy podhorských luk a pastvin.

Odpověď členovců na režim hospodaření a lokální prvky krajinné struktury byla studována (i) na úrovni abundancí vyšších taxonů, tj. řádů, (ii) na úrovni abundancí a druhového spektra čtyř cílových taxonů – denních motýlů, brouků, čmeláků a rovnokřídlých, jež jsou vzhledem ke svému bioindikačnímu potenciálu hojně využívány jako modelové skupiny (Příloha I a II). Odezva rovnokřídlých byla zpracována v samostatné studii (Příloha II), vzhledem k mírně odlišnému metodickému postupu (viz níže).



## 3.2. Metodika

### 3.2.1. Charakteristika studijního území

Výzkum byl situován na podhorské louky a pastviny poblíž Nových Losin (50°6'39.464"N, 17°3'13.819"E) v podhůří Hrubého Jeseníku. Rozsáhlý komplex otevřených stanovišť pokrývá plochu cca. 200 ha a je obklopen převážně hospodářskými lesními porosty. Klima oblasti je chladné s průměrnými měsíčními teplotami v lednu mezi -3°C a -4°C; měsíční teplotní průměry nejteplejšího měsíce (červenec) se pohybují mezi 14°C a 15°C. Dlouhodobé roční srážkové úhrny oblasti dosahují 800 – 1000 mm, průměrný počet dnů s teplotními průměry 10°C a více dosahuje obvykle 120 za rok (přibližně od 25. května do 25. září), počet dní se sněhovou pokrývkou se pohybuje mezi 120 a 140 (Tolasz et al. 2007).

Studijní lokalita se nacházela ve východní části bezlesého komplexu, tvořeného polopřirozenými loukami a pastvinami, jež jsou obhospodařovány v režimu AES nejméně po dobu 5 let. Jednotlivé plochy jsou rozčleněny travnatými mezemi a remízy tvořenými vzrostlými dřevinami. Dominantní složkou vegetace druhově pestrých luk je ovsík vyvýšený (*Arrhenatherium elatius*) a trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*), hojně jsou zastoupeny kvetoucí dvojděložné rostliny (např. *Leucanthemum vulgare*, *Campanula patula*, *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus acris*, *Trifolium* sp., *Lotus corniculatus*, *Hieracium* spp atd.), včetně několika ohrožených druhů (např. *Lilium bulbiferum*, *Hieracium aurantiacum* a řada zástupců čeledi Orchidaceae). Vegetace pastvin je tvořena především kompetitivními druhy trav (*Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata* aj.) s vtroušenými odolnými druhy dvojděložných (*Ranunculus acris*, *Veronica chamaedrys*, *Campanula patula*, *Trifolium repens* atd.).

### 3.2.2. Studované taxony

Vliv různých typů zemědělského managementu trvalých travních porostů a efekt lokálních prvků krajinné struktury jsme studovali na společenstvech bezobratlých živočichů, přesněji členovců. Jak dokazuje řada našich i zahraničních studií, představují bezobratlí živočichové vhodnou skupinu pro indikaci změn v životním prostředí (Oostermeijer a Van Swaay 1998, Paoletti 1999, Vessby et al. 2002). Je prokázáno, že

bezobratlí reagují na změny citlivěji, než když tytéž jevy sledujeme například na úrovni vegetace (fenomén z akcelerace fluktuační hustoty populačních hustot troficky výše postavených druhů; Thomas 1995, Samways 2005).

V našich studiích jsme sledovali odezvu bezobratlých živočichů na výše uvedené faktory prostředí jednak na úrovni abundance vyšších skupin (tj. řádů), ve druhém kroku jsme se pak zaměřili na odpovědi na úrovni abundance a zastoupení jednotlivých druhů vybraných čtyř taxonů s odlišnými životními strategiemi. Všechny čtyři skupiny, tj. denní motýli a vřetenušky (*Zygaenidae*), čmeláci (včetně pačmeláků podrodu *Psithyrus sensu* Cameron et al. 2007), brouci (*Coleoptera*) a rovnokřídli (*Orthoptera*), jsou často využívány coby modelové organismy v ekologických studiích. Zároveň obsahují četné druhy s vazbou na bezlesá stanoviště a jsou adekvátně vzorkovatelné metodou Moerickeho misek (viz níže). Uvedené skupiny se liší svými životními historiemi, proto předpokládáme, že jejich odezva k sledovaným environmentálním faktorům se může lišit.

Housenky motýlů se zpravidla živí rostlinnými pletivy a zároveň jsou spíše sedentární, naopak dospělci jsou potravně závislí na příjmu nektaru, případně potravu nepřijímají a čítají jak druhy málo pohyblivé, tak i vysoce mobilní (Beneš a Konvička 2002). Čmeláci se živí pylem a nektarem rostlin po celý život a jedná se o sociální či sociálně parazitické druhy (pačmeláci), citlivé jak na diverzitu kvetoucích rostlin (Goulson et al. 2008), tak i na stanovištní pestrost (viz odlišné hnízdní nároky jednotlivých druhů – Kells a Goulson 2003, Lye et al. 2012). Brouci jsou silně diverzifikovanou skupinou jak po stránce druhové početnosti, tak i životních strategií (Novotny et al. 2010). S ohledem na použitou metodu odchyty jsme se zaměřili především na mobilnější druhy herbivorů otevřených stanovišť.

Konečně rovnokřídli jsou skupinou vázanou přednostně na travní biotopy (Marini et al. 2009, Keßler et al. 2012). Konzumují významný podíl biomasy primárních producentů (Köhler et al. 1987, Blumer a Diemer 1996, Zhong-Wei et al. 2006), a zároveň slouží jako potrava mnoha druhům predátorů z řad bezobratlých i obratlovců (Belovski a Slade 1993, O'Leske et al. 1997, Gardner a Thompson 1998, Danner a Joern 2004). Vzhledem k mírně odlišnému experimentálnímu designu byly výsledky studia rovnokřídlych prezentovány formou samostatné dílčí studie (Příloha II).

### 3.2.3. Design experimentu

Testovali jsme (i) vliv okamžité seče a pastvy a (ii) vliv dlouhodobě prováděného managementu TTP formou (a) mechanizované seče, (b) pastvy skotu, (c) kombinace obou typů managementu, (d) absence managementu v průběhu vegetační sezóny. Součástí našeho výzkumu bylo (iii) zjistit význam lokálních prvků krajinné struktury, tj. travnatých mezí a lesnatých remízů pro společenstva bezobratlých s vazbou na podhorská bezlesí.

V případě dlouhodobého efektu jsme prováděli výzkum na plochách, jež byly ošetřovány shodným způsobem nepřetržitě pod dobu nejméně pěti let. Všechny výzkumné plochy jsou obhospodařovány (jediným subjektem) v dotačním režimu AES, proto uplatňované postupy musejí splňovat kritéria udělení dotací. Louky nejsou hnojeny a jsou sečeny jednou za rok rotační sekačkou bez mulčovače, maximální intenzita pastvy nesmí překročit 1,5 dobytčí jednotky (VDJ)/ha. Skutečné hodnoty pastevní zátěže dosahovaly na studijních plochách ošetřených pastvou 0.82 a 0.84 VDJ/ha, nastavená výška seče porostu byla 6 cm. V prvním roce výzkumu (2009) byly porosty posečeny v prvním červencovém týdnu; v druhém roce byly plochy sečeny postupně v šesti fázích mezi 29. červnem a 25. srpnem 2010. Skot byl na experimentální plochy ošetřené pastvou vyhnán v polovině června a byl zde ponechán pod dobu 30 dní. Plochy s kombinovaným managementem byly nejprve posečeny (v prvním červencovém týdnu), pastva následovala po regeneraci porostu přibližně od poslední srpnové dekády do konce září. Poslední variantu představovaly plošky, na nichž nebyla během sezóny provedena seč, ani pastva. Tyto plochy byly ošetřovány jedním ze zásahů později na podzim, zpravidla v říjnu či začátkem listopadu.

Studované plochy byly uspořádány do dvou bloků, obsahujících po jedné z ploch, ošetřených jedním ze čtyř typů zásahu. Plošky byly vybrány tak, aby se nacházely v přibližně stejné nadmořské výšce (750 – 780 m n. m.), měly podobnou rozlohu a sklon. Přibližně středem každé plochy jsme vedli podélné transekty tak, aby procházely napříč přes dva typy lineárních krajinných prvků – travnaté meze a remízy tvořené vzrostlými stromy. Pro účely naší studie jsme meze definovali jako nesečené pásy o šířce 5 – 10 m, tvořené převážně bylinnou vegetací (tj. bez vzrostlých stromů). Za remízy jsme považovali podobné pásy šířky 10 – 15 m, rozčleňující plochu luk a pastvin, tvořené vzrostlým a zapojeným porostem dřevin.

Ke vzorkování bezobratlých jsme použili metodu žlutých misek (Moericke 1951), jež byly rozmístěny v liniích transektů. Ačkoliv je metoda používána nejčastěji pro odchyt nektarofágního hmyzu (Kuras et al. 2000, Monsevičius 2004, Campbell a Hanula 2007), v řadě studií byla metoda úspěšně použita také k vzorkování jiných skupin bezobratlých, např. Homoptera (Mochida a Suryana 1976, Boiteau 1990), pavouků (Blades a Marshall 1994), rovnokřídlých (Evans a Bailey 1993), brouků (Leksono et al. 2005) aj.

Rovnoměrně podél fixních transektů v osmi vzorkovacích plochách jsme rozmístili celkem 88 žlutých misek, naplněných konzervačním roztokem soli a detergentu. V prvním roce terénního experimentu byly misky instalovány na konci května. Vzorky byly odebírány v přibližně desetidenních intervalech do konce srpna (2009). V druhé sezóně byly misky rozmístěny ve třetím červnovém týdnu (v důsledku zhoršených povětrnostních podmínek) a byly exponovány až do třetího zářijového týdne (2010). Odchycení jedinci bezobratlých byli nejprve roztříděni dle příslušnosti k řádům a spočítáni. Následně byli motýli, čmeláci, brouci a rovnokřídlí determinováni do druhů s výjimkou problematických druhů drobných herbivorních brouků a nymf rovnokřídlých. Zástupci problematických skupin brouků (většina Mordellidae, Nitidulidae, některé druhy čeledi Chrysomelidae apod.) byli zařazeni pouze do čeledí a figurovali pouze v analýzách odpovědí na úrovni jednotlivých řádů. Nymfy rovnokřídlých byly rovněž determinovány pouze na úroveň čeledí.

Pro potřeby dílčí studie, zaměřené na okamžitou odezvu rovnokřídlého hmyzu (Příloha II) na uplatňovaný zemědělský management a lokální strukturu krajiny, bylo vymezeno celkem 12 experimentálních ploch. Kromě použití metody žlutých misek (viz výše) byli rovnokřídlí zároveň vzorkováni pomocí smýkání vegetace, jež je nejčastěji používanou metodou k odchytu Orthoptera (Gardiner et al. 2005). Smýkání bylo uskutečněno ve třech termínech (23. července, 15. srpna a 19. září 2010), vždy mezi 10. a 17. hod. a za vhodných povětrnostních podmínek (tj. bezvětří až mírný vítr, minimální teplota 17°C, bez deště). Počet vzorkovacích míst na každé experimentální ploše byl vztažen k její rozloze (1 bod na rozlohu 0,5 ha); každý den vzorkování toto probíhalo celkem na 72 místech, rovnoměrně rozmístěných mezi 12 experimentálními plochami. Jeden odchyt na jednom místě sestával z 10 smyků, v případě příliš nízkých abundancí odchycených jedinců byl počet smyků zvýšen na 20 nebo 30 a výsledná abundance pak zmenšena dvakrát či třikrát. Uvedeným způsobem bylo možno zaznamenat i méně početné druhy.

### 3.2.4. Statistická analýza

K vyhodnocení vlivu odlišného zemědělského hospodaření a krajinné struktury na společenstva bezobratlých jsme použili mnohorozměrné ordinační metody. K nalezení hlavních gradientů v datech byla v prvním kroku použita nepřímá ordinační metoda (DCA, Hill a Gauch 1980). Na základě délky gradientů byla dále uplatněna buď kanonická korespondenční analýza (CCA; Ter Braak 1986), nebo redundanční analýza (RDA; Legendre a Anderson 1999). Metody přímé ordinace nám umožnily vztáhnout gradienty v druhovém složení/zastoupení řádů a abundancích k externím prediktorům a zároveň testovat význam těchto proměnných. Abundance druhů/řádů vstupovaly vzhledem k značně odlišným početnostem mezi taxony do analýz standardizovány použitím logaritmické funkce.

Testy modelů byly provedeny pomocí Monte-Carlo permutačního testu s nastavením split-plot designu omezeného na lineární transekty a 2000 permutací. Environmentální proměnné byly testovány s použitím forward-selekce. Pomocí generalizovaných lineárních modelů (GLM) byly dále vyhodnoceny individuální odpovědi jednotlivých druhů cílových skupin k dílčím testovaným proměnným (vliv *seče*, *pastvy*, vzdálenosti od *meze* resp. *remízu*). Výše uvedené analýzy byly provedeny v programu Canoco for Windows (verze 4.5; Ter Braak a Šmilauer 1998).

Ke grafickému vyjádření vlivu čtyř odlišných kategorií dlouhodobě prováděného managementu bezlesí na druhovou bohatost dílčích cílových skupin členovců jsme použili rarefakční křivky modelované v prostředí volně dostupného statistického software R (verze 2.14.1.; R Development Core Team 2011). Detailní přehled a nastavení parametrů dílčích použitých analýz obsahují metodické části studií v přílohové části textu (Příloha I, II).

### 3.2.5. Úprava dat

Nejprve jsme se zaměřili na okamžitý vliv pastvy a seče na strukturu společenstev bezobratlých s vazbou na podhorská bezlesí. Oba faktory byly kódovány jako kategoriální proměnné. Faktor *seč* nabýval čtyř hodnot, jež odpovídaly postupné obnově porostu po zásahu. Bezprostředně po seči, kdy je změna podmínek nejvýraznější, byla miskám, nacházejícím se na posečené ploše, přiřazena hodnota 1. S postupným vyzníváním efektu seče, daným opětovným dorůstáním vegetace, tato hodnota

proporčně klesala (0,5; 0,25) a poklesla na 0 zhruba po 1 měsíci od provedení zásahu. *Pastva* byla škálována pouze jako aktuální přítomnost vs. nepřítomnost (hodnoty 1 a 0), protože intenzita pastevního tlaku byla na všech pasených plochách přibližně stejná (viz kapitola 4.2.3.).

V dalším kroku jsme se zabývali dlouhodobým efektem čtyř definovaných typů obhospodařování (tj. *seč*, *pastva*, *kombinace* obou zásahů, *absence* zásahu během vegetačního období) na společenstva bezobratlých, jenž byl hodnocen s využitím dvou odlišných přístupů – ordinačních analýz a grafickým znázorněním pomocí rarefakčních křivek. Pro obě metody byly vysvětlující proměnné škálovány systémem 1/0 (prezence/absence konkrétního zásahu na dané ploše).

Vzhledem k tomu, že struktura společenstev bezobratlých se mění v průběhu sezóny (Schowalter 2006), jako vysvětlující proměnná byl do všech ordinačních analýz zahrnut také faktor *čas*, jenž byl kódován individuálně pro každý výběr misek jako počet dní, uplynulých od počátku roku. Konečně, vliv dvou typů lineárních prvků lokální krajinné struktury byl hodnocen rovněž pomocí ordinačních metod (s výjimkou individuální práce zaměřené na Orthoptera, kde byla využita regresní analýza v software R – viz Příloha II). Pro každou misku byla individuálně zaznamenána vzdálenost v metrech od nejbližší *meze* a *remízu*.

Jako závislé proměnné byly v ordinačních analýzách použity (i) počty zástupců každého ze zjištěných řádů bezobratlých a (ii) abundance jedinců daného druhu ze čtyř cílových skupin. Pro vynesení rarefakčních křivek byly použity celkové počty zástupců všech analyzovaných řádů, resp. celkové počty všech jedinců dané cílové skupiny hmyzu. Do analýz byly zahrnuty následující řády: Araneae, Coleoptera, Collembola, Dermaptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Mecoptera, Neuroptera, Opilionida, Orthoptera a Thysanoptera. Ostatní taxony, tj. Acari, Blattodea, Odonata, Plecoptera, Psocoptera a Trichoptera byly z analýz vyloučeny pro velmi nízký počet celkově odchycených jedinců (méně než 100), poukazující na jejich náhodný výskyt.

Společenstva bezobratlých bývají ovlivněna povahou samotné lokality, na niž jsou vázána (Rainio a Niemelä 2003), proto jsme každou z dílčích výzkumných ploch zahrnuli mezi kovariáty. Do skupiny kovariát byly ve všech analýzách zařazeny také abundance kvetoucích rostlin a stupeň zastínění. V analýzách vlivu zemědělského managementu vystupovaly jako kovariáty vzdálenosti od mezí a remízků, naopak v analýzách efektu lokálních prvků krajinné struktury byly jako kovariáty zadávány

typy zemědělského hospodaření. Abundance kvetoucích rostlin byla stanovována individuálně pro každou past a každý výběr na semikvantitativní škále tak, že byl odhadnut počet květů ve vzdálenosti 3 m od misky. Kategorie abundance květů byly následující: <10 květů (1), 10-100 (2), 100-1000 (3), >1000 (4). Míra zástinu byla odhadována rovněž pro každou misku zvlášť; podle pozice každé pasti na louce, tj. dle vzdálenosti od stínících okrajů pozemků se vzrostlou vegetací, nabývala hodnot 1 (nejnižší zástin – misky v centru luk a pastvin), 2 a 3 (maximální zástin – misky uvnitř remízů tvořených zapojenou stromovou vegetací).

Výzkum Orthoptera na studijní lokalitě probíhal po dobu jedné sezóny, proto byla hodnocena pouze okamžitá odpověď společenstva a dílčích druhů k uvedeným proměnným prostředí. Detailní přehled a podrobný popis mírně se lišících úprav dat použitých v této individuální studii je uveden v metodické části Přílohy II textu.

### 3.3. Výsledky

Metodou žlutých misek bylo odchyceno celkem 134 411 jedinců reprezentujících 16 řádů hmyzu a další čtyři taxony členovců (Acari, Araneae, Collembola, Opilioniada). Nejpočetněji zastoupenými řády byli Diptera a Hemiptera, společně tvořící téměř 74% celkového počtu odchycených jedinců. Následující čtyři skupiny byly studovány detailněji, na druhové úrovni: Denní motýli a vřetenušky (Zygaenidae) byli v celkovém vzorku získaném během dvou sezón výzkumu zastoupeni 3119 jedinci v 41 druzích, čmeláci a pačmeláci (*Bombus* spp.) 499 jedinci a 15 druhů, brouci 6342 jedinci a 112 druhů a rovnokřídli (Orthoptera) čítali 2269 jedinců a 14 druhů.

Orthoptera byli v první sezóně sběru dat hodnoceni pouze kvantitativně na úrovni počtu zástupců v řádu, teprve v r. 2010 bylo sledováno také druhové složení společenstva. V druhé sezóně bylo metodou Moerickeho misek odchyceno celkem 1246 jedinců náležejících k 14 druhům rovnokřídlych. V r. 2010 bylo vzorkování Orthoptera doplněno také o smykování vegetace. Touto metodou bylo získáno 1023 jedinců v 14 druzích. Velkou část odchycených rovnokřídlych tvořily při obou použitých vzorkovacích metodách nymfy, jež byly determinovány pouze na úroveň čeledí (*Acrididae* *vers.* *Tettigoniidae*). V případě žlutých misek představovaly nymfy zhruba třetinu celkového počtu odchycených jedinců (435 z 1246), při smykování překročila proporce nymf polovinu celkového množství vzorku (562 z 1023).

Nejpočetněji zastoupeným druhem motýla byl okáč luční (*Maniola jurtina*), podílející se na celkovém vzorku motýlů 537 jedinci, tj. přibližně 17% celkové abundance všech druhů motýlů. Následoval ohniváček modrolemý (*Lycaena hippothoe*) s 308 jedinci (9,8 %), další okáč *Aphantopus hyperantus* (301 ex.; 9,65 %) a ohniváček *Lycaena virgaureae* (222 ex.; 7,12 %). Z čmeláků byli překvapivě početní zástupci dvou stenotopních horských druhů, *Bombus soroensis* (149 ex.; 29,86 %) a *B. wurflenii* (129 ex.; 25,85 %), jež společně tvořili více než polovinu všech vzorkovaných jedinců v rámci taxonu. Podrobněji o fauně a ekologii čmeláků studovaného území pojednává samostatná studie, jež je součástí příloh (Příloha III). Podle očekávání byli nejpočetnějšími brouky zástupci herbivorních druhů, např. drobné oligofágní mandelinky z rodu krytohlavů – *Cryptocephalus sericeus* (380 ex.; 5,99 %) a *C. moraei* (166 ex.; 2,62 %) nebo polyfágní široce rozšířený listokaz *Phyllopertha horticola* (155 ex.; 2,44 %). Překvapivě hojní byli však ve vzorcích také zástupci nekrofágních druhů brouků čeledi Silphidae, např. *Nicrophorus vespillo* (170 ex.; 2,68 %), *Silpha tristis* (141 ex.; 2,22 %) a mnozí další. Z řádu rovnokřídlých byly nejčastěji chytány saranče *Omocestus viridulus* (367 ex.; 16,19 %), zástupci r. *Chorthippus* (celkem 339 ex.; 14,95 %) a *Gomphocerippus rufus* (213 ex.; 9,4 %). Z méně početných kobylek dosahovala nejvyšších abundancí *Metrioptera roeselii* (54 ex.; 2,38 %).

Zkoumaná společenstva hmyzu obsahovala také ochránářsky významné druhy, jako je kriticky ohrožený jasoň dymnivkový (*Parnassius mnemosyne*) a donedávna mizející perleťovec prostřední (*Argynnis adippe*), dva bioindikačně významné horské druhy čmeláků (*Bombus jonellus* a *B. wurflenii*), *Oxythyrea funesta*, zlatohlávek vyskytující se na květech a ohrožený chrobák ozbrojený (*Odontes armiger*), druh typicky vázaný na výhřevná xerothermní stanoviště stepního charakteru.

### 3.3.1. Vlivy zemědělského managementu

Vlivy různých typů obhospodařování TTP na bezobratlé byly hodnoceny na dvou odlišných taxonomických úrovních. Nejprve jsme testovali odpověď na úrovni abundancí zástupců jednotlivých řádů, v druhém kroku jsme sledovali odezvu druhů vybraných skupin hmyzu, přičemž rovnokřídlí byli vzhledem k výše popsaným individuálním metodickým odlišnostem hodnoceni samostatně. Také efekt zemědělského managementu lokality jsme rozlišili na dvě úrovně. Studovali jsme okamžitý vliv konkrétního typu obhospodařování (tj. například bezprostřední ovlivnění



početnosti zástupců jednotlivých taxonů posečením porostu louky), a dlouhodobý vliv každého ze čtyř typů hospodaření, uplatňovaného na experimentálních pozemcích nepřetržitě po dobu nejméně pěti let.

a) *Okamžitý efekt managementových zásahů*

Výsledky ordinačních analýz, jež jsme použili k vyhodnocení okamžitého vlivu seče a pastvy na studované skupiny shrnuje Tab. 1.

**Tab. 1:** Okamžitá odezva abundance studovaných skupin členovců ke dvěma hlavním způsobům obhospodařování travních porostů – seči a pastvě. Analyzováno ordinačními technikami RDA a CCA; faktory s průkazným vlivem a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**.

Model	Součet variability vysvětlené všemi kanon. osami	Test všech kanonických os	Vysvětlující proměnné	Test
RDA, řády	4,3%	F = 22,11; p < 0.05	<i>Pastva</i> <b><i>Seč</i></b> <b><i>Čas</i></b>	F=2,67; p=0,19 <b>F=13,75; p&lt;0,05</b> <b>F=49,39; p&lt;0,05</b>
RDA, Coleoptera	1%	F = 2,34; p < 0.001	<i>Pastva</i> <b><i>Seč</i></b> <b><i>Čas</i></b>	F=1,66; p=0,19 <b>F=1,51; p=0,05</b> <b>F=3,85; p&lt;0,05</b>
CCA, Lepidoptera	50%	F = 5,98; p < 0.01	<i>Pastva</i> <i>Seč</i> <b><i>Čas</i></b>	F=0,18; p=0,93 F=2,67; p=0,07 <b>F=15,83; p&lt;0,01</b>
CCA, <i>Bombus spp.</i>	21%	F = 3,55; p < 0.01	<b><i>Pastva</i></b> <i>Seč</i> <b><i>Čas</i></b>	<b>F=3,57; p&lt;0,05</b> F=1,50; p=0,22 <b>F=5,52; p&lt;0,05</b>

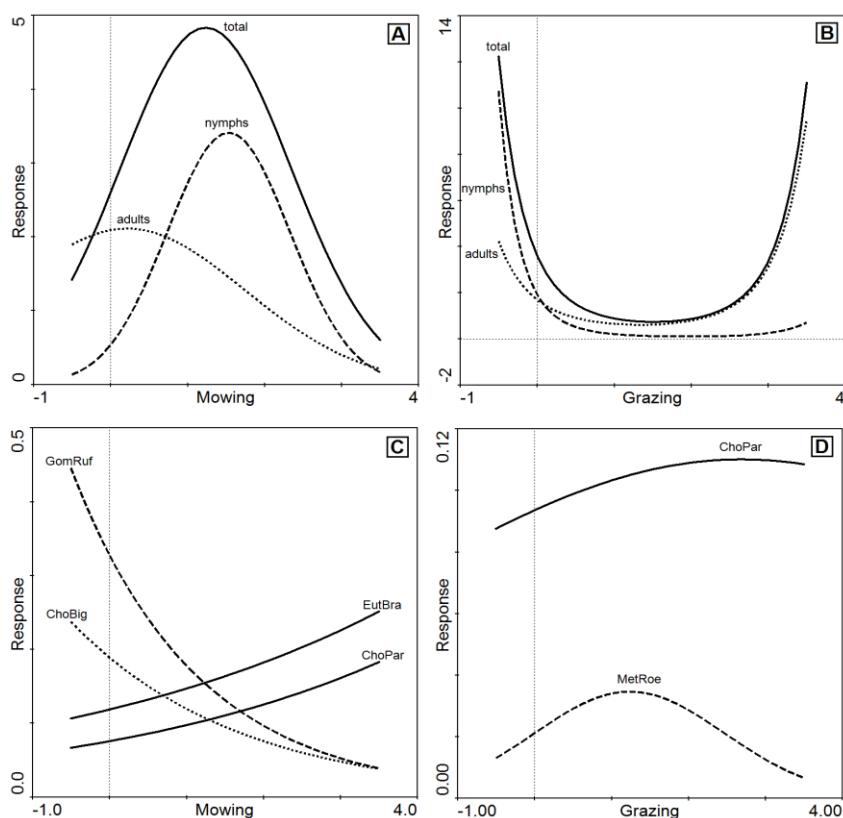
Z výsledků je zřejmé, že faktor *seč* byl průkazný při vysvětlení abundance vyšších taxonů a brouků, zatímco *pastva* statisticky významně ovlivňovala abundance čmeláků. Nejvýznamnějším prediktorem byl u všech studovaných taxonů *čas*, jenž vysvětloval bez výjimky nejvyšší část variability v datech. Výsledky dalších analýz podporují hypotézu, že narušení vegetace prostřednictvím pastvy a zejména seče negativně působí zejména na málo pohyblivé taxony, neschopné letu (*Collembola*, *Opilionida*, *Dermaptera*), zatímco mobilnější, létavé skupiny zůstávají neovlivněny (*Ephemeroptera*, *Lepidoptera*, *Mecoptera* a *Neuroptera*). Zástupci jiných vagilních skupin, jako jsou *Diptera*, *Coleoptera* a *Hymenoptera* dokonce mohou být ve vzorcích z posečených ploch nacházeni ve vyšších abundancích (Tab. 2).

**Tab. 2:** Bezprostřední odezva abundance studovaných skupin členovců ke dvěma hlavním zemědělským postupům – seči a pastvě. Vypočteno pomocí generalizovaných lineárních modelů (GLM; taxony byly rozděleny na základě odlišné disperzní schopnosti dané schopností letu; faktory s průkazným vlivem a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**).

Disperzní schopnost	Taxon	<i>Seč</i>			<i>Pastva</i>				
		Regresní koeficient B	B <sup>2</sup>	F	P	Regresní koeficient B	B <sup>2</sup>	F	P
<b>Vysoká</b>	Coleoptera	0,96		53,13	< <b>0,001</b>	0,07		0,04	0,15
	Diptera	0,37		22,47	< <b>0,001</b>	-0,04		0,45	0,17
	Ephemeroptera	-825		2,00	0,16	-7,64		0,16	0,31
	Hemiptera	-1,36	1,78	6,26	< <b>0,01</b>	0,25		0,61	0,43
	Hymenoptera	1,00	-0,99	3,62	< <b>0,05</b>	-0,49		3,21	0,07
	Lepidoptera	0,25		1,46	0,23	-0,85		1,75	0,18
	Mecoptera	0,11		0,10	0,25	-1,20		0,99	0,32
	Neuroptera	-0,88		0,16	0,31	-4,30		0,12	0,27
	Orthoptera	-2,38	2,31	4,19	< <b>0,01</b>	1,24		1,13	0,30
<b>Nižší</b>	Araneae	-0,45		2,15	0,14	-1,96		3,03	0,08
	Colembola	-25,84		6,20	< <b>0,05</b>	-6,03		0,40	0,47
	Dermaptera	-0,02		< 0,001	< <b>0,05</b>	0,45		0,01	0,24
	Opilionida	-0,97		11,75	< <b>0,001</b>	0,47		1,13	0,30

Pro testování okamžitého efektu seče a pastvy na Orthoptera byly sestaveny celkem čtyři ordinační modely, jež testovaly zvlášť (i) druhové odpovědi na základě dat získaných metodou smýkání vegetace (I) a pomocí žlutých misek (II); a (ii) odpověď celého společenstva rovnokřídlého hmyzu pomocí sloučených abundancí všech druhů, opět zvlášť pro data z obou vzorkovacích metod (III-smyky, IV-misky). Všechny modely vyšly statisticky průkazně, nicméně testování vysvětlujících proměnných odhalilo signifikantní vliv seče ( $p < 0.05$ ), ale nikoliv pastvy, a to ve všech čtyřech případech (detailněji viz Příloha II).

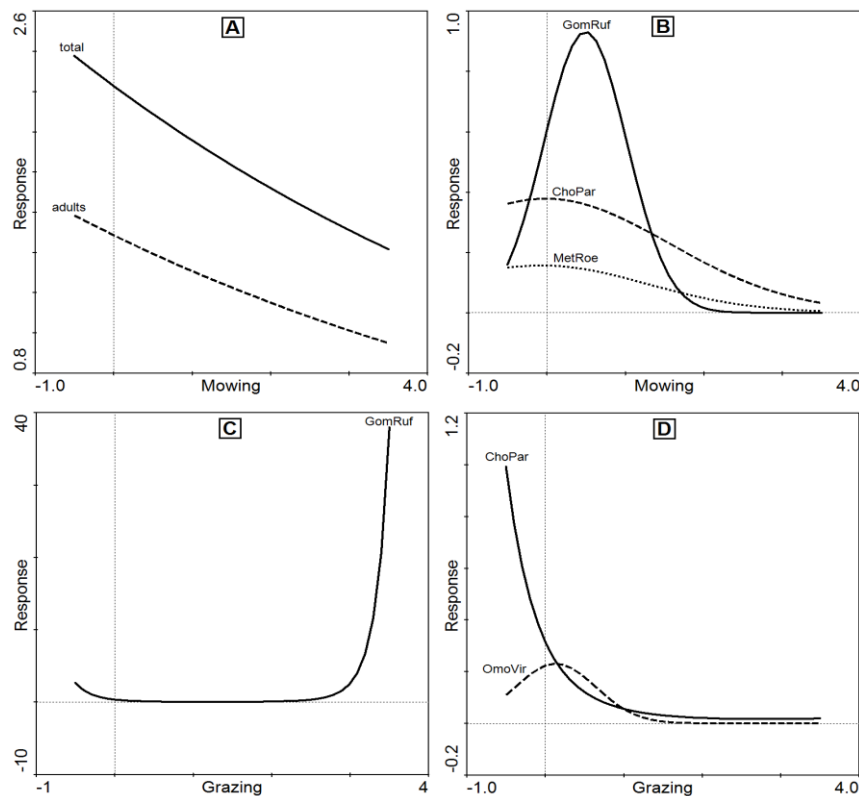
Odezvu celého společenstva rovnokřídlých i jednotlivých druhů sarančí a kobylek k seči a pastvě jsme dále analyzovali pomocí GLM (Obr. 1, 2).



**Obr. 1:** Odpovědi celého společenstva a jednotlivých zástupců rovnokřídlých k managementu prováděnému pomocí seče (mowing) a pastvy (grazing), znázorněné pomocí generalizovaných lineárních modelů. Intenzita působení faktoru seče a pastvy byla rozlišena do kategorií dle doby uplynulé od provedení zásahu (3= 0-10 dní od zásahu, 2= 10-30 dní, 1= 30-60 dní, 0 = více než 60 dní); modely A a B byly sestaveny na základě dat získaných smykáním, modely C a D vycházely z dat pocházejících ze vzorkování žlutými miskami. Názvy druhů jsou nahrazeny akronymy: ChoBig = *Chorthippus biguttulus*, ChoPar = *Chorthippus paralellus*, EutBra = *Euthystira brachyptera*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*.

Celková abundance rovnokřídlých, vzorkovaných metodou smykání vegetace, stejně jako abundance nymf a dospělců vyjádřená zvlášť, vykazovala unimodální odpověď k seči (Obr. 1A, 2A). Početnost rovnokřídlých klesala jak okamžitě po seči, tak později v sezóně. Orthoptera dosáhli nejvyšší celkové abundance ve fázi částečné obnovy porostu. V případě analýzy dat pocházejících ze žlutých misek byl efekt seče na abundance rovnokřídlých nejvýraznější bezprostředně po zásahu, poté docházelo k stálému zvyšování abundance rovnokřídlých (Obr. 2A). Abundance většiny druhů byla dotčena sečí bezprostředně po provedení zásahu (Obr. 1C, 2B).

Výjimku z uvedeného trendu představují saranče *Euthystira brachyptera* a *Chorthippus paralellus*, jejichž počty ve vzorcích vzrůstaly směrem k datu provedení seče (Obr. 1C).



**Obr. 2:** Individuální odezvy zástupců rovnokřídlých k managementu prováděnému pomocí seče (mowing) a pastvy (grazing) znázorněné pomocí generalizovaných lineárních modelů (GLM). Intenzita působení faktoru seče a pastvy byla rozlišena do kategorií dle doby uplynulé od provedení zásahu (viz Obr. 1); model A byl sestaven na základě dat z vzorkování žlutými miskami, modely B-D vycházely z dat získaných smykem vegetace. Názvy druhů jsou nahrazeny akronymy: ChoPar = *Chorthippus paralellus*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*, OmoVir = *Omocestus viridulus*.

V případě pastvy jsme, na rozdíl od seče, nenalezli obecně patrné trendy na úrovni celého společenstva. Nejvyšší celkové abundance jsme zaznamenali jednak bezprostředně po provedení zásahu, ale také později v sezóně (Obr. 1B). Také odezva na úrovni druhů byla individuální a spíše méně výrazná (1D, 2D). Pozitivní odezva saranče *Gomphocerippus rufus* k pastvě (Obr. 2C) kontrastovala s jeho negativní reakcí na seč (Obr. 1C, 2B).

b) *Dlouhodobý vliv odlišných typů managementu*

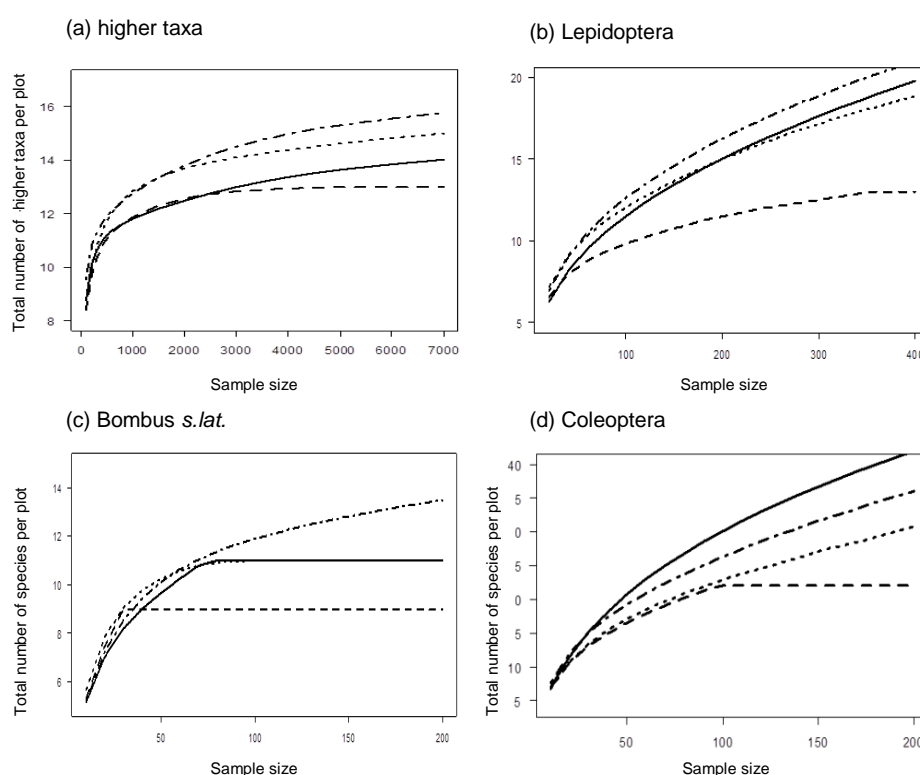
Zatímco okamžitý vliv managementu byl studován pouze na dvou typech prováděných zásahů (*seč* a *pastva*), vyhodnocení vlivů dlouhodobě uplatňovaných zemědělských opatření bylo možno provést detailněji, na jemnější škále. V rámci studovaného území lze vymezit plochy, jež jsou dlouhodobě (nepřetržitě po dobu minimálně pěti let) ošetřovány jedním ze čtyř typů zásahu. K identifikaci dlouhodobých vlivů každého ze čtyř typů managementu (tj. *seč*, *pastva*, *kombinace* obou předchozích a *absence managementu* během vegetační sezóny) na společenstvo bezobratlých jsme použili opět ordinačních analýz, členěných dle předchozího schématu (Tab. 3).

Nejvýznamnější roli mezi všemi proměnnými hrál opět *čas*, jenž vysvětloval nejvíce z variability v druhových/taxonových datech napříč skupinami. Odpovědi studovaných skupin ke čtyřem typům dlouhodobě prováděného managementu byly rozličné: samotná *seč* průkazně vysvětlovala pouze variabilitu v abundanci čmeláků. Kombinovaný efekt *seče* a *pastvy* byl určující nejen pro strukturu společenstev brouků, ale signifikantně ovlivňoval i abundance v rámci řádů. Konečně samotná *pastva* významně ovlivňovala jak početnosti čmeláků, tak i abundance zástupců jednotlivých řádů.

**Tab. 3:** Vlivy dlouhodobého managementu bezlesí na společenstva bezobratlých, testované metodami přímé ordinace. Závislou proměnnou byly celkové abundance v rámci studovaných skupin, faktory s průkazným vlivem a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**.

Model	Součet variability vysvětlené všemi kanon. osami	Test všech kanonických os	Vysvětlující proměnné – typy managementu	Test
RDA, Řády	4,4%	F = 13,3; p < 0,001	<i>Pastva</i>	<b>F=4,49; p&lt;0,01</b>
			<i>Seč</i>	F=5,63; p=0,19
			<i>Bez zásahu</i>	<b>F=3,17; p&lt;0,01</b>
			<i>Pastva a seč</i>	<b>F=4,19; p&lt;0,01</b>
			<i>Čas</i>	<b>F=49,92; p&lt;0,001</b>
RDA, Coleoptera	1,4%	F = 1,6; p < 0,05	<i>Pastva</i>	F=1,46; p=0,08
			<i>Seč</i>	F=0,84; p=0,91
			<i>Bez zásahu</i>	F=0,69; p=0,88
			<i>Pastva a seč</i>	<b>F=1,49; p&lt;0,05</b>
			<i>Čas</i>	<b>F=3,03; p&lt;0,01</b>
CCA, Lepidoptera	57,3%	F = 4,1; p < 0,01	<i>Pastva</i>	F=1,02; p=0,44
			<i>Seč</i>	F=1,48; p=0,81
			<i>Bez zásahu</i>	F=0,60; p=0,93
			<i>Pastva a seč</i>	F=1,76; p=0,08
			<i>Čas</i>	<b>F=15,83; p&lt;0,01</b>
			<i>Pastva</i>	<b>F=2,21; p=0,05</b>

Vliv dlouhodobě prováděného managementu na druhovou bohatost studovaných ploch vyjadřují rarefakční křivky (Obr. 3). Z hlediska druhové bohatosti se dlouhodobá údržba pomocí seče jeví jako nejvhodnější způsob ošetřování TTP pro všechny studované skupiny. Plochy ošetřované pouze pastvou téměř vždy podporovaly nižší počet druhů/taxonů.



**Obr. 3:** Celkový počet taxonů (a) a druhů v rámci studovaných skupin (b, c, d) zjištěný na plochách ošetřovaných nejméně pět navazujících let daným managementovým zásahem. Sečené plochy znázorňuje čerchovaná linie (---), pasené plochy jsou zobrazeny přerušovanou čarou (-.-.-), pozemky ošetřené kombinací seče a pastvy reprezentuje plná čára (—) a plošky ponechané ve vegetační sezóně bez managementu jsou značeny pomocí tečkované linie (.....) linie.

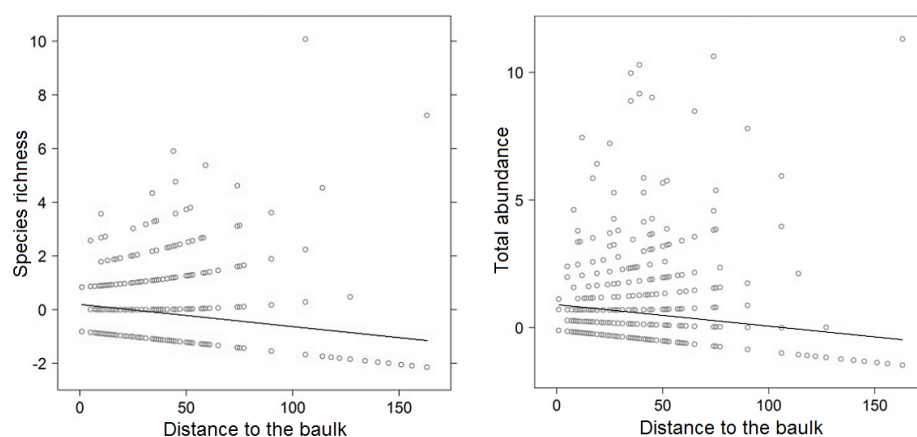
### 3.3.2. Role lokálních prvků krajinné struktury

Význam lineárních prvků lokální krajinné struktury (tj. travnatých *mezí* a stromovitých *remízů*) byl studován opět prostřednictvím metod mnohorozměrné

ordinační analýzy a generalizovaných lineárních modelů (podrobněji viz Příloha II). Testováním proměnných jsme doložili stěžejní význam jak *mezí*, tak i *remízů* pro společenstva členovců otevřených stanovišť vyšších poloh (Tab. 4, Obr. 4). Z cílových skupin nebyli průkazně ovlivněni vzdáleností od obou typů lineárních prvků pouze čmeláci a rovnokřídli, jejichž abundance – a v případě rovnokřídých také druhová bohatost (Obr. 4) – se měnily pouze ve vztahu k vzdálenosti od travnatých *mezí*, ne však od lesnatých *remízů*. Abundance všech ostatních cílových skupin se průkazně měnily se vzdáleností od *mezí* i *remízů* současně.

**Tab. 4:** Vliv vzdálenosti mezi a remízů na celkové abundance studovaných skupin členovců, vázaných na podhorská bezlesí (testováno ordinačními technikami RDA a CCA; průkazný vliv faktorů a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**).

Model	Součet variability vysvětlené všemi kanon. osami	Test všech kanonických os	Vysvětlující proměnná	Test
RDA, Řády	1,1%	F = 8,01; p < 0001	<i>Remíz</i>	F=5,93; <b>p&lt;0,001</b>
			<i>Mez</i>	F=10,20; <b>p&lt;0,001</b>
RDA, Coleoptera	1,0%	F = 3,08; p < 0,001	<i>Remíz</i>	F=1,97; <b>p&lt;0,01</b>
			<i>Mez</i>	F=4,20; <b>p&lt;0,001</b>
CCA, Lepidoptera	11,3%	F = 1,99; p < 0,01	<i>Remíz</i>	F=2,19; <b>p&lt;0,01</b>
			<i>Mez</i>	F=1,81; <b>p&lt;0,05</b>
CCA, <i>Bombus s.lat.</i>	16,2%	F = 2,74; p < 0,05	<i>Remíz</i>	F=1,76; p=0,11
			<i>Mez</i>	F=2,33; <b>p&lt;0,05</b>



**Obr. 4:** Vliv vzdálenosti *mezí* (baulks) na druhovou bohatost a abundanci Orthoptera vypočtený metodou generalizovaných lineárních modelů (parametry modelu viz Příloha II).

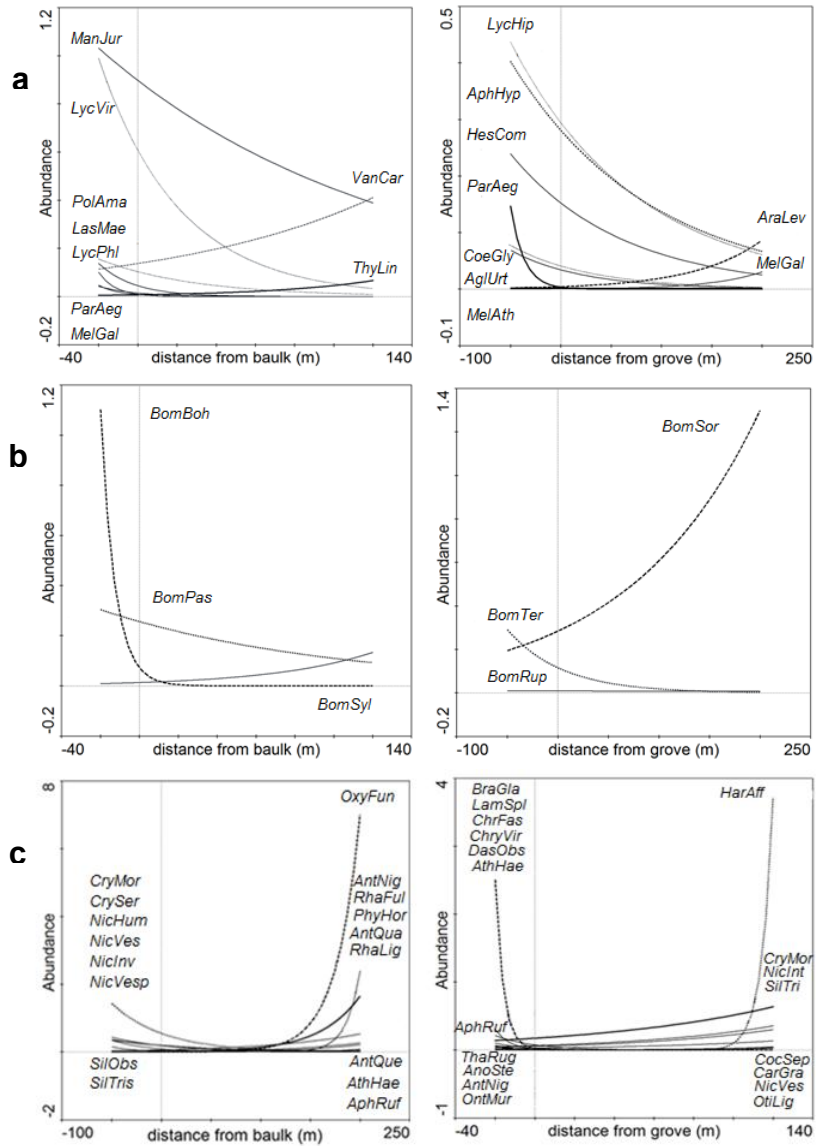
V další fázi jsme pomocí GLM testovali individuální odezvu v abundanci každého řádu na vzdálenosti obou lineárních prvků. Výsledky dokládají významnou roli permanentních krajinných prvků pro většinu testovaných skupin, přičemž odezva sledovaná jako abundance v rámci řádu byla převážně pozitivně determinována blízkostí *mezí*, *remízů* či obou prvků (Tab. 5).

**Tab. 5:** Individuální odezva abundancí konkrétních taxonů bezobratlých podhorských luk a pastvin na vzdálenost mezi a remízů, modelovaná pomocí GLM. Průkazný vliv faktorů a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**.

Taxon	<i>Remíz</i>				<i>Mez</i>			
	Regresní koeficienty		F	P	Regresní koeficienty		F	P
	B	B <sup>2</sup>			B	B <sup>2</sup>		
Araneae	0,01		23,03	< <b>0,001</b>	0,02	-0,001	12,31	< <b>0,001</b>
Colembola	0,001		0,03	0,137	-0,01		2,17	0,14
Coleoptera	0,01		22,67	< <b>0,001</b>	-0,01	0,001	19,65	< <b>0,001</b>
Dermaptera	0,002		0,158	0,31	-0,003		0,59	0,44
Diptera	-0,01	0,001	10,24	< <b>0,001</b>	0,004	-0,001	3,47	< <b>0,05</b>
Ephemeroptera	-0,001		0,001	< <b>0,01</b>	0,001		1,17	0,28
Hemiptera	0,01	-0,001	3,84	< <b>0,05</b>	-0,001		16,14	< <b>0,001</b>
Hymenoptera	-0,01		15,55	< <b>0,001</b>	0,001		0,89	0,35
Lepidoptera	-0,01		4,76	< <b>0,05</b>	0,001		0,23	0,37
Mecoptera	-0,001		0,54	0,46	-0,01	0,01	12,54	< <b>0,001</b>
Neuroptera	-0,02		2,23	0,14	0,07	-0,001	2,84	<b>0,05</b>
Opiliona	0,01	-0,001	2,72	0,07	0,03	-0,001	36,63	< <b>0,001</b>
Orthoptera	0,02	-0,001	11,34	< <b>0,001</b>	-0,01		64,81	< <b>0,001</b>

Analyzovali jsme vliv *remízů* a *mezí* na konkrétní druhy studovaných skupin hmyzu. Zatímco převážná většina druhů denních motýlů se koncentrovala v blízkosti remízů i mezí, mnoho druhů brouků vykazovalo nárůst početnosti směrem do středu luk a pastvin. Konečně na základě výsledků provedených GLM nelze identifikovat jednotný trend v odpovědích čmeláků, tyto byly velmi individuální, tj. druhově specifické (Obr. 5a, b, c).





**Obr. 6:** Odpovědi jednotlivých druhů denních motýlů (a), čmeláků (b) a brouků (c) na vzdálenost *remízů* (grove) a *mezí* (baulk) predikované pomocí GLM s abundancí každého druhu jako závislou proměnnou. Vyneseny jsou pouze druhy s průkaznou odezvou ke každému typu okraje.

### 3.4. Diskuze

#### 3.4.1. Okamžitý efekt managementových zásahů

Naše výsledky ukazují, že různé skupiny bezobratlých reagují v krátkodobém horizontu na dva typy provedených zásahů (*seč* a *pastva*) individuálně. *Seč* z krátkodobého hlediska ovlivnila početnost v rámci řádů a abundanci brouků a rovnokřídlých, naopak v případě motýlů a čmeláků jsme průkazný okamžitý vliv zásahu nezjistili (Tab. 1, Obr. 1 a 2). Analýzy na úrovni početnosti jednotlivých řádů bezobratlých odhalily negativní odezvu méně mobilních skupin (Opilionida, Dermaptera a Collembola) k seči. Tyto převážně nelétavé taxony jsou zřejmě ve srovnání s mobilnějšími okřídlenými skupinami významněji ovlivněny přímou mortalitou jedinců při seči (Humbert et al. 2010, 2012) i změnou mikroklimatických faktorů (Gardiner a Hassall 2009) a zvýšeným rizikem predace (Braschler et al. 2009), jež vyvolává odstranění vegetačního pokryvu.

Odezva celkové abundance rovnokřídlých, získaných metodou smýkání vegetace, byla unimodální (Obr. 1A), tj. nejvíce jedinců bylo odchyceno přibližně měsíc po zásahu. V této fázi již částečná obnova vegetace zřejmě umožňuje rekolonizaci původně opuštěných, posečených ploch. Zároveň ovšem lze porost snáze smýkat, než v době, kdy je vegetace plně vzrostlá (Gardiner et al. 2005). Na metodický artefakt poukazuje i výsledek obdobné analýzy provedené s daty ze žlutých misek, ze které je patrný nejvýraznější negativní vliv zásahu ihned po jeho provedení a postupné stabilní zvyšování abundance rovnokřídlých během dorůstání vegetace (Obr. 2A).

Naopak počty jedinců některých mobilních skupin (Diptera, Hemiptera a Coleoptera) byly vyšší ve vzorcích z posečených ploch (Tab. 2). Popsaný trend lze vysvětlit okamžitou ztrátou většiny potravních zdrojů herbivorů a nektarofágů (Cizek et al. 2012) po provedení seče, jež může u mobilních létavých skupin vyvolat intenzivní hledání nových plošek, bohatých na potravu (Hossain et al. 2002). Vlivem zvýšené pohybové aktivity se zvyšuje také pravděpodobnost záchytu ve žlutých miskách, jež nadto mohou být po náhlém odstranění všech květů atraktivnější. Větší množství zachyceného hmyzu v miskách může sekundárně zvyšovat atraktivitu misek pro nekrofágní brouky (např. *Nicrophorus* spp., *Silpha* spp., *Thanatophilus sinuatus* aj.). Tato gilda sdružuje zejména vagilní druhy, jejichž přežití závisí na schopnosti rychle

nalézt rozkládající se potravní zdroje (Hanski et al. 1987). Uvedeným způsobem zřejmě dochází k dalšímu zvýšení abundancí členovců, odchycených na posečených plochách.

Na druhé straně, další létavé skupiny, jako motýli, čmeláci aj. (viz Tab. 2), nebyly faktorem *seč* průkazně ovlivněny (Tab. 1 a 2). To poukazuje na význam jiných faktorů. Tato problematika je diskutována níže, v částech věnovaných vlivu sezónnosti a krajinné struktury na společenstva bezobratlých podhorských luk a pastvin.

Na rozdíl od *seče*, *pastva* z okamžitého hlediska průkazně ovlivňovala abundance pouze jediné skupiny – čmeláků (Tab. 1). Vysvětlení může poskytnout detailnější znalost ekologie této skupiny sociálního hmyzu. Čmeláci tvoří hnízda, jež se liší počtem jedinců jak mezi druhy, tak i mezi jednotlivými hnízdy v rámci jednoho druhu. Obecně lze říci, že jedno hnízdo obývají desítky až několik stovek jedinců (Goulson 2010). Proto i náhodný výskyt jednoho či několika málo hnízd na experimentálních plochách může ovlivnit výsledky. Počet jedinců v hnízdě se během sezóny liší podle fáze vývoje kolonie. Druhově specifická je i doba, kdy se čmeláčí matky probouzejí po přezimování a zakládají hnízda, proto různé druhy dosahují maximálních početností v mírně odlišných částech sezóny. *Pastva* nebyla prováděna kontinuálně po celou sezónu, proto je komplikované odlišit změnu abundance čmeláků vyvolanou zásahem, od přirozeného průběhu vývoje populační početnosti dané životní historií druhu. Hypotézu metodického artefaktu podporuje i fakt, že ostatní skupiny nebyly *pastvou* průkazně ovlivněny.

Stejně jako Batáry et al. (2007, 2008) považujeme za určující z hlediska potenciálního vlivu *pastvy* na společenstva hmyzu a dalších bezobratlých míru její intenzity. Vzhledem k tomu, že *pastevní* tlak na našich experimentálních plochách byl velmi nízký (0.82 a 0.84 DJ/ha), okamžitý efekt *pastvy* významněji neovlivnil studovaná společenstva bezobratlých.

### 3.4.2. Dlouhodobý vliv odlišných typů managementu

Zkoumali jsme vliv čtyř různých zásahů uplatňovaných na daných plochách po dobu nejméně pěti let. Pomocí ordinačních metod a grafického znázornění rarefakčními křivkami jsme srovnávali plošky sečené, pasené, s kombinací *seče* a *pastvy* a plochy ponechané během vegetační sezóny bez zásahu. Použitím ordinačních metod jsme zjišťovali odezvu na úrovni celkové abundance studovaných skupin, rarefakční křivky

jsme použili ke grafickému vyjádření vztahu druhové pestrosti, resp. počtu přítomných řádů bezobratlých, a konkrétního typu managementu.

Na rozdíl od výsledků testování okamžitého vlivu managementu, kde jako stěžejní faktor vystupovala seč, analýzy dlouhodobého efektu uplatňovaných opatření odhalily významnou roli pastvy. Jak samotná pastva, tak i pastva v kombinaci se sečí průkazně ovlivňovala abundance na úrovni řádů, ale také abundanci samostatně testovaných brouků a čmeláků. Dlouhodobý efekt seče byl však průkazný pouze v případě čmeláků (Tab. 3).

Zpožděná odezva společenstev bezobratlých na pastvu, patrná teprve v dlouhodobém časovém horizontu, je zřejmě způsobena malým pastevním tlakem (viz výše). Nízká intenzita pastvy jen zvolna mění složení vegetace (Matějková et al. 2003), a teprve tuto změnu zřejmě stopují potravně závislá společenstva hmyzu a ostatních členovců. V podmínkách naší studijní lokality dobytek nadto nespásal efektivně celou plochu pastvin, místy zůstávaly ostrůvky nespasené vegetace. Výše popsaná situace může vést k posunu v druhovém složení rostlin směrem k menšímu počtu kompetičně silnějších druhů, což se projeví i v navazující úrovni potravního řetězce.

Slabou odezvu bezobratlých na seč v dlouhodobém hledisku lze vysvětlit následujícím způsobem: Většina vzorkovaných jedinců bezobratlých patřila k druhům s vazbou na otevřená stanoviště. Existence bezlesí je podmiňována opakovaným narušováním sukcesních změn, vedoucích v našich podmínkách zpravidla ke vzniku lesa (Konvicka et al. 2008). Na základě našich zjištění i recentních prací dalších autorů (Rundlof et al. 2008, Cizek et al. 2012) je zřejmé, že extenzivní seč (tj. prováděná pouze jednou za rok, variabilně v čase i prostoru) je vhodným typem opatření k údržbě TTP. Ačkoliv mechanizovaná seč v okamžitém měřítku významně snižuje abundance hmyzu (Humbert et al. 2009, 2010), její přínos lze spatřovat zejména v účinném zamezení expanze dřevin a dominantních druhů rostlin, jako jsou některé konkurenčně zdatné trávy (Gibson 2009). Pravidelná seč tak zajišťuje zachování druhově pestrých porostů obsahujících četné dvojděložné, kvetoucí rostliny, jež umožňují existenci druhově bohatých společenstev hmyzu (Hutchinson 1959, Knop et al. 1999), reprezentujících navazující článek potravního řetězce. Jinými slovy, bezobratlí s vazbou na sekundární bezlesí musejí být na určitou míru disturbance adaptováni.

Uvedenému výkladu odpovídají i rarefakční křivky (Obr. 3). Seč se také na základě této analýzy jeví jako nejvhodnější typ managementu z hlediska udržení vysokého druhového bohatství motýlů a čmeláků, kromě toho bylo na sečených

plochách zastoupeno nejvíce řádů bezobratlých. Naopak na plochách ošetřovaných pouze pastvou byla zjištěna nejmenší druhová pestrost napříč sledovanými skupinami, podobně působila také absence managementu během sezóny. Za důležité zjištění považujeme, že stejně jako seč, také kombinovaný režim pastvy a seče představoval z hlediska druhové pestrosti celkově vhodné managementové opatření. Tento trend lze interpretovat níže uvedeným způsobem. Kompetičně zdatné druhy rostlin těží z nízké intenzity pastvy a na pasených pozemcích potlačují druhy méně schopné, což vede k částečnému ochuzení vegetace pastvin a následně může způsobovat i pokles druhové pestrosti bezobratlých. Na pozemcích ošetřovaných kombinací obou přístupů však může posečení efekt pastvy omezit.

Konečně, nejvýraznější vliv na formování společenstva bezobratlých měl faktor času, a to jak při analýzách okamžitého vlivu zásahů, tak i v horizontu dlouhodobém (Tab. 1 a 3). Z uvedeného vyplývá, že sezonalita má stěžejní vliv na abundance a složení společenstev bezobratlých vázaných na podhorské louky a pastviny. Naše studijní plochy se nacházely v nadmořské výšce přibližně od 750 do 780 m n. m., kde dochází ve srovnání s nížinami k výraznému posunu a zkrácení vegetačního období (Tolasz et al. 2007). Čím kratší je sezóna s vhodnými klimatickými podmínkami, tím významnější roli zřejmě má hraje faktor času pro bezobratlé, jejichž vývoj je silně ovlivňován teplotou a vlhkostí (Bale 1991, Tauber et al. 1998). Z našich pozorování vyplývá, že většina skupin bezobratlých vázaných na podhorská bezlesí dosahuje maximálních početností na vrcholu léta, přesněji na přelomu června a července. Proto je důležité vhodně načasovat provedení zásahů, zejména seče, která přímo postihuje méně pohyblivé taxony a larvální stádia hmyzu (Humbert et al. 2009, 2010).

### 3.4.3. Role lokálních prvků krajinné struktury

Cílem našeho výzkumu bylo zjistit význam dvou typů lineárních prvků krajinné struktury – travnatých mezí a remízů, tvořených vzrostlými dřevinami – pro společenstva bezobratlých sekundárního bezlesí podhorských oblastí. Pomocí metod přímé ordinace jsme odhalili průkazný vliv obou lokálních interakčních prvků na společenstva členovců (Tab. 4). Dále jsme s použitím GLM testovali konkrétní odpovědi na úrovni abundancí zástupců jednotlivých řádů (Tab. 5, Obr. 4). Většina studovaných skupin se ve větších početnostech vyskytovala poblíž jednoho, nebo obou

typů okrajů, které mohou skýtat výhodu specifického mikroklimatu, závětrí atp. (Maudsley 2000, Merckx et al. 2009).

Abundance brouků a pavouků nicméně průkazně rostly směrem do středu luk, tedy se zvětšující se vzdáleností od mezí a remízů (Tab. 5). Tento trend zřejmě lze vysvětlit prostřednictvím odpovědi početnějších zástupců obou skupin, kteří jsou vázáni na travní porost (např. početné herbivorní druhy brouků jako krasci rodu *Anthaxia*, listokaz *Phyllopertha horticola*, zlatohlávek *Oxythyrea funesta* ale také páteříčci *Rhagonycha* spp., jež na rostlinách a květech loví kořist – viz Obr. 6c; obdobně i nejpočetněji zastoupené druhy pavouků, běžníci rodu *Xysticus* spp., slídák *Pardosa palustris*, čelistnatka *Pachygnatha degeeri* a další).

Na závěr jsme pomocí GLM zkoumali odpovědi jednotlivých druhů motýlů, čmeláků a brouků na vzdálenost od remízů a mezí (Obr. 6 a, b, c). Abundance motýlů byly silně ovlivněny vzdáleností obou interakčních prvků. Většina druhů včetně typických obyvatel luk, jako jsou okáči *Maniola jurtina* a *Aphantopus hyperanthus*, ohniváček *Lycaena virgaureae* a *L. hippothoe*, nebo soumračník čárkovaný (*Hesperia comma*), se shromažďovala v blízkosti remízů i mezí (Obr. 6 a), což odpovídá závěrům recentní studie Kulfana et al. (2012). Pozitivní odezvu motýlů lze vysvětlit jako tendenci jedinců k vyhledávání prostředí, kde jsou lépe chráněni před větrem, ale i před možnou predací (Merckx et al. 2009, 2010). V době posečení porostu luk navíc vegetace okrajů představuje jeden z mála dostupných zdrojů nektaru. Lineární prvky nadto mohou sloužit i jako přirozené migrační koridory mnoha druhů živočichů, včetně motýlů (Davies a Pullin 2007).

Na rozdíl od motýlů, čmeláci nebyli na úrovni abundance celé skupiny přítomností remízů ovlivněni (viz Tab. 4). Toto zjištění koresponduje s faktem, že čmeláci jsou schopni létat i za nepříznivých povětrnostních podmínek, jako jsou nízké teploty, vítr a dokonce i slabý déšť (Goulson 2010), takže nejsou nuceni vyhledávat závětrí, jež poskytují vzrostlé dřeviny remízů, do té míry jako motýli. Alternativně lze naznačený trend vysvětlit přes individuální nároky jednotlivých druhů na hnízdní stanoviště a kvetoucí rostliny coby zdroj pylu a nektaru (Conop et al. 2010), které se odrážejí v druhově specifické odezvě v abundancích ke vzdálenosti obou interakčních prvků (Obr. 6 b).

### 3.5. Závěr a implikace poznatků výzkumu

Náš výzkum byl proveden na plochách sekundárního bezlesí v podhůří Hrubého Jeseníku, jež byly obhospodařovány kontinuálně po dobu nejméně pěti let v režimu AES. Travní porosty studijní lokality jsou obhospodařovány velmi extenzívní pastvou a šetrnou sečí. Vlastník pozemků a zároveň hospodařící subjekt využívá nadstandardní titul začleněný do struktury českých AES, tj. pruhy neposečené vegetace ponechané po dobu celé sezóny. Kromě toho byla v jedné sezóně výzkumu uplatňována postupná seč v blocích, tj. neproběhla standardní plošná seč v jednom termínu zásahu.

I přes výše popsaný šetrný režim hospodaření jsme zaznamenali průkazný okamžitý efekt *seče* a významný vliv *pastvy* prováděné v dlouhodobém měřítku na společenstva bezobratlých s vazbou na stanoviště podhorských TTP.

Z krátkodobého hlediska *seč* negativně ovlivňovala především abundance méně pohyblivých skupin, tj. zejména nelétavých taxonů. Naopak v dlouhodobém horizontu extenzívní seč, prováděná jednou ročně, a pokud možno heterogenně v prostoru i čase, podporovala druhové bohatství prakticky v rámci všech studovaných skupin. I přes evidentní vliv typu zemědělského hospodaření na bezobratlé živočichy, nejvýznamnějším faktorem, hrajícím klíčovou roli ve složení studovaných společenstev, byla bez výjimky sezónnost, zadávaná do analýz jako vysvětlující proměnná *čas*.

Na distribucích abundance celých taxonů bezobratlých i jednotlivých druhů detailněji studovaných skupin hmyzu v rámci studijních ploch luk a pastvin se velkou měrou podílela také lokální krajinná struktura. Oba typy trvalých lineárních prvků rozčleňujících velké plochy TTP, tj. travnaté meze i remízy tvořené vzrostlými dřevinami významně ovlivňovaly distribuci společenstev bezobratlých v prostoru. Většina studovaných skupin vykazovala pozitivní odezvu k přítomnosti *remízu*, *meze*, či obou typů okrajů. Na základě výsledků našich výzkumů proto formulujeme následující praktická doporučení:

(i) Nejvýznamnějšími determinantami složení společenstev členovců, vázaných na podhorská stanoviště sekundárních bezlesí byl faktor času a v krátkodobém měřítku také seč. Z toho důvodu zdůrazňujeme klíčovou roli správného načasování tohoto zásahu, významně snižujícího abundance zejména málo pohyblivých skupin bezobratlých a larválních stádií. Většina studovaných skupin dosáhla maxima abundancí přibližně na přelomu června a července, tato doba se tedy jeví jako nejméně

vhodná pro posečení pozemků. Je ovšem nutno brát v potaz, že použité metody vzorkování umožňují relevantní odhad populační početnosti většinou pouze na základě odchytu imag. Proto i stanovené maximální hodnoty abundancí platí ve většině případů pro dospělce. Vrchol početnosti larválních stádií tedy nastává dříve v sezóně. Z uvedených důvodů navrhneme posunout termín seče alespoň do druhé poloviny července. Dále doporučujeme provádět seč postupně, s rozdělením nejméně do dvou fází, umožňujících bezobratlým využít vegetaci aktuálně neposečených pozemků jako refugium. Jako klíčovou úpravu stávajících dotačních titulů je třeba vnímat zařazení samostatného nadstavbového titulu, umožňujícího redukovat počet sečí v roce maximálně na jednu. (Aktuálně je toto umožněno pouze v případě hospodaření na menšinové části luk, vedených jako louky horské, suchomilné, nebo naopak podmáčené až rašelinné, případně jde-li o hnízdiště chřástala polního.);

(ii) funkci dočasných úkrytů a zdrojů potravy, umožňujících přežít nepříznivé období sečení luk alespoň části přítomných živočichů, mohou mít pruhy neposečené vegetace, ponechané až do začátku příští sezóny;

(iii) význam těchto pásů coby refugia pro bezobratlé zvýší jejich založení podél trvalých lineárních struktur v krajině, jako jsou travnaté meze a křovité či stromovité remízy, jež zpravidla pozitivně ovlivňovaly distribuci studovaných skupin v prostoru luk a pastvin. (Jako pozitivní však lze hodnotit přítomnost různých typů okrajů, jež obecně zvyšují heterogenitu prostředí.);

(iv) zakládání výše zmíněných lineárních prvků (mezí, remízů) může přispět ke zvýšení biologické hodnoty agroekosystémů.

Závěrem lze shrnout, že AES mohou podporovat biodiverzitu, jak ale dokládají také výsledky naší studie, výchozím předpokladem je šetrné hospodaření, tj. primárně se zařazením titulů, jež jsou aktuálně nastaveny jako doplňkové, či nadstandardní. Takové tituly bohužel nejsou příliš často využívány. Hlavním úkolem v nadcházejících letech proto bude dostatečně motivovat hospodařící subjekty k účasti v těchto nadstavbových titulech. Současně se jeví jako velmi vhodné doplnit stávající strukturu českých AES o některé další opatření, jako je např. zakládání remízů a mezí, zvyšujících stanovištní heterogenitu krajiny a tím podporující vyvážená společenstva organismů.



## **4. ANTROPOGENNÍ OVLIVNĚNÍ PRIMÁRNÍHO BEZLESÍ NAD HORNÍ HRANICÍ LESA NA PŘÍKLADU NPR PRADĚD, HRUBÝ JESENÍK**

### **4.1. Úvod**

Hory a horské celky patří z přírodovědného hlediska mezi atraktivní prostředí (Nagy a Grabherr 2009). Vegetace alpského bezlesí představuje biogeografickou jednotku s celosvětovým rozšířením (Troll 1961, Körner 2003). Ostrovní charakter alpského bezlesí evropských pohoří umožnil dlouhodobou izolaci a specifický vývoj jednotlivých společenstev. Výsledkem je obecně vyšší míra endemismu jak u rostlin, tak u bezobratlých živočichů (Brandmayr et al. 2003, Negro et al. 2007, Coldea et al. 2009, Kuras et al. 2009). Právě vrcholové oblasti nejvyšších pohoří střední Evropy jsou příkladem relativně malých a silně izolovaných ploch s překvapivě vysokou druhovou diverzitou. Hrubý Jeseník pak představuje hot-spot druhového bohatství hmyzu mezi pohořími Vysokých Sudet (Bílá et al. 2012, Příloha V), centrem biodiverzity oblasti jsou vegetačně pestré kary Malé a Velké Kotliny (Jeník 1998, Příloha VI).

Společenstva alpské tundry jsou díky nízkému obsahu dostupných živin (Körner 2003), nízkým teplotám (Körner a Cochrane 1983, Rundel 1994) a ve vyšších zeměpisných šířkách také díky krátké vegetační sezóně velmi citlivá k disturbancím (Baur et al. 2007, Negro et al. 2007, Nagy a Grabherr 2009). Negativní vlivy ohrožující alpské ekosystémy jsou převážně antropogenního původu (Negro et al. 2010), přičemž za jeden z nejvýznamnějších problémů je považován rozvoj lyžařských areálů (Titus a Tsuyuzaki 1998, Wipf et al. 2005, Rolando et al. 2007, Kubota a Shimano 2010). Podle Simonse (1988) v Alpách díky rozvoji center zimních sportů od počátku 20. století významně poklesla rozloha přirozených, antropogenně nedotčených horských stanovišť; na podobný trend poukazuje i Mackenzie (1989).

Intenzivní provoz lyžařských středisek může lokální biotu ovlivňovat rozmanitými způsoby (Gordon et al. 2002). Při budování sjezdovek je k nivelizaci terénu a odstraňování různých překážek často používána těžká mechanizace. Kromě skalních výchozů však bývá povrch budoucí sjezdovky zbaven také většiny vegetace a značné části svrchního organického horizontu (Titus a Landau 2003, Roux-Fouillet et al. 2011). Zbylá část půdního profilu po zásahu těžké mechanizace je obvykle tvořena téměř výlučně minerálním substrátem se sníženou soudržností půdních částic (Pohl et al. 2009), jenž je náchylný k erozi (Zuazo a Pleguezuelo 2008, Ristić et al. 2012). Eroze

bývá dále umocňována letní pastvou dobytka, která je běžná zejména v alpských resortech (Ries 1996, Pintar et al. 2009). K zvýšené erozi přispívá i fakt, že alpská vegetace regeneruje jen zvolna, takže zarůstání silně narušených ploch trvá velmi dlouhou dobu (Roux-Fouillet et al. 2011).

K přímým vlivům mechanického narušení půdního profilu (cf. Rixen et al. 2002, Barni et al. 2007, Delgado et al. 2007) a vegetace (Titus a Tsuyuzaki 1998, Kangas et al. 2009) při zakládání sjezdovek se přidávají další vlivy, vznikající samotným provozem. Sněhové rolby i lyžaři svými pojezdy utužují sněhovou vrstvu (Ries 1996), což má za následek pokles termoizolační schopnosti sněhu (Rixen et al. 2004) a oddálení doby jeho jarního tání (Ries 1996, Banaš et al. 2010). Omezený termoizolační efekt sněhové vrstvy vede k častějšímu poškození rostlin a přezimujících stádií epigeických bezobratlých vlivem mrazu (Tierney et al. 2001, Kessler et al. 2012). Delší doba zdržení sněhové pokrývky oddaluje nástup vegetačního období. Krom toho byla zjištěna kratší doba trvání jednotlivých fenofází u rostlin na sjezdovkách oproti okolnímu prostředí (Banaš et al. 2010). V obecné rovině lze konstatovat, že zakládání a provoz zimních rekreačních areálů má negativní vliv na druhovou rozmanitost rostlin alpských společenstev (Ries 1996, Pohl et al. 2009, Roux-Fouillet et al. 2011).

Přestože prací věnovaných vlivu zimní rekreace na vegetaci a půdní prostředí je celá řada, studie zabývající se efektem lyžování na živočichy jsou zpravidla recentní (např. Thiel et al. 2008, Negro et al. 2010, Rolando et al. 2012, Kessler et al. 2012) a o poznání méně početné. Stupeň poznání se navíc výrazně liší mezi taxony; nejvíce pozornosti bylo tradičně věnováno studiu ovlivnění ptáků (Watson a Moss 2004, Rolando et al. 2007, Thiel et al. 2008, Caprio et al. 2011). Znatelně méně detailních studií bylo věnováno objasnění komplexních vlivů lyžařského průmyslu na druhovou diverzitu a složení společenstev členovců. Odezva dílčích studovaných taxonů sice není jednotná, přesto lze konstatovat převažující negativní ovlivnění sledovaných skupin. Kupříkladu, společenstva mobilních pestřenek (Syrphidae) byla na sjezdových tratích velmi podobná společenstvům pravidelně narušovaných stanovišť (Haslett 1991, 1997). Na sjezdovkách byly zjištěny nižší hodnoty druhové bohatosti i abundance u rovnokřídlých (Illich a Haslett 1994, Negro et al. 2010, Kessler et al. 2012), obdobné závěry přinášejí práce zaměřené na makroedafon (Foissner et al. 1982, Meyer 1999) i půdní roztoče (Kaluz 2005). Vliv sjezdových tratí byl doložen také na společenstva pavouků, jejichž diverzita klesala spolu s rostoucím narušením půdního povrchu sjezdovek (Negro et al. 2009, 2010).

Relativně málo studovanou skupinou ve vztahu k lyžování doposud zůstávají epigeičtí brouci. Dosavadní výzkumy byly zaměřeny především na čeledi střevlíkovitých (Carabidae) a kovaříkovitých (Elateridae). S výjimkou práce Negra et al. (2010) se však dosavadní studie zabývají vlivem sjezdových tratí vedených pod horní hranicí lesa, kde vytvoření bezlesí nevyhnutelně vede ke vzniku ekologicky odlišného stanoviště s pozměněným druhovým spektrem brouků. Obvykle byl proto zaznamenán pokles abundance a druhového bohatství lesních druhů s nižší disperzní schopností směrem do centra sjezdové trati. Stejným směrem naopak rostl počet druhů a abundancí vagilních generalistů vázaných na otevřená stanoviště (Strong et al. 2002, Negro et al. 2009). Většina recentních výzkumů byla provedena na intenzívních sjezdových tratích typických silným mechanickým narušováním vegetačního krytu i půdního povrchu. Naše studie se však od předchozích prací v mnohém liší:

- experimentální lokalita se nachází nad horní hranicí lesa,
- studované sjezdovky jsou vzhledem k pozici uvnitř Národní přírodní rezervace Praděd [NPR] provozovány ve speciálním režimu. Povrch tratí tak nikdy nebyl zasažen těžkou mechanizací, není uplatňován letní management pastvou ani sečí, sjezdovky nejsou uměle zasněžovány a provoz může být každoročně zahájen až při minimální hloubce sněhové vrstvy 80 cm. Plocha sjezdovek je tak ovlivněna pouze nepřímými dopady provozu lyžařských tratí,
- naše práce je jedna z prvních, vyhodnocujících efekt sjezdových tratí na epigeické brouky obou hlavních potravních gild, tj. karnivorů i herbivorů.

Obě ekologické skupiny jsou významné pro fungování alpínských ekosystémů. Většina střevlíků patří mezi predátory ovlivňující populace půdních bezobratlých, přičemž sami představují potravní zdroj pro drobné hmyzožravce, ptáky a obojživelníky (Hance 1990, Lövei a Sunderland 1996). Herbivorní skupiny jsou důležité z hlediska zpřístupňování minerálních živin, vázaných v biomase primárních producentů (Blumer a Diemer 1996). Vzhledem k výše uvedenému je důležité popsat a vysvětlit potenciálně odlišnou strukturu společenstva epigeonu na sjezdovce a mimo ni a přispět tak k poznání dosud téměř opomíjeného rizika potenciálního ohrožení obou zmíněných funkčních skupin brouků vlivem zimní rekreace.

V naší studii (Příloha IV) jsme si položili následující výzkumné otázky: (i) Ovlivňují i sjezdové tratě provozované v režimu zvláště chráněného území národní kategorie strukturu společenstev epigeických brouků? (ii) Pokud ano, jak jsou

předmětná společenstva ovlivněna? (iii) Lze na základě výsledků naší studie formulovat doporučení pro konzervační management primárních bezlesí vrcholové zóny našich nejvyšších pohoří?

## 4.2. Metodika

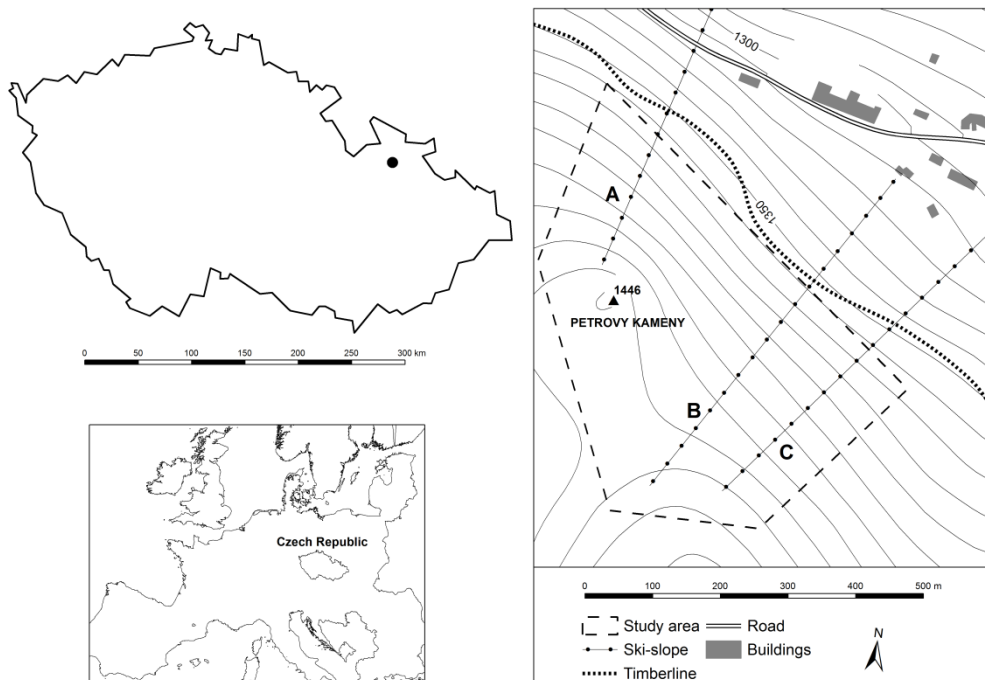
### 4.2.1. Charakteristika studijního území

Studijní plochy byly situovány do primárně bezlesých vrcholových partií Hrubého Jeseníku, druhého nejvyššího hercynského pohoří (*sensu* Grabherr et al. 2003) ve střední Evropě. Zájmovým územím bylo lyžařské středisko Praděd, jež je se svými sedmi sjezdovkami, nacházejícími se v rozmezí nadmořské výšky od 1235 do 1442 m n. m., nejvýše položeným lyžařským areálem v České republice. Lokalita výzkumu se nachází v Národní přírodní rezervaci (= NPR) Praděd.

Studijní plochy byly vymezeny nad horní hranicí lesa (Tremel a Banaš 2008), a to mezi 1350 a 1440 m n. m. Klima oblasti je chladné, průměrné měsíční teploty se pohybují od  $-6,5^{\circ}\text{C}$  v nejchladnějším měsíci (leden) do  $+9,5^{\circ}\text{C}$  v nejteplejším, tj. v srpnu (Demek a Kříž 1994). Dlouhodobý roční srážkový úhrn oblasti se pohybuje mezi 1200 a 1300 mm s maximem v červenci (187 mm). Sněhová pokrývka ve studované oblasti zpravidla přetrvává déle než 180 dní, obvykle od konce října do poloviny května (Lednický 1985).

Z hlediska vegetace lze ve studovaném území rozlišit tři hlavní typy (*sensu* Chytrý et al. 2001): (i) subalpínská brusnicová vegetace s převládajícím zastoupením *Vaccinium myrtillus* (pro potřeby naší práce označována jako Vaccinium); (ii) subalpínské vysokostébelné trávníky s *Calamagrostis villosa* (= Calamagrostis); (iii) subalpínské kapradinové nivy s dominantní *Athyrium distentifolium* (= Athyrium).

První sjezdovky byly v oblasti založeny koncem 50. let minulého století (Schmidtová et al. 2009). V současnosti podléhá zimní rekreační provoz areálu poměrně striktním podmínkám (Banaš et al. 2010, Hédl et al. 2012), v důsledku čehož prakticky nedochází k přímému mechanickému narušování vegetace ani půdního prostředí.



**Obr. 7:** Situační záznam lyžařského střediska Praděd v kontextu Evropy a České republiky a pozice studovaných sjezdových tratí (A, B, C).

#### 4.2.2. Experimentální design

Cílem studie bylo zjistit potenciální vlivy sjezdové trati na společenstvo herbivorních a karnivorních epigeických brouků. Tyto skupiny jsou tradičně používány k hodnocení environmentálních změn, protože zahrnují druhy citlivě reagující na změnu parametrů prostředí (Hůrka et al. 1996, Ranio a Niemelä 2003, Kotze et al. 2011). Ke vzorkování společenstva byla použita metoda padacích zemních pastí, standardně používaná pro brouky a ostatní epigeické členovce (Greenslade 1964, Spence a Niemelä 1994).

V rámci lyžařského střediska Praděd jsme zvolili tři sjezdové trati, jež byly srovnatelné z hlediska environmentálních proměnných (tj. nadmořská výška, expozice ke světovým stranám, sklon a zastoupení jednotlivých vegetačních typů). Na ploše sjezdovek jsme náhodně vybrali studované plošky tak, aby reprezentativně pokrývaly tři dominantní vegetační typy – Vaccinium, Calamagrostis a Athyrium. Pro každý vegetační typ jsme na každé ze tří sjezdovek vymezili tři individuální plošky; na každé plošce pak byly náhodně rozmístěny tři zemní padací pasti. Na sjezdovkách bylo tedy celkem umístěno 27 (3 x 3 x 3) padacích pastí. Stejně schéma bylo použito i pro rozmístění pastí na kontrolních ploškách, jež byly situovány mimo sjezdovky. Úhrnem

jsme tedy ve studovaném území rozmístili 54 zemních padacích pastí, jejichž polohu jsme zaměřili pomocí GPS.

Pasti byly tvořeny plastovými kelímky o objemu 500 ml, hloubce 15 cm a horním průměru 8 cm, jež byly zapuštěny do země tak, aby úroveň jejich horního okraje nepřesahovala povrch půdy. Každá past byla naplněna z jedné třetiny 4% konzervačním roztokem formaldehydu (Strong et al. 2002). Pasti byly instalovány 3. června 2005, vzorky byly vybírány v přibližně čtyřtýdenních intervalech až do 8. října stejného roku. Celkem bylo provedeno 5 výběrů, každý vzorek byl konzervován v 95% etanolu. V laboratorních podmínkách byly vzorky rozebírány a zástupci čeledí Carabidae, Elateridae, Curculionidae, Chrysomelidae a Scarabaeidae byli determinováni na úroveň jednotlivých druhů. Nomenklatura byla převzata podle de Jonga (2012).

#### 4.2.3. Úprava dat a statistická analýza

Vysvětlujícími proměnnými zahrnutými v analýzách byly *vegetační typ* a *sjezdová trať*, obě zadávány jako kategoriální proměnné. Faktor sjezdová trať byl kódován jako 0/1 (pasti mimo sjezdovku/na sjezdovce); faktor vegetační typ nabýval tří stavů podle umístění pasti, tj. na ploše s vegetací *Vaccinium*, *Calamagrostis* nebo *Athyrium*. Individuálně pro každou past byly dále měřeny vzdálenosti od okraje sjezdové trati, jejichž hodnoty (v metrech) vstupovaly do analýz logaritmicky transformovány. Okraj sjezdovky nabýval hodnoty 0; po log-transformaci bylo pastem na ploše sjezdovek, resp. jejich transformovaným hodnotám, přiřazeno znaménko plus (+), naopak hodnotám pastí, nacházejících se mimo sjezdovky bylo přiřazeno znaménko minus (-). Maximálních kladných hodnot tedy nabývaly pasti, jež byly situovány nejbližší u středu sjezdovky, naopak záporné hodnoty rostly s rostoucí vzdáleností od okraje sjezdovky směrem do okolní alpské tundry.

Jako závislé proměnné do analýz vstupovaly abundance jednotlivých druhů brouků. Druhy, jež byly v celkovém vzorku zastoupeny menším počtem jedinců než pět, byly z analýz vypuštěny s přihlédnutím k pravděpodobnosti pouze náhodného výskytu, resp. záchytu v pastech (podrobný výčet viz Příloha IV). S ohledem na mírně odlišnou dobu expozice pastí během vzorkovacích period byly počty jedinců odchycených každou pastí standardizovány převedením na počty jedinců odchycených danou pastí za jeden vzorkovací den. Struktura společenstev epigeických brouků (a obecně hmyzu) bývá významně ovlivňována roční fenofází a samotnou polohou lokality (Thomson et

al. 1998, Khobrakova a Sharova 2005, Matalin 2007). Proto byl jako kovariáta zahrnut *čas* (jako pořadí týdne od začátku roku) a faktor *individuální sjezdovka* (jako třístavová duma A, B, C).

Pro vyjádření hlavních gradientů mezi získanými daty byla použita nepřímá mnohorozměrná ordinační technika DCA, následně byla použita metoda přímé ordinace (CCA). Data byla standardizována a centrována podle vzorků, model byl testován Monte-Carlo permutačním testem s nastavením split-plot designu, forward selekce a 5000 opakování. K vyhodnocení a grafickému znázornění odpovědi jednotlivých druhů na individuální faktor sjezdové trati byly použity zobecněné lineární modely (GLM). Druhovú data měla Poissonovu distribuci a odpovědi jednotlivých druhů byly nejlépe proloženy kvadratickou funkcí. Všechny výše uvedené analýzy byly provedeny v prostředí statistického software Canoco for Windows, verze 4.5 (ter Braak a Šmilauer 1998).

V dalším kroku byly použity zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) k testování vlivu sjezdové trati společně s vybranými druhově specifickými charakteristikami na abundance epigeických brouků. GLMM je vhodné použít pro analýzu dat, která jednak nemají normální rozdělení, ale navíc v sobě zahrnují více zdrojů variability (Breslow a Clayton 1993).

Pro analýzu bylo zvoleno nastavení s inverzním Gaussovským rozložením a link funkcí log (Bates et al. 2012). Jako druhově specifické parametry jsme použili velikost těla, přítomnost vs. absenci křídel, potravní specializaci, stanovištní preferenci a klasifikaci míry tolerance k environmentálním změnám. Cílem těchto analýz bylo zjistit, zda se významně liší zastoupení jednotlivých funkčních skupin brouků mezi sjezdovou tratí a okolní přirozenou alpínskou tundrou.

- velikost těla byla zadávána jako průměrná délka těla daného druhu v mm, převzatá z literatury;
- z hlediska přítomnosti resp. absence křídel byli brouci rozděleni na druhy makropterní (s plně vyvinutými křídly indikujícími schopnost letu), brachypterní (s krátkými křídly či zcela bez křídel – nelétavé druhy) a dimorfní či polymorfní (nacházející se v obou výše zmíněných formách, případně s řadou přechodových forem – považováni rovněž za letuschopné, tj. druhy s vyšší disperzní schopností, než výše uvedené brachypterní druhy (Lövei a Sunderland 1996). Informace o okřídlenosti a bezkřídlosti jsme čerpali z následujících prací: Tesař (1957), Dieckmann (1980, 1986), Hůrka (1996), Laibner (2000), Martínková a Honěk

(2004), Beenen (2005), Jolivet (2005), Čížek a Douget (2008);

- dle potravní specializace byli brouci rozděleni na dvě skupiny, karnivorní a herbivorní druhy. Pro potřeby naší studie jsme za herbivory považovali všechny druhy potravně závislé na živých rostlinách i na rostlinném opadu, ale také druhy, jež konzumují převážně rostlinnou stravou a pouze příležitostně se živí i dravě (např. *Amara* spp.). Skupina karnivorů pak sdružovala obligátně karnivorní druhy a brouky živící se převážně masitou stravou. Informace o potravních vztazích jsme získali z níže uvedených studií: Smerczyński (1968), Warchalowski (1973), Dieckmann (1980, 1986), Lindroth (1992a, b), Hůrka (1996), Laibner (2000), Martínková a Honěk (2004), Jolivet (2005), Čížek a Douget (2008), Juřena et al. (2008);
- podle nároků na stanoviště byli brouci rozděleni do tří kategorií – lesní druhy, druhy vázané na otevřená stanoviště a eurytopní generalisté bez striktní stanovištní preference. Potřebné informace byly čerpány z následujících zdrojů: Smerczyński (1968), Warchalowski (1973), Dieckmann (1980, 1986), Lindroth (1992a), Hůrka (1996), Laibner (2000), Stanovský a Pulpán (2006), Niemelä et al. (2007), Čížek a Douget (2008), Juřena et al. (2008) a v případě potřeby byly doplněny konzultací s odborníky na konkrétní skupiny;
- dle individuálních schopností tolerovat změny v environmentálních parametrech byly druhy rozděleny do tří skupin (*sensu* Hůrka et al. 1996) – reliktní (tj. druhy omezené svým výskytem na zcela nenarušená stanoviště), adaptabilní (druhy schopné osídlivat jak nenarušená stanoviště, tak i plošky částečně narušované) a eurytopní (druhy úspěšné i v podmínkách silně antropogenně narušených ploch).

Na základě nejnižšího Akaikeho informačního kritéria (Akaike 1973) byla zvolena nejvhodnější kombinace druhově specifických charakteristik pomocí použití forward i backward selekce (Burnham a Anderson 2002). Uvedené analýzy byly provedeny ve volně dostupném statistickém software R verze 2.14.1 (R Development Core Team 2011), detailní parametry a nastavení testů poskytuje dílčí kapitola *Data analysis* metodické části Přílohy IV.

Nedílnou součástí datových analýz bylo vyhodnocení funkční diverzity epigeických brouků ve vztahu ke sjezdové trati. Toto bylo provedeno dle Masona et al. (2005) a zahrnovalo analýzu změn tří parametrů, tj. funkční bohatosti (*functional richness*), vyrovnanosti (*functional evenness*) a divergence (*functional divergence*)



podél gradientu sjezdová trať – okolní ekosystém alpinní tundry. Do analýz vstupovaly výše uvedené funkční charakteristiky druhů a faktor sjezdové trati jako vysvětlující proměnné, závislou proměnnou byla abundance jednotlivých druhů brouků. Indexy byly počítány individuálně pro každou past, zahrnující všech pět výběrů během sezóny, celkem jsme tedy získali 54 hodnot každého ze tří indexů. Následně jsme zkonstruovali křivky, nejlépe popisující trendy jednotlivých komponent funkční diverzity společenstva vzhledem k faktoru sjezdové trati. Tyto byly testovány regresí s Gaussovým rozdělením chybové variability, přičemž závislá proměnná byla transformována pomocí druhé odmocniny. Nakonec jsme zpracovali analýzu pomocí GLM, kde byly jednotlivé druhy brouků rozděleny podle svých disperzních schopností (brachypterní *vers.* makropterní) a testovány ve vztahu ke sjezdové trati. Disperzní schopnost jsme zvolili, protože na základě znalostí ekologických nároků druhů a výstupů předchozích analýz měla největší potenciál vysvětlit distribuci druhových dat, zjištěnou pomocí předešlých CCA a GLM analýz.

### 4.3. Výsledky

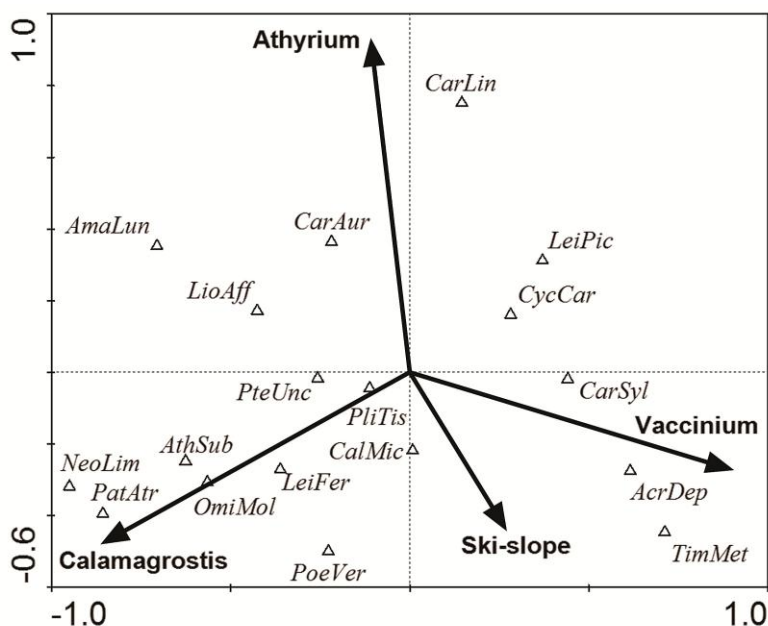
Během přibližně čtyřměsíčního období expozice zemních pastí jsme zaznamenali celkem 48 druhů brouků o celkové početnosti 2252 jedinců. Pro statistické zhodnocení jsme však vycházeli z redukovaného počtu 2201 exemplářů reprezentujících 27 druhů. Druhy zastoupené méně než pěti jedinci v celkovém vzorku byly z analýz vyřazeny.

Nejhojněji zastoupenou čeledí byli střevlíkovití brouci (Carabidae), jež se na celkové početnosti vzorku podíleli 55 %. Dominantními druhy byli *Carabus sylvestris*, *Calathus micropterus*, *Cychrus caraboides* a *Pterostichus unctulatus*, kteří byli zastoupeni více než 100 exempláři v celkovém vzorku. Absolutně nejpočetnějším druhem byl však reliktní nosatec *Plintus tischeri* s 526 jedinci, tvořící 23,9 % všech odchycených jedinců. Studované společenstvo brouků arктоalpinní tundry obsahuje některé vzácnější druhy, vázané především na nenarušená stanoviště. Nejvýznamnější z nich je alpínský hnojník *Neagolius limbolarius*, jenž se v pohoří Hrubého Jeseníku vyskytuje v endemickém poddruhu (*N. limbolarius bilimeckii*). Dále lze uvést boreomontánní či montánní reliktní druhy jako je střevlík lesní (*Carabus sylvestris*), kovařík *Liotrichus affinis*, mandelinky *Minota carpathica* a *Timarcha metallica*, či již zmíněného nosatce *Plintus tischeri*.

#### 4.3.1. Vliv sjezdové trati – odezva na úrovni společenstva

Provedená mnohorozměrná ordinační analýza (CCA) vysvětlila po odfiltrování efektu kovariát 5,2 % variability v druhových datech ( $F = 3,778$ ,  $p < 0,001$  pro všechny kanonické osy). Společenstva brouků se navzájem lišila mezi sledovanými stanovišti (Obr. 2); průkazný vliv na strukturu společenstva měly dva ze tří vegetačních typů (*Vaccinium*  $F = 5,88$ ,  $p < 0,001$ ; *Athyrium*  $F = 3,21$ ,  $p < 0,001$ ), stejně jako faktor sjezdové trati ( $F = 2,36$ ,  $p = 0,002$ ). Nejdelsší gradient v druhových datech je na grafickém výstupu CCA modelu patrný podél horizontální kanonické osy (Obr. 8) a reprezentuje odlišnou disperzní schopnost druhů. Vysoce mobilní, létavé druhy převažují v levé části ordinačního schématu (např. *Amara lunicollis*, *Athous subfuscus*, *Neagolius limbolarius*), naopak brachypterní druhy brouků, pohybující se převážně po povrchu půdy (*Carabus sylvestris*, *Leistus piceus* a *Timarcha metallica*), jsou shloučeny převážně v opačné části diagramu.

Na rozložení druhů podél vertikály je patrný vliv gradientu nadmořské výšky. Lesní druhy jako *Carabus auronitens*, *C. linnaei*, *Cychrus caraboides* a *Leistus piceus* jsou v ordinačním schématu shromážděny v horní části, což poukazuje na jejich vyznívání s rostoucí nadmořskou výškou, byť do otevřených stanovišť nad horní hranicí lesa částečně zasahují. Naopak generalisté jako mandelinka *Timarcha metallica*, druhy otevřených stanovišť (*Leistus ferrugineus*, *Omiamia mollina*, *Poecilus versicolor*) a specializované druhy horských bezlesí (*Neagolius limbolarius* a *Carabus sylvestris*) se nacházejí ve spodní části grafu. Stanovištní vazby významně ovlivňují strukturu společenstva epigeických brouků alpinských bezlesí. Přítomnost konkrétního vegetačního typu ovlivňuje rozšíření některých oligofágních herbivorů, jako je mandelinka *Timarcha metallica*, vázaná na porosty brusnic (*Vaccinium*), nebo endemický poddruh hnojníka *Neagolius limbolarius* závislý na vegetaci vyšších trávníků s převažující třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*).



**Obr. 8:** Ordinační CCA model sledovaných proměnných prostředí (faktor sjezdové trati a tří vegetačních typů) a relativních abundancí epigeických brouků primárního horského bezleší. Ve schématu jsou vyneseny pouze druhy s vahou (fit-range) > 1%, značené pomocí trojúhelníků s akronymy názvů druhů: *Acrossus depressus* (AcrDep), *Amara lunicollis* (AmaLun), *Athous subfuscus* (AthSub), *Calathus micropterus* (CalMic), *Carabus auronitens* (CarAur), *Carabus linnei* (CarLin), *Carabus sylvestris* (CarSyl), *Cychrus caraboides* (CycCar), *Gastrophysa viridula* (GasVir), *Leistus ferrugineus* (LeiFer), *Leistus piceus* (LeiPic), *Liotrichus affinis* (LioAff), (*MinCar*), *Omiamima mollina* (OmiMol), *Neagolius limbolarius* (NeoLim), *Patrobus atrorufus* (PatAtr), *Plinthus tischeri* (PliTis), *Poecilus versicolor* (PoeVer), *Pterostichus aethiops* (PteAet), *Pterostichus unctulatus* (PteUnc), *Timarcha metallica* (TimMet).

#### 4.3.2. Vliv sjezdové trati – odpovědi jednotlivých druhů a funkčních skupin

Efekt sjezdové trati nemusí postihovat stejným způsobem celé společenstvo, neboť epigeičtí brouci vytvářejí několik odlišných ekologických skupin, ať už z hlediska potravní specializace, nebo stanovištní vazby. Odpovědi dílčích ekologických skupin se tedy mohou lišit, stejně jako individuální odpovědi jednotlivých druhů. Ke zjištění druhově specifických odpovědí k faktoru sjezdové trati jsme použili GLMM, jejichž pomocí jsme zároveň graficky znázornili vztah relativní celkové abundance druhů, odchycených miskami v různé části gradientu okolní alpinní tundra – okraj sjezdové trati – střed sjezdové trati. Ačkoliv faktor sjezdové trati měl statisticky průkazný vliv na společenstvo epigeických brouků (Tab. 6), míra tohoto vlivu nebyla stejná podél příčného profilu trati. Epigeičtí brouci byli nejvýrazněji ovlivněni podél

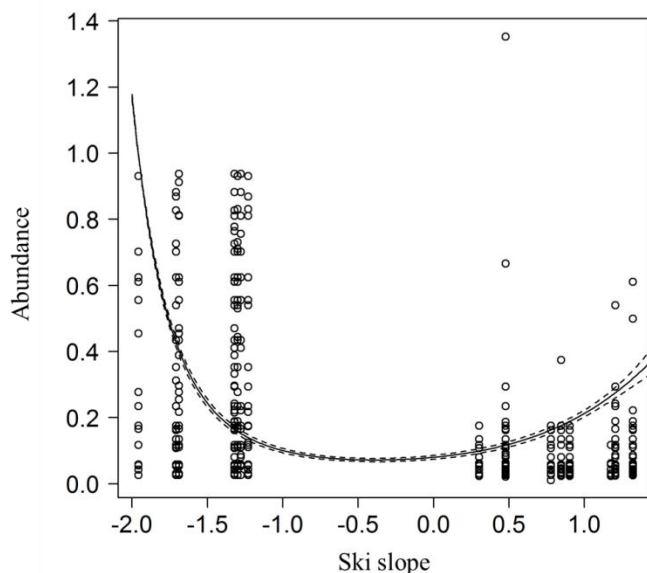
vnitřních okrajů sjezdových tratí (Obr. 9), kde byly zjištěny průkazně nižší abundance většiny druhů.

Interakce mezi celkovou početností brouků a faktorem sjezdové trati byla nejlépe proložena kvadratickou funkcí ( $SE = 0,67$ ,  $p = 0,005$ ). Rozložení druhů a jejich abundancí nejlépe interpretoval model interakce mezi faktory: Abundance  $\sim$  sjezdovka + stanovištní vazba + vegetační typ + potravní specializace + sjezdovka: stanovištní vazba + sjezdovka: potravní specializace ( $AIC = -245,04$ ).

**Tab. 6:** Výsledky analýzy deviance provedené pro GLMM, analyzující faktory z hlediska vlivu na abundance epigeických brouků. Vzorovací plochy pro každou sjezdovku zvlášť byly zadány jako náhodné proměnné. Faktory byly vybrány pomocí step-wise metody.

Proměnná	Df	$F^a$
Sjezdovka	1	44.42 <sup>***</sup>
Stanovištní vazba	2	36.39 <sup>***</sup>
Vegetační typ	2	6.42 <sup>**</sup>
Potravní specializace	2	3.35 <sup>*</sup>
Sjezdovka: stanovištní vazba	2	7.92 <sup>***</sup>
Sjezdovka: potravní specializace	2	2.32 <sup>n</sup>

<sup>a</sup> <sup>\*\*\*</sup>  $p < 0.001$ ; <sup>\*\*</sup>  $p < 0.01$ ; <sup>\*</sup>  $p < 0.05$ ; <sup>n</sup> – neprůkazný vliv

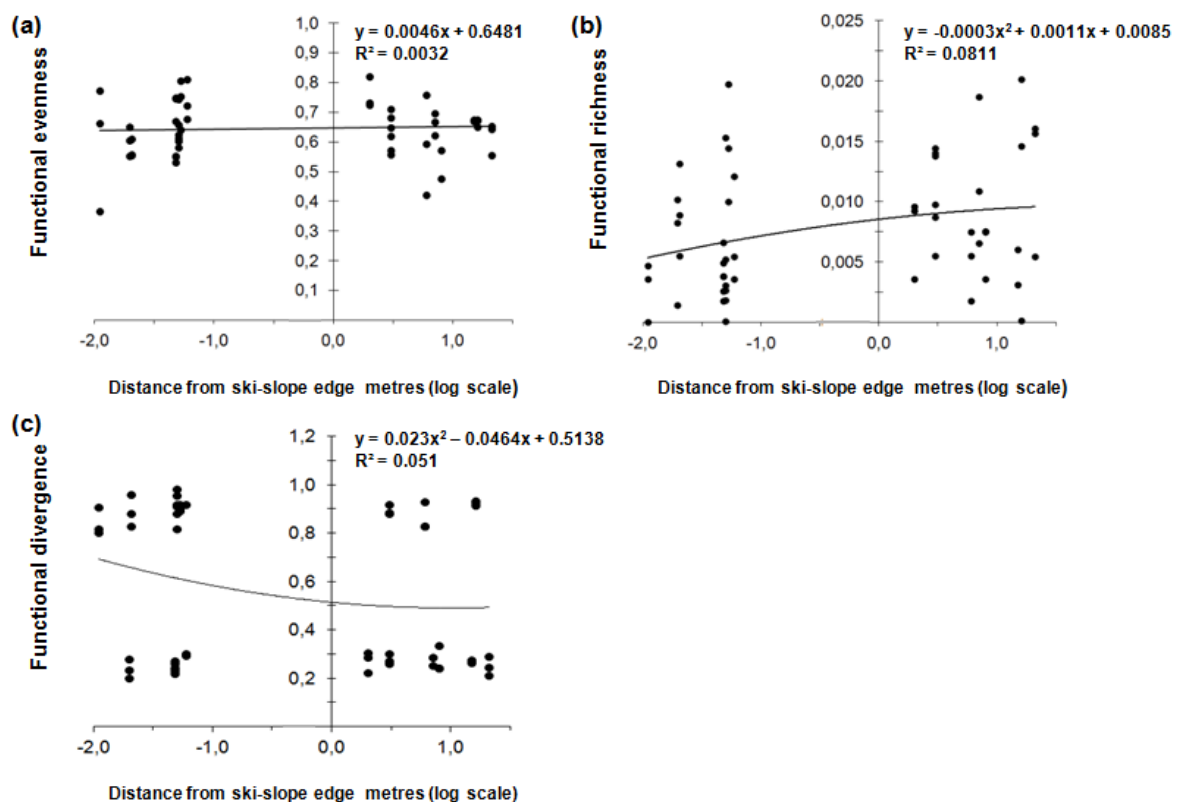


**Obr. 9:** Vliv sjezdové trati na celkovou abundanci brouků predikovaný pomocí GLMM. Pro analýzu byla použita relativní abundance brouků, efekt sjezdovky byl škálován pomocí vzdálenosti každé pasti (m) od okraje sjezdovky (0.0). Každý symbol kroužku reprezentuje jeden výběr pasti.

Odezvy různých ekologických skupin brouků k faktoru sjezdové trati se lišily.

Přítomnost sjezdové trati podporovala generalisty osidlující širokou škálu stanovišť (GLM-ANODEV;  $F = 3.728$ ,  $p = 0.0049$ ), stejně jako druhy vázané na otevřené, bezlesé biotopy (GLM-ANODEV;  $F = 2,727$ ,  $p = 0.049$ ), konkrétněji pak druhy s vazbou na subalpínské vysokostébelné trávníky (*Calamagrostis*) a keříčkovou vegetaci brusnic (viz Obr. 8). Naopak lesní druhy brouků směrem do sjezdovek vyznívaly (GLM-ANODEV;  $F=46.55$ ,  $p < 0.001$ ).

Z výsledků analýzy funkční diverzity vyplývá, že dvě ze tří jejích komponent, tj. funkční bohatost ( $F_{1,51} = 4.48$ ,  $p = 0.039$ ) a divergence ( $F_{1,51} = 3.98$ ,  $p = 0.040$ ) se na gradientu mezi nenarušenou tundrou a sjezdovou tratí průkazně měnily. Zatímco funkční bohatost směrem do středu sjezdových tratí rostla (Obr. 10b), funkční divergence vykazovala statisticky významný pokles (Obr. 10c). Naopak u funkční vyrovnanosti (Obr. 10a) nebyl zjištěn průkazný trend ( $F_{1,51} = 0.16$ ,  $p = 0.686$ ).



**Obr. 10:** Analýza funkční diverzity podle Masona et al. (2005). Podél gradientu okolní tundra – okraj sjezdové trati – centrální část sjezdovky se průkazně měnily hodnoty funkční bohatosti a divergence. Funkční vyrovnanost nevykazovala signifikantní změnu. Větší funkční bohatost poukazuje na vyšší počet různých ekologických funkčních skupin, vyšší funkční divergence indikuje vyšší míru diferenciacie nik. Indexy byly počítány individuálně pro každou past, zahrnující všech pět výběrů během sezóny.

Pomocí GLM jsme zjistili, že sjezdová trať významně ovlivňovala abundance devíti druhů brouků (Tab. 7, Obr. 11a, b). Podle očekávání směrem do prostoru sjezdovek ubývalo lesních druhů střevlíku s omezenou disperzní schopností (*Leistus piceus*, *Pterostichus aethiops* a *Trechus striatulus*). Naopak některé běžné a vagilní druhy herbivorů (*Amara lunicollis*, *Gastrophysa viridula*) a karnivorů (*Poecilus versicolor*, *Pterostichus oblongopunctatus*) se vyskytovaly hojněji na sjezdovkách, přesněji při jejich vnitřních okrajích (Obr. 11a, b).

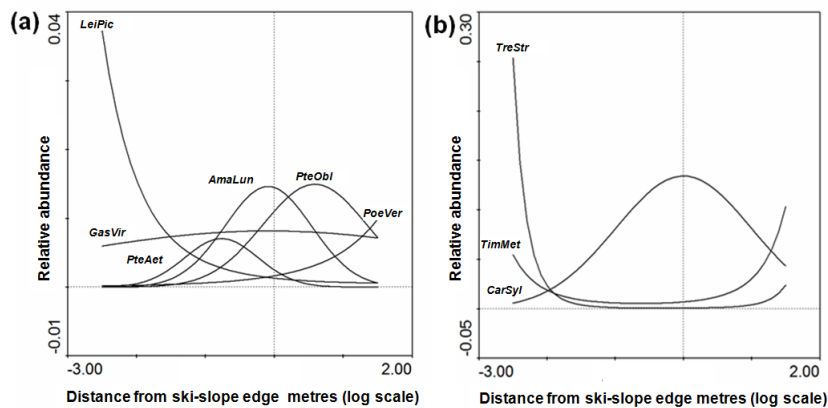
Prostředí sjezdových tratí překvapivě preferovalo před okolními přirozenými společenstvy alpské tundry také několik stenotypických horských druhů, jako např. býložravá mandelinka *Timarcha metallica*, nebo dravý střevlík *Carabus sylvestris* (Tab. 7, Obr. 11b). *C. sylvestris* byl ve zvýšených abundancích zaznamenán na sjezdovkách poblíž jejich okrajů, kde jsme sledovali pokles celkových početností brouků (viz Obr. 9). Pro upřesnění výsledků analýzy funkční diverzity jsme zpracovali doplňující GLM. Z grafických výstupů je patrný trend poklesu abundancí málo mobilních (brachypterních) druhů směrem do prostoru sjezdových tratí a naopak růst početností dobře se šířících (makropterních) druhů brouků (viz Supplementum studie IV).

**Tab. 7:** Odezvy jednotlivých druhů brouků na faktor sjezdové trati modelované pomocí GLM na základě změn relativní abundance druhů.

Druh	<i>N</i>	<i>F</i> <sup>a</sup>	Intercept	Sklon1	Sklon2	AIC
<b>Carabidae</b>						
<i>Amara lunicollis</i>	15	<b>3,57*</b>	<b>-4,23</b>	<b>-0,22</b>	<b>-1,27</b>	<b>4,84</b>
<i>Calathus micropterus</i>	107	2,65 <sup>ns</sup>	-4,20	0,33	0,31	13,74
<i>Carabus auronitens</i>	75	1,60 <sup>ns</sup>	-4,27	-0,19	0,10	13,91
<i>Carabus linnaei</i>	79	0,45 <sup>ns</sup>	-4,37	-0,06	0,08	10,09
<i>Carabus sylvestris</i>	307	<b>5,97**</b>	<b>-2,01</b>	<b>0,00</b>	<b>-0,51</b>	<b>35,80</b>
<i>Cychrus caraboides</i>	172	1,81 <sup>ns</sup>	-3,02	0,03	-0,23	18,26
<i>Leistus ferrugineus</i>	25	0,12 <sup>ns</sup>	-5,22	-0,01	-0,14	5,10
<i>Leistus piceus</i>	20	<b>5,27**</b>	<b>-6,65</b>	<b>-0,84</b>	<b>0,20</b>	<b>5,28</b>
<i>Patrobus atrorufus</i>	46	0,80 <sup>ns</sup>	-4,22	-0,30	-0,38	8,94
<i>Poecilus versicolor</i>	10	<b>4,31*</b>	<b>-6,42</b>	<b>1,08</b>	<b>0,08</b>	<b>3,34</b>
<i>Pterostichus aethiops</i>	8	<b>7,27***</b>	<b>-6,00</b>	<b>-2,72</b>	<b>-1,78</b>	<b>2,37</b>
<i>Pterostichus diligens</i>	26	1,36 <sup>ns</sup>	-5,41	0,36	0,21	5,64
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	32	<b>17,23***</b>	<b>-4,51</b>	<b>1,04</b>	<b>-0,88</b>	<b>5,25</b>
<i>Pterostichus unctulatus</i>	241	1,20 <sup>ns</sup>	-3,22	0,18	0,26	29,79
<i>Trechus striatulus</i>	19	<b>6,15**</b>	<b>-7,34</b>	<b>0,60</b>	<b>1,20</b>	<b>5,40</b>
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	30	0,45 <sup>ns</sup>	-5,07	0,24	0,05	7,95
<b>Chrysomelidae</b>						
<i>Gastrophysa viridula</i>	49	<b>0,03*</b>	<b>-4,81</b>	<b>-0,01</b>	<b>-0,05</b>	<b>6,68</b>
<i>Minota carpathica</i>	30	2,73 <sup>ns</sup>	-5,86	0,56	0,67	7,82

<i>Timarcha metallica</i>	85	<b>10,79<sup>***</sup></b>	<b>-4,98</b>	<b>0,82</b>	<b>0,67</b>	<b>14,88</b>
Curculionidae						
<i>Notaris aterrima</i>	14	1,20 <sup>ns</sup>	-6,49	0,40	0,59	4,63
<i>Omiamima mollina</i>	78	0,15 <sup>ns</sup>	-4,16	0,07	-0,02	12,26
<i>Otiorhynchus nodosus</i>	103	0,05 <sup>ns</sup>	-3,62	-0,02	-0,08	18,98
<i>Plinthus tischeri</i>	526	2,10 <sup>ns</sup>	-2,14	0,18	0,01	44,21
Elateridae						
<i>Athous subfuscus</i>	6	0,16 <sup>ns</sup>	-7,11	0,26	0,37	2,65
<i>Liotrichus affinis</i>	10	1,98 <sup>ns</sup>	-5,00	-0,81	-1,12	2,93
Scarabaeidae						
<i>Acrossus depressus</i>	77	3,00 <sup>ns</sup>	-4,12	0,43	-0,21	13,27
<i>Neagolius limbolarius</i>	12	0,45 <sup>ns</sup>	-6,48	0,13	0,50	6,01

a) \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; <sup>n</sup> – neprůkazný vliv; p-hodnoty proložené **tučně** byly statisticky významné na úrovni hladiny významnosti  $\alpha = 0.05$



**Obr. 11:** Odezvy abundancí jednotlivých druhů brouků na faktor sjezdové trati modelované pomocí GLM. Pro analýzu byla použita relativní abundance každého druhu v konkrétní pasti, tj. vzorek z každé pasti byl vztažen na počet dnů expozice pasti před daným výběrem; (a) průkazné odezvy druhů, (b) silně průkazné odezvy druhů na faktor sjezdové trati (viz Tab. 2). Odezvy jednotlivých druhů predikované modelem jsou vyznačeny křivkami s akronymy názvů druhů: *Amara lunicollis* (*AmaLun*), *Carabus sylvestris* (*CarSyl*), *Gastrophysa viridula* (*GasVir*), *Leistus piceus* (*LeiTic*), *Poecilus versicolor* (*PoeVer*), *Pterostichus aethiops* (*PteAet*), *Pterostichus oblongopunctatus* (*PteObl*), *Timarcha metallica* (*TimMet*) a *Trechus striatulus* (*TreStr*).

## 4.4. Diskuze

### 4.4.1. Vliv sjezdové trati – odezva na úrovni společenstva

Na základě výsledků GLMM lze konstatovat, že struktura společenstva epigeických brouků alpínských bezlesí je významně ovlivňována jak faktorem sjezdovky, tak i přítomností jednotlivých typů vegetace (Tab. 6). Je však zřejmé, že sjezdovky nepůsobí na společenstva brouků stejně intenzívně podél celého příčného profilu. Nejvýraznější vliv byl zjištěn při jejich vnitřních okrajích (Obr. 9). Naše zjištění se zdá být v rozporu s výsledky předchozích studií, kdy druhová diverzita a abundance brouků i dalších skupin členovců zpravidla klesaly směrem do centra sjezdových tratí (Strong et al. 2002; Negro et al. 2009, 2010). Tyto trendy byly vysvětlovány jednak intenzívním mechanickým narušením vegetačního krytu a půdy při zakládání sjezdovek, jednak zkrácením vegetační sezóny daným dlouhou dobou zdržení zhutnělé a uměle zvětšené sněhové vrstvy na sjezdových tratích oproti jejich okolí (Ries 1996, Wipf et al. 2005). Studované plochy jsou však situovány ve zvláště chráněném území národní kategorie (NPR Praděd), proto je provoz regulován a v areálu není umožněno umělé zasněžování.

I přes absenci umělého sněhu považujeme zpožděné odtávání sněhových vrstev v místech jeho zvýšené akumulace za klíčový faktor ovlivňující strukturu společenstva epigeických brouků. Díky specifickému způsobu udržování sjezdových tratí se totiž nejmocnější sněhová vrstva tvoří právě podél okrajů sjezdovek. Zde jsou instalovány oplůtky proti vyhrnování sněhu pohybem lyžařů do stran. Tyto bariéry zachytávají také čerstvý sníh, přefoukávaný větrem napříč svahem. Sněhové vrstvy pak vlivem pozdějšího odtávání oddalují nástup vegetační sezóny, zkracují ji a ovlivňují tak i navazující složky potravního řetězce, mj. také epigeické brouky. K celkovému efektu může přispívat také snížená izolační schopnost pojezdy zhutnělého sněhu (Rixen et al. 2004). Naše výsledky tak nejsou v rozporu s dřívějšími studii (Illich a Haslett 1994, Negro et al. 2010 aj.), přestože jsme nedoložili nejintenzívnější vliv sjezdovek v jejich centrálních částech. Naše zjištění dokládají zásadní vliv nízkých teplot a zkrácení vegetačního období v místech se zvýšenou akumulací kompaktních vrstev sněhu na formování společenstva epigeických bezobratlých.

Další výsledky přinesla analýza funkční diverzity (Obr. 10, Fig. 6 v Supplementu studie IV). Zjistili jsme statisticky významný růst funkční bohatosti a zároveň průkazný



pokles funkční divergence podél gradientu od nenarušené alpinní tundry do centra sjezdových tratí. Větší funkční bohatost poukazuje na vyšší počet různých ekologických funkčních skupin (Mason et al. 2003) na sjezdovkách ve srovnání s okolním prostředím. Tento trend lze vysvětlit jako důsledek kolonizace nových stanovišť na sjezdovkách široce rozšířenými druhy oportunních generalistů s lepší schopností disperze (např. *Amara lunicollis*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Poecilus versicolor* – viz Fig. 6a, v Supplementu studie IV). Studované sjezdovky nadto nejsou vystaveny přímým mechanickým disturbancím vegetačního krytu ani půdního povrchu, proto nevyklučují existenci původních druhů alpínské tundry. Mnoho z těchto brouků je na sjezdovkách přítomno, avšak v nižších abundancích, než v okolních stanovištích nedotčené alpínské vegetace. Některé z citlivých stenotypických horských druhů však mohou sjezdové tratě dokonce podporovat (viz Fig. 6b v Supplementu studie IV a níže kapitoly pojednávající o individuálních odpovědích druhů).

Naopak vyšší funkční divergence zjištěná na plochách mimo sjezdové trati indikuje vyšší míru diferenciací nik, v tomto případě výraznější odlišnosti mezi zastoupenými funkčními skupinami, obecně snižující míru kompetice (Mason et al. 2003, 2005). Druhy převažující v původním ekosystému horské tundry by tedy měly být specializovanější, což dokládá řada studií, zaměřených nejen na montánní a alpinní společenstva bezobratlých, ale také na rostliny vázané na horská prostředí (Körner 2003, Nagy et al. 2003, Schöb et al. 2009). Krom výše uvedeného odpovídá zjištěný trend také postglaciálnímu a holocennímu vývoji malých a izolovaných středoevropských pohoří (Kuras et al. 2003, Konvicka et al. 2003, Schmitt et al. 2006), během kterého docházelo ke kolísání horní hranice lesa. Ta mohla být v období holocenního klimatického optima v atlantiku až o desítky metrů výše, čímž pravděpodobně došlo k významné redukci plochy alpínských holí. Zmenšení rozlohy stanoviště pak vedlo k vymírání druhů na ně vázaných. Izolovanost horských bezlesí pak částečně zabránila zpětné kolonizaci při ústupu lesa. Některé niky tak zůstaly dosud neobsazeny, což může reflektovat zjištěná vyšší funkční divergence.

#### 4.4.2. Vliv sjezdové trati – odpovědi funkčních skupin a jednotlivých druhů

Vzorky materiálu epigeických brouků získané na ploše sjezdových tratí se lišily od vzorků z okolních ploch alpinní tundry z hlediska přítomnosti a abundance funkčních skupin i jednotlivých druhů brouků. Běžně rozšířené druhy střevlíků

s vysokou disperzní schopností a vazbou na otevřená stanoviště (*Amara lunicollis* a *Poecilus versicolor*) převažovaly v prostoru sjezdových tratí. Tyto druhy jsou obecně považovány za indikátory narušených stanovišť (Hůrka et al. 1996; Lindroth 1992a, b; Niemelä et al. 2002). K podobným výsledkům dospěli ve svých studiích také Strong et al. (2002) a Negro et al. (2009, 2010), kteří vzrůstající podíl euryekních druhů brouků vztahují k vyšší míře narušení povrchu sjezdovek.

Mimo mechanických disturbancí může hrát roli také intenzivnější promrzání půdy pod ztuhlejšími vrstvami sněhu (Ries 1996, Rixen et al. 2004). Častější, či silnější působení mrazu ve svrchních vrstvách půdy vede k sezónnímu zvýšení mortality půdní fauny (Sømme a Conradi-Larsen 1977, Heal et al. 1998). Negativně ovlivněn tak může být i vývin některých horských reliktních druhů, jako je hnojník *Neagolius limbolarius*. Larvální stádia tohoto saprofágního druhu jsou svým vývojem vázána na svrchní vrstvy půdy, kde se živí na odumřelých kořincích trav (Juřena et al. 2008) a mohou být promrzáním postižena. Také samotné zkrácení vegetační sezóny způsobené zpožděným odtáváním sněhu, může ovlivnit larvální vývoj epigeických druhů.

Nejen vysoce mobilní, létavé druhy a stanovištní generalisté, ale také někteří stenotypičtí karnivoři a herbivoři se vyskytovali ve zvýšené míře na sjezdových tratích. Střevlík lesní (*Carabus sylvestris*) je jedním z typických druhů přirozených stanovišť alpské zóny (Šustek 2006, Gobbi et al. 2007), přesto byl zaznamenán v nejvyšších početnostech poblíž vnitřních okrajů sjezdovek (Obr. 4b). Obdobně i reliktní horský druh mandelinky (*Timarcha metallica*) byl nalézán především na sjezdovkách (Obr. 4b), a to i přesto, že celý specializovaný rod *Timarcha* je považován za indikátor environmentálních změn (González-Mégias et al. 2005).

Sledované trendy interpretujeme následujícím způsobem: Vyšší počty karnivorních druhů brouků mohou být důsledkem zvýšené potravní nabídky na sjezdovkách, resp. při jejich okrajích, kde se kumulují nejmocnější vrstvy sněhu. Čím vyšší vrstva sněhu je, tím déle v prostředí přetrvává (Banaš et al. 2010). Pozůstatky sněhových polí uchovávají mrtvá těla bezobratlých, případně chladem znehybněné jedince, až do časných letních měsíců, kdy se mohou stát důležitým potravním zdrojem epigeických karnivorů (Mani 1968). Význam tohoto potravního zdroje dokládá Popp (1978), který odhaduje počet hmyzu (převážně Diptera, Homoptera a Hemiptera) přinesených za den větrem na plochu 1 m<sup>2</sup> na více než 50 jedinců. Postupné jarní tání sněhu pak zvolna uvolňuje mrtvá těla hmyzu, jež slouží jako zdroj potravy pro karnivorní a omnivorní střevlíky a drabčičky (Mani 1968). Podobné shluky mrtvých těl

hmyzu jsme zaznamenali na zbytkových sněhových ploškách při okrajích sjezdovek během terénních prací. Proto považujeme hypotézu zvýšené potravní zásoby za relevantní vysvětlení četnějšího záchytu karnivorů (např. *Carabus sylvestris* a *Pterostichus oblongopunctatus*) na ploše sjezdových tratí, resp. poblíž jejich okrajů.

Alternativu poskytuje vysvětlení vyšších abundancí některých herbivorních druhů v prostoru sjezdovek. Alpínské hole patří mezi oligotrofní stanoviště (Körner 2003). Zvýšený přísun živin, zejména sloučenin dusíku, může změnit složení vegetace a tím i strukturu společenstev herbivorů. Středoevropská pohoří byla v posledních dekádách vystavena zvýšené eutrofizaci atmosférickými polutanty (Chapin et al. 1995, Štursa 1998, Nagy a Grabherr 2009). Místa se zvýšenou akumulací sněhu vykazovala vyšší depozice živin (Kuhn 2001, Roux-Fouillet et al. 2011). Kromě vlivu atmosférického obohacování půd živinami byl zjištěn nárůst půdních zásob uhlíku a dusíku v místech s keříčkovou vegetací brusnic (*Vaccinium*) oproti ostatním vegetačním typům alpínní tundry (Gavazov 2010).

Ačkoliv některé recentní práce referují o negativním vlivu sjezdových tratí na pokryvnost keříčkové vegetace (Kangas et al. 2009; Kessler et al. 2012), na sjezdových tratích našeho studijního území se vegetací brusnic daří. Zároveň jsme sledovali zvýšené abundance mandelinky *Timarcha metallica*, druhu potravně závislém na *Vaccinium myrtillus* (Jolivet 2005), v prostoru sjezdovek. V důsledku obohacení živinami jsme na části ploch sjezdovek zaznamenali shluky typicky nitrofilních rostlin (*Rubus* sp., *Rumex* sp.). Tyto druhy tvoří potravu některých oligofágních herbivorů (např. mandelinka *Gastrophysa viridula* vázaná na šťovíky, *Anthonomus rubi*, nosatec živící se v prostředí horské tundry na ostružinících atd.).

V širším rámci naše výsledky zdůrazňují význam dosud téměř opomíjených (cf. Kessler et al. 2012, Rolando et al. 2012) nepřímých vlivů provozu lyžařských areálů na alpínní společenstva bezobratlých.

#### 4.5. Závěr a implikace poznatků v ochraně území

Všechny sjezdovky, na nichž probíhal náš výzkum, jsou provozovány šetrným způsobem, s ohledem na jedinečné přírodní hodnoty území. Povrch sjezdových tratí nebyl narušen terénními úpravami za použití těžké mechanizace, vegetační kryt není narušován ani běžným provozem sjezdovek, ani letní pastvou či jinými managementovými zásahy. V areálu není povoleno použití umělého sněhu. Jediným opatřením tak zůstává občasné nahrnování sněhu z okolních ploch směrem na sjezdovky, i to se však děje výhradně při dostatečně mocné vrstvě sněhové pokrývky a vždy se shrnuje pouze její svrchní část.

Na základě našich výsledků lze konstatovat, že i takto šetrný management údržby sjezdových tratí má významný vliv na původní společenstva epigeických brouků vázaných na stanoviště nad horní hranicí lesa. Zjistili jsme, že prostředí sjezdové trati podporuje spíše druhy otevřených stanovišť a stanovištní generalisty s vysokou schopností disperze. Naopak reliktní druhy vývojově vázané na svrchní vrstvy půdního profilu a druhy s omezenou schopností šíření mohou být přítomností sjezdovek negativně ovlivněny. Z uvedeného vyplývá, že případné rozšiřování lyžařských areálů, včetně těch s relativně šetrným provozem, představuje hrozbu pro přirozená společenstva brouků alpské tundry, a to i přesto, že některé horské druhy mohou být přítomností sjezdovek podporovány.

S ohledem na velmi malý rozsah jedinečných a biologicky hodnotných ploch primárního bezlesí alpské zóny, nejen v podmínkách České republiky, ale i v kontextu celé střední Evropy, doporučujeme posuzovat další rozvoj středisek zimní rekreace nad horní hranicí lesa velmi obezřetně.

## SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN and Scafe F (eds) 2nd International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest, pp 267–281
- Bale JS (1991) Insects at low temperature: a predictable relationship? *Funct Ecol* 5: 291–298
- Banaš M, Zeidler M, Duchoslav M, Hošek J (2010) Growth of Alpine lady-fern (*Athyrium distentifolium*) and plant species composition on a ski piste in Hrubý Jeseník Mts., Czech Republic. *Ann Bot Fenn* 47:280–292
- Barni E, Freppaz M, Siniscalco C (2007) Interactions between vegetation, roots and soil stability in restored high-altitude ski runs in the Alps. *Arct Antarct Alp Res* 39:25–33
- Batáry P, Báldi A, Erdős S (2007) Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodivers Conserv* 16: 871–881
- Batáry P, Báldi A, Samu F, Szűts T, Erdős S (2008) Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biol Conserv* 141: 2062–2070
- Bates D, Maechler M, Bolker B (2012) lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999999-0
- Baur B, Cremene C, Groza G, Rakosy L, Schileyko A, Baur A et al. (2006) Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biol Conserv* 132: 261–273
- Baur B, Cremene C, Groza G, Schileyko AA, Baur A, Erhardt A (2007) Intensified grazing affects endemic plant and gastropod diversity in alpine grasslands of the Southern Carpathian mountains (Romania). *Biologia* 62:438–445
- Beenen R (2005) Flight muscles in *Galeruca tanacetii*. *Chrysomela* 45:16–17
- Belovski GE, Slade JB (1993) The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community. *Oikos* 68: 193–201
- Beneš J, Konvička M (eds) (2002) Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. Společnost pro ochranu motýlů, Praha
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol* 18: 182–188
- Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M, Ohlemüller R, Edwards M, Peeters T. et al. (2006) Parallel decline in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354
- Bílá K, Kuras T, Šipoš J, Kindlmann P (2012) Lepidopteran species richness of alpine sites in High Sudetes Mts.: effect of area and isolation. *J Insect Conserv* doi:10.1007/s10841-012-9504-1
- Birks HJB (1986): Background to palaeoenvironmental changes during Holocene. In: Berglund BE (ed.) *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. J. Willey & Sons, Chichester
- Blades DCA, Marshall SA (1994) Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: Synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. In: Finnamore AT, Marshall SA (eds) *Terrestrial Arthropods of Peatlands, with Particular Reference to Canada*, Symposium volume on Peatland Arthropods. *Mem Ent Soc Can* 169: 221–284
- Blomqvist MM, Tamis WLM, de Snoo GR (2009) No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes. *Basic Appl Ecol* 10: 368–378
- Blumer P, Diemer M (1996) The occurrence and consequences of grasshopper herbivory in an Alpine grassland, Swiss Central Alps. *Arct Alp Res* 28:435–440
- Boiteau G (1990) Effect of trap color and size on relative efficiency of water-pan traps for sampling alate aphids (Homoptera: Aphididae) on potato. *J Econ Entomol* 83: 937–942
- Bos JAA, Urz R (2003) Late Glacial and early Holocene environment in the middle Lahn river valley (Hessen, central-west Germany) and the local impact of early Mesolithic people – pollen and macrofossil evidence. *Veget Hist Archaeobot* 12: 19–36

- Bradshaw RHW, Hannon GE, Lister AM (2003) A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. For *Ecol Manage* 181: 267–280
- Brandmayr P, Pizzolotto R, Scalerio S (2003) Overview: Invertebrate diversity in Europe's alpine regions. In: Nagy L, Grabherr G, Körner Ch, Thompson DBA (eds) *Alpine biodiversity in Europe*. Ecological Studies, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, Heidelberg, pp 234–237
- Braschler B, Marini L, Thommen GH, Baur B (2009) Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. *Ecol Entomol* 34: 321–329
- Breslow NE, Clayton DG (1993) Approximate Inference in Generalized Linear Mixed Models. *J Am Stat Assoc* 88: 9–25
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Cameron SA, Hines HM, Williams PH (2007) A comprehensive phylogeny of the bumble bees (*Bombus*). *Biol J Linnean Soc* 91: 161–188
- Campbell JW, Hanula JL (2007) Efficiency of Malaise traps and coloured pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *J Insect Conserv* 11: 399–408
- Caprio E, Chamberlain DE, Isaia M, Rolando A (2011) Landscape changes caused by high altitude skippers affect bird species richness and distribution in the Alps. *Biol Conserv* 144: 2958–2967
- Carpaneto GM, Mazziotta A, Valerio L (1997) Inferring species decline from collection records: roller dung beetles in Italy (Coleoptera, Scarabaeidae). *Divers Distrib* 13: 903–919
- Carvell C, Roy DB, Smart SM, Pywell RF, Preston C, Goulson D (2006) Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biol Conserv* 132: 481–489
- Cizek O, Zamecnik J, Tropek R, Kocarek P, Konvicka M (2012) Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *J Insect Conserv* 16: 215–226
- Clark CM, Cleland EF, Collins SL, Fargione JE, Gough L et al. (2007) Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecol Lett* 10: 596–607
- Coldea G, Stoica IA, Puscas M, Ursu T, Oprea A (2009) Alpine-subalpine species richness of the Romanian Carpathians and the current conservation status of rare species. *Biodivers Conserv* 18:1441–1458
- Connop S, Hill T, Steer J, Shaw P (2010) The role of dietary breadth in national bumblebee (*Bombus*) declines: Simple correlation? *Biol Conserv* 143: 2739–2746
- Conrad KF, Warren MS, Fox R, Parsons MS, Woiwod IP (2006) Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biol Conserv* 132: 279–291
- Čížek P, Doguet S (2008) Key for the identification of the leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae: Alticinae) of the Czech and Slovak Republics. Městské muzeum, Nové Město nad Metují.
- Danner BJ, Joern A (2004) Development, growth, and egg production of *Ageneotettix deorum* (Orthoptera: Acrididae) in response to spider predation risk and elevated resource quality. *Ecol Entomol* 29: 1–11
- Davies ZG, Pullin AS (2007) Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecol* 22: 333–351
- Debano S (2006) Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. *Biodivers Conserv* 15: 2547–2564
- de Jong YSDM (ed) (2012) *Fauna Europaea version 2.5*. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>. Accessed 20 December 2012
- Delgado R, Sánchez-Marañón M, Martín-García JM, Aranda V, Serrano-Bernardo F, Rosúa JL (2007) Impact of ski pistes on soil properties: a case study from a mountainous area in the Mediterranean region. *Soil Use Manag* 23:269–277
- Demek J, Kříž V (1994) Terénní cvičení z fyzické geografie (na příkladu Jeseníků a okolí). Ostravská univerzita v Ostravě, Ostrava.
- Dieckmann L (1980) Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera, Curculionidae (Brachycerinae, Otiiorhynchinae, Brachyderinae). *Beiträge zur Entomol* 30:145–310
- Dieckmann L (1986) Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera, Curculionidae (Eirrhinae). *Beiträge zur Entomol* 36: 119–181

- Di Giulio M, Edwards PJ, Meister E (2001) Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *J Appl Ecol* 38: 310–319
- Donald PF, Pisano G, Rayment MD, Pain DJ (2002) The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agr Ecosyst Environ* 89: 167–182
- Dover JW, Spencer S, Collins S, Hadjigeorgiou I, Rescia A (2011) Grassland butterflies and low intensity farming in Europe. *J Insect Conserv* 15 129–137
- Duelli P, Obrist MK (2003) Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic Appl Ecol* 4: 129–138
- Ehrlich P (1992) Population biology of checkerspot butterflies and the preservation of global biodiversity. *Oikos* 63: 6–12
- Eichel S, Fartmann T (2008) Management of calcareous grasslands for Nickerl's fritillary (*Melitaea aurelia*) has to consider habitat requirements of the immature stages, isolation, and patch area. *J Insect Conserv* 12:677–688
- Ekroos J, Heliölä J, Kuussaari M (2010) Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *J Appl Ecol* 47: 459–467
- Evans EW, Bailey KW (1993) Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling. *J Kansas Entomol Soc* 66: 214–222
- Fargione JE, Tilman D (2005) Diversity decreases invasion via both sampling and complementarity effects. *Ecol Lett* 8: 604–611
- Fartmann T, Krämer B, Stelzner F, Poniatowski D (2012) Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecol Indic* 20: 337–344
- Fox R, Asher J, Brereton T, Roy D, Warren M (2006) The state of butterflies in Britain and Ireland, Nature Bureau, Newbury
- Gabriel D, Roschewitz I, Tschardt T, Thies C (2006) Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecol Appl* 16: 2011–2021
- Gardiner T, Hassall M (2009) Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *J Insect Conserv* 13: 97–102
- Gardiner T, Hill J, Chesmore D (2005) Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *J Insect Conserv* 9: 151–173
- Gardner KT, Thompson DC (1998) Influence of avian predation on a grasshopper (Orthoptera: Acrididae) assemblage that feeds on threadleaf snakeweed *Environ Entomol* 27: 110–116
- Gaston KJ (2000): Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220–227
- Gavazov KS (2010) Dynamics of alpine plant litter decomposition in a changing climate. *Plant soil* 337:19–32
- Gerža M (2009) Endemismus v České republice. *Rostliny – 1. část. Ochrana přírody* 2: 12–15
- Gerža M (2009) Endemismus v České republice. *Endemismus živočichů, ochrana endemismu – 2. část. Ochrana přírody* 3: 22–25
- Gibson DJ (2009) *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press, Oxford
- Gobbi M, Rossaro M, Vater A, De Bernardi F, Delfini M, Brandmayr P (2007) Environmental features influencing Carabid beetle (Coleoptera) assemblages along a recently deglaciated area in the Alpine region. *Ecol Entomol* 32:628–689
- Gordon JE, Dvořák I, Johansson CH, Josefsson M, Kociánová M, Thompson DBA (2002) Geo-ecology and management of sensitive montane landscape. *Geograf Ann* 84:193–203
- Goulson D (2010) *Bumblebees. Behaviour, Ecology and Conservation*, Oxford University Press, New York
- Goulson D, Lye GC, Darvill B (2008) Decline and conservation of bumblebees. *Annu Rev Entomol* 53: 191–208
- Grabherr G, Nagy L, Thompson DBA (2003) An outline of Europe's alpine areas. In: Nagy L, Grabherr G, Körner Ch, Thompson DBA (eds) *Alpine biodiversity in Europe. Ecological Studies*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, Heidelberg, pp 3–12
- Greenslade PJM (1964) Pitfall trapping as method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *J Anim Ecol* 33:301–310

- Gustavsson G, Lemdahl G, Gaillard MJ (2009) Abrupt forest ecosystem change in SW Sweden during the late Holocene. *The Holocene* 19: 691–702
- Hance T (1990): Relationship between crop types, ground beetle phenology and aphid predation in agro-ecosystems. In: Stork NE (ed) *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*, Intercept, Andover
- Hanski I, Slansky F, Rodrigues JG (1987) *Nutritional ecology of insects, mites, stidery and related invertebrates: An overview*. Oxford University Press, New York
- Haslett JR (1991) Habitat deterioration on ski slopes: hoverfly assemblages (Diptera: Syrphidae) occurring on skied and unskied subalpine meadows in Austria. In: Ravera O (ed) *Terrestrial and aquatic ecosystems, perturbation and recovery*, Ellis Horwood, Chichester, pp 366–371
- Haslett JR (1997) Insect communities and the Spatial Complexity of Mountain Habitats. *Glob Ecol Biogeogr Lett* 6:49–56
- Heal OW, Callaghan TV, Cornelissen JHC, Körner C, Lee SE (1998) (eds) *Global change in Europe's cold regions*. *Ecosyst Res Rept* 27: 65–134
- Hédli R, Houška J, Banaš M, Zeidler M (2012) Effect of skiing and slope gradient on topsoil properties in alpine environment. *Pol J Ecol* 60:491-501
- Hill MO, Gauch HG (1980) Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47–58
- Holtmeier FK, Broll G (1992) The influence of tree islands and microtopography on pedoecological conditions in the forest-alpine tundra ecotone on Niwot Ridge, Colorado Front Range. *Arct Alp Res* 24: 216–228
- Hossain Z, Gurr GM, Wratten SD, Raman A (2002) Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and 'refuge' crop strips. *J Appl Ecol* 39: 445–454
- Humbert J-Y, Ghazoul J, Walter T (2009) Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agr Ecosyst Environ* 130: 1–8
- Humbert JY, Ghazoul J, Richner N, Walter T (2010) Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agr Ecosyst Environ* 139: 522–527
- Humbert J-Y, Ghazoul J, Richner N, Walter T (2012) Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biol Conserv* 152: 96–101
- Hůrka K (1996) Carabidae of the Czech and Slovak Republics – Illustrated key. Kabourek, Zlín
- Hůrka K, Veselý P, Farkač J (1996) Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana* 32:15–26
- Hutchinson G (1959) Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am Nat* 93: 145–159
- Chapin FS III, Shaver GR, Giblin AE, Nadelhoffer KJ, Laundre JA (1995) Response of Arctic Tundra to Experimental and Observed Changes in Climate. *Ecology* 76:669–711
- Chytrý M, Kučera T, Kočí M (eds.) (2001) *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha
- Illich IP, Haslett JR (1994) Response of assemblages of Orthoptera to management and use of ski slopes on upper sub-alpine meadows in the Austrian Alps. *Oecologia* 97:470–474
- Innes JB, Blackford JJ (2003) The ecology of late mesolithic woodland disturbances: model testing with fungal spore assemblage data. *J Archaeol Sci* 30: 185–194
- Johnson CN (2009) Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proc R Soc B* 276: 2509–2519
- Jolivet P (2005) *Timarcha* Latreille (Coleoptera: Chrysomelidae, Chrysomelinae). In: Capinera JL (ed) *Encyclopedia of Entomology*, Springer, pp 2666–2269
- Juřena D, Týr V, Bezděk A (2008): Contribution to the faunistic research on Scarabaeoidea (Coleoptera) in the Czech Republic and Slovakia. *Klapalekiana* 44 (Suppl.):17–176
- Kalis AJ, Merkt J, Wunderlich J (2003) Environmental changes during the Holocene climatic optimum in central Europe – human impact and natural causes. *Quaternary Sci Rev* 22: 33–79
- Kaluz S (2005) Soil and soil mites (Acari) of the ski slope in Nízké Tatry Mts. *Ekologia* 24:200–213
- Kangas K, Tolvanen A, Kälkälä T, Siikamäki P (2009) Ecological Impact of Revegetation and Management Practices of Ski Slopes in Northern Finland. *Environ Manag* 44:408–419



- Kells A, Goulson D (2003) Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biol Conserv* 109: 165–174
- Kessler T, Cierjacks A, Ernst R, Dziock F (2012) Direct and indirect effect of ski run management on alpine Orthoptera. *Biodivers Conserv* 21:281–296
- Kessler M, Hohnwald S (1998) Bodentemperaturen innerhalb und ausserhalb bewaldeter und unbewaldeter Blockhalden in den bolivianischen Hochanden. *Erdkunde* 52: 54–62
- Khobrakova LT, Sharova IK (2005) Life cycles of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) from the mountain taiga and mountain forest-steppe in the eastern Sayan. *Biol Bull* 32:571–575
- Knop JMH, Tilman D., Haddad NM, Naeem S, Mitchell CE, Haarstad J et al. (1999) Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecol Lett* 2: 286–293
- Köhler G, Brodhun H-P, Schäller G (1987) Ecological energetics of Central European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia* 74: 112–121
- Kolář F, Matějů J, Lučanová M, Chlumská Z, Černá K et al. (2012) Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu. Dokořán, Praha
- Konvička M, Beneš J, Čížek L (2005) Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc
- Konvicka M, Benes J, Cizek O, Kopecek F, Konvicka O, Vitaz L (2008) How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera:Pieridae) from its former stronghold. *J Insect Conserv* 12: 519–525
- Konvicka M, Maradova M, Benes J, Fric Z, Kepka P (2003) Uphill shifts in distribution on butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. *Global Ecol Biogeogr* 12: 403–410
- Körner C (1998) A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia* 115: 445–459
- Körner C (2003) Alpine plant life, 2nd edn. Springer Verlag., Berlin
- Körner C, Cochrane P (1983) Influence of plant physiognomy on leaf temperature on clear midsummer days in the Snowy Mountains, south-eastern Australia. *Acta Oecol Oec Plant* 4: 117–124
- Kosior A, Celary W, Olejniczak P, Fijał J, Król W et al. (2007) The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 41: 79–88
- Kreft H, Jetz W (2007) Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *P Natl Acad Sci USA* 104: 5925–5930
- Kreuz A (2008) Closed forest or open woodland as natural vegetation in the surroundings of Linearbandkeramik settlements? *Veget Hist Archaeobot* 17: 51–64
- Kruess A, Tscharrntke T (2002) Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conserv Biol* 16: 1570–1580
- Kubát K (ed.) (2002) Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha
- Kubota H, Shimano K (2010) Effect of ski resort management on vegetation. *Landsc Ecol Eng* 6:61–74
- Kuhn M (2001) The nutrient cycle through snow and ice, a review. *Aquat sci* 63:150–167
- Kulfan J, Štrbová E, Zach P (2012) Effect of vegetation and management on occurrence of larvae and adults of generalist *Maniola jurtina* L. (Lepidoptera) in meadow habitats.
- Kuras T, Benes J, Fric Z, Konvicka M (2003) Dispersal patterns of endemic alpine butterflies with contrasting population structures: *Erebia epiphron* and *E. sudetica*. *Popul Ecol* 45: 115–123
- Kuras T, Beneš J, Konvička M (2000) Differing habitat affinities of four *Erebia* species (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae) in the Hruby Jeseník Mts, Czech Republic. *Biológia* 55: 169–175
- Kuras T, Sitek J, Liška J, Mazalová M, Černá K (2009) Motýli (Lepidoptera) národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky): implikace poznatků v ochraně území. *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 58: 250–288
- Laibner S (2000) Elateridae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín
- Lednický V (1985) Podnebí Praděda. *Sev Morav* 49:44–48
- Legendre P, Anderson MJ (1999) Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecol Monographs* 69: 1–24

- Leksono AS, Takada K, Koji S, Nakagoshi N, Anggraeni T, Nakamura K (2005) Vertical and seasonal distribution of flying beetles in a suburban temperate deciduous forest collected by water pan trap. *Insect Sci* 12: 199–206
- Lindroth CH (1992a) Ground beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A zoogeographic study. Part I. Specific knowledge regarding the species. Smithsonian Institute Libraries and the National Science Foundation, Washington
- Lindroth CH (1992b): Ground beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A zoogeographic study. Part III. General analysis with a discussion on biogeographic principles. Smithsonian Institute Libraries and the National Science Foundation, Washington
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P (2002) Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford University Press, New York
- Lövei GL, Sunderland KD (1996) Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annu Rev Entomol* 41:231–236
- Ložek V (2007): Zrcadlo minulosti. Česká a slovenská krjainy v kvartéru. Dokořán, Praha
- Lye GC, Osborne JL, Park KJ, Goulson D (2012) Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment. *J Insect Conserv* 16: 697–707
- MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P et al. (2000) Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *J Environ Manage* 59: 47–69
- Mackenzie D (1989) Alpine countries seek controls on skiers, builder and roads. *New Sci* 124(1686):22
- Maleque MA, Maeto K, Ishii HT (2009) Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with focus on plantation forests. *Appl Entomol Zool* 44: 1–11
- Mani MS (1968) Ecology and Biogeography of High Altitude Insects. W. Junk, Hague
- Marini L, Fontana P, Battisti A, Gaston KJ (2009) Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. *Agr Ecosyst Environ* 132: 232–236
- Martínková Z, Honěk A (2004): *Gastrophysa viridula* (Coleoptera: Chrysomelidae) and biocontrol of Rumex – a review. *Plant Soil Environ* 50:1–9
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112–118
- Matalin AV (2007) Typology of life cycles of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in western palearctic. *Entomol Rev*, 87:947–972
- Matějková I, van Diggelen R, Prach K (2003) An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. *Appl Veg Sci* 6: 161–168
- Maudsley MJ (2000) A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *J Environ Manage* 60: 65–76
- McCann KS (2000) The diversity-stability debate. *Nature* 405: 228–233
- Merckx T, Feber RE, Mclaughlan C, Bourn NAD, Parsons MS, Townsend MC et al. (2010) Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees. *Agr Ecosyst Environ* 138: 147–151
- Merckx T, Feber RE, Riordan P, Townsend MC, Bourn NAD, Parsons MS et al (2009) Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. *Agr Ecosyst Environ* 130: 177–182
- Meyer E (1999) The impact of summer and winter tourism on the fauna of alpine soils in Western Austria (Oetztal Alps, Rätikon). *Rev Suisse Zool* 100:519–527
- Moericke V (1951) Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzblattlaus *M. ersicae* (Sulz). *Nachrbl Dtsch Pflzschutzd* 3: 23–24
- Mochida O, Suryana T (1976) Occurrence of the brown planthopper, *Nilaparvata lugens* (Homoptera: Delphacidae), on rice in Indonesia. *Rice Entomol Newsl* 4: 39
- Monsevičius V (2004) Comparison of three methods of sampling wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Èepkėliai Nature Reserve (South Lithuania). *Ekologija* 4: 32–39
- Nagy L, Grabherr G, Körner C, Thompson DBA (eds.) (2003) Alpine biodiversity in Europe. Springer Verlag., Berlin
- Nagy L, Grabherr G (2009) The biology of alpine habitats. Oxford University Press, Oxford

- Negro M, Casale A, Migliore L, Palestini C, Rolando A (2007) The effect of local anthropogenic habitat heterogeneity on assemblages of carabids (Coleoptera, Caraboidea) endemic to the Alps. *Biodivers Conserv* 16:3919–3932
- Negro M, Isaia M, Palestini C, Rolando A (2009) The impact of forest ski-pistes on diversity of ground-dwelling arthropods and small mammals in the Alps. *Biodivers Conserv* 18:2799–2821
- Negro M, Isaia M, Palestini C, Schoenhofer A, Rolando A (2010) The impact of high-altitude ski pistes on ground-dwelling arthropods in the Alps. *Biodivers Conserv* 19:1853–1870
- Niemelä J, Koivula M, Kotze JH (2007) The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *J Insect Conserv* 11:5–18
- Novotny V, Miller SE, Baje L, Balagawi S, Basset Y, Cizek L et al (2010) Guild-specific patterns of species richness and host specialization in plant-herbivore food webs from a tropical forest. *J Anim Ecol* 79: 1193–1203
- O’Leske DL, Robel RJ, Kenneth EK (1997) –Sweepnet-collected invertebrate biomass from high- and low-input agricultural fields in Kansas. *Wildlife Soc B* 25: 133–138
- Paoletti MG (1999) Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agr Ecosyst Environ* 74: 1–18
- Plesnik J, Roth P (2004) *Biologicka rozmanitost na Zemi: stav a perspektivy*. Scientia, Praha
- Pickering CM, Hill W (2007) Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *J Environ Manage* 85: 791–800
- Pohl M, Alig D, Körner Ch, Rixen C (2009) Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystem. *Plant Soil* 324:91–102
- Poniatowski D, Fartmann T (2010) What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? *J Insect Conserv* 14:637–645
- Popp RP (1978) A nival aeolian ecosystem in Kalifornia. *Arct Alp Res* 10:17–131
- Poschlod P, WallisDeVries MF (2002) The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biol Conserv* 104: 361–376
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE (2010) Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol* 25: 345–353
- Pintar M, Mali B, Kraigher H (2009) The impact of ski slopes management on Krvavec ski resort (Slovenia) on hydrological functions of soils. *Biologia* 64(3):639–642
- Rainio J, Niemelä J (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers Conserv* 12:487–506
- R Development Core Team 2011 – R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Reger B, Otte A, Waldhardt R (2007) Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landscape Urban Plan* 81: 104–113
- Ries BJ (1996) Landsacpae Damage by Skiing at the Schauinsland in the Black Forest, Germany. *Mt Res Dev* 16:27–40
- Ristić R, Kašanin-Grubin M, Radić B, Nikić Z, Vasiljević N (2012) Land degradation at the Stara Planina ski resort. *Environ Manag* 49:580–592
- Rixen C, Stoeckli V, Ammann W (2002) Does artificial snow production affect soil and vegetation of ski pistes? A review. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 5:219–230
- Rixen C, Haeberli W, Stoeckli V (2004) Ground temperature under ski pistes with artificial and natural snow. *Arct Antarct Alp Res* 36:419–427
- Rolando A, Caprio E, Rinaldi E, Ellena I (2007): The impact of high-altitude ski-runs on alpine grassland bird communities. *J Appl Ecol* 44:210–219
- Rolando A, Negro M, D’Entrèves PP, Balletto E, Palestini C (2012) The effect of forest ski-pistes on butterfly assemblages in the Alps. *Insect Conserv Divers*. doi:10.1111/j.1752-4598.2012.00204.x
- Rosenzweig ML (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge Univ Press, Cambridge
- Roux-Fouillet P, Wipf S, Rixen C (2011) Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. *J Appl Ecol* 48:906–915

- Rundel PW, Smith AP, Meinzer FC (1994) Tropical alpine environments. Cambridge University Press, Cambridge
- Rundlof M, Bengtsson J, Smith HG (2008) Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *J Appl Ecol* 45: 813–820
- Schmidtová T, Hajný L, Halfar J, Chlapek J (2009) Chráněná krajinná oblast Jeseníky. *Ochrana přírody* 64(3): 2–6
- Schmidt MH, Roschewitz I, Thies C, Tschardtke T (2005) Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *J Appl Ecol* 42: 281–287
- Schmitt T, Hewitt GM, Müller P (2006) Disjunct distributions during glacial and interglacial periods in mountain butterflies: *Erebia epiphron* as an example. *J Evol Biol* 19: 108–113
- Schöb C, Kammer PM, Choler P, Veit H (2009) Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. *Plant Ecol* 200: 91–104
- Simons P (1988) Après ski le deluge. *New Sci* 117: 49–52
- Schowalter TD (2006) *Insect Ecology. An Ecosystem Approach* (3rd edition), Academic Press, London
- Sjödin NE, Bengtsson J, Ekblom B (2008) The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *J Appl Ecol* 45: 763–772
- Skaloš J. (2006) Patterns and changes of intensively utilised agricultural landscape in the Czech Republic between 1937 and 2002, aerial photography analysis. *Ekologia* 21: 232–248
- Smerczyński S (1968) Klucze do oznaczania owadów Polski, Część XIX, Chrząszcze – Coleoptera. Zeszyt 98c, Ryjkowce-Curculionidae. Podrodziny Tanymecinae, Cleoninae, Tanyrhynchinae, Hylobiinae. PWN, Warszawa
- Sømme L, Conradi-Larsen EM (1977) Cold-hardiness of collembolans and oribatid mites from windswept mountain ridges. *Oikos* 29: 118–126
- Spence JR, Niemelä JK (1994) Sampling ground beetle assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Can Entomol* 126:881–894
- Stanovský J, Pulpán J, (2006) *Střevlíkovití brouci Slezska (severovýchodní Moravy)*. Muzeum Beskyd, Frýdek-Místek
- Stoate C, Baldi A, Beja P, Boatman ND, Herzon I, van Doorn A et al (2009) Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe – a review. *J Environ Manage* 91: 22–46
- Strong AM, Dickert CA, Bell RT (2002) Ski trail effect on beetle (Coleoptera: Carabidae, Elateridae) community in Vermont. *J Insect Conserv* 6:149–159
- Šarapatka B a kol. (2010): *Agroekologie – východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření*. Bioinstitut, o.p.s., Olomouc
- Štursa J (1998) Research and management of the Giant Mountain's arctic-alpine tundra (Czech Republic). *Ambio* 27:358–360
- Šustek Z (2006) Carabid communities of alpine and subalpine ecosystems of West Carpathians. *Muz Olten Drakova, Stud Comun. Stiintele Natur* 22:138–147
- Tauber M, Tauber CA, Nyrop JP, Villani MG (1998) Moisture, a vital but neglected factor in the seasonal ecology of insects: hypotheses and tests of mechanisms. *Environ Entomol* 27: 523–530
- Ter Braak CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167–1179
- Ter Braak CJF, Šmilauer P (2002) *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA
- Tesař Z (1957) Brouci listoroží – Lamellicornia. Díl II. Scarabaeidae – vrubounovití. *Laparosticti*. Fauna ČSR 11. NČSAV, Praha
- Thiel D, Jenni-Eiermann S, Braunisch V, Palme R, Jenni L (2008) Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodical approach. *J Appl Ecol* 45:545–853
- Thomas CFG, Parkinson L, Marshall EJP (1998) Isolating the component of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. *Oecologia* 116:103–112

- Tierney GL, Fahey TJ, Groffman PM, Hardy JP, Fitzhugh RD, Driscoll CT (2001) Soil freezing alters fine root dynamics in a northern hardwood forest. *Biogeochem* 56:175–190
- Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M, Sieman E (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300–1302
- Titus JH, Tsuyuzaki S (1998) Ski slope vegetation at Snoqualmie Pass, Washington State, USA, and comparison with ski slope vegetation in temperate coniferous forest zone. *Ecol Res* 13:97–104
- Titus JH, Landau F (2003) Ski slope vegetation of Lee Canyon, Nevada, USA. *Southwest Nat* 48:491–504
- Tolasz R, Míková T, Valeriánová A, Voženilek V (2007) Climate atlas of Czechia, 1<sup>st</sup> edition, Univerzita Palackého v Olomouci – ČHMÚ, Olomouc – Praha
- Tremel V (2007) The effect of terrain morphology and geomorphic processes on the position and dynamics of the alpine timberline. A case study from the High Sudetes. In: Goudie AS, Kalvoda J (eds) *Geomorphological Variations*. Nakladatelství P3K, Prague
- Tremel V, Banas M (2008) The effect of exposure on alpine treeline position: a case study from High Sudetes, Czech Republic. *Arct Antarct Alp Res* 40:751–760
- Van Dyck H, Van Strien AJ, Maes D, Van Swaay CAM (2009) Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conserv Biol* 23: 957–965
- Vera FWM (2000) *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing, Wallingford, UK
- Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ, Pywell RF (2004) The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biol Conserv* 119: 1–18
- WallisDeVries MF, Parkinson AE, Dulphy JP, Sayer M, Diana E (2007) Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems, 4. Effects on animal diversity, *Grass Forage Sci* 62: 185–197
- Warchalowski (1973) *Stonkowate - Coleoptera. Podrodziny Chrysomelinae i Galerucinae. Klucze do oznaczania owadów Polski*. XIX, 94b. Warszawa
- Watson A, Moss R (2004) Impacts of ski-developments on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. *Biol Conserv* 116:267–275
- Whinam J, Chilcot NM (2003) Impacts after four years of experimental trampling on alpine/sub-alpine environments in western Tasmania. *J Environ Manage* 67: 339–351
- Whittaker RH (1954) The ecology of serpentine soils. *Ecology* 35: 258–288
- Wipf S, Rixen C, Fischer M, Schmid B, Stoekli V (2005) Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. *J Appl Ecol* 42:306–316
- Woodcock BA, Pywell RF, Roy DB, Rose RJ, Bell D (2005) Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biol Conserv* 125: 193–202
- Zhong-Wei G, Hong-Chang L, Ya-Ling G (2006) Grasshopper (Orthoptera: Acrididae) biodiversity and grassland ecosystems. *Insect Sci* 13: 221–227
- Zuazo VHD, Pleguezuelo CRR (2008) Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agron Sustain Dev* 28:65–86

PŘÍLOHY I-VI  
**Publikace a manuskripty**

**I. CAN AGRI-ENVIRONMENTAL SCHEMES SUPPORT VARIOUS  
ARTHROPOD COMMUNITIES OF SUBMONTANE GRASSLANDS?**

Monika Mazalová, Tomáš Kuras, Jan Šipoš, Stanislav Rada, Bořivoj Šarapatka

(Submitted to *Cent Eur J Biol*)

# Can agri-environmental schemes support various arthropod communities of submontane grasslands?

## Agricultural management affects arthropods of submontane grasslands

M. Mazalová\* · T. Kuras · J. Šipoš · S. Rada · B. Šarapatka

M. Mazalová (corresponding author) · J. Šipoš · T. Kuras · S. Rada · B. Šarapatka  
Department of Ecology and Environmental Sciences,  
Faculty of Science, Palacky University,  
771 46 Olomouc, Czech Republic  
e-mail: [mazalka.m@seznam.cz](mailto:mazalka.m@seznam.cz)

### Abstract

The study was performed in the submontane grasslands managed for at least five years under Czech agri-environmental schemes. We investigated responses of wide range of invertebrate taxa to particular management and linear landscape features (i.e. grass baulks and tree groves), using yellow water pan traps. The meadows were farmed by low grazing intensity and cautious mowing; the farmer joined some above-standard measures integrated in the Czech agri-environmental schemes, such as gradual mowing and temporary uncut strips. Despite the “nature-friendly” management, we have found significant immediate impacts of mowing and, concurrently, long-term effects of grazing on invertebrates. On short-time scale, mowing negatively influenced mostly less mobile, flightless taxa. In contrast, long-term mowing performed once every year supported the highest species richness within the most of investigated taxa. Additionally, both margins substantially affected the invertebrate community structure, the majority of taxa being positively associated with these linear features. Nevertheless, time played the most important role in species composition and abundance of arthropods. Based on our results, we propose postponement of the mowing, splitting the mowing period into at least two gradual stages, maintaining of uncut strips primarily along the permanent landscape features and establishing of both grass baulks and tree groves.

**Keywords:** Czech Republic, Jeseníky Mts., arthropods, grasslands, mowing, grazing, landscape structure, agri-environmental schemes

### Introduction

For several millennia agriculture has affected (both negatively and positively) European biodiversity. The impacts of human activities after the last glaciation cleared the way for survival and areal expansion of the species with treeless habitat association despite the massive spread of forest during the Holocene climatic optimum [1-4]. The subsequent deforestation of ancient and medieval landscapes ensured high level of heterogeneity due to the traditional and often non-intensive land use such as grazing and hay-making [5-7]. Moreover, both types of management were heterogeneous in terms of intensity and often fluctuated in space and time, promoting the diverse spectra of grassland microhabitats [8, 9, 10]. On the contrary, during the last century the socio-economic changes have brought about two interrelated trends and critically impoverished the biodiversity of temperate grasslands [6]. First, biodiversity of plants [11, 12], insects [13, 14, 15] and vertebrates [16, 17] declined as a consequence of increased management intensity for higher agricultural production (e.g. land consolidation and frequent transformation of meadows and pastures into arable land,

increased use of fertilisers, pesticides and heavy machinery, irrigation and amelioration schemes). Second, the abandonment of less productive and/or remote land resulted in more biodiversity depletion [18]. These losses may have resulted in deterioration of crucial ecological services, such as pollination, decomposition and nutrient cycling, leading to decrease of soil fertility [19, 20].

Although the exact magnitude of the losses of grasslands in Europe is not easy to estimate [21], decline of over 50% is reported in the existing regional comparisons for the Czech Republic [22]. Both the loss of area and the structural changes of the remaining grasslands may be the reason for the noticeable diversity decline. Nowadays only fragments of former extent of grasslands have lasted and these are mainly merged into land blocks on average 5-10 times larger than half century ago [21]; former hedgerows, grass and tree buffer strips have been lost during the collectivisation era culminating in the 1970s and 1980s [6]. Despite the fact that many semi-natural grasslands were impacted by these mentioned changes of agricultural management, they still play a key role in the preservation of a considerable part of non-forest biodiversity associated with cultural European landscape [23, 24, 25]. However, throughout Europe invertebrates associated with semi-natural grasslands are listed as threatened species [26]. These include not only sensitive specialists [17], but also widespread generalists [14, 27].

Central Europe implemented two complementary approaches with the purpose of reducing the decline in grassland biodiversity. The first lies in establishing natural reserves to preserve and promote grassland biota through management measures that imitate traditional practice [6]. The second, implemented in the Czech Republic upon joining the European Union and part of EU agri-environmental schemes [AES], is largely applied throughout the Eurozone to encourage farmers to use environmentally friendly practices [28]. The former approach has disadvantages due to the limited range of use – the protected areas are too expensive to be extensively established. The latter has the potential to become the most important tool to conserve non-reserve land biodiversity as it is so far the largest monetary transfer with the aim to support the European biodiversity [29]. Although the AES are diversified – there are various measures focused on both arable land and permanent grasslands – the financial assistance for grasslands are the highest out of all the subsidized lands not only in the Czech Republic but also across Europe [30, 21]. In Czech Republic, the area of grassland subsidized by AES reached 765 400 ha out of the 932 831 ha of total grassland in 2009 (V. Bašek, December 2010, Czech agriculture six years after EU accession, research study, ÚZED); this has documented the importance of AES within the grassland management.

The fundamental goal of AES is promoting biodiversity [31], although, some recent studies demonstrated that the landscape heterogeneity decreased in the areas managed within AES [6, 32]. Specifically, schemes targeted at particular species or specific habitat tend to be successful, while more generic schemes covering substantially larger areas often fail [21]. This seems to indicate that there is space for improvement.

In this study we focused on submontane meadows and pastures aiming to evaluate the impacts of existing AES on invertebrate communities. The submontane grasslands were less affected by agricultural intensification than open habitats in lowland, mainly due to its remoteness. Nowadays, highlands and submontane areas represent a substantial proportion of grassland ecosystems not only in Czech Republic but also in the whole Central Europe [33]. Consequently these habitats still represent an important refuge for invertebrate biodiversity [23, 34]. Despite the continuity of treeless habitats being determined by the two main management practises – cattle grazing and mowing for hay – high biodiversity seems to be supported by heterogeneous landscape structure [35, 36]. There is extensive literature on the influence of mowing, grazing and landscape structure on particular taxa of invertebrates [37, 38, 39], however studies revealing the complex influence of often combined management



practises and landscape complexity in real conditions of farmlands managed under the AES are noticeably scarcer. Majority of these studies concentrated on the response of one or few popular groups, not on the whole range of invertebrate taxa, but see [21, 7, 40, 41].

We assessed the impacts of various types of grassland management incorporated in the Czech AES (i.e. mowing, grazing, temporary uncut strips) on community structure of invertebrates associated with the submontane grasslands. We evaluated both immediate impacts of mowing and grazing and long-term effects of each management treatment. Additionally, we focused on the effect of local components of landscape structure (i.e. grass buffer strips, “baulks”; tree and shrub buffer strips, “groves”). Arthropod communities were investigated on two levels: (i) abundance of higher taxa, mainly orders, (ii) abundance and species richness of butterflies, bumblebees and beetles.

## Experimental procedures

### *Study area*

The study was performed in the submontane area of the Hrubý Jeseník Mts., in north-eastern part of the Czech Republic, near the border with Poland. The region of permanent grasslands close to Nové Losiny village (50°6'39.464"N, 17°3'13.819"E) is surrounded by extensive forest and covers an area of about 200 ha. The climate of the region is cold with mean temperatures of -3°C to -4°C during the coldest month (January) and 14°C to 15°C in the warmest month (July). Long-term annual average rainfall is 800 – 1000 mm, the average seasonal number of days with snow cover varies from 120 to 140 and the average number of days with mean air temperature of 10°C and more is 120 (from 25<sup>th</sup> May to 25<sup>th</sup> September) [42]. The research area was situated in the eastern part of the grassland complex (80 ha) with the semi-natural hay meadows and pastures managed under AES for at least 5 years. Particular land units are divided by grassy baulks and tree groves.

Vegetation of hay meadows was dominated by *Arrhenatherium elatius* and *Trisetum flavescens* with the abundant dicotyledonous plants (*Leucanthemum vulgare*, *Campanula patula*, *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus acris*, *Trifolium* sp., *Lotus corniculatus*, *Hieracium* spp.) including some endangered species (e. g. *Lilium bulbiferum*, *Hieracium aurantiacum* and six species of *Orchidaceae* family). The plant communities of the pastures grazed by cattle were mainly dominated by competitive *Poaceae* species (*Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*) interspersed with resistant dicotyledons (*Ranunculus acris*, *Veronica chamaedrys*, *Campanula patula*, *Trifolium repens* etc.).

### *Studied groups*

We investigated the effects of agricultural management and local landscape structure on arthropods for they are both species rich and abundant, being generally considered as good bioindicators [43, 44]. We studied arthropod responses on two levels: (i) abundance within higher taxa, i.e. orders, (ii) abundance of species of selected three groups of insect. We started by using the data on the abundance of all invertebrate taxa present in the samples. We then targeted in detail three insect groups with diverse life histories, all of them often used as models in conservation studies. Butterflies (true butterflies *Rhopalocera* and burnet moths, *Zygaenidae*), bumblebees (including cuckoo-bees *Psithyrus* spp., *sensu* Cameron et al. [45]) and *Coleoptera* were included in the study. All three groups are important bioindicators of treeless habitats and, simultaneously, they are adequately sampled by the use of yellow water pan trap method (see below). Due to these groups differ in life histories, they may respond differently to various management approaches as well as other habitat characteristics.

Butterflies are phytophagous as larvae but dependent on nectar as adults and encompass both sedentary and highly mobile species. Bumblebees are nectar and pollen eaters, depending on their life-cycle stage. They are social, or social-parasitic insect (*Psithyrus* subgenera) sensitive to both floral diversity and habitat heterogeneity due to various demands on nest sites [46, 47, 27]. Beetles are highly diversified in terms of species richness and life strategies [48]. Due to the used sampling method, we focused on more vagile, mainly phytophagous species associated with open habitats.

### ***Experimental design***

We studied four types of grassland management: (i) mowing, (ii) cattle grazing, (iii) combination of mowing and grazing and (iv) no management during the vegetation season (N). These treatments were carried out on the plots identically for at least five consecutive years. As the agricultural management of the area was financially supported by the Czech AES, each type of management fulfilled its conditions, meaning that the grazing intensity had to be lower than 1.5 cattle/ha (specifically it reached 0.82 and 0.84 cattle/ha for the two blocks of study plots), the meadows were not fertilised and were cut once a year using rotary mower without conditioner (cutting height 6 cm). In the first year of investigations (2009), the meadows were mown in the first week of July. In the second year, the area was mown gradually in six steps between 29<sup>th</sup> of June 2010 and the 25<sup>th</sup> of August 2010. The cattle grazing started at the experimental pasture sites in mid-June and lasted for 30 days. The sites with combined effects of mowing and grazing were mown earlier, in the first week of July, and then grazed for approximately one month from the last decade of August to the last week of September. Finally, in the “no management” plots, the vegetation cover was left uncut and was not grazed during yearly investigations throughout the vegetation period. The vegetation was then cut or grazed later in the autumn (October – November).

The design of the survey consisted of two blocks, both containing each of the four types of management, i. e. eight plots in total. We selected study plots of similar elevation (from 750 to 780 m above sea level), inclination and area. We established fixed linear transects crossing the centres of the eight plots and two types of permanent linear features existing in the grasslands, called *baulks* and *groves* for purpose of this study. The baulks were perennial treeless strips (breadth 5-10 m) and groves were similar strips with matured trees providing a shady shelter (breadth 10-15 m).

We used yellow water pan traps (YWPT) [49] placed in the course of each transect for sampling. Although the method is generally used for sampling flower-visiting insects [50, 51, 52], previous studies successfully used this method for other guilds of invertebrates, e.g. *Homoptera* [53, 54], *Araneae* [55], *Orthoptera* [56] and *Coleoptera* [57]. In total, 88 YWPT were evenly placed in the eight fixed linear transects throughout the study plots. The YWPT were plastic bowls 15 cm in diameter and 8 cm deep filled with a preserving liquid (water solution of sodium chloride enriched with commercial detergent). The distance between each two traps was approximately 20 m; the exact location of each trap was recorded using a GPS. The YPWT sampled from the end of May until the end of August in the first season of investigation (2009) and from the 3<sup>rd</sup> week of June until the penultimate week of September in the second year (2010). We had to postpone the first date of sampling due to unfavourable weather conditions during spring 2010. The samples were collected at approximately ten-day intervals, ten times during each field season. Each sample was preserved in 95% ethanol. All specimens were divided and counted within each higher taxon, subsequently butterflies, bumblebees and beetles were identified to species level, except of problematic species of small herbivorous beetles, which were identified up to the family level (most of *Mordellidae*,

*Nitidulidae*, some representatives of *Chrysomelidae* etc.). The nomenclature followed Fauna Europaea database (version 2.5.; <http://www.faunaeur.org>).

### ***Statistical analyses***

We applied ordination methods to investigate the influence of different management measures and landscape components on invertebrate community structure. We used detrended correspondence analysis (DCA) to find the main gradients in the community data set. The length of gradients in species data was determinative for using either canonical correspondence analysis (CCA) or redundancy analysis (RDA). These were computed to relate gradients in species composition and abundances to external predictors and also to test the importance of these predictors. Abundances of the species/higher taxa data were standardised by log-function. We tested the models using Monte-Carlo permutation test. Tests were conducted using a split-plot design restricted to linear transects and 2000 permutations. Forward selection procedure was used to test environmental variables. Furthermore, generalized linear models (GLM) with Poisson distribution were individually used to assess the impact of a particular factor (i.e. "mowing", "grazing", "balk" and "grove") individually on species of targeted groups. The previous analyses were conducted with CANOCO (version 4.5; ter Braak and Šmilauer, Microcomputer Power, Ithaca). The rarefaction curves performed in R (version 2.14.1.; R Development Core Team, R Foundation for Statistical Computing, Vienna) were constructed to depict the long-term effects of four management treatments on arthropod species richness.

### ***Data arrangement***

We first studied the immediate impact of grazing and mowing on the community structure of grassland invertebrates. The explanatory variables were *mowing* and *grazing*, both coded as categorical variables. Factor *mowing* had four variants corresponding to the gradual restoration of the sward after disturbance. Immediately after the mowing, the value was 1, gradually decreasing in the following 10-days periods (0,5; 0,25), reaching zero (0) after approximately one month after the mowing. The factor *grazing* had only two variants, presence or absence, for the grazing intensity was equal in all sites.

We then focused on long-term effects of four types of management (i.e. mowing, grazing, both treatments, no management during vegetation season). These were investigated using two approaches, ordination methods and rarefaction curves. For both methods the explanatory variables coded 1/0 was the four management treatments. Since invertebrate communities are strongly affected by phenology [58], the factor *time* was included in the explanatory variables. This was individually coded for each sample as the number of day passed from the beginning of the year.

Lastly, the effect of two linear landscape structures was assessed using ordination methods. Distance in metres from the nearest *balk* and *grove* was individually recorded for each YPWT. The response variables used in the ordination analyses were (i) a number of representatives of each higher taxon of invertebrates (mainly orders) and (ii) an abundance of individuals of each species belonging to three targeted groups. Pooled abundances of representatives either of higher taxa or of three targeted groups was used for rarefaction curves construction. We included the following orders into the analyses: *Araneae*, *Coleoptera*, *Collembola*, *Dermoptera*, *Diptera*, *Ephemeroptera*, *Hemiptera*, *Hymenoptera*, *Lepidoptera*, *Mecoptera*, *Neuroptera*, *Opiliona*, *Orthoptera* and *Thysanoptera*. Other taxa (i.e. *Acari*, *Blattodea*, *Odonata*, *Plecoptera*, *Psocoptera* and *Trichoptera*) were removed due to low number of representatives (less than 100 individuals), indicating accidental occurrence.

Invertebrate communities are often influenced by their location [59], thus we included each of the eight transect sites as covariables. Group of covariables also included abundance of flowers and degree of shading. Additionally, the distances from each type of linear element were also included as variables into the analyses of the impact of management, whereas the management measures were included as variables to test the role of local landscape structure. We calculated flower abundance for each trap during regular sample collection. We obtained four values according to the estimated number of flowers within a 3 m diameter circle with the trap in the centre. The categories of abundance were: <10 flowers (1), 10-100 fl. (2), 100-1000 fl. (3), >1000 fl. (4). The factor shading had three estimated categories according to the position of each trap to shading margins, from low (1) through medium (2) to high (3).

## Results

The total number of collected individuals reached 134 411, representing 16 orders of insects and four taxa of other arthropods (*Acari*, *Araneae*, *Collembola*, *Opilionida*). *Diptera* and *Hemiptera* were the most numerous groups as they accounted for near 74% of the total number of individuals collected. Three insect groups were targeted in detail, i.e. all individuals were sorted and identified to species level. Day-active butterflies (*Rhopalocera*) and burnet moths (*Zygaenidae*) were represented by 3119 individuals of 41 species, bumblebees and cuckoo bumblebees (*Bombus s.l.*) accounted for 499 individuals of 15 species and beetles (*Coleoptera*) contributed to the whole sample with 6342 specimens identified as representatives of 112 species. The most abundant lepidopteran species was *Maniola jurtina* with 537 individuals, followed by *Lycaena hippothoe* (308), *Aphantopus hyperantus* (301) and *Lycaena virgaureae* (222). Individuals of two stenotypic montane species of bumblebees, *Bombus soroensis* (149) and *B. wurflenii* (129) covered two thirds of the whole sample in this group. As predicted, representatives of various guilds of herbivorous species were the most abundant amongst beetles, e. g. specialised, oligophagous leaf beetles *Cryptocephalus sericeus* (380) and *C. moraei* (166) and polyphagous widespread generalist *Phylopertha horticola* (155). Unexpectedly, numerous individuals of necrophagous species of the family Silphidae were frequently recorded in the samples, e. g. *Nicrophorus vespillo* (170), *Silpha tristis* (141) and others.

The investigated insect communities contained some species of conservation interest, such as *Parnassius mnemosyne*, *Hesperia comma* and *Argynnis adippe*, two sensitive bumblebee species associated with mountain habitats *Bombus jonellus* and *B. wurflenii*, *Oxythyrea funesta*, a scarab beetle usually found on flowers and *Odonteus armiger*, an endangered termophilous scarab beetle, usually found at xerothermic steppe vegetation of warm lowlands.

### *Effects of management activities*

The effects of diverse management measures were tested at two different taxonomic levels – higher taxa (= mainly orders) and species level. The impact of management was also investigated at two different time-span levels – current management (i.e. immediate effect of particular management measure in a given year), and long term management (one of the four management treatments, used at the study plots for at least five consecutive years). In Table 1 we list the results of ordination analyses used to reveal the immediate influence of two management measures on particular taxa. Mowing was statistically significant in explaining coleopteran and higher taxa abundances, whereas grazing was significantly related to the

number of bumblebees. Time was found to be the strongest predictor of abundance for all investigated groups.

**Table 1:** Immediate responses of invertebrates to grassland management modelled by ordination analyses (with pooled abundances within taxa as dependent variables). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**

Model	Sum of all canonical eigenvalues	Test of all canonical axes	Explanatory variables	Test
RDA, Higher-taxa	4,3%	F = 22.11, p < 0.05	Grazing <b>Mowing</b> <b>Time</b>	F=2.67, p=0.19 <b>F=13.75, p&lt;0.05</b> <b>F=49.39, p&lt;0.05</b>
RDA, <i>Coleoptera</i>	1%	F = 2.34, p < 0.001	Grazing <b>Mowing</b> <b>Time</b>	F=1.66, p=0.19 <b>F=1.51, p=0.05</b> <b>F=3.85, p&lt;0.05</b>
CCA, <i>Lepidoptera</i>	50%	F = 5.98, p < 0.01	Grazing Mowing <b>Time</b>	F=0.18, p=0.93 F=2.67, p=0.07 <b>F=15.83, p&lt;0.01</b>
CCA, <i>Bombus s.l.</i>	21%	F = 3.55, p < 0.01	<b>Grazing</b> Mowing <b>Time</b>	<b>F=3.57, p&lt;0.05</b> F=1.50, p=0.216 <b>F=5.52, p &lt;0.05</b>

Additional analysis supported the hypothesis that some more mobile taxa, represented by flying species, i.e. *Ephemeroptera*, *Lepidoptera*, *Mecoptera*, and *Neuroptera* might not be substantially affected by disturbance through either mowing or grazing. Other mobile groups such as *Diptera*, *Coleoptera* and *Hymenoptera* may even be found in higher abundance in samples from cut sward (Table 2). In contrast, more sedentary taxa unable to fly (*Collembola*, *Opilionida*, *Dermaptera*) significantly tended to cluster in the plots with undisturbed vegetation (Table 2).

**Table 2:** Immediate individual responses of invertebrate taxa to management predicted by generalized linear models (with pooled abundances within taxa as dependent variables and two management treatments, mowing and grazing as explanatory variables). Taxa were divided according to their dispersal abilities. High mobile taxa were those represented by flying species, less mobile group included wingless taxa. Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**.

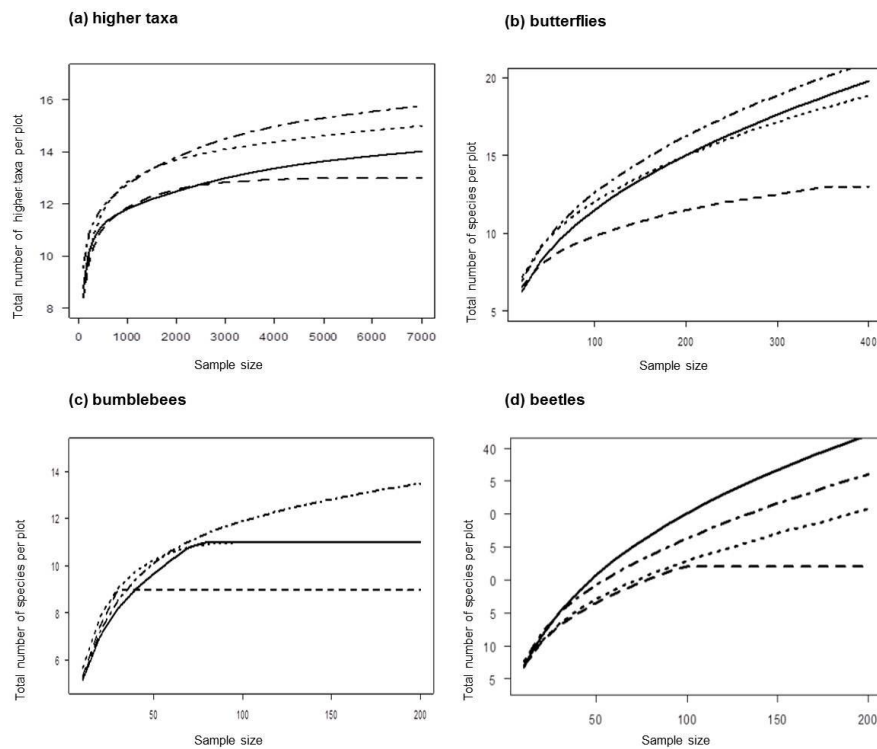
Dispersal	Taxon	Mowing			Grazing				
		Regression coefficient B	B <sup>2</sup>	F	p	Regression coefficient B	B <sup>2</sup>	F	P
<b>High mobile</b>	<i>Coleoptera</i>	0.96		53.13	< <b>0.001</b>	0.07		0.04	0.15
	<i>Diptera</i>	0.37		22.47	< <b>0.001</b>	-0.04		0.45	0.17
	<i>Ephemeroptera</i>	-8.25		2.00	0.16	-7.64		0.16	0.31
	<i>Hemiptera</i>	-1.36	1.78	6.26	< <b>0.01</b>	0.25		0.61	0.43
	<i>Hymenoptera</i>	1.00	-0.99	3.62	< <b>0.05</b>	-0.49		3.21	0.07
	<i>Lepidoptera</i>	0.25		1.46	0.23	-0.85		1.75	0.18
	<i>Mecoptera</i>	0.11		0.10	0.25	-1.20		0.99	0.32
	<i>Neuroptera</i>	-0.88		0.16	0.31	-4.30		0.12	0.27
	<i>Orthoptera</i>	-2.38	2.31	4.19	< <b>0.01</b>	1.24		1.13	0.30
<b>Less mobile</b>	<i>Araneae</i>	-0.45		2.15	0.14	-1.96		3.03	0.08
	<i>Collembola</i>	-25.84		6.20	< <b>0.05</b>	-6.03		0.40	0.47
	<i>Dermaptera</i>	-0.02		< 0.001	< <b>0.05</b>	0.45		0.01	0.24
	<i>Opilionida</i>	-0.97		11.75	< <b>0.001</b>	0.47		1.13	0.30

Whereas the immediate effects of management could be investigated for only two types of agricultural measures (mowing, grazing), the impacts of long-term management could be distinguished more precisely. This was possible due to the presence of such sites in our study area; these sites were managed in a distinctive way for at least five consecutive years. Using ordination analyses, we examined the effects of mowing, grazing, combination of both and no management performed within vegetation season on the abundances of the whole higher taxa with *Lepidoptera*, *Coleoptera* and *Bombus s.l.* as targeted groups (Table 3). Time played an important role because it explained most of the variability in species data within all interest groups. The responses of particular taxa to long-term management were diverse; mowing alone was not statistically significant in explaining other than bumblebee abundances. In contrast, the combined effect of mowing and grazing appeared to be an important factor for the community structure of both higher taxa and beetles. Finally, grazing alone influenced significantly the numbers of bumblebees and representatives of higher taxa.

**Table 3:** Influences of long-term grassland management on invertebrate communities tested by ordination methods (with pooled abundances within taxa as dependent variables and four types of management treatments carried out on the plots identically for at least five consecutive years as explanatory variables). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**.

Model	Sum of all canonical eigenvalues	Test of all canonical axes	Explanatory variables – management types	Test
RDA, Higher-taxa	4.4%	F = 13.3, p < 0.001	<b>Grazing</b>	<b>F=4.49, p&lt;0.01</b>
			Mowing	F=5.63, p=0.19
			<b>Unmanaged</b>	<b>F=3.17, p&lt;0.01</b>
			<b>Grazing and mowing</b>	<b>F=4.19, p&lt;0.01</b>
			<b>Time</b>	<b>F=49.92, p&lt;0.001</b>
RDA, <i>Coleoptera</i>	1.4%	F = 1.6, p < 0.05	Grazing	F=1.46, p=0.08
			Mowing	F=0.84, p=0.91
			Unmanaged	F=0.69, p=0.88
			<b>Grazing and mowing</b>	<b>F=1.49, p&lt;0.05</b>
			<b>Time</b>	<b>F=3.03, p&lt;0.01</b>
CCA, <i>Lepidoptera</i>	57.3%	F = 4.1, p < 0.01	Grazing	F=1.02, p=0.44
			Mowing	F=1.48, p=0.81
			Unmanaged	F=0.60, p=0.93
			Grazing and mowing	F=1.76, p=0.08
			<b>Time</b>	<b>F=15.83, p&lt;0.01</b>
CCA, <i>Bombus s.l.</i>	28%	F = 2.42, p < 0.01	<b>Grazing</b>	<b>F=2.21, p=0.05</b>
			<b>Mowing</b>	<b>F=1.91, p&lt;0.05</b>
			Unmanaged	F=1.71, p=0.14
			Grazing and mowing	F=1.48, p=0.15
			<b>Time</b>	<b>F=4.74, p&lt;0.05</b>

We constructed the rarefaction curves in order to obtain an objective measure to make comparisons between the four managements in the mean of species richness supported by each management treatment. Interestingly mowing almost always surpassed other treatments, while grazing consistently supported the lowest numbers of species/taxa (Fig. 1).



**Fig. 1:** Total number of taxa (a) and species richness within targeted groups (b, c, d) detected on plots managed by specific management treatment for at least five consecutive years. Mown plots depicted by dash-and-dot line (— · —), grazed plots by dashed (— — —), plots with combination of mowing and grazing by solid (——) and plots without management represented by dotted (.....) line.

The final aim of our study was to reveal the role of linear landscape features, classified as baulks and groves (see above), in the community structure of grassland arthropods. Using ordination techniques, we highlighted the substantial impact of both grass baulks and tree groves on invertebrate communities associated with open areas (Table 4). Out of the higher taxa and the three targeted groups, only bumblebees were not significantly affected by both margins. Their abundances were related to grassy baulks but not to groves. All other groups showed significant responses to both types of margins, the higher taxa numbers being highly affected by both baulks and groves (Table 4).

**Table 4:** Effects of linear landscape structures, i.e. groves and baulks, on investigated groups of grassland arthropods predicted by ordination analyses (with pooled abundances within taxa as dependent variables and distance from both types of margins as explanatory variables). Baulks were perennial treeless strips (breadth 5-10 m); groves were similar strips with matured trees providing shady shelter (breadth 10-15 m). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed in **bold**.

Model	Sum of all canonical eigenvalues	Test of all canonical axes	Explanatory variables	Test
RDA, Higher-taxa	1.1%	F = 8.01, p < 0.001	<b>Grove</b>	F=5.93, <b>p&lt;0.001</b>
	1.0%	F = 3.08, p < 0.001	<b>Baulk</b>	F=10.20, <b>p&lt;0.001</b>
			<b>Grove</b>	F=1.97, <b>p&lt;0.01</b>

RDA, <i>Coleoptera</i>			<b>Baulk</b>	F=4.20, <b>p&lt;0.001</b>
	11.3%	F = 1.99, p < 0.01	<b>Grove</b>	F=2.19, <b>p&lt;0.01</b>
CCA, <i>Lepidoptera</i>			<b>Baulk</b>	F=1.81, <b>p&lt;0.05</b>
	16.2%	F = 2.74, p < 0.05	Grove	F=1.76, p=0.11
CCA, <i>Bombus s.l.</i>			<b>Baulk</b>	F=2.33, <b>p&lt;0.05</b>

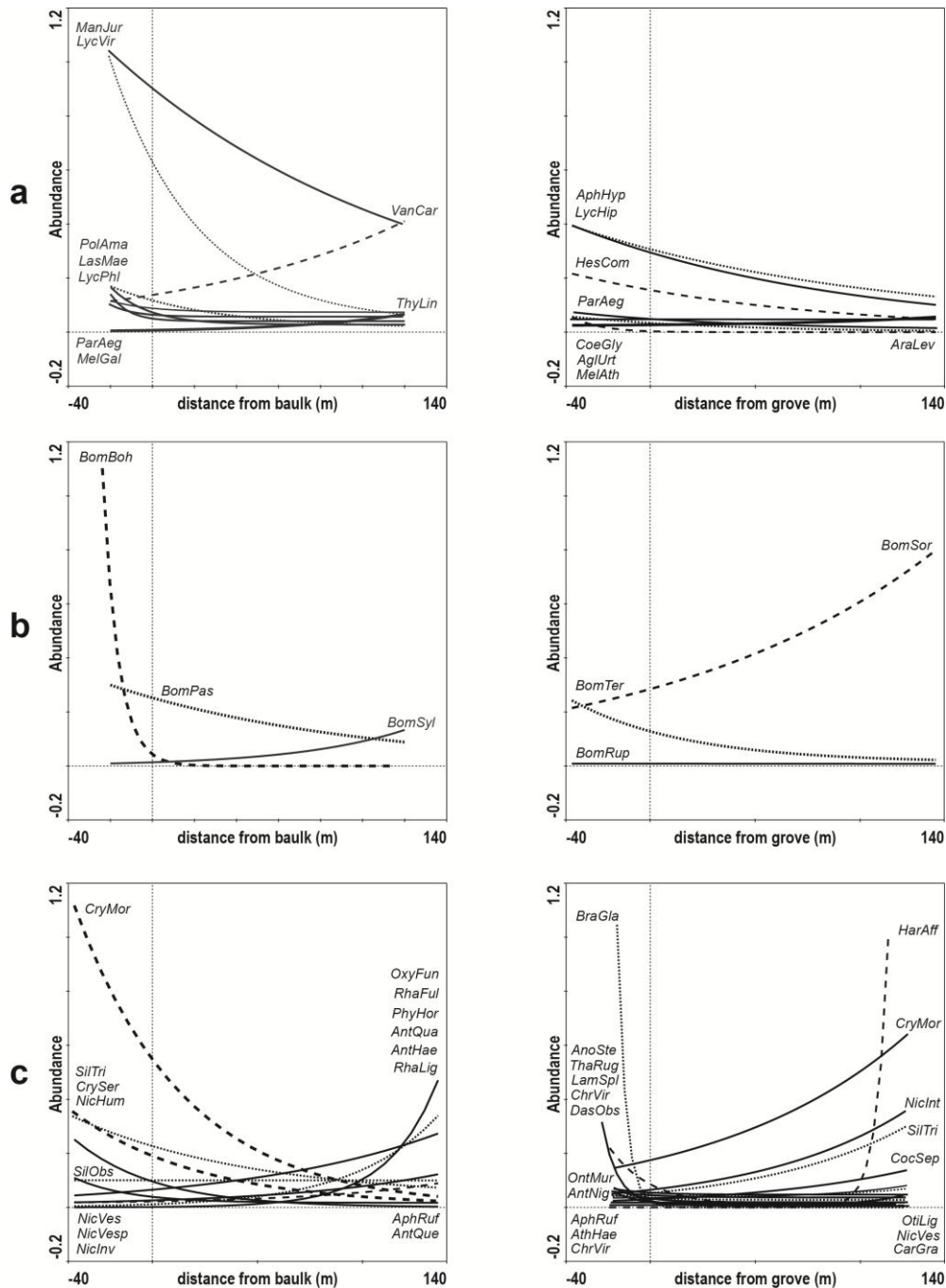
To unravel individual patterns, we conducted GLM with abundance of all higher taxa as a response variable. The results showed significant effects on majority of investigated groups, mainly positively associated with both groves and baulks (Table 5).

Finally, we concentrated on the effects of groves and baulks on particular species of targeted groups. Whereas majority of butterfly species tended to be found close to both part of margins, numerous beetle species increased in abundance towards the centre of meadows. The responses of bumble species were mixed (Figs. 2a, b, c).

**Table 5:** Individual effects of both types of linear landscape structures (groves, baulks) on particular taxa of invertebrates associated with grasslands, predicted by GLM (with pooled abundances within taxa as dependent variables and distance from both types of margins as explanatory variables). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**.

Taxon	Grove				Baulk			
	Regression coefficient		F	P	Regression coefficient		F	P
	B	B <sup>2</sup>			B	B <sup>2</sup>		
<i>Araneae</i>	0.01		23.03	< <b>0.001</b>	0.02	-0.001	12.31	< <b>0.001</b>
<i>Colembola</i>	0.001		0.03	0.137	-0.01		2.17	0.14
<i>Coleoptera</i>	0.01		22.67	< <b>0.001</b>	-0.01	0.001	19.65	< <b>0.001</b>
<i>Dermoptera</i>	0.002		0.158	0.31	-0.003		0.59	0.44
<i>Diptera</i>	-0.01	0.001	10.24	< <b>0.001</b>	0.004	-0.001	3.47	< <b>0.05</b>
<i>Ephemeroptera</i>	-0.001		0.001	< <b>0.01</b>	0.001		1.17	0.28
<i>Hemiptera</i>	0.01	-0.001	3.84	< <b>0.05</b>	-0.001		16.14	< <b>0.001</b>
<i>Hymenoptera</i>	-0.01		15.55	< <b>0.001</b>	0.001		0.89	0.35
<i>Lepidoptera</i>	-0.01		4.76	< <b>0.05</b>	0.001		0.23	0.37
<i>Mecoptera</i>	-0.001		0.54	0.46	-0.01	0.01	12.54	< <b>0.001</b>
<i>Neuroptera</i>	-0.02		2.23	0.14	0.07	-0.001	2.84	<b>0.05</b>
<i>Opilionida</i>	0.01	-0.001	2.72	0.07	0.03	-0.001	36.63	< <b>0.001</b>
<i>Orthoptera</i>	0.02	-0.001	11.34	< <b>0.001</b>	-0.01		64.81	< <b>0.001</b>





**Fig. 2:** Individual responses of butterfly (a), bumblebee (b) and beetle (c) species to baulks and groves predicted by GLM (with abundances of species as dependent variables and distance from both types of margins as explanatory variables). Only species significantly affected by each margin are listed. Responses of particular species are denoted by curves with following abbreviations: (a) *Aglais urticae* (AglUrt), *Aphantopus hyperantus* (AphHyp), *Araschnia levana* (AraLev), *Coenonympha glycerion* (CoeGly), *Hesperia comma* (HesCom), *Lasiommata maera* (LasMae), *Lycaena hippothoe* (LycHip), *Lycaena phlaeas* (LycPhl), *Lycaena virgaureae* (LycVir), *Maniola jurtina* (ManJur), *Melanargia galathea* (MelGal), *Melitaea athalia* (MelAth), *Pararge aegeria* (ParAeg), *Polyommatus amandus* (PolAma), *Thymelicus lineola* (ThyLin), *Vanessa cardui* (VanCar); (b) *Bombus bohemicus* (BomBoh), *Bombus pascuorum* (BomPas), *Bombus terrestris* (BomTer), *Bombus soroeensis* (BomSor), *Bombus sylvarum* (BomSyl), *Bombus rupestris* (BomRup); (c) *Anoplotrupes stercorosus* (AnoSte), *Anthaxia quadripunctata* (AntQua), *Anthaxia quercata* (AntQue), *Antherophagus nigricornis* (AntNig), *Aphodius rufipes* (AphRuf), *Athous haemorrhoidalis* (AthHae), *Brachypterus glaber* (BraGla), *Carabus granulatus* (CarGra), *Coccinella septempunctata* (CocSep), *Cryptocephalus moraei* (CryMor), *Cryptocephalus sericeus* (CrySer), *Chrysanthia viridissima* (ChrVir), *Chrysolina fastuosa* (ChrFas), *Dasytes obscurus* (DasObs), *Harpalus affinis* (HarAff), *Lamprohiza splendidula* (LamSpl), *Nicrophorus interruptus* (NicInt), *Nicrophorus*

*investigator* (NicInv), *Nicrophorus humator* (NicHum), *Nicrophorus vespillo* (NicVes), *Nicrophorus vespilloides* (NicVesp), *Ontholestes murinus* (OntMur), *Otiorhynchus ligustici* (OtiLig), *Oxythyrea funesta* (OxyFun), *Phyllopertha horticola* (PhyHor), *Rhagonycha fulva* (RhaFul), *Rhagonycha lignosa* (RhaLig), *Silpha obscura* (SilObs), *Silpha tristis* (SilTri), *Thanatophilus rugosus* (ThaRug).

## Discussion

### *Immediate effects of grassland management*

Our results show that each investigated group of invertebrates responded to grassland management individually. Mowing significantly affected the composition and abundance of higher taxa and beetles, but no effects were observed for lepidopterans and bumblebees (Table 1). Less mobile groups, mostly unable to fly, such as *Opilionida*, *Dermaptera* and *Collembola* were negatively associated with mown areas (Table 2). These groups might be strongly affected by mowing through direct mortality of individuals [39, 35] and habitat deterioration, both due to their limited dispersal abilities when compared to winged groups. On the contrary, the abundance of some highly mobile groups (*Diptera*, *Hemiptera* and *Coleoptera*) tended to increase in the samples from cut areas (Table 2). We suggest the following hypotheses to justify the investigated trend.

First, the mowing immediately depletes the majority of food resources in cut plots [21]. Simultaneously, the representatives of the three taxa that showed a positive response to mowing belong mainly to species with high dispersal abilities. Depleted food supply may drive the mobile species to seek intensively more suitable patches with plentiful resources [60]. Due to the intensive movements across the area the probability of “being caught” may therefore increase. Second, the attractiveness of YWPT may increase simultaneously with the removal of flowering plants. Third, increased numbers of individuals in the traps may attract necrophagous beetles (e.g. *Nicrophorus* spp., *Silpha* spp., *Thanatophilus sinuatus* etc.). These beetles are mostly mobile species their survival depends upon their ability to quickly track decaying food resources [61]. Hence, they may further increase the ultimate numbers of arthropods found in the traps situated within the cut areas.

On the other hand, some mobile groups such as lepidopterans, bumblebees and others (see Table 1, 2) appeared to be unaffected by mowing. This may indicate that other factors could have affected these groups more significantly in our study area. This will be further discussed where we emphasize the crucial role of time and landscape structure for the invertebrate communities of submontane grasslands.

Unlike mowing, grazing did have direct effects on just one group, the bumblebees. A detailed view into the life-cycle of these social insects may explain the discrepancy in the results. Bumblebees live in nests, which vary in size. The numbers of individuals living in each nest differ both amongst species and within species, but in general these nests are made of tens or even hundreds of individuals [62]. Hence even a coincidental occurrence of one or few nests within the study plot may influence the results. The abundance of particular bumblebee species varies during the vegetation period, according to the life-stage of the nest. As some species emerge earlier, and others late in the season, they reach their maximum abundance in slightly different periods of time. The grazing was not carried out continuously throughout the vegetation period, thus it could not have affect all species equally. For example, *Bombus soroeensis* showed a significant negative response to grazing, although this could somewhat reflect their natural decrease in numbers towards the end of their annual cycle. Similarly, *B. ruderarius* appeared to be supported by grazing. Yet the real explanation of this pattern consists in the fact, that the species naturally reached their maximum numbers coincidentally in the period when grazing was not carried out.

This hypothesis of “methodical artefact” seems to be supported by the vague response of other investigated groups found to be unaffected by grazing. Concurring with Batáry et al. [17, 63], we highlighted the role of different grazing pressure on composition of insect communities. Considering that grazing intensity in our plots reached only 0.82 and 0.84 cattle/ha, we regard this low intensity grazing as an explanation for the reduced observed significant effects.

### ***Long-term effects of management***

We investigated four types of management, (mowed plots, grazed plots, combination of both or no management during the vegetation period until the end of September) using both ordination methods and rarefaction curves.

Unlike the previous, immediate effects, the importance of grazing emerges in the long time scale. Either grazing alone or combined with mowing significantly affected higher taxa, beetles and bumblebees abundance, whereas long-term effects of mowing were only significant for bumblebees (Table 3). Delayed influence of grazing, only apparent after years of management treatment, may lie in its low intensity reaching 0.82 and 0.84 cattle/ha. Under such a low grazing pressure, the vegetation composition changes slowly [64], followed by a slow response of invertebrate communities. In this study, cattle did not graze sufficiently in the whole area, thus the numerous patches of vegetation remained ungrazed. These may have resulted in shift of plant composition towards lower numbers of competitive species, further influencing invertebrate communities.

Weak long-term response of invertebrates to mowing can be interpreted as follows: The most part of sampled individuals belonged to the species associated with treeless habitats. These habitats are strongly dependent on disturbance of natural succession resulting in formation of forest [6]. It is observable that low intensity mowing, i. e. once *per annum*, distinguished in time and space, represents a suitable type of management in the long-term approach [65, 21]. Although mowing immediately decreases the abundance of insect individuals [66, 39], its benefits consist in reliable suppression of both trees and competitive species of plants, often dominant grasses [67]. This effect ensures a substantial diversity of plant species, with flowering dicotyledons included, which probably support the diversity of various guilds of insects [68, 69], the next constituent of the food chain. In other words, grassland invertebrates must be adapted to certain level of disturbance.

These hypotheses are in accordance with the results of rarefaction curves (Fig. 1), constructed to reveal an association between each type of regime and species richness of each particular site. Mowing appeared to be the most appropriate regime of management with regard to species richness of butterflies, bumblebees and a number of higher taxa. On the contrary, the lowest species richness was attributed to the plots managed by single grazing regime followed by patches without any management during the season. We stress that combined regime of both mowing and grazing supported comparatively higher species richness amongst taxa than two previously mentioned (Fig. 1). Our explanation for this trend consists in the fact that competitive plants, mainly grasses, which benefit from too low intensity of grazing, are probably partly suppressed by mowing.

Lastly, the most common feature throughout the analyses of both time-scales of management was the high proportion of data variability explained by the factor “time”. Thus, the seasonality plays an important role in species composition and abundance of invertebrates associated with submontane meadows. The altitude of our study sites varied from 750 to 780 m a. s. l., substantially reducing the length of vegetation season compared to lowland areas [42]. The shorter the season with good climatic conditions, the more significant the role of seasonality tends to play in invertebrates, because their development is strongly determined

by temperature and moisture [70, 71]. According to our results, the majority of invertebrates associated with submontane grasslands reach their maximum abundance in the middle of summer, i.e. end of June/ early July. Hence we emphasize the role of suitable timing of particular management measure, especially mowing which directly influences the less mobile taxa and insect larval stages [66, 39].

### ***Effect of linear landscape components***

We examined the importance of two types of linear landscape components – grass baulks and tree groves – for arthropod communities of submontane grasslands. First, using direct ordination methods, we have found unexpectedly strong significant effect of local landscape structure on the community composition of arthropods (Table 4). We then used GLM to provide the responses on the level of higher taxa. The majority of higher taxa tended to occur close to both types of margins (Table 5), from where the animals may take advantage from the specific microclimate and sheltered environment [72, 28]. On the contrary, the abundance of beetles and spiders significantly grew towards the centre of the meadows, i.e. with the increasing distance from both types of margins. This might be attributed to the trends in the most abundant species belonging to the groups closely bound to structured vegetation (e.g. beetles: *Anthaxia* spp., *Rhagonycha* spp., *Phyllopertha horticola*, *Oxythyrea funesta* – see Fig. 2c and spiders, for instance *Xysticus* spp., *Pachygnatha degeeri*, *Pardosa palustris*).

Finally, GLM were used to reveal responses of individual species within lepidopterans, bumblebees and beetles (Figs 2a, b and c). Lepidoptera were strongly and positively affected by both grass baulks and groves on the level of species. The majority of butterfly species was nested closely along the linear components, including typical grassland dwellers, such as ringlets *Maniola jurtina* and *Aphantopus hyperanthus*, coppers *Lycaena virgaureae* and *L. hippothoe* or skipper *Hesperia comma* (Fig. 2a). Such a strong response might be interpreted as a consequence of the environs being more sheltered nearby the edges with grown vegetation compared to the regularly disturbed area of meadows [28]. Lepidopterans may use the margins as windbreaks, but also as a refuge from predation [36]. Finally, linear landscape features may serve as corridors for many species, including butterflies [73].

In contrast, bumblebees were not influenced by the presence of groves (see Table 4). This may be due to the fact that bumblebees are able to fly even in harsh conditions [62], i.e. low temperatures, windy and even rainy weather, thus they do not need as much shelter as butterflies require. Alternatively, this trend may reflect individual demands of each species on nesting sites and flowers as nectar and pollen resources [74], which might be the explanation for individual trends in abundance of particular species (Fig. 2b).

### ***Conservation summary***

Our study was performed in the submontane treeless area managed for at least five years under Czech AES. The grasslands of the study site were treated with low intensity grazing and cautious mowing. The farmer joined some above- standard measures integrated in the Czech AES (i.e. gradual mowing of particular blocks and uncut strips left for the whole vegetation season). Despite the nature-friendly agricultural management, we have found significant immediate impacts of mowing and, simultaneously, long-term effects of grazing on invertebrate communities structure. On short time-scale, mowing negatively influenced, above all, less mobile taxa, unable to fly. In contrast, long-term mowing performed once per year supported the highest species richness within most of investigated taxa. Despite these findings, time played the most important role in species composition and abundance of invertebrates associated with submontane grasslands. Additionally, both types of margins, i.e. grass baulks and tree groves substantially affected the arthropod community structure. The

majority of investigated groups were positively associated with these linear structures. Therefore, we suggest the following recommendations based on our results:

(i) As the time was the most important predictor for grassland invertebrates of the submontane zone and mowing also appeared to be a determining factor in a short-time span, we emphasize the key role of appropriate timing for this treatment. The maximum abundances of invertebrates were detected approximately at the end of June and beginning of July, this therefore seems to be the worst time for mowing. Despite this, we sampled almost entirely adults. On the other hand, immobile larval stages reach their maxima earlier in the season. Thus we recommend postponement of the mowing to the second half of July. Moreover, the mowing period should be split into no less than two gradual stages to ensure at least part of the swards being undisturbed; (ii) Additionally, uncut strips left until the beginning of the next vegetation season may help to mitigate negative effects of mowing; (iii) These strips might support the main part of grassland arthropods, especially if located along the permanent landscape features as grass baulks and forest groves (but there may also be general positive effects of all borders due to heterogeneity increase); (iv) The establishment of linear structures can substantially increase the biological value of agroecosystems, primarily in the conditions of Central European farmland, recently affected by agricultural intensification.

In conclusion, AES can promote biodiversity when applied cautiously, but there is still chance for improvement. The main future goal should be to motivate farmers to join the above-standard AES measurements.

### **Acknowledgements**

We are very grateful to F. Trnka and R. Gabriš for determination of beetles. V. Smetana deserves many thanks for problematic bumblebee species determination and helpful comments on their ecology. We are much obliged to I. Pur, the nature-friendly-thinking owner of the farmland where the survey took place. V. Marková and A. Gouveia kindly checked our English. Last but not least we thank two anonymous referees. Funding of the research project was provided by the Ministry of the Environment of the Czech Republic (VaV SP/2D3/155/08).

## References

- [1] Bos J.A.A., Urz R., Late Glacial and early Holocene environment in the middle Lahn river valley (Hessen, central-west Germany) and the local impact of early Mesolithic people – pollen and macrofossil evidence, *Veget. Hist. Archaeobot.*, 2003, 12, 19-36
- [2] Kalis A.J., Merkt J., Wunderlich J., Environmental changes during the Holocene climatic optimum in central Europe – human impact and natural causes, *Quaternary Sci. Rev.*, 2003, 22, 33-79
- [3] Kreuz A., Closed forest or open woodland as natural vegetation in the surroundings of Linearbandkeramik settlements?, *Veget. Hist. Archaeobot.*, 2008, 17, 51-64
- [4] Gustavsson G., Lemdahl G., Gaillard M.J., Abrupt forest ecosystem change in SW Sweden during the late Holocene, *The Holocene*, 2009, 19, 691-702
- [5] Di Giulio M., Edwards P.J., Meister E., Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure, *J. Appl. Ecol.*, 2001, 38, 310-319
- [6] Konvicka M., Benes J., Cizek O., Kopecek F., Konvicka O., Vitaz L., How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera:Pieridae) from its former stronghold, *J. Insect. Conserv.*, 2008, 12, 519-525
- [7] Sjödin N.E., Bengtsson J., Ekblom B., The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects, *J. Appl. Ecol.*, 2008, 45, 763-772
- [8] WallisDeVries M.F., Parkinson A.E., Dulphy J.P., Sayer M., Diana E., Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems, 4. Effects on animal diversity, *Grass Forage Sci.*, 2007, 62, 185-197
- [9] Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?, *Trends Ecol. Evol.*, 2003, 18, 182-188
- [10] Dover J.W., Spencer S., Collins S., Hadjigeorgiou I., Rescia A., Grassland butterflies and low intensity farming in Europe, *J. Insect. Conserv.*, 2011, 15, 129-137
- [11] Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J., Pywell R.F., The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK, *Biol. Conserv.*, 2004, 119, 1-18
- [12] Gabriel D., Roschewitz I., Tschardt T., Thies C., Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture, *Ecol. Appl.*, 2006, 16, 2011-2021
- [13] Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., Peeters T. et al., Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands, *Science*, 2006, 313, 351-354
- [14] Van Dyck H., Van Strien A.J., Maes D., Van Swaay C.A.M., Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use, *Conserv. Biol.*, 2009, 23, 957-965
- [15] Carvell C., Roy D.B., Smart S.M., Pywell R.F., Preston C., Goulson D., Declines in forage availability for bumblebees at a national scale, *Biol. Conserv.*, 2006, 132, 481-489
- [16] Donald P.F., Pisano G., Rayment M.D., Pain D.J., The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2002, 89, 167-182
- [17] Batáry P., Báldi A., Erdős S., Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects, *Biodivers. Conserv.*, 2007, 16, 871-881
- [18] MacDonald D., Crabtree J.R., Wiesinger G., Dax T., Stamou N., Fleury P. et al., Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response, *J. Environ. Manage.*, 2000, 59, 47-69
- [19] Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O., Kunin W.E., Global pollinator declines: trends, impacts and drivers, *Trends Ecol. Evol.*, 2010, 25, 345-353
- [20] Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M., Sieman E., The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes, *Science*, 1997, 277, 1300-1302
- [21] Cizek O., Zamecnik J., Tropek R., Kocarek P., Konvicka M., Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows, *J. Insect. Conserv.*, 2012, 16, 215-226
- [22] Skaloš J., Patterns and changes of intensively utilised agricultural landscape in the Czech Republic between 1937 and 2002, aerial photography analysis, *Ekologia*, 2006, 21, 232-248

- [23] Baur B., Cremene C., Groza G., Rakosy L., Schileyko A., Baur A. et al., Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania, *Biol. Conserv.*, 2006, 132, 261-273
- [24] Poschlod P., WallisDeVries M.F., The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past, *Biol. Conserv.*, 2002, 104, 361-376
- [25] Woodcock B.A., Pywell R.F., Roy D.B., Rose R.J., Bell D., Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities, *Biol. Conserv.*, 2005, 125, 193-202
- [26] Duelli P., Obrist M.K., Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands, *Basic Appl. Ecol.*, 2003, 4, 129-138
- [27] Lye G.C., Osborne J.L., Park K.J., Goulson D., Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment, *J. Insect. Conserv.*, 2012, 16, 697-707
- [28] Merckx T., Feber R.E., Riordan P., Townsend M.C., Bourn N.A.D., Parsons M.S. et al., Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2009, 130, 177-182
- [29] Fox R., Asher J., Brereton T., Roy D., Warren M., The state of butterflies in Britain and Ireland, Nature Bureau, Newbury, 2006
- [30] Stoate C., Baldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon I., van Doorn A. et al., Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe – a review, *J. Environ. Manage.*, 2009, 91, 22-46
- [31] OECD, Mesures agro-environnementales: Tour d’horizon des évolutions. Groupe de travail mixte sur l’agriculture et l’environnement, Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 2003
- [32] Blomqvist M.M., Tamis W.L.M., de Snoo G.R., No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes, *Basic Appl. Ecol.*, 2009, 10, 368-378
- [33] Reger B., Otte A., Waldhardt R., Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape, *Landscape Urban Plan.*, 2007, 81, 104-113
- [34] Marini L., Fontana P., Battisti A., Gaston K.J., Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2009, 132, 232-236
- [35] Humbert J.-Y., Ghazoul J., Richner N., Walter T., Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans, *Biol. Conserv.*, 2012, 152, 96-101
- [36] Merckx T., Feber R.E., Mclaughlan C., Bourn N.A.D., Parsons M.S., Townsend M.C. et al., Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2010, 138, 147-151
- [37] Schmidt M.H., Roschewitz I., Thies C., Tschardt T., Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders, *J. Appl. Ecol.*, 2005, 42, 281-287
- [38] Ekroos J., Heliölä J., Kuussaari M., Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes, *J. Appl. Ecol.*, 2010, 47, 459-467
- [39] Humbert J.Y., Ghazoul J., Richner N., Walter T., Hay harvesting causes high orthopteran mortality, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2010, 139, 522-527
- [40] Debano S., Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona, *Biodivers. Conserv.*, 2006, 15, 2547-2564
- [41] Krüess A., Tschardt T., Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps, *Conserv. Biol.*, 2002, 16, 1570-1580
- [42] Tolasz R., Míková T., Valeriánová A., Voženilek V., Climate atlas of Czechia, 1<sup>st</sup> edition, Univerzita Palackého v Olomouci – ČHMÚ, Olomouc – Praha, 2007
- [43] Paoletti M.G., Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 1999, 74, 1-18
- [44] Maleque M.A., Maeto K., Ishii H.T., Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with focus on plantation forests, *Appl. Entomol. Zool.*, 2009, 44, 1-11
- [45] Cameron S.A., Hines H.M., Williams P.H., A comprehensive phylogeny of the bumble bees (*Bombus*), *Biol. J. Linnean Soc.*, 2007, 91, 161-188
- [46] Kells A., Goulson D., Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK, *Biol. Conserv.*, 2003, 109, 165-174

- [47] Goulson D., Lye G.C., Darvill B., Decline and conservation of bumblebees, *Annu. Rev. Entomol.*, 2008, 53, 191-208
- [48] Novotny V., Miller S.E., Baje L., Balagawi S., Basset Y., Cizek L. et al., Guild-specific patterns of species richness and host specialization in plant-herbivore food webs from a tropical forest, *J. Anim. Ecol.*, 2010, 79, 1193-1203
- [49] Moericke V., Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzblattlaus *M. ersicae* (Sulz), *Nachrbl. Dtsch. Pflzschutzd.*, 1951, 3, 23-24
- [50] Monsevičius V., Comparison of three methods of sampling wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Ėpkeliai Nature Reserve (South Lithuania), *Ekologija*, 2004, 4, 32-39
- [51] Campbell J.W., Hanula J.L., Efficiency of Malaise traps and coloured pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems, *J. Insect Conserv.*, 2007, 11, 399-408
- [52] Kuras, T., Beneš, J., Konvička, M., Differing habitat affinities of four *Erebia* species (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae) in the Hruby Jeseník Mts, Czech Republic, *Biología*, 2000, 55, 169-175
- [53] Mochida O., Suryana T., Occurrence of the brown planthopper, *Nilaparvata lugens* (Homoptera: Delphacidae), on rice in Indonesia, *Rice Entomol. Newsl.*, 1976, 4, 39
- [54] Boiteau G., Effect of trap color and size on relative efficiency of water-pan traps for sampling alate aphids (Homoptera: Aphididae) on potato, *J. Econ. Entomol.*, 1990, 83, 937-942
- [55] Blades D.C.A., Marshall S.A., Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: Synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. pp 221-284. In: A.T. Finnamore, S.A. Marshall (Eds.), *Terrestrial Arthropods of Peatlands, with Particular Reference to Canada*, Symposium volume on Peatland Arthropods. *Mem. ent. Soc. Can. No. 169.*, 1994, 221-284
- [56] Evans E.W., Bailey K.W., Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling, *J. Kansas Entomol. Soc.*, 1993, 66, 214-222
- [57] Leksono A.S., Takada K., Koji S., Nakagoshi N., Anggraeni T., Nakamura K., Vertical and seasonal distribution of flying beetles in a suburban temperate deciduous forest collected by water pan trap, *Insect. Sci.*, 2005, 12, 199-206
- [58] Schowalter T.D., *Insect Ecology. An Ecosystem Approach* (3rd edition), Academic Press, London, 2006
- [59] Rainio J., Niemelä J., Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators, *Biodivers. Conserv.*, 2003, 12, 487-506
- [60] Hossain Z., Gurr G.M., Wratten S.D., Raman A., Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and 'refuge' crop strips. *J. Appl. Ecol.*, 2002, 39, 445-454
- [61] Hanski I. Slansky F., Rodrigues J.G., *Nutritional ecology of insects, mites, stidery and related invertebrates: An overview*, Oxford University Press, New York, 1987
- [62] Goulson D., *Bumblebees. Behaviour, Ecology and Conservation*, Oxford University Press, New York, 2010
- [63] Batáry P., Báldi A., Samu F., Szűts T., Erdős S., Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures?, *Biol. Conserv.*, 2008, 141, 2062-2070
- [64] Matějková I., van Diggelen R., Prach K., An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing, *Appl. Veg. Sci.*, 2003, 6, 161-168
- [65] Rundlof M., Bengtsson J., Smith H.G., Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *J. Appl. Ecol.*, 2008, 45, 813-820
- [66] Humbert J.-Y., Ghazoul J., Walter T., Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2009, 130, 1-8
- [67] Gibson D.J., *Grasses and grassland ecology*, Oxford University Press, Oxford, 2009
- [68] Hutchinson G., Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.*, 1959, 93, 145-159
- [69] Knop J.M.H., Tilman D., Haddad N.M., Naeem S., Mitchell C.E., Haarstad J. et al., Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity, *Ecol. Lett.*, 1999, 2, 286-293
- [70] Bale J.S., Insects at low temperature: a predictable relationship? *Funct. Ecol.*, 1991, 5, 291-298
- [71] Tauber M., Tauber C.A., Nyrop J.P., Villani M.G., Moisture, a vital but neglected factor in the seasonal ecology of insects: hypotheses and tests of mechanisms, *Environ. Entomol.*, 1998, 27, 523-530



- [72] Maudsley M.J., A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain, *J. Environ. Manage.*, 2000, 60, 65-76
- [73] Davies Z.G., Pullin A.S., Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach, *Landscape Ecol.*, 2007, 22, 333-351
- [74] Connop S., Hill T., Steer J., Shaw P., The role of dietary breadth in national bumblebee (*Bombus*) declines: Simple correlation?, *Biol. Conserv.*, 2010, 143, 2739-2746

**Table 1:** Immediate responses of invertebrates to grassland management modelled by ordination analyses (with pooled abundances within taxa as dependent variables). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**

**Table 2:** Immediate individual responses of invertebrate taxa to management predicted by generalized linear models (with pooled abundances within taxa as dependent variables and two management treatments, mowing and grazing as explanatory variables). Taxa were divided according to their dispersal abilities. High mobile taxa were those represented by flying species, less mobile group included wingless taxa. Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**.

**Table 3:** Influences of long-term grassland management on invertebrate communities tested by ordination methods (with pooled abundances within taxa as dependent variables and four types of management treatments carried out on the plots identically for at least five consecutive years as explanatory variables). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**.

**Fig. 1:** Total number of taxa (a) and species richness within targeted groups (b, c, d) detected on plots managed by specific management treatment for at least five consecutive years. Mown plots depicted by dash-and-dot line (- · - ·), grazed plots by dashed (- - -), plots with combination of mowing and grazing by solid (—) and plots without management represented by dotted (·····) line.

**Table 4:** Effects of linear landscape structures, i.e. groves and baulks, on investigated groups of grassland arthropods predicted by ordination analyses (with pooled abundances within taxa as dependent variables and distance from both types of margins as explanatory variables). Baulks were perennial treeless strips (breadth 5-10 m); groves were similar strips with matured trees providing shady shelter (breadth 10-15 m). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**.

**Table 5:** Individual effects of both types of linear landscape structures (groves, baulks) on particular taxa of invertebrates associated with grasslands, predicted by GLM (with pooled abundances within taxa as dependent variables and distance from both types of margins as explanatory variables). Factors with significant impact on the taxa and their p-values are listed **in bold**.

**Fig. 2:** Individual responses of butterfly (a), bumblebee (b) and beetle (c) species to baulks and groves predicted by GLM (with abundances of species as dependent variables and distance from both types of margins as explanatory variables). Only species significantly affected by each margin are listed. Responses of particular species are denoted by curves with following abbreviations: (a) *Aglais urticae* (*AglUrt*), *Aphantopus hyperantus* (*AphHyp*), *Araschnia levana* (*AraLev*), *Coenonympha glycerion* (*CoeGly*), *Hesperia comma* (*HesCom*), *Lasiommata maera* (*LasMae*), *Lycaena hippothoe* (*LycHip*), *Lycaena phlaeas* (*LycPhl*), *Lycaena virgaureae* (*LycVir*), *Maniola jurtina* (*ManJur*), *Melanargia galathea* (*MelGal*), *Melitaea athalia* (*MelAth*), *Pararge aegeria* (*ParAeg*), *Polyommatus amandus* (*PolAma*), *Thymelicus lineola* (*ThyLin*), *Vanessa cardui* (*VanCar*); (b) *Bombus bohemicus* (*BomBoh*), *Bombus pascuorum* (*BomPas*), *Bombus terrestris* (*BomTer*), *Bombus soroeensis* (*BomSor*), *Bombus sylvarum* (*BomSyl*), *Bombus rupestris* (*BomRup*); (c) *Anoplotrupes stercorosus*

*(AnoSte)*, *Anthaxia quadripunctata (AntQua)*, *Anthaxia quercata (AntQue)*, *Antherophagus nigricornis (AntNig)*, *Aphodius rufipes (AphRuf)*, *Athous haemorrhoidalis (AthHae)*, *Brachypterus glaber (BraGla)*, *Carabus granulatus (CarGra)*, *Coccinella septempunctata (CocSep)*, *Cryptocephalus moraei (CryMor)*, *Cryptocephalus sericeus (CrySer)*, *Chrysanthia viridissima (ChrVir)*, *Chrysolina fastuosa (ChrFas)*, *Dasytes obscurus (DasObs)*, *Harpalus affinis (HarAff)*, *Lamprohiza splendidula (LamSpl)*, *Nicrophorus interruptus (NicInt)*, *Nicrophorus investigator (NicInv)*, *Nicrophorus humator (NicHum)*, *Nicrophorus vespillo (NicVes)*, *Nicrophorus vespilloides (NicVesp)*, *Ontholestes murinus (OntMur)*, *Otiorhynchus ligustici (OtiLig)*, *Oxythyrea funesta (OxyFun)*, *Phyllopertha horticola (PhyHor)*, *Rhagonycha fulva (RhaFul)*, *Rhagonycha lignosa (RhaLig)*, *Silpha obscura (SilObs)*, *Silpha tristis (SilTri)*, *Thanatophilus rugosus (ThaRug)*.

Table 1

Model	Sum of all canonical eigenvalues	Test of all canonical axes	Explanatory variables	Test
RDA, Higher-taxa	4,3%	F = 22.11, p < 0.05	Grazing <b>Mowing</b> <b>Time</b>	F=2.67, p=0.19 <b>F=13.75, p&lt;0.05</b> <b>F=49.39, p&lt;0.05</b>
RDA, <i>Coleoptera</i>	1%	F = 2.34, p < 0.001	Grazing <b>Mowing</b> <b>Time</b>	F=1.66, p=0.19 <b>F=1.51, p=0.05</b> <b>F=3.85, p&lt;0.05</b>
CCA, <i>Lepidoptera</i>	50%	F = 5.98, p < 0.01	Grazing Mowing <b>Time</b>	F=0.18, p=0.93 F=2.67, p=0.07 <b>F=15.83, p&lt;0.01</b>
CCA, <i>Bombus s.l.</i>	21%	F = 3.55, p < 0.01	<b>Grazing</b> Mowing <b>Time</b>	<b>F=3.57, p&lt;0.05</b> F=1.50, p=0.216 <b>F=5.52, p&lt;0.05</b>

Table 2

Dispersal	Taxon	Mowing			Grazing				
		Regression coefficient B	B <sup>2</sup>	F	p	Regression coefficient B	B <sup>2</sup>	F	P
<b>High mobile</b>	<i>Coleoptera</i>	0.96		53.13	< <b>0.001</b>	0.07		0.04	0.15
	<i>Diptera</i>	0.37		22.47	< <b>0.001</b>	-0.04		0.45	0.17
	<i>Ephemeroptera</i>	-8.25		2.00	0.16	-7.64		0.16	0.31
	<i>Hemiptera</i>	-1.36	1.78	6.26	< <b>0.01</b>	0.25		0.61	0.43
	<i>Hymenoptera</i>	1.00	-0.99	3.62	< <b>0.05</b>	-0.49		3.21	0.07
	<i>Lepidoptera</i>	0.25		1.46	0.23	-0.85		1.75	0.18
	<i>Mecoptera</i>	0.11		0.10	0.25	-1.20		0.99	0.32
	<i>Neuroptera</i>	-0.88		0.16	0.31	-4.30		0.12	0.27
	<i>Orthoptera</i>	-2.38	2.31	4.19	< <b>0.01</b>	1.24		1.13	0.30
<b>Less mobile</b>	<i>Araneae</i>	-0.45		2.15	0.14	-1.96		3.03	0.08
	<i>Colembola</i>	-25.84		6.20	< <b>0.05</b>	-6.03		0.40	0.47
	<i>Dermaptera</i>	-0.02		< 0.001	< <b>0.05</b>	0.45		0.01	0.24
	<i>Opiliona</i>	-0.97		11.75	< <b>0.001</b>	0.47		1.13	0.30

Table 3

Model	Sum of all canonical eigenvalues	Test of all canonical axes	Explanatory variables – management types	Test
RDA, Higher-taxa	4.4%	F = 13.3, p < 0.001	<b>Grazing</b> Mowing <b>Unmanaged</b> <b>Grazing and mowing</b> <b>Time</b>	<b>F=4.49, p&lt;0.01</b> F=5.63, p=0.19 <b>F=3.17, p&lt;0.01</b> <b>F=4.19, p&lt;0.01</b> <b>F=49.92, p&lt;0.001</b>

RDA, <i>Coleoptera</i>	1.4%	F = 1.6, p < 0.05	Grazing	F=1.46, p=0.08
			Mowing	F=0.84, p=0.91
			Unmanaged	F=0.69, p=0.88
			<b>Grazing and mowing</b>	<b>F=1.49, p&lt;0.05</b>
			<b>Time</b>	<b>F=3.03, p&lt;0.01</b>
CCA, <i>Lepidoptera</i>	57.3%	F = 4.1, p < 0.01	Grazing	F=1.02, p=0.44
			Mowing	F=1.48, p=0.81
			Unmanaged	F=0.60, p=0.93
			Grazing and mowing	F=1.76, p=0.08
			<b>Time</b>	<b>F=15.83, p&lt;0.01</b>
CCA, <i>Bombus s.l.</i>	28%	F = 2.42, p < 0.01	<b>Grazing</b>	<b>F=2.21, p=0.05</b>
			<b>Mowing</b>	<b>F=1.91, p&lt;0.05</b>
			Unmanaged	F=1.71, p=0.14
			Grazing and mowing	F=1.48, p=0.15
			<b>Time</b>	<b>F=4.74, p&lt;0.05</b>

Table 4

Model	Sum of all canonical eigenvalues	Test of all canonical axes	Explanatory variables	Test
RDA, Higher-taxa	1.1%	F = 8.01, p < 0.001	Grove	F=5.93, p<0.001
			Baulk	F=10.20, p<0.001
RDA, <i>Coleoptera</i>	1.0%	F = 3.08, p < 0.001	Grove	F=1.97, p<0.01
			Baulk	F=4.20, p<0.001
CCA, <i>Lepidoptera</i>	11.3%	F = 1.99, p < 0.01	Grove	F=2.19, p<0.01
			Baulk	F=1.81, p<0.05
CCA, <i>Bombus s.l.</i>	16.2%	F = 2.74, p < 0.05	Grove	F=1.76, p=0.11
			Baulk	F=2.33, p<0.05

Table 5

Taxon	Grove				Baulk			
	Regression coefficient		F	P	Regression coefficient		F	P
	B	B <sup>2</sup>			B	B <sup>2</sup>		
<i>Araneae</i>	0.01		23.03	< <b>0.001</b>	0.02	-0.001	12.31	< <b>0.001</b>
<i>Colembola</i>	0.001		0.03	0.137	-0.01		2.17	0.14
<i>Coleoptera</i>	0.01		22.67	< <b>0.001</b>	-0.01	0.001	19.65	< <b>0.001</b>
<i>Dermoptera</i>	0.002		0.158	0.31	-0.003		0.59	0.44
<i>Diptera</i>	-0.01	0.001	10.24	< <b>0.001</b>	0.004	-0.001	3.47	< <b>0.05</b>
<i>Ephemeroptera</i>	-0.001		0.001	< <b>0.01</b>	0.001		1.17	0.28
<i>Hemiptera</i>	0.01	-0.001	3.84	< <b>0.05</b>	-0.001		16.14	< <b>0.001</b>
<i>Hymenoptera</i>	-0.01		15.55	< <b>0.001</b>	0.001		0.89	0.35
<i>Lepidoptera</i>	-0.01		4.76	< <b>0.05</b>	0.001		0.23	0.37
<i>Mecoptera</i>	-0.001		0.54	0.46	-0.01	0.01	12.54	< <b>0.001</b>
<i>Neuroptera</i>	-0.02		2.23	0.14	0.07	-0.001	2.84	<b>0.05</b>
<i>Opilionida</i>	0.01	-0.001	2.72	0.07	0.03	-0.001	36.63	< <b>0.001</b>
<i>Orthoptera</i>	0.02	-0.001	11.34	< <b>0.001</b>	-0.01		64.81	< <b>0.001</b>



**II. HOW SUCCESSFUL ARE AGRI-ENVIRONMENTAL SCHEMES IN  
PROMOTION OF ORTHOPTERAN COMMUNITIES: IMPACTS OF MOWING,  
GRAZING AND EDGES ON ORTHOPTERA OF SUBMONTANE GRASSLANDS**

Stanislav Rada, Monika Mazalová, Jan Šipoš, Tomáš Kuras

(Submitted to *Eur J Entomol*)



Stanislav RADA\*, Monika MAZALOVÁ, Jan ŠIPOŠ, Tomáš KURAS

Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, Tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc, Czech Republic

\*stanislav.rada@seznam.cz

## **How successful are agri-environmental schemes in promotion of orthopteran communities: impacts of mowing, grazing and edges on Orthoptera of submontane grasslands**

**Abstract:** Seminal grasslands managed by mowing and grazing are an important part of European landscape. Orthopterans are considered to be an appropriate indicator to assess the impact of agricultural management on grassland ecosystems. We studied effects of mowing, grazing and two kinds of edges on Orthoptera of submontane hay meadows and pastures in the Hrubý Jeseník Mts. (Czech Republic). Using sweep netting and pan trapping, we sampled orthopteran assemblages associated with the farmland managed for at least five years under Czech agri-environmental schemes. In total we collected 2253 individuals of orthopterans representing 14 species. The short-term impacts of mowing and grazing were tested by multivariate ordination analyses. The results indicate that mowing significantly decreased Orthoptera species abundance. Conversely, the response of orthopterans to grazing was not statistically significant and appeared to be species-specific. The abundance of acridid *Gomphocerippus rufus* increased substantially with grazing, which is in contrast with its negative response to mowing. The negative influence of mowing on grassland inhabitants can be mitigated by lower mowing frequency and by providing temporary uncut refuges. The results of generalized linear models showed significant increase of both species richness and total abundance of Orthoptera towards the baulks. Therefore, the refuges should be established primarily along grass baulks or similar types of permanent grassy edges. As a general rule an effort should be made when managing grasslands to ensure the highest habitat heterogeneity, which is still partially lacking in existing Czech agri-environmental schemes.

Key words: baulk, edge distance, grassland ecosystems, grazing, management, mowing, Orthoptera

### **1. Introduction**

Mowing and grazing are prevailing types of management essential for maintenance of semi-natural grasslands. Grasslands cover substantial part of European landscape and host large number of (often endangered) species (Stoate et al., 2009; Hoste-Danyłow et al., 2010), therefore grasslands are of crucial importance for biodiversity. Nevertheless, agricultural intensification and abandonment of land caused large-scale decline in grassland biodiversity in last decades (Benton et al., 2003; Báldi et al., 2005; Batáry et al., 2007; Stoate et al., 2009; Čížek et al., 2012). Efforts have been made to mitigate this damage, particularly through richly funded agri-environmental schemes [AES]. However, existing practises with these schemes and their contribution to improve biodiversity are doubtful (Kleijn and Sutherland, 2003; Kleijn et al., 2006; Knop et al., 2006; Konvička et al., 2008; Blomqvist et al., 2009; Stoate et al., 2009). Thus there is an urgent need to study the response of grassland ecosystems to performed management and to obtain knowledge on how to manage grasslands aiming to maintain diversified invertebrates communities. These play the key role in

provision of essential ecosystem services like pollination, decomposition and sustainable soil fertility (Tscharntke et al., 2005; Balvanera et al., 2006; Potts et al., 2009).

Orthopterans are one of the major groups associated primarily with grassland ecosystems (Marini et al., 2009a; Keßler et al., 2012) and represent an important part of the food chain. They consume substantial amounts of plant biomass (Köhler et al., 1987; Blumer & Diemer, 1996; Zhong-Wei et al., 2006) and are also a common source of food for other invertebrate and vertebrate predators (Belovski & Slade, 1993; O'Leske et al., 1997; Gardner & Thompson, 1998; Danner & Joern, 2004). According to numerous studies, orthopterans are good indicators of the ecosystem health (Báldi & Kisbenedek, 1997; O'Leske et al., 1997; Andersen et al., 2001; Kruess & Tscharntke, 2002; Kampmann et al., 2008; Fartmann et al., 2012). The bioindicative potential of Orthoptera can be used for the assessment of various types of management conducted on agricultural grasslands; the resultant findings will contribute to the knowledge of how to maintain grassland ecosystems taking into account the conservation of biodiversity.

Short-term responses of orthopteran assemblages to mowing were studied in several places in Europe and were found to be predominantly negative (Gardiner & Hill, 2006; Gardiner & Hassall, 2009; Humbert et al., 2010; Čížek et al., 2012). In long-term view, higher intensity of mowing management negatively affects both orthopteran species richness and abundance (Marini et al., 2008; 2009a; 2009b). In contrast, the negative influence of abandonment (complete absence of mowing) was also observed (Marini et al., 2009c). Impacts of grazing on Orthoptera were analysed several times, but often with mixed or ambiguous outcomes (Fielding et al., 2001; Kruess & Tscharntke, 2002; O'Neill et al., 2003; Batáry et al., 2007; O'Neill et al., 2010). The influences of grazing appear to depend on a diversity of factors, including the weather (Fielding et al., 2001) and grazing intensity (Kruess & Tscharntke, 2002; Fabriciusová et al., 2011).

Edge effects are a broad problem which have been often studied and discussed from different points of view (Ries et al., 2004). Some studies examined the topic of edges with Orthoptera as targeted taxa (e.g., Guido & Gianelle, 2001; Ewers & Didham, 2006). However, to our knowledge, there are no studies based on the analysis of the effects of edge character and distance from the edge, on orthopterans, in relation to the grassland management.

The aim of this study was to evaluate the short-term impacts of mowing and grazing on Orthoptera assemblages of submontane grasslands and to analyse the influences of edge character and distance. The response of Orthoptera to the performed management can represent (to some extent) a response of the whole ecosystem, or at least of its insect communities. Based on our findings, we propose some recommendations for a "biodiversity-friendly" management of grasslands. These proposals are novel since the management effects were assessed in combination with edge impacts on orthopteran abundance and species richness.

## **2. Study area**

This study was performed in the submontane area of the Hrubý Jeseník Mts., in the north-eastern part of the Czech Republic, neighbouring Poland. The altitude varied from 730 to 830 m above sea level. The mean annual temperature is 6.5°C and long-term annual average rainfall is 900 mm (Tolasz, 2007). All study patches were situated close to each other in a grassland area of approximately 180 ha, almost completely surrounded by forest (GPS: 50°6'37.91"N, 17°3'17.48"E).

We selected 12 study plots which differed in management (mowing, grazing or both) and in timing of the treatments. As the agricultural management of the area was financially supported by the Czech AES, each type of management fulfilled its conditions, meaning that

the grazing intensity had to be lower than 1.5 cattle/ha (specifically it fluctuated from 0.82 to 0.84 cattle/ha) and the meadows were not fertilised. The meadows are managed by a single local farmer; all of them were cut once a year using rotary mower without conditioner (cutting height 6 cm). The majority of patches lied on gentle slopes, but two were on plain grounds. The patches were delimited by distinct boundaries – belts of trees, forest edges or baulks. For purpose of our study we considered two types of edge: 1) "baulks", i.e. grassy edges (these were formed by strips of set-aside land, which was mown only sporadically, often with recently planted trees; 2) "tree edges", i.e. belts of grown trees or forest edges. Average size of the individual patches was about 3 ha (the smallest covered the area of 0.6 ha, the largest the area of 6.7 ha).

The area was mown gradually in six steps between 29<sup>th</sup> of June 2010 and the 25<sup>th</sup> of August 2010. The cattle grazing started at the experimental pasture sites in mid-June and lasted for 30 days. Part of the patches was mown earlier, in the first week of July, and then grazed for approximately one month from the last term of August to the last week of September.

### **3. Material and methods**

#### **3.1. Data collection**

We sampled Orthoptera on the delimited patches in 2010. We recorded data on the performed management (i.e. timing of mowing and grazing) during regular field work. This information was supplied subsequently by the local farmer. The sampling was performed using two parallel methods: sweep netting and pan trapping.

Sweep netting is the most frequently used method for sampling Orthoptera (Gardiner et al. 2005). Representative numbers of sampling spots for each patch were derived from an area of particular patch (1 spot for 0.5 ha). For every sampling day we recorded 72 sampling spots in total, these were evenly and representatively spaced across the study patches. One sampling on a sampling spot comprised series of 10 sweeps. In the event of low and very low orthopteran abundances obtained, the number of sweeps was increased to 20 or 30, and then such abundances were divided by 2 or 3, respectively. We used this technique in order to encompass all species. The diameter of the sweep net was 35 cm. The sweep netting was conducted during three visits (23<sup>rd</sup> of July, 15<sup>th</sup> of August and 19<sup>th</sup> of September 2010), always between 10 a.m. and 5 p.m. All three visits were carried out in suitable weather conditions (none to mild wind, no rain, minimum temperature 17°C).

Pan trapping is frequently used to sample flying insects (Moericke, 1951; Duelli et al., 1999), but it can be successfully used also to sample Orthoptera (Evans & Bailey, 1993). The principle of trapping is very similar to pitfall traps, also used to sample Orthoptera (Gardiner et al., 2005). The pan traps were plastic bowls 15 cm in diameter and 8 cm deep, half filled with preserving liquid (water solution of sodium chloride enriched with commercial detergent). They were placed on the ground and if necessary, the immediate surrounding was adjusted to avoid shading from vegetation. The pan traps were disposed in transects across all patches; totalling 77 traps. Transects ran from one edge of a particular patch to another, or directly through more patches and their edges together (formed by baulks or belts of trees). The distance between each two traps was approximately 20 m; the distance in metres from the nearest grassy edge and the nearest tree edge was individually recorded for each trap. Some of the pan traps were placed directly into the edges. The samples were collected at approximately ten-day intervals (from 24<sup>th</sup> of July to 21<sup>st</sup> of September 2010; 10 collections in total).

Samples from pan traps were determined in the laboratory, adults were identified to the species level and nymphs to the family level. Sweep-netted individuals were determined directly in the field or later in the laboratory, the nomenclature follows Kočárek et al. (2005).

### 3.2. Statistical analyses

Multivariate analyses were performed with Canoco statistical software (version 4.5) for Windows (TerBraak & Šmilauer, 2002). Data sets obtained from sweep netting and pan trapping were analysed separately. We constructed both models calculating the sums of the abundances for each sample (sum of all adults, sum of all nymphs and total abundance of all orthopterans in the sample) and those based on abundances of individual species, to examine response of the whole assemblage in more detail. Consequently, four ordination models were constructed (model I: abundances of individual species obtained by sweep netting, model II: abundances of individual species obtained by pan trapping, model III: sum of abundances obtained by sweep netting, model IV: sum of abundances obtained by pan trapping).

The tested variables were mowing and grazing (explanatory variables) and abundances of individual orthopteran species (dependent variables). Mowing and grazing were scaled according to the gradual diminishing effect of the treatment. The categories of the management variables were distinguished by the number of days past after the treatment as follows: 3 (0-10 days after the treatment), 2 (11-30 days), 1 (31-60 days) and 0 (more than 60 days or without treatment). The covariables included in the analyses were time (coded as the number of days passed from the beginning of the year) and affiliation to the specific patch (1 to 12).

Species with the abundances lower than 1% of the total abundance were excluded from the analyses (Table 1). Some pan traps were occasionally damaged by wild animals grazing on the meadows (e.g. deer, boars etc.). These samples reached less than 7% of total number of samples and were calculated as the average abundance of each species in the remaining pan traps at the correspondent sampling date.

Detrended correspondence analysis (DCA; Hill & Gauch, 1980) was used to reveal a length of gradients in community dataset (using Canoco). The gradients in models I and II were long ( $> 3.5$ ), hence a canonical correspondence analysis (CCA; TerBraak, 1986) was used for subsequent analyses and graphical exploration, according to TerBraak & Šmilauer (2002). The gradients in models III and IV were short ( $< 3.5$ ), therefore a redundancy analysis (RDA; Legendre & Anderson, 1999) was used. CCA analyses were conducted with biplot scaling focused on inter-species distances; RDA analyses were conducted with scaling focused on inter-species correlations, species scores were divided by standard deviation and species were centred. We used the raw species data for the analyses. The ordination models were tested by Monte-Carlo permutation test assigned with restriction to temporal structure and block defined by covariables. Altogether 5000 permutations were used for full model. Forward selection procedure was used to test environmental variables. Furthermore, generalized linear models (GLM) with Poisson distribution and link function log were constructed to reveal individual responses of species. These analyses were computed by CanoDraw 4.0 for Windows; the best fitting models were selected according to Akaike's Information Criterion (AIC).

To test the impacts of patch edges on species richness and total abundance of Orthoptera we used data obtained only by pan trapping. We tested the impacts of baulks (i.e. grassy edges) and tree edges (edges formed by a belt of grown trees or forest margins) separately, using generalized linear models with link function log. Standard errors were corrected by quasi-poisson model. The effects of the explanatory variables were tested by the

analyses of deviance using F-test. These analyses were performed on the open source statistical computing environment R version 2.14.1 (R Development Core Team, 2011).

#### 4. Results

The number of individuals caught by both sampled methods totalled 2253, representing 14 orthopteran species. The most abundant species were *Omocestus viridulus* (Linné, 1758) and *Gomphocerippus rufus* (Linné, 1758). For detailed information see Table 1.

To find out the impacts of grassland management on the total abundance of orthopterans and on the numbers of representatives within individual species we constructed four ordination models. Testing of the ordination axes revealed all the constructed models (I–IV) to be statistically significant. Testing of the explanatory variables (mowing and grazing) showed statistically significant influence of mowing but not grazing in all four models ( $P < 0.05$ ). For overall results of models, see Tables 2–5 and Fig. 1.

Table 1. Numbers of individuals of orthopteran species and groups collected by both used methods. Species excluded from the analysis because of low abundances are marked by asterisks. Used nomenclature follows Kočárek et al. (2005).

	Sweep netting	Pan trapping
<i>Chorthippus apricarius</i> (Linné, 1758)	16	32
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linné, 1758)	77	75
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825) *	2	2
<i>Chorthippus paralellus</i> (Zetterstedt, 1821)	80	54
<i>Chrysochraon dispar</i> (Germar, 1834)	48	88
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay 1826)	27	89
<i>Gomphocerippus rufus</i> (Linné, 1758)	93	120
<i>Omocestus viridulus</i> (Linné, 1758)	57	306
<i>Tetrix undulata</i> (Sowerby, 1806) *	2	5
<i>Decticus verrucivorus</i> (Linné, 1758) *	6	1
<i>Metrioptera brachyptera</i> (Linné, 1761) *	3	3
<i>Metrioptera roeselii</i> (Hagenbach, 1822)	40	13
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (De Geer, 1773) *	2	9
<i>Tettigonia cantans</i> (Füssly, 1775) *	8	5
Acrididae nymph	560	401
Tettigoniidae nymph	2	27
nymphs total	562	428
adults total	461	802
Total	1023	1230

Table 2. Results of model I – CCA model of abundances of individual species (obtained by sweep netting) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant P-values are listed **in bold**.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.032	0.007	0.550	0.454
Species-environment correlations	0.300	0.141	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues			2.775	
Sum of all canonical eigenvalues			0.039	
Significance of the model (test on I. canonical axis)	F = 2.377		<b>P &lt; 0.05</b>	
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 1.449		P = 0.121	
Permutation test on variable “mowing”	F = 2.170		<b>P &lt; 0.05</b>	
Permutation test on variable “grazing”	F = 0.730		P = 0.561	

Table 3. Results of model II – CCA model of abundances of individual species (obtained by pan trapping) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant P-values are listed **in bold**.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.023	0.002	0.329	0.325
Species-environment correlations	0.287	0.092	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues				1.986
Sum of all canonical eigenvalues				0.025
Significance of the model (test on I. canonical axis)	F = 8.665	<b>P &lt; 0.05</b>		
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 4.721	<b>P &lt; 0.05</b>		
Permutation test on variable “mowing”	F = 8.640	<b>P &lt; 0.01</b>		
Permutation test on variable “grazing”	F = 0.810	P = 0.618		

Table 4. Results of model III – RDA model of sum of abundances (obtained by sweep netting) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant P-values are listed **in bold**.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.042	0.002	0.577	0.101
Species-environment correlations	0.281	0.096	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues				0.722
Sum of all canonical eigenvalues				0.044
Significance of the model (test on I. canonical axis)	F = 12.40	<b>P &lt; 0.01</b>		
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 6.480	<b>P &lt; 0.01</b>		
Permutation test on variable “mowing”	F = 11.72	<b>P &lt; 0.01</b>		
Permutation test on variable “grazing”	F = 1.220	P = 0.261		

Table 5. Results of model IV – RDA model of sum of abundances (obtained by pan trapping) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant P-values are listed **in bold**.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.012	0.000	0.633	0.180
Species-environment correlations	0.135	0.007	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues				0.824
Sum of all canonical eigenvalues				0.012
Significance of the model (test on I. canonical axes)	F = 5.365	<b>P &lt; 0.05</b>		
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 10.72	<b>P &lt; 0.05</b>		
Permutation test on variable “mowing”	F = 9.300	<b>P &lt; 0.05</b>		
Permutation test on variable “grazing”	F = 1.420	P = 0.146		

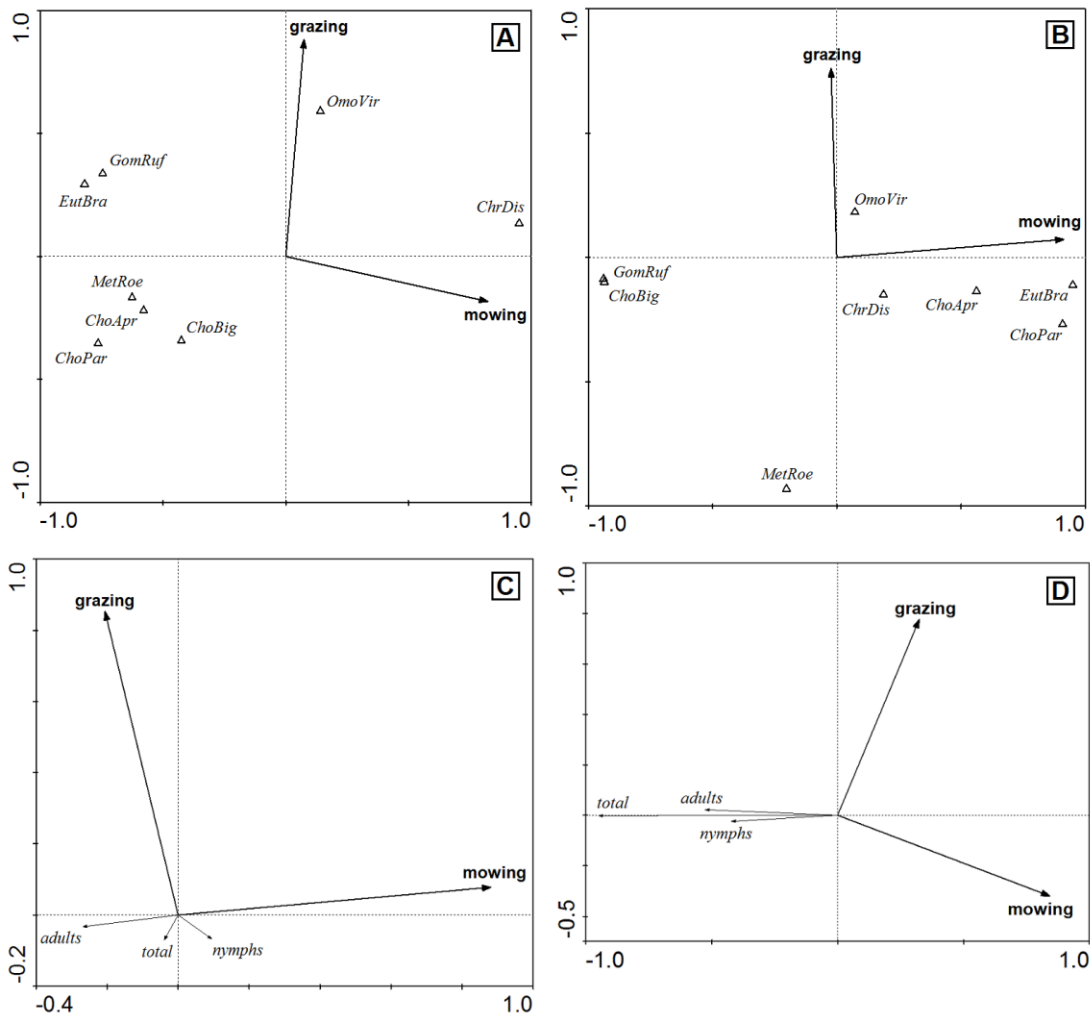


Fig. 1. Ordination diagrams of CCA model I (A), CCA model II (B), RDA model III (C) and RDA model IV (D) – abundances of individual species depending on mowing and grazing (represented by time past from treatment). Species abundances were obtained by sweep netting (A, C) and pan trapping (B, D). ChoApr = *Chorthippus apricarius*, ChoBig = *Chorthippus biguttulus*, ChoPar = *Chorthippus paralellus*, ChrDis = *Chrysochraon dispar*, EutBra = *Euthystira brachyptera*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*, OmoVir = *Omocestus viridulus*.

### 3.1. Mowing and grazing

Response of orthopteran assemblage and individual reaction of species to mowing and grazing were explored by generalized linear models. These models were constructed for all species but only significant ( $P < 0.05$ ) results of GLMs are presented (Figs. 2-3). Numerical characteristics of presented GLMs are listed in Appendix.

According to the results of GLMs, the whole orthopteran assemblage, consisting of both adults and nymphs, showed an unimodal response to mowing (Fig. 3A). Abundances generally tended to decline both immediately after the mowing and later in the season after full recovery of the swards. In other words, orthopterans reached the maximum abundances in half-renewed vegetation. In addition, abundance of individual species declined with increasing effect of mowing in the majority of the cases (Figs. 2A, 2B, 3C), i.e. the effect of mowing was most apparent immediately after the treatment. The only exception of the latter mentioned trend represent the responses of two grasshopper species, *Euthystira brachyptera*

(Ocskay, 1826) and *Chorthippus paralellus* (Zetterstedt, 1821), to which abundances increased towards the date of the treatment (Fig. 3C).

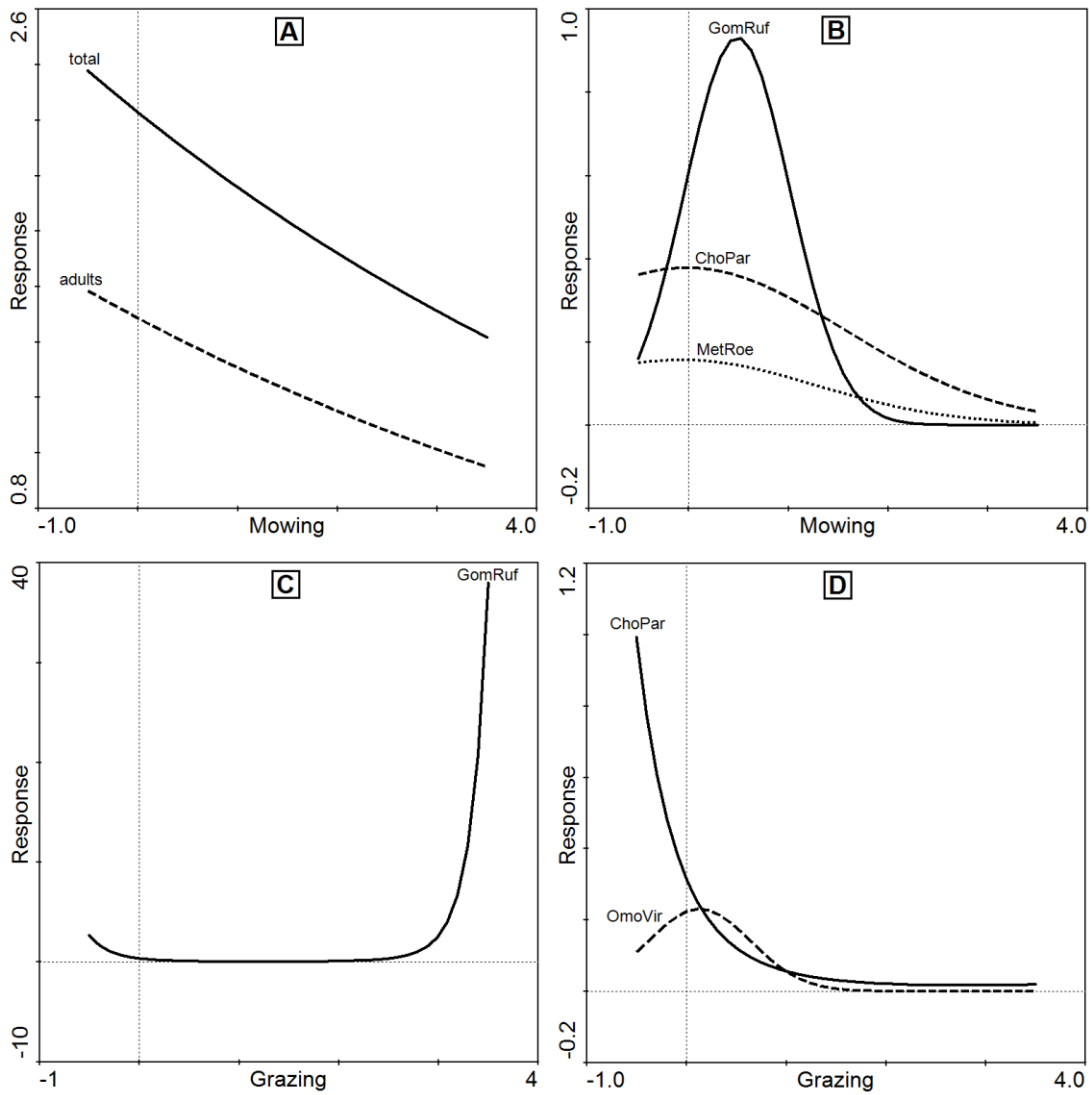


Fig. 2. Generalized linear models of response of Orthoptera species to moving and grazing effect (represented by time past from treatment). GLM A was derived from RDA model IV (pan trapping); B, C, D were derived from CCA model I (sweep netting). Linear (A) or quadratic (B, C, D) function and Poisson distribution were used. ChoPar = *Chorthippus paralellus*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*, OmoVir = *Omocestus viridulus*.



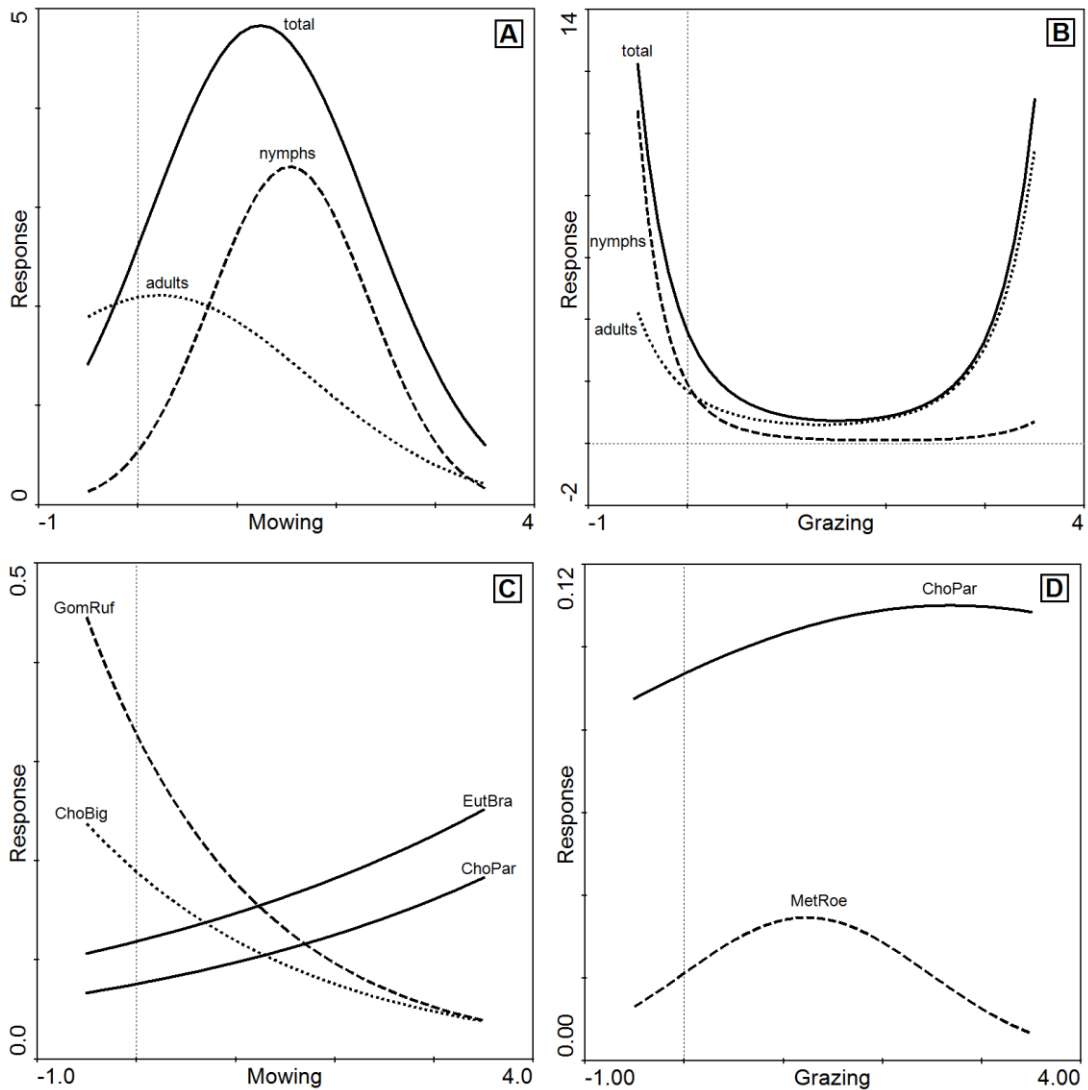


Fig. 3. Generalized linear models of response of Orthoptera species to mowing and grazing effects (represented by time past from treatment). GLMs A, B were derived from RDA model III (sweep netting); C, D were derived from CCA model II (pan trapping). Linear (C) or quadratic (A, B, D) function and Poisson distribution were used. ChoBig = *Chorthippus biguttulus*, ChoPar = *Chorthippus paralellus*, EutBra = *Euthystira brachyptera*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*.

In contrast to mowing, we did not find general trends in grazing effect on the level of the whole orthopteran assemblage. GLM derived from RDA model III (Fig. 3B) depicts a bimodal response of orthopteran assemblage to grazing. Orthopterans reached maximum abundances both immediately after grazing and later in the season. Ordination diagrams (Fig. 1) indicate predominantly negative effect to the assemblage, but not clearly. In contrast, one of these models (Fig. 1A) also points to a positive response of *O. viridulus* to grazing. Nevertheless, this finding was not supported by GLMs which does not show statistically significant response of *O. viridulus*. In general terms, response of orthopterans to grazing was species-specific and mostly weak (Figs. 2D, 3D). In the case of *Ch. paralellus* we found the opposite trends in abundances calculated by models I and II. The positive response of *G. rufus* to grazing (Fig. 2C) contrasts with its negative response to mowing (Figs. 2B, 3C).

### 3.2. Distance to edges

Analysis of the interactions between both species richness and total abundance of Orthoptera and distance to patch edges showed statistically significant effects of baulks (i.e. grassy edges). In contrast, the impact of distance from tree edges (i.e. belts of trees or forest edges) was not statistically significant (for overall results see Table 6). Fig. 4 depicts a negative interaction between species richness and abundance and increasing distance to the baulk. Both species richness and abundance increased towards the grassy edges.

Table 6. Results of testing of dependence of species richness and total abundance of Orthoptera on distance to baulks (= grassy edges) and tree edges (= belt of trees or forest edge). Statistically significant p-values are listed in bold.

		value	SE	DF	t-value	P-value
species richness	(intercept)	0.196	0.087	600	2.243	<0.05
	baulk distance	-0.008	0.001	600	-4.868	<b>&lt;0.001</b>
	(intercept)	-0.202	0.095	600	-2.128	<0.05
	tree edge distance	0.001	0.002	600	0.317	0.751
total abundance	(intercept)	0.899	0.112	600	7.999	<0.001
	baulk distance	-0.008	0.002	600	-3.859	<b>&lt;0.001</b>
	(intercept)	0.516	0.124	600	4.174	<0.001
	tree edge distance	0.000	0.003	600	0.012	0.990

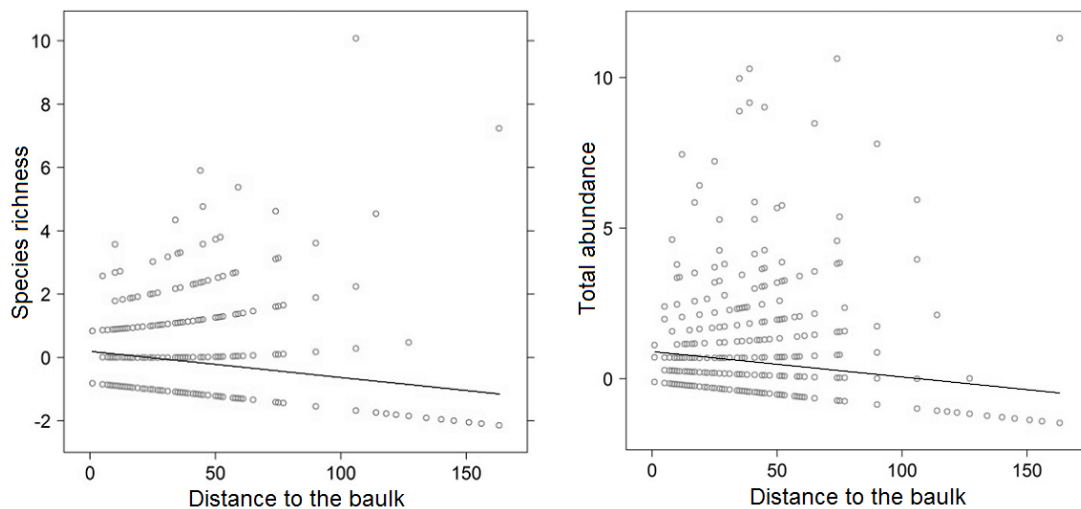


Fig. 4. Generalized linear models depicting an effect of distance (m) to grassy edges (= baulks) on species richness and total abundance of Orthoptera

## 4. Discussion conclusions

### 4.1. Impact of mowing

Our data show negative short-term impacts of mowing on Orthoptera abundances. This finding concurs with results of other authors (Gardiner & Hill, 2006; Braschler et al., 2009; Gardiner & Hassall, 2009; Humbert et al., 2010; Fabriciusová et al., 2011). Decrease in

abundances is caused mainly by immediate mortality during the process of mowing (Gardiner & Hill, 2006; Humbert et al., 2010). According to Humbert et al. (2010), the mechanized mowing process kills 65–85% of orthopterans in an assemblage. Decrease in abundance after mowing is also caused by a higher risk of predation (Braschler et al., 2009) and unsuitable microclimatic conditions (Gardiner & Hassall, 2009), which result in higher mortality and emigration (Gardiner & Hassall, 2009; Humbert et al., 2010).

The unimodal response of Orthoptera assemblage (Fig. 3A) can be explained by the gradual change of the vegetation structure. Abundance of Orthoptera perhaps drops during the treatment and immediately after it. Then it may slowly increase together with gradual recovery of sward, enabling recolonization of previously abandoned patches. Moreover, higher probability of “being caught” in medium height vegetation may contribute to the trend, since sweep netting is much easier there, than in tall structured vegetation (Gardiner et al., 2005). This effect should be particularly strong for small nymphs (Fig. 3A). The explanation of the trend by means of methodical artefact is further supported by comparing Fig. 3A with Fig. 2A (which depicts results from pan trapping method).

Other models document clearer negative impact of mowing on orthopteran assemblage (Figs. 1C, 1D, 2A) and on individual species (Figs. 2B, 3C). According to our data, the most sensitive species to mowing appears to be *G. rufus* (Figs. 2B, 3C). Negative responses of this grasshopper are interesting particularly in comparison with an inverse response to grazing (see next section).

GLM conducted for data obtained by pan trapping (Fig. 3C) demonstrates an increase in abundances of two common grasshopper species *E. brachyptera* and *C. paralellus* towards the strongest mowing effect. Such trend in abundances immediately after mowing is questionable, because mowing causes high mortality and emigration (Gardiner & Hill, 2006; Humbert et al., 2010). We suggest that surviving grasshoppers tried to escape from danger of predation and overheating (Gardiner & Hassall, 2009), therefore they showed higher dispersal. Intensified mobility then may lead to higher probability of falling into pan traps. Therefore, we consider the increase in abundances shown on Fig. 3C to be a methodical artefact.

## 4.2. Impact of grazing

The bimodal response of the assemblage to grazing shown on Fig. 3B is probably caused by the species-specific impacts of grazing on Orthoptera, due to the increased abundance in some species and decline in others under the same grazing management. Different reactions of diverse orthopteran species to grazing had been previously noticed (O'Neill et al., 2003; 2010; Batáry et al., 2007).

Grasshopper species *G. rufus* showed a positive response to grazing (Fig. 2C), this species may benefit from a disturbed structure of the sward and from small patches of bare ground which are created by the movement of cattle. *G. rufus* typically prefers warmer and dryer habitats (Ingrisch & Köhler, 1998), such conditions may be induced by cattle grazing. The vegetation is locally disturbed including sometimes the soil surface, this leads to severe warming and drying of particular patches. This could positively enhance the population of *G. rufus* and its activity. The positive response of this species to grazing contrasts with its negative response to mowing (Figs. 2B, 3C). Mowing creates different, probably not as suitable conditions as in grazing environments. In addition to this, high mortality was previously observed in mowed habitats (Humbert et al., 2010; 2012).

Weak and unclear responses of other species (Figs. 1A, 1B, 2D, 3D) are in accordance with no statistical significance found from grazing in the ordination models for the whole assemblage and with low proportion of variability explained by this factor (Tables 2-5). The

possible reasons for this may be the small proportion of plots managed by grazing compared to mowing. Another explanation, concurring with results of other recent studies, focused on the influence of arthropods by grassland management (Batáry et al., 2007; 2008), might be the low intensity of grazing performed in the study area.

Impacts of grazing are generally harder to assess than the ones of mowing. Some studies consider these impacts to be negative (Kruess & Tschardtke, 2002), others found grazing to have positive effects on biodiversity (Holmes et al., 1979), but also insignificant impacts were observed by Batáry et al. (2007). We concur that the rate of influence can differ between particular orthopteran species (O'Neill et al., 2003; 2010; Batáry et al., 2007), with grazing intensity (Kruess & Tschardtke, 2002; Fabriciusová et al., 2011) or along the gradients of external factors, for example weather in a season (Fielding et al., 2001).

### **4.3. Impact of edges**

Our data uncovered a relationship between distance to the grassland edge and both the number of orthopteran species and their total abundance. Whereas distance to the tree edge had no significant impact on orthopterans, distance to the baulk (i.e. grassy edge) significantly affected orthopteran assemblage (Table 6). Both species richness and total abundance of Orthoptera tends to increase towards the baulk (Fig. 4). This novel finding indicates that baulks probably play the role of uncut refuge, i.e. the places where orthopterans can outlast the mowing event and from which they subsequently recolonize nearby grassland areas. The importance of uncut refuges to survive the mowing event has been recently reported (Humbert et al., 2012). Though, the detail view on the residuals (Fig. 4) reveals that the maximum abundances of orthopterans are not nested directly in the edge, but next to it. Thus we suggest that the value of baulks for Orthoptera consists not only as mowing refuges, but it also has other benefits for orthopterans. Most likely, the baulks promote orthopterans (and other invertebrate or vertebrate animals) by increasing habitat heterogeneity, this is widely accepted as a biodiversity booster (e.g., Benton et al., 2003).

Conversely, the impact of tree edges (i.e. belts of trees and forest edges) was found to be not significant. Here our results differ from those of Marini et al. (2009b) who regarded the presence of woody vegetation as beneficial for orthopterans. Marini et al. (2009b) saw the potential benefits of woody vegetation in providing refuges against mowing; however, the woody vegetation in that study was rather sparse, contrastingly in our investigations the woody edges were represented by dense formations of trees. Hence we believe that these edges hardly provide refuges for grassland species of Orthoptera.

### **4.4. Management recommendations**

The negative impact of mowing can be mitigated by lower mowing frequency (Braschler et al., 2009; Marini et al., 2009b; Humbert et al., 2010) or by postponement of mowing towards the end of season, which allow insects to reproduce (Wettstein & Schmid, 1999; Marini et al., 2008; Gardiner & Hassall, 2009). Additionally, uncut strips of sward left until the beginning of the next vegetation season may help to mitigate negative effects of mowing, since they represent refuges for grassland insects (Braschler et al., 2009; Marini et al., 2008; 2009b; Humbert et al., 2010; Čížek et al., 2012; Humbert et al., 2012). In contrast, homogenous mowing of large areas poses a significant threat to grassland animals (Konvička et al., 2008; Braschler et al., 2009; Marini et al., 2009b; Čížek et al., 2012).

An alternative to mowing management is grazing. Its advantages lie in a more gradual impact of the treatment and in the creation of a diverse range of microhabitats (Mládek et al., 2006). Conversely, increased grazing pressure has usually harmful impact on biodiversity

(Kruess & Tschardtke, 2002; Kampmann et al., 2008; Fabriciusová et al., 2011). However, some authors still regard irregular grazing as the best grassland management for promoting biodiversity (Kruess & Tschardtke, 2002; Fabriciusová et al., 2011).

Grazing and especially mowing management cause additional mortality and deplete resources for grassland animals, however, the very existence of the grasslands depends on it (Marini et al., 2009c; Čížek et al., 2012). Benefits of grazing and mowing consist in reliable suppression of both trees and competitive species of plants, often dominant grasses (Gibson, 2009), this effect ensures a substantial diversity of plant species, with flowering dicotyledons included, which may support the diversity of various guilds of insects (Hutchinson, 1959; Knop et al., 1999). In other words, grassland invertebrates, with Orthoptera included, must be adapted to certain level of disturbance.

The problem of existing Czech AES is the insufficient variability in measures focused on the main type of mesophilous, “common” grasslands, which cover the majority of subsidized lands. We accentuate above all, the rigid dates of the latest realization of mowing, which do not enable neither gradual mowing of the area nor the temporary settlement of uncut strips of sufficient coverage.

We have shown that abundance and species richness of Orthoptera increased towards grassy edges (baulks). The present study brought two fundamental findings: 1) we emphasized the importance of uncut refuges (recently established by Humbert et al., 2012); 2) our data support the hypothesis that orthopterans benefit from the presence of baulks as constituent of habitat heterogeneity. These findings can be related also to other less mobile arthropods (beetles, caterpillars or spiders) and might provide even general implication for other invertebrate and vertebrate taxa (Humbert et al., 2012).

Based on our findings, we recommend: (i) to leave uncut grass refuges until the next mowing event. These refuges should be placed primarily along baulks or another types of grassy edge. Leaving of the uncut strips along dense woody edge appears to be less effective for grassland fauna. However, it can be beneficial for ecotonal mechanisms (Ries et al., 2004) and it can be practical for farmers; (ii) to establish permanent linear features (e.g. grass baulks) which can substantially increase the biological value of agroecosystems, primarily in the conditions of Central European farmlands, recently affected by agricultural intensification.

In our opinion, the most important target of modern environmental-friendly grassland management is to avoid uniformity. Nowadays the priority is to maintain grasslands with the utmost effort to ensure habitat heterogeneity – in space and in time (Wettstein & Schmid, 1999; Benton et al., 2003; Konvička et al., 2008; Ryszkowski et al., 2009; Stoate et al., 2009; Hoste-Danyłow et al., 2010; Čížek et al., 2012). A landscape compounded by dynamically changing patches with species migrating amongst them seems to be a solution for a substantial part of the problems connected with losses of European biodiversity. The legislative base of AES should therefore be adjusted to enable those management measures, supporting high spatial and time heterogeneity acceptable from the point of view of economic and technical demands for such measures.

### **Acknowledgements**

We are much obliged to I. Pur, the nature-friendly-thinking owner of the farmland where the survey took place. A. Gouveia kindly checked our English. Last but not least we thank two anonymous referees. The research was partially supported by grant VaV SP/2D3/155/08 from the Ministry of the Environment of the Czech Republic.

## 6. References

- ANDERSEN A.N., LUDWIG J.A., LOWE L.M. & RENTZ D.C.F. 2001: Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. — *Austral. Ecol.* 26: 213–222.
- BÁLDI A. & KISBENEDEK T. 1997: Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary — *Agr. Ecosyst. Environ.* 66: 121–129.
- BÁLDI A., BATÁRY P. & ERDŐS S. 2005: Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. — *Agric. Ecosyst. Environ.* 108: 251–263.
- BALVANERA P., PFISTERER A.B., BUCHMANN N., HE J.-S., NAKASHIZUKA T., RAFFAELLI D. & SCHMID B. 2006: Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. — *Ecol. Lett.* 9: 1146–1156.
- BATÁRY P., ORCI K.M., BÁLDI A., KLEIJN D., KISBENEDEK T. & ERDŐS S. 2007: Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. — *Basic Appl. Ecol.* 8: 280–290.
- BATÁRY P., BÁLDI A., SAMU F., SZÜTS T. & ERDŐS S. 2008: Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? — *Biol. Conserv.* 141: 2062–2070.
- BELOVSKI G.E. & SLADE J.B. 1993: The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community. — *Oikos*, 68: 193–201.
- BENTON T.G., VICKERY J.A. & WILSON J.D. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? — *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188.
- BLOMQUIST M.M., TAMIS W.L.M. & DE SNOO G.R. 2009: No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes. — *Basic Appl. Ecol.* 10: 368–378.
- BLUMER P. & DIEMER M. 1996: The occurrence and consequences of grasshopper herbivory in an alpine grassland, Swiss central Alps. — *Arctic Alpine Res.* 28: 435–440.
- BRASCHLER B., MARINI L., THOMMEN G.H. & BAUR B. 2009: Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. — *Ecol. Entomol.* 34: 321–329.
- ČÍŽEK O., ZÁMEČNÍK J., TROPEK R., KOČÁREK P. & KONVIČKA M. 2012: Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. — *J. Insect Conserv.* 16: 215–226.
- DANNER B.J. & JOERN A. 2004: Development, growth, and egg production of *Ageneotettix deorum* (Orthoptera: Acrididae) in response to spider predation risk and elevated resource quality. — *Ecol. Entomol.* 29: 1–11.
- DUELLI P., OBRIST M.K. & SCHMATZ D.R. 1999: Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects — *Agric. Ecosyst. Environ.* 74:33–64.
- EVANS E.W. & BAILEY K.W. 1993: Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling. — *J. Kans. Entomol. Soc.* 66: 214–222.
- EWERS R.M. & DIDHAM R.K. 2006: Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. — *J. Appl. Ecol.* 43: 527–536.
- FABRICIUSOVÁ V., KAŇUCH P. & KRIŠTÍN A. 2011: Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western Carpathians. — *Biologia*, 66: 1127–1133.
- FARTMANN T., KRÄMER B., STELZNER F. & PONIATOWSKI D. 2012: Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. — *Ecol. Indic.* 20: 337–344.

- FIELDING D.J., BRUSVEN M.A., SHAFII B. & PRICE W.J. 2001: Spatial heterogeneity of low-density populations of *Melanoplus sanguinipes* (Orthoptera: Acrididae) associated with grazing and vegetation treatments. — *Can. Entomol.* 133: 843–855.
- GARDINER T. & HASSALL M. 2009: Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? — *J. Insect Conserv.* 13: 97–102.
- GARDINER T. & HILL J. 2006: Mortality of Orthoptera caused by mechanised mowing of grassland. — *Br. J. Entomol. Nat. Hist.* 19: 38–40.
- GARDINER T., HILL J. & CHESMORE D. 2005: Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. — *J. Insect Conserv.*, 9: 151–173.
- GARDNER K.T. & THOMPSON D.C. 1998: Influence of avian predation on a grasshopper (Orthoptera: Acrididae) assemblage that feeds on threadleaf snakeweed. — *Environ. Entomol.* 27: 110–116.
- GIBSON D.J. 2009: *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press, Oxford, 305 pp.
- GUIDO M. & GIANELLE D. 2001: Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. — *Acta Oecol.* 22: 175–185.
- HILL M.O. & GAUCH H.G. 1980: Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. — *Vegetatio*, 42: 47–58.
- HOSTE-DANYŁOW A., ROMANOWSKI J. & ŽMIHORSKI M. 2010: Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. — *Agri. Ecosys. Environ.* 139: 129–133.
- HUMBERT J.Y., GHAZOUL J., RICHNER N. & WALTER T. 2010: Hay harvesting causes high orthopteran mortality. — *Agr. Ecosyst. Environ.* 139: 522–527.
- HUMBERT J.Y., GHAZOUL J., RICHNER N. & WALTER T. 2012: Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans — *Biol. Conserv.* 152: 96–101.
- INGRISCH S. & KÖHLER G. 1998: *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 461 pp.
- KAMPMANN D., HERZOG F., JEANNERET P., KONOLD W., PETER M., WALTER T., WILDI O. & LÜSCHER A. 2008: Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. — *J. Nat. Conserv.* 16: 12–25.
- KEBLER T., CIERJACKS A., ERNST R. & DZIOCK F. 2012: Direct and indirect effects of ski run management on alpine Orthoptera. — *Biodivers. Conserv.* 21: 281–296.
- KLEIJN D. & SUTHERLAND W.J. 2003: How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity. — *J. Appl. Ecol.* 40: 947–969.
- KLEIJN D., BAQUERO R.A., CLOUGH Y., DIAZ M., DE ESTEBAN J., FERNANDEZ F., GABRIEL D., HERZOG F., HOLZSCHUH A., JOHL R., KNOP E., KRUESS A., MARSHALL E.J.P., STEFFAN-DEWENTER I., TSCHARNTKE T., VERHULST J., WEST T.M. & YELA J.L. 2006: Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. — *Ecol. Lett.* 9: 243–254.
- KNOP E., KLEIJN D., HERZOG F. & SCHMID B. 2006: Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. — *J. Appl. Ecol.* 43: 120–127.
- KOČÁREK P., HOLUŠA J. & VIDLIČKA Ľ. 2005: *Blattaria, Mantodea, Orthoptera & Dermaptera of the Czech and Slovak Republics*. Kabourek, Zlín, 348 pp.
- KÖHLER G., BRODHUN H.-P. & SCHÄLLER G. 1987: Ecological energetics of Central European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). — *Oecologia*, 74: 112–121.
- KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK O., KOPEČEK F., KONVIČKA O. & VÍŤAZ L. 2008: How too much care kills species: grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of the *Colias myrmidone* butterfly from its former stronghold. — *J. Insect. Conserv.* 12: 519–525.

- KRUESS A. & TSCHARNTKE T. 2002: Grazing intensity and the diversity of Orthoptera, butterflies and trap-nesting bees and wasps. — *Conserv. Biol.* 16: 1570–1580.
- LEGENDRE P. & ANDERSON M.J. 1999: Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. — *Ecol. Monographs* 69: 1–24.
- MARINI L., FONTANA P., SCOTTON M. & KLIMEK S. 2008: Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. — *J. Appl. Ecol.* 45: 361–370.
- MARINI L., FONTANA P., KLIMEK S., BATTISTI A. & GASTON K.J. 2009a: Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. — *Biol. Conserv.* 142: 394–403.
- MARINI L., FONTANA P., BATTISTI A. & GASTON K.J. 2009b: Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach. — *Insect Conserv. Diver.* 2: 213–220.
- MARINI L., FONTANA P., BATTISTI A. & GASTON K.J. 2009c: Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. — *Agric. Ecosyst. Environ.* 132: 232–236.
- MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. & GAISLER J. (eds.) 2006: *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích [Grazing as a tool for maintenance of grasslands in protected areas]* VÚRV, Praha, 104 pp (in Czech).
- MOERICKE V. 1951: Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzblattlaus *M. ersicae* (Sulz.). — *Nachrbl. Dtsch. Pflzschutzd.* 3: 23–24.
- O'LESKE D.L., ROBEL R.J. & KENNETH E.K. 1997: Sweepnet-collected invertebrate biomass from high- and low-input agricultural fields in Kansas. — *Wildlife Soc. B.* 25: 133–138.
- O'NEILL K.M., OLSON B.E., ROLSTON M.G., WALLANDER R., LARSON D.P. & SEIBERT C.E. 2003: Effects of livestock grazing on rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) abundance. — *Agr. Ecosyst. Environ.* 97: 51–64.
- O'NEILL K.M., OLSON B.E., WALLANDER R., ROLSTON M.G. & SEIBERT C.E. 2010: Effects of Livestock Grazing on Grasshopper Abundance on a Native Rangeland in Montana. — *Environ. Entomol.* 39: 775–786.
- POTTS S.G., WOODCOCK B.A., ROBERTS S.P.M., TSCHULIN T., PILGRIM E.S., BROWN V.K. & TALLOWIN J.R. 2009: Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. — *J. Appl. Ecol.* 46: 369–379.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011: *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- RIES L., FLETCHER R.J., BATTIN J. & SISK T.D. 2004: Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. — *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 491–522.
- RYSZKOWSKI L., KARG J. & GLURA M. 2009: Influence of agricultural landscape structure on diversity of insect communities — *Pol. J. Ecol.* 57: 697–713.
- STOATE C., BÁLDI A., BEJA P., BOATMAN N.D., HERZON I., VAN DOORN A., DE SNOO G.R., RAKOSY L. & RAMWELL C. 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. — *J. Environ. Manag.* 91: 22–46.
- TERBRAAK C.J.F. 1986: Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. — *Ecology*, 67: 1167–1179.
- TERBRAAK C.J.F. & ŠMILAUER P. 2002: *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca.



- TOLASZ R. (ed.) 2007: *Atlas podnebí Česka [Climate Atlas of Czechia]* – ČHMÚ, Praha & Vydavatelství UP, Olomouc, 255 pp. (in Czech).
- TSCHARNTKE T., KLEIN A.M., KRUESS A., STEFFAN-DEWENTER I. & THIES C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. — *Ecol. Lett.* 8: 857–874.
- WETTSTEIN W. & SCHMID B. 1999: Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. — *J. Appl. Ecol.* 36: 363–373.
- ZHONG-WEI G., HONG-CHANG L. & YA-LING G. 2006: Grasshopper (Orthoptera: Acrididae) biodiversity and grassland ecosystems. — *Insect Sci.* 13: 221–227.

## Appendix:

Numerical characteristics of presented generalized linear models (statistically significant results only).

Model	Predictor	Species <sup>a</sup> or group	Regression coefficients			F	P	AIC
			for intercept	for predictor				
			B	B	B <sup>2</sup>			
I	mowing	GomRuf	-0.504	1.761	-1.791	0.89	< 0.001	371.7
I	mowing	ChoPar	-0.972	-0.009	-0.200	3.43	<0.05	188.2
I	mowing	MetRoe	-1.854	-0.041	-0.273	3.29	<0.05	98.9
I	grazing	GomRuf	-1.045	-3.370	1.345	5.03	<0.01	394.1
I	grazing	ChoPar	-1.153	-2.108	0.373	3.56	<0.05	187.9
I	grazing	OmoVir	-1.500	0.491	-1.882	3.89	<0.05	147.9
II	mowing	EutBra	-2.133	0.215		4.17	<0.05	428.9
II	mowing	GomRuf	-1.115	-0.612		9.08	<0.005	992.2
II	mowing	ChoBig	-1.668	-0.459		6.67	0.01	570.2
II	mowing	ChoPar	-2.583	0.252		5.31	<0.05	306.9
II	grazing	ChoPar	-2.369	0.121	-0.022	0.02	<0.05	314.2
II	grazing	MetRoe	-3.861	0.805	-0.326	0.03	<0.05	117.7
III	mowing	total	0.953	1.006	-0.407	6.00	<0.005	940.9
III	mowing	adults	0.738	0.090	-0.214	9.11	< 0.001	411.0
III	mowing	nymphs	-0.631	2.420	-0.788	16.21	< 0.001	913.9
III	grazing	total	1.282	-2.100	0.692	3.57	<0.05	964.0
III	grazing	adults	0.523	-1.545	0.582	3.74	<0.05	432.7
III	grazing	nymphs	0.650	-3.054	0.791	3.59	<0.05	1050.8
IV	mowing	total	0.801	-0.130		6.47	0.01	2244.6
IV	mowing	adults	0.396	-0.128		4.24	<0.05	2080.0

a): ChoBig = *Chorthippus biguttulus*, ChoPar = *Chorthippus paralellus*, ChrDis = *Chrysochraon dispar*, EutBra = *Euthystira brachyptera*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*, OmoVir = *Omocestus viridulus*

**III. ČMELÁCI A PAČMELÁCI (HYMENOPTERA: APIDAE: BOMBUS SPP.)  
PODHORSKÝCH LUK A PASTVIN V OKOLÍ NOVÝCH LOSIN  
(HRUBÝ JESENÍK)**

Monika Mazalová, Vladimír Smetana, Tomáš Kuras

(Čas. Slez. Muz. Opava (A) 59: 203–208)

## Čmeláci a pačmeláci (*Hymenoptera: Apidae: Bombus* spp.) podhorských luk a pastvin v okolí Nových Losin (Hrubý Jeseník)

Monika Mazalová - Vladimír Smetana & Tomáš Kuras

Bumblebees and cuckoo-bees (*Hymenoptera: Apidae: Bombus* spp.) of the submontane grasslands (meadows and pastures) nearby Nové Losiny (Hrubý Jeseník). – Čas. Sle. Muz. Opava (A), 59: 203-208, 2010.

Abstract: The aim of the study was to describe the species diversity and community structure of bumblebees and cuckoo-bees of the large submontane grasslands in Hrubý Jeseník Mts., using Moericke's yellow pan traps. Two experimental seasons brought following results: altogether 633 individuals of 15 species were recorded. The most dominant species (28.44 %) was *Bombus wurflenii*, although the bumblebee species typically occurs in alpine areas, especially above the forest border. As well, the occurrence of the other dominant species is typical for the montane bumblebees communities (*Bombus soroensis*). Another ecological group of bumblebees represented species connected with the open habitats without the forest (*Bombus ruderarius*, *B. sylvarum*). Surprisingly, very low number of cuckoo-bees individuals were captured, compared with the bumblebees (20:613). We can explain it firstly as a very low level of parasitism in describing community, secondly as a result of different capture effectiveness of both ecological groups, bumblebees and cuckoo-bees. Finally, the important role played the different weather of two years' monitoring, influenced the number of individuals caught during each season.

Keywords: Přemyslovské sedlo, Jeseníky Mts., Czech Republic, Moericke yellow traps, grassland, bumblebees, cuckoo-bees, community structure

### Úvod

Čmeláci a pačmeláci patří k obecně známým a populárním skupinám hmyzu, přesto je faunistická znalost taxonu v České republice nedostatečná (Macek et al. 2010). Fauna čmeláků bývá dokumentována v přírodovědně atraktivních oblastech vrcholových partií pohoří (Dvořák et al. 2009, Mazalová et al. 2009) či na výrazně edaficky podmíněných stanovištích typu rašelinišť, slatin nebo pískoven (Dvořák et al. 2006, Dvořák & Bogusch 2008). Velké plochy bezlesí, situované zejména v podhorských oblastech, jsou z hlediska společenstev čmeláků vesměs opomíjeny.

Význam faunistických dat o bezobratlých trvalých travních porostů podhorských oblastí roste především v posledních letech v důsledku diskutovaného úbytku biodiverzity a nadstavení hospodaření prostřednictvím Agro-Environmentálních dotačních titulů. Ty mají sledovat cíl trvale udržitelného zemědělského hospodaření za současné podpory biodiverzity a nezřídka se týkají právě bezlesých enkláv podhorského charakteru. Jejich vliv na biodiverzitu je však minimálně sporný, a to jak v širším kontextu EU (Kleijn et al. 2001, Kleijn & Sutherland 2003, Kohler et al. 2007), tak i v rámci ČR (Konvička 2005). Cílem této studie je sestavit komentovaný přehled druhů čmeláků a pačmeláků rozsáhlého komplexu luk a pastvin v okolí Nových Losin, obhospodařovaných s využitím zmiňovaných dotačních titulů a provést orientační ekologicko-faunistické zhodnocení.

### Metodika

#### Charakteristika území

Podhorské louky a pastviny v okolí Nových Losin a Přemyslovského sedla reprezentuje plošně rozsáhlý komplex (cca 200 ha) produkčních ploch, extenzivnějších pastvin a luk, rozčleněných na dílčí segmenty řadou krajinných prvků (remízy, meze). Větší část bezlesého území se rozkládá po obou stranách silnice Nové Losiny – Přemyslov – Kouty nad Desnou v oblasti Přemyslovského sedla, faunistický čtverec 5868c (GPS: 50°7'1"N, 17°1'49"E). Nadmořská výška území je cca 700 až 800 m n. m., samotné území je tvořeno pestrá

škálou biotopů. Z přírodě blízkých společenstev dominují květnaté mezofilní louky svazu Arrhenatherion a horské trojštětové louky přechodného charakteru. V nivě potoka se uplatňují vlhká tužebníková lada, lokálně jsou ve svazích pod lesem přítomny přechodné podhorské smilkové trávníky. Ve východní části území je plocha PR Přemyslovské sedlo, charakteristická pestrou mezofilní a místy až rašelinnou vegetací (r. *Sphagnum*, *Eriophorum*, *Carex*, *Juncus*) s hojným výskytem prstnateců májových (*Dactylorhiza majalis*). Produkční pastviny navazující ve střední až západní části bezlesí jsou tvořeny výrazně chudší a částečně ruderalizovanou vegetací (r. *Taraxacum*, *Anthriscus*, *Rumex* aj.), patrný je vliv dosevů komerčními směsmi po zpětném převodu z orné půdy v 90. letech minulého století.

Výběr dílčích studovaných ploch byl proveden s cílem reprezentativně vykryt širokou škálu vegetačních typů a intenzity hospodaření zastoupených na sledovaných bezlesých enklávách.

## Materiál

Monitoring čmeláků a pačmeláků byl proveden metodou odchytů do Moerickeho žlutých misek. Misky o průměru 120 mm a hloubce 60 mm s konzervačním roztokem (nasyčený roztok NaCl doplněný saponátem v poměru cca 1:50) byly instalovány v počtu cca 80 ks v letních sezónách r. 2009 a 2010. Výběry byly realizovány v přibližně desetidenních intervalech. Rozmístění misek odpovídalo vegetační pestrosti území a charakteru prováděných managementových opatření (seč, pastva). Mimo 10 ks misek, umístěných na nitrofilní sečené pastvině se vzrostlou vegetací mířkovitých rostlin, byly pasti kladeny přímo na povrch země. Zmíněných 10 ks misek bylo umístěno na stojanech ve výši přibližně 100 cm nad zemí, tedy do výše vzrostlé vegetace.

Dokladové exempláře jsou deponovány ve sbírkách Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Systém a nomenklatura uvedená v textu, včetně abecedního řazení druhů, je převzata z práce Bogusche et al. (2007), determinaci provedl V. Smetana. Za heslem „Materiál“ jsou pro každý zaznamenaný druh uvedena data odchytů, resp. termíny výběrů misek, ve kterých byli daní jedinci odchyceni během jejich předchozí expozice, počty odchycených jedinců a symboly, označující pohlaví/kastu: ♀ = královna/matka, ♂ = samec a W = dělnice. V případě druhů s vysokým zastoupením v rámci sledovaného společenstva čmeláků a pačmeláků uvádíme pouze příklady odchytů. V „Poznámce“ jsou jednotlivé druhy stručně charakterizovány z hlediska jejich ekologických nároků (*sensu* Pavelka & Smetana 2003, Edwards & Jenner 2005, Macek et al. 2010). Součástí poznámky je též údaj o procentním zastoupení daného druhu v taxocenóze formou vyjádření dominance (poměr počtu jedinců daného druhu k celkovému počtu odchycených exemplářů [v %]).

## Výsledky

### SYSTEMATICKÝ PŘEHLED NALEZENÝCH DRUHŮ

V průběhu dvouletého extenzivního monitoringu bylo metodou Moerickeho misek odchyceno a determinováno celkem 633 jedinců čmeláků (613 ex.) a pačmeláků (20 ex.). Bylo zjištěno 12 druhů čmeláků (*B. hortorum*, *B. hypnorum*, *B. jonellus*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*, *B. soroeensis* v obou subspeciích tj. *B. s. soroeensis* i *B. s. proteus*, *B. sylvarum*, *B. terrestris* a *B. wurflenii*) a tři druhy pačmeláků (*B. bohemicus*, *B. campestris* a *B. rupestris*). Systematický přehled a komentář k zaznamenaným druhům je uveden níže:

#### ***Bombus bohemicus*** Seidl, 1837, pačmelák český

Materiál: 15.vii.2009, 1 ♀; 19.viii.2009, 2 ♂♂; 28.viii.2009, 1 ♂; 21.ix.2010, 1 ♂.

Poznámka: eurosibiřský druh s dlouhou fenofází výskytu samic (duben až srpen), hojný v chladnějších polohách na celém území státu, parazit *B. lucorum*. Dominance druhu 0,79 %.

#### ***Bombus campestris*** (Panzer, 1801), pačmelák ladní

Materiál: 24.vii.2009; 1 ♂, 28.viii.2009, 1 ♂.

Poznámka: eurosibiřský druh, v ČR častý ve středních a nižších polohách, vystupuje i do hor. Parazit s širokým spektrem hostitelských druhů (*B. pascuorum*, *B. subterraneus*, *B. distinguendus* aj.) a typů stanovišť (lesní okraje i polootevřený terén). Dominance druhu 0,32 %.

***Bombus hortorum*** (Linnaeus, 1761), čmelák zahradní

Materiál: 15.vii.2009, 3 ♀♀, 1 W; 24.vii.2009, 1 ♀, 1 W, 1 ♂; 25.vii.2009, 1 W; 10.viii.2009, 1 ♀, 1 ♂, 1 W; 2.vii.2010, 1 ♀; 20.viii.2010, 1 ♀; 21.ix.2010, 1 ♀.

Poznámka: palearktický druh, hylofilní, neosidluje otevřené polohy bez dřevin, hojný od nížin po nižší horské polohy, občas bivoltinní, specializace na složitější květy s hlubokým kalichem. Dominance druhu 2,21 %.

***Bombus hypnorum*** (Linnaeus, 1758), čmelák rokytový

Materiál: 15.vi.2009, 1 W; 7.vii.2009, 1 W; 10.viii.2009, 2 WW; 28.viii.2009, 3 WW.

Poznámka: palearktický druh, hylofilní, vždy vázán na přítomnost stromů nebo křovin, variabilní hnízdění, nejčastěji hnízdí v ptačích budkách, poměrně časný druh (samice vylétují již od konce března), lokálně hojný, v posledních letech se šíří do nižších poloh (Dvořák 2009). Dominance druhu 1,11 %.

***Bombus jonellus*** (Kirby, 1802), čmelák drobný

Materiál: 15.vii.2009, 1 W.

Poznámka: hylofilní, stenotopní, poměrně vzácný druh typický pro horské smrčiny a rašeliniště, hnízdí ve starých ptačích a veverčích hnízdech, pod mechem a v myších norách. Dominance druhu 0,16 %.

***Bombus lapidarius*** (Linnaeus, 1758), čmelák skalní

Materiál: 15.vi.2009, 2 WW; 27.vi.2009, 4 WW; 7.vii.2009, 4 WW; 24.vii.2009, 1 W; 10.viii.2009, 2 WW; 19.viii.2009, 1 W; 24.vi.2010, 2 ♀♀; 2.vii.2010, 1 ♂; 9.vii.2010, 1 W; 31.vii.2010, 1 W; 6.ix.2010, 1 W.

Poznámka: eremofilní, eurytopní, druh s extrémně širokou potravní nikou (zjištěn na 250 druzích rostlin), v nižších polohách na slunných, otevřených stanovištích jeden z nejhojnějších druhů, hostitel pačmeláka *B. rupestris*. Dominance druhu 3,16 %.

***Bombus lucorum*** (Linnaeus, 1761), čmelák hájový

Materiál (příklady): 7.vii.2009, 8 WW; 24.vii.2009, 5 WW, 7 ♂♂; 10.viii.2009, 4 WW, 4 ♂♂; 24.vii.2010, 2 WW; 31.vii.2010, 5 WW; 14.viii.2010, 2 WW.

Poznámka: palearktický druh, s širokou ekologickou valencí, polylektický, v ČR hojný po celém území včetně vysokých horských poloh. Dominance druhu 9,32 %.

***Bombus pascuorum*** (Scopoli, 1763), čmelák rolní

Materiál (příklady): 29.v.2009, 4 WW; 7.vii.2009, 9 WW; 10.viii.2009, 9 WW; 28.viii.2009, 7 WW; 24.vi.2010, 2 ♀♀; 31.vii.2010, 1 W; 20.viii.2010, 2 WW; 21.ix.2010, 5 WW.

Poznámka: palearktický, euryvalentní, jeden z nejhojnějších našich druhů, za příznivých podmínek dlouhá doba existence hnízda (duben až listopad), polylektický. Dominance druhu 12,01 %.

***Bombus pratorum*** (Linnaeus, 1761), čmelák luční

Materiál: 15.vii.2009, 1 W; 19.viii.2009, 1 ♂; 24.vi.2010, 1 W.

Poznámka: západopalearktický, hylofilní, podhorský až horský druh, chybí v otevřených biotopech nížin a teplejších oblastí. Dominance druhu 0,47 %.

***Bombus ruderarius*** (Müller, 1776), čmelák úhorový

Materiál (příklady): 29.v.2009, 1 ♀; 15.vi.2009, 1 ♀, 12 WW; 7.vii.2009, 4 WW; 10.viii.2009; 1 W, 1 ♂; 24.vi.2010, 1 W; 9.vii.2010, 1 W; 31.vii.2010, 1 W.

Poznámka: euryvalentní druh nižších a středních poloh, častý v otevřených terénech nížin až pahorkatin, na teplých výslunných biotopech, ne však hojný. Podle některých autorů výrazně preferuje vikvovité a hluchavkovité rostliny (Edwards & Jenner 2005). Dominance druhu 5,85 %.

***Bombus rupestris*** (Fabricius, 1793), pačmelák skalní

Materiál: 15.vii.2009, 1 ♂; 10.viii.2009, 5 ♂♂; 19.viii.2009, 5 ♂♂; 28.viii.2009, 1 ♂; 21.ix.2010, 1 ♂.

Poznámka: palearktický, euryvalentní druh pačmeláka, parazit *B. lapidarius*, příležitostně rovněž *B. pascuorum* a *B. sylvarum* pravděpodobně také dalších druhů čmeláků, rozšířen po celém území ČR. Dominance druhu 2,05%.

***Bombus soroensis*** (Fabricius, 1776), čmelák sorojský

Materiál (příklady): 29.v.2009, 1 ♀, 1 W; 15.vi.2009, 7 WW; 7.vii.2009, 8 WW; 24.vii.2009, 9 WW; 19.viii.2009, 16 WW; 24.vi.2010, 3 ♀♀; 2.vii.2010, 3 WW; 25.vii.2010, 5 WW; 14.viii.2010, 17 WW; 6.ix.2010, 15 WW; 21.ix.2010, 10 WW.

Poznámka: eurosibiřský, stenovalentní druh chladnějších a vlhčích horských biotopů, lesních i otevřených (louky, rašeliniště), velká barevná variabilita, na horách hojný. Dominance druhu 28,28 %.

***Bombus sylvarum*** (Linnaeus, 1761), čmelák lesní

Materiál: 29.v.2009, 2 ♀♀; 15.vi.2009, 2 ♀♀; 7.vii.2009, 1 ♀; 15.vii.2009, 1 ♀, 1 W; 19.viii.2009, 1 W; 28.viii.2009, 2 WW; 24.vi.2010, 1 ♀; 14.vii.2010, 1 W; 21.ix.2010, 1 W.

Poznámka: eremofilní druh otevřených biotopů, lesních okrajů a zahrad, výrazná preference teplých výslunných stanovišť, lokálně hojný v nižších a středních polohách, často se sytí na rostlinách z čeledí Lamiaceae a Fabaceae, pozdní druh. Dominance druhu 2,05 %.

***Bombus terrestris*** (Linnaeus, 1758), čmelák zemní

Materiál: 15.vi.2009, 5 WW; 27.vi.2009, 3 WW; 7.vii.2009, 1 ♀, 3 WW; 15.vii.2009, 2 WW; 24.vii.2009, 1 ♀, 2 WW; 19.viii.2009, 1 W, 24.vi.2010, 2 ♀♀; 25.vii.2010, 2 WW; 8.viii.2010, 1 W.

Poznámka: palearktický druh otevřených stanovišť, okrajů světlejších lesů a kulturní krajiny v nižších a středních polohách, hnízda v zemi, nejpočetnější kolonie (až 600 jedinců), polylektický, jeden z našich nejhojnějších a nejčasnějších čmeláků. Dominance druhu 3,79 %.

***Bombus wurflenii*** Radoszkowski, 1859, čmelák široleblý

Materiál (příklady): 15.vi.2009, 7 WW; 7.vii.2009, 19 WW; 10.viii.2009, 18 WW, 7 ♂♂; 28.viii.2009, 9 WW, 3 ♂♂; 2.vii.2010, 3 WW; 25.vii.2010, 5 WW; 8.viii.2010, 14 WW; 6.ix.2010, 2 WW; 21.ix.2010, 1 W.

Poznámka: západopalearktický, boreoalpinní druh, typický pro otevřená stanoviště horských poloh, výskyt až po alpské pásmo, častá kleptolektie. Ve vyšších horských polohách hojný, střední a nižší polohy téměř neobývá. Dominance druhu 28,44 %.

## Diskuse

Druhové spektrum a dominance zjištěných druhů má překvapivě horský charakter (cf. Dvořák et al. 2009, Smetana 2008a, b). Ten se projevuje velmi vysokými abundancemi dvou typických horských prvků, tj. *Bombus wurflenii* a *B. soroensis*, jež představují většinu všech odchycených jedinců čmeláků a pačmeláků (56,72 %). *B. wurflenii* je vázán na otevřené, travnaté biotopy zpravidla nad horní hranicí lesa, kde je často velmi hojný, naproti tomu s poklesem nadmořské výšky rychle vyznívá (Smetana 2008 a, b). Z tohoto hlediska je třeba nazírat dominantní výskyt druhu v nadmořské výšce téměř o 500 metrů nižší jako pozoruhodný ekologický fenomén. Významnou roli v daném případě mohla sehrát kontinuální přítomnost rozsáhlého bezlesí v krajině, umožňující kolonizaci a dlouhodobou persistenci populace boreoalpinního druhu čmeláka na podhorských loukách. Zajímavým momentem je i fakt, že v recentních pracích zabývajících se montánními společenstvy čmeláků alpských poloh Králického Sněžníku a Pradědu (Dvořák et al. 2009, Mazalová et al. 2009) je *B. wurflenii* sice vždy uváděn, nikdy ovšem jako dominantní společenstva.

*B. soroensis* je naproti tomu považován za typický horský, avšak euryvalentní druh, často početně převládající v montánních společenstvech čmeláků. Častěji byl zaznamenán

*B. soroensis proteus*. Poměrně hojně byly zastoupeny dva hylofilní druhy se širokou ekologickou valencí, *B. pascuorum* a *B. lucorum*, méně početný byl *B. hortorum*. Otevřený charakter území dokumentuje jednak přítomnost typických druhů vázaných na otevřené terény (*B. rudericus* a *B. sylvarum*), jednak minimální zastoupení stenotopnějších lesních druhů (zde *B. pratorum* a *B. hypnorum*). Relativně teplomilnějšími eurytopními prvky jsou *B. terrestris* a *B. lapidarius*.

Druhým význačným rysem studovaného společenstva opylovačů je velmi nízké zastoupení pačmeláků, a to jak z hlediska zjištěných druhů, tak i jejich abundancí. Z celkového počtu devíti druhů pačmeláků přítomných na našem území, byly zaznamenány pouze tři (*B. bohemicus*, *B. campestris* a *B. rupestris*), přičemž první dva zmíněné druhy byly přítomny pouze akcesoricky. Také nejhojnější pačmelák, euryekní *B. rupestris*, byl během dvou let výzkumu odchycen pouze v počtu 13 jedinců. V souhrnu tvoří pačmeláci pouze 3,16 % celkového počtu odchycených jedinců. To může poukazovat buď na velmi nízkou parazitaci čmeláků, nebo může jít o důsledek odlišného odchyty čmeláků a pačmeláků použitou metodou Moerickeho misek. Zjištěné druhy pačmeláků totiž patří mezi obecně nejhojnější zástupce r. *Bombus* na našem území.

Závěrem poukazujeme také na vysokou odlišnost v početnostech druhů v meziročním srovnání (2009 vs. 2010). V roce 2009 bylo použitou metodou zaznamenáno celkem 431 jedinců, v roce 2010 bylo odchyceno pouze 203 jedinců, přičemž doba expozice misek byla v obou případech srovnatelná (tři měsíce v období hlavní vegetační sezóny). Významně nižší počet čmeláků zaznamenaných v r. 2010 lze vztáhnout k nepříznivým klimatickým podmínkám roku 2010. Je pravděpodobné, že deštivé a chladné počasí ve vegetační sezóně r. 2010 mělo dopad jak na nižší početnosti čmeláčích kolonií, tak na sníženou aktivitu imág (tedy nižší záchyt v použitých žlutých miskách).

Poděkování: Za kritické pročtení rukopisu děkujeme Pavlu Bezděčkovi (Muzeum Vysočiny, Jihlava) a Petru Kočárkovi (Ostravská Univerzita, Ostrava). Studie vznikla za podpory z VaV projektu MŽP ČR č. SP/2d3/155/08.

## Literatura

- Bogusch P., Straka J. & Kment P. (eds.) (2007): Annotated checklist of the Aculeata (Hymenoptera) of the Czech Republic and Slovakia. Komentovaný seznam žahadlových blanokřídlých (Hymenoptera: Aculeata) České republiky a Slovenska. – Acta Entomol. Mus. Nat. Pragae, Suppl. 11: 1-300.
- Dvořák L. (2009): Současný stav poznání čmeláků (Hymenoptera: Apidae: *Bombus* spp.) Šumavy a Pošumaví. In Holuša J. & Dvořák L. (eds.): Blanokřídlí v českých zemích a na Slovensku, sborník z konference, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Frýdek – Místek.
- Dvořák L. & Bogusch P. (2008): Žahadloví blanokřídlí (Hymenoptera: Aculeata) bývalé pískovny u Pamferovy Huti (západní Šumava). – Silva Gabreta, 14: 149-162.
- Dvořák L., Bogusch P. & Smetana, V. (2006): Žahadloví blanokřídlí rašelinných stanovišť Luzenského údolí (centrální Šumava). – Silva Gabreta, 12: 101-108.
- (2009): Žahadloví blanokřídlí (Hymenoptera: Vespoidea a Apoidea) Národní přírodní rezervace Králický Sněžník – výsledky monitoringu s použitím Malaiseho pastí. Aculeate hymenoptera (Hymenoptera: Vespoidea and Apoidea) of the Králický Sněžník National Nature Reserve – results of the monitoring using the Malaise traps. – Acta Mus. Beskid., 1: 079-088.
- Edwards M. & Jenner M. (2005): Field Guide to the Bumblebees of Great Britain & Ireland. 108 pp., Ocelli Limited, United Kingdom.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R. & Gillissen N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. – Nature, 413: 723-725.
- Kleijn D. & Sutherland W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity. – J. Appl. Ecol., 40: 947-969.
- Kohler F., Verhulst J., Knop E., Herzog F. & Kleijn D. (2007): Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. – Biol. Conserv., 135: 302-307.



- Konvička M., Beneš J. & Čížek L. (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. 127 pp., Sagittaria, Olomouc.
- Macek J., Straka J., Bogusch P., Dvořák L., Bezděčka P. & Tyrner P. (2010): Blanokřídli České republiky. I., Žahadloví. 524 pp., Academia, Praha.
- Mazalová M., Dvořák L., Bezděčka P. & Kuras T. (2009): Čmeláci a pačmeláci (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*) národní přírodní rezervace Praděd (Hrubý Jeseník). – Čas. Slez. Muz. Opava (A), 58: 243-249.
- Pavelka M. & Smetana V. (2003): Čmeláci. 105 pp., ČSOP ZO 76/03, Valašské Meziříčí.
- Smetana V. (2008a): Čmele a společenské osy (Hymenoptera: Bombini, Polistinae et Vespinae) na vybraných lokalitách v Národním parku Velká Fatra. – Acta Mus. Tekovens. Levice, 7: 23-33.
- (2008b): Výsledky výskumu čmeľov a pačmeľov (Hymenoptera: Bombini) v Il'ánovskej doline (Nízke Tatry) a jej blízkom okolí. – Naturae Tutela, 12: 119-124.

Adresy autorů: Monika Mazalová, Tomáš Kuras, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, Třída Svobody 26, Olomouc, CZ-771 46,  
e-mail: mazalka.m@seznam.cz  
Vladimír Smetana, Tekovské muzeum, Sv. Michala 40, Levice, SK-934 01,  
e-mail: vladimir.smetana@muzeumlevice.sk

**IV. THE EFFECT OF ALPINE SKI-SLOPES ON EPIGEIC BEETLES:  
DOES EVEN A NATURE-FRIENDLY MANAGEMENT MAKE A CHANGE?**

Josef Kašák, Monika Mazalová, Jan Šipoš, Tomáš Kuras

(Submitted to *J Insect Conserv*)

# The effect of alpine ski-slopes on epigeic beetles: Does even a nature-friendly management make a change?

J. Kašák · M. Mazalová · J. Šipoš · T. Kuras

J. Kašák

Department of Zoology & Laboratory of Ornithology, Faculty of Science, Palacký University,  
17. listopadu 50, 771 46 Olomouc, Czech Republic

M. Mazalová (corresponding author) · J. Šipoš · T. Kuras

Department of Ecology & Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University,  
Tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc, Czech Republic  
e-mail: mazalka.m@seznam.cz

**Abstract** Unique alpine ecosystems are threatened by skiing activities all over the world. We studied the effect of alpine ski-slopes on epigeic beetles by pitfall trapping in the Praděd National Nature Reserve (Czech Republic). Due to the conservation status, the management of ski-slopes have never caused any disturbance to vegetation cover. Using mixed modelling approach, we proved the significant effect of ski-slopes on the epigeic beetle community including its functional diversity. Beetle species responded to the ski-slope individually. Yet we found noticeable decline in abundance of most species in the patches with artificially increased accumulation of snow, i.e. close to the interior edges of the ski-slopes. Above all, the ski-slopes were not preferred by the relics such as *Neoagolius limbolarius*, *Minota carpathica*, *Liotrichus affinis* etc. On the contrary, vagile widespread carabids (*Amara lunicollis*, *Poecilus versicolor*) and herbivores associated with nitrophilous plants (*Gastrophysa viridula*) were more abundant on the ski-slopes. Interestingly, also a few stenotypic carnivorous and herbivorous species were found on the ski-slopes. High abundance of mountain herbivores such as leaf beetle *Timarcha metallica* reflected an increased occurrence of their host plants. Similarly, carnivores such as *Carabus sylvestris* and *Pterostichus oblongopunctatus* could prefer ski-slopes due to the locally increased food supply. With respect to both uniqueness of alpine communities and to small extent of alpine treeless zone, we recommend considering very cautiously any potential expansion of ski resorts, even those with reasonable operation.

**Keywords** Alpine ecosystems · Epigeic beetle communities · Functional diversity · Ski-slopes · Management · Conservation

## Introduction

Mountain ecosystems belong to the most biologically attractive phenomena around the world (Nagy and Grabherr 2009). Often fragmented character of mountain habitats in the Europe mountain ranges, with patches of alpine meadows isolated by the forests, enabled long-lasting isolation and evolution of specific communities with many endemic taxa of plants and animals (Brandmayr et al. 2003; Negro et al. 2007; Coldea et al. 2009; Kuras et al. 2009). The highest mountain ranges of the Central Europe are the very examples of strongly isolated, relatively small areas with surprisingly high biodiversity. For example, Hrubý Jeseník Mts. represent an insect hot-spot of species richness within the whole High Sudetes (Bílá et al. 2012).

Threats to alpine communities that are very sensitive to disturbances (Baur et al. 2007; Negro et al. 2007; Nagy and Grabherr 2009) are mostly anthropogenic (Negro et al. 2010). One of the most significant and complex anthropogenic impact on mountain ecosystems is the development of winter sport resorts (Titus and Tsuyuzaki 1998; Wipf et al. 2005; Rolando et

al. 2007; Kangas et al. 2009; Kubota and Shimano 2010). Ski resorts attract plentiful visitors and play a key role in the development of regional economy (Isselin-Nondedeu and Bédécarrats 2007). On the other hand, intensive winter tourism in mountain regions often strongly and irreversibly changes the environmental conditions of habitats (Gordon et al. 2002). Since the beginning of the twentieth century the establishment of ski resorts has decreased unthreatened areas of valuable mountain habitats in the Alps (Simons 1988; Mackenzie 1989).

Many ski-slopes are built using heavy machinery to smooth the terrain and remove rocks, other obstacles as well as great amount of organic soil and vegetation cover (Titus and Landau 2003; Wipf et al. 2005; Roux-Fouillet et al. 2011). The poor remnants of soil layer after machine grading usually consists of mineral substrate with decreased cohesiveness of soil particles (Pohl et al. 2009). The bare ground is highly prone to erosion by rainfall (Zuazo and Pleguezuelo 2008; Ristić et al. 2012). The erosion is often amplified by summer stock-grazing carried on especially in the Alps' ski resorts (Ries 1996; Pintar et al. 2009). Concern has been raised of the low ability of alpine vegetation to recover the patches strongly affected by machine-grading (Titus and Tsuyuzaki 1998; Roux-Fouillet et al. 2011). Direct impacts of intensive ski-slopes on soil quality (Rixen et al. 2002; Barni et al. 2007; Delgado et al. 2007) and vegetation (Titus and Tsuyuzaki 1998; Kangas et al. 2009; Roux-Fouillet et al. 2011) are further intensified by synergic indirect influences. Snowcats and skiers themselves compact the snow cover (Ries 1996), thus its thermal insulation decreases (Rixen et al. 2004), whereas the time of its persistence on the ground prolongs (Ries 1996; Banaš et al. 2010). The former can lead to frost damage to plants and overwintering stages of ground arthropods (Tierney et al. 2001; Kessler et al. 2012); the latter postpones the sprouting of plants. Moreover, particular vegetative phases seem to be shorter on ski-slopes, compared with control plots (Banaš et al. 2010). In general, the building and maintaining of winter-tourism resorts have negative impacts on biodiversity of alpine plant communities (Ries 1996; Pohl et al. 2009; Roux-Fouillet et al. 2011).

There is extensive literature on the influence of ski-resorts on vegetation and soil environment, but studies concerning the impact of the ski industry on fauna are few (but see Thiel et al. 2008; Gillian and Wilson 2007; Negro et al. 2010; Rolando et al. 2012; Kessler et al. 2012). The current state of knowledge varies significantly amongst taxa, with more attention given to birds (e.g., Watson and Moss 2004; Rolando et al. 2007; Thiel et al. 2008, Caprio et al. 2011). Publications concerned with the influences of ski-slopes on other vertebrates (mammals) did not appear until the last decade (Hadley and Wilson 2004a,b; Sanecki et al. 2006; Gillian and Wilson 2007; Negro et al. 2013).

Remarkably few detailed studies were devoted to the impact of the complex ski industry on the species richness and composition of arthropods. Responses of invertebrates to the above mentioned changes of environment caused by effects of ski-tourism are not uniform; however, affected taxa are influenced more or less negatively. For example, the community structure of mobile hoverflies (Syrphidae) on ski-slopes was similar to the one of regularly disturbed habitats (Haslett 1991, 1997). Existing studies have also shown negative effects of ski-slopes on species richness and abundances of Orthoptera (Illich and Haslett 1994; Negro et al. 2010; Kessler et al. 2012). Studies of macro-edaphon organisms brought similar conclusions, the abundance and biomass of investigated taxa are significantly lower on ski-slopes (Foissner et al. 1982; Meyer 1999), which strongly affect the functioning of soil systems (Meyer 1999). As an example, higher abundance and species richness of soil mites (Acari), considered to be indicator species, were found in the less disturbed areas (Kaluz 2005). Effects of ski-slopes have also been shown in spiders, where they have been mostly linked to the rate of disturbance. Increasing proportion of bare ground is linked to decreased diversity of spider communities (Negro et al. 2009, 2010).

Despite the above mentioned, there is still a shortage of studies on the impacts of ski-slopes on the beetle communities of the alpine belt. Current papers are devoted especially to ground beetles (Carabidae) and click beetles (Elateridae). Moreover, the majority of them are focused on the ski-slopes below the timberline (but see Negro et al. 2010). These studies mainly concluded that there is a significant impact of “forest“ ski-slopes on the beetle communities. Abundances and species richness of forest specialists with lower mobility usually decreased towards the ski-slope, with the parallel increase of vagile generalists of open habitats (Strong et al. 2002; Negro et al. 2009). Furthermore, all the studies are based on the investigations of strongly anthropogenic disturbed ski-slopes.

In contrast, our study circumstances are different. First, the study area is situated in the alpine zone. And second, the ski-slopes have neither ever been machine-graded nor artificially snowed, thereby the habitat is influenced only by the indirect effects of the ski resort activities. Our study is one of the first evaluations of the impact of ski-slopes on epigeic beetles of both herbivore and carnivore guilds, which play a key role in alpine ecosystem functioning. Most ground beetles are predators, regulating populations of soil invertebrates, whereas serving in their own as prey for small mammals, birds and amphibians (Hance 1990; Lövei and Sunderland 1996). Herbivore taxa are important for acceleration of mineral nutrients in ecosystems, due to reduction of the high proportion of standing dead material (Blumer and Diemer 1996). Both ecological groups (significant as bioindicators) are essential for the functioning of the sensitive alpine ecosystems. This study is therefore very important considering that little is known about possible threats caused by winter tourism.

Consequently, we aimed to assess the impacts of ski-slopes on Coleoptera communities; in particular, we addressed the following questions. (i) Does even moderately managed ski-slope affect the structure of epigeic beetle communities? (ii) If so, how are these communities influenced? (iii) Are there any possible conservation implications based on the results of our study?

## Methods

### Study site

The study was performed on the ski-slopes situated in the summit area of the Hrubý Jeseník Mts. (Czech Republic), the second highest Central European Hercynian mountain range (*sensu* Grabherr et al. 2003). Seven ski-slopes situated from 1235 to 1442 meters above sea level (m a.s.l.) make the Praděd ski resort the highest located ski centre in the Czech Republic. Its uniqueness lies in its position – the whole area of ski resort is located in the Praděd National Nature Reserve, surrounding the highest mountain (Praděd Mt.; 1492 m a.s.l.; 50°4'59.049"N, 17°13'51.374"E).

The study site was located above the upper tree line (Tremel and Banaš 2008) at altitudes between 1350 and 1440 m a.s.l. Its climate is cold, with mean temperatures varying from -6.6°C in the coldest month (January) to +9.5°C in the warmest month (August) (Demek and Kříž 1994). Long-term annual average rainfall is 1200 – 1300 mm with the peak in July (187 mm) and 200 rainy days per year on average. Snow cover lasts for more than 180 days, usually from the end of October to mid-May (Lednický 1985). As for vegetation cover, three distinctive vegetation types occur in the study area: (i) alpine dwarf vegetation with *Vaccinium myrtillus* (=Vaccinium), (ii) subalpine tall grassland with *Calamagrostis villosa* (=Calamagrostis) and (iii) subalpine tall forbs vegetation with *Athyrium distentifolium* (=Athyrium).

Despite the fact that the study area has been under strict legal protection, the ski-slopes were established in the late 1950s (Schmidtová et al. 2009). Neither machine grading nor

artificial snow has ever been used. Existing ski-slopes are 20–50 m wide and are maintained only in winter by snowcats (Hédl et al. 2012), without any management in summer (e.g., grazing, mowing). The ski resort is only opened to the public if there is a sufficient snow layer, i. e. a minimal depth of 80 cm on the ski-slopes (Banaš et al. 2010). Due to the moderate management, neither the vegetation nor the soil system of ski-slopes is directly disturbed.

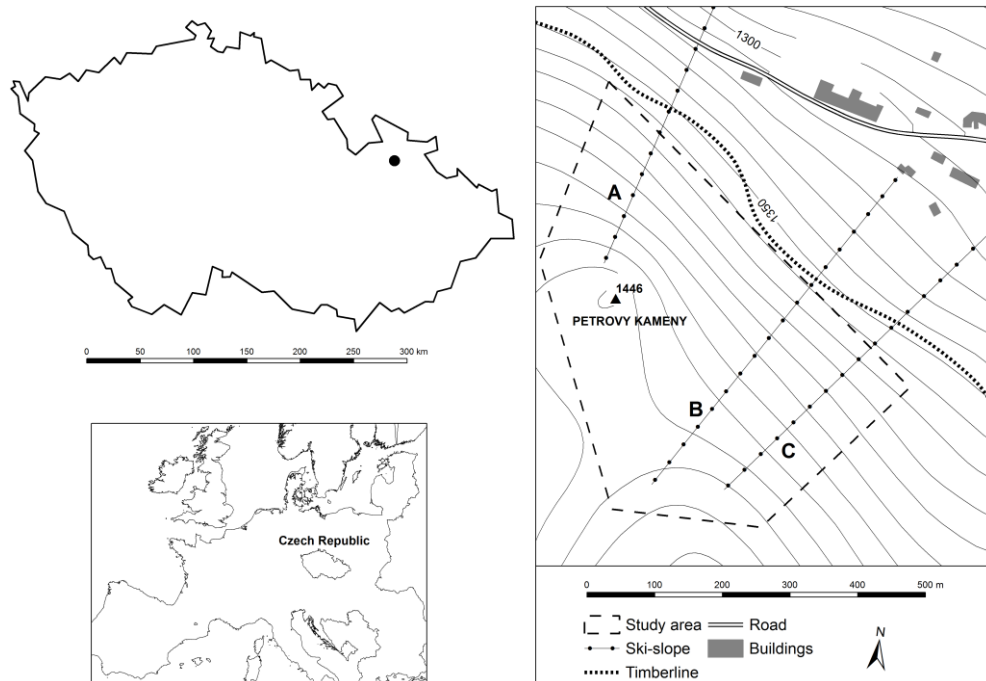


Fig. 1 Location of the Praděd ski resort and the study ski-slopes (A, B, C) in the Czech Republic

### Sampling design

The impact of ski-slopes on the community of herbivorous and carnivorous epigeic beetles was investigated. Pitfall trapping was chosen as the standard method to assess the abundance of beetles and other surface active arthropods (Greenslade 1965; Spence and Niemelä 1994; Rainio and Niemelä 2003).

In the Praděd ski resort, three ski-slopes were selected (Fig. 1); these have similar environmental conditions (such as altitude, exposure, slope and characteristic of vegetation). Within the three ski-slopes, the study plots were selected by random sampling aiming to cover representatively the three predominant vegetation types – Vaccinium, Calamagrostis and Athyrium. Three traps were randomly located in each of the vegetation types on each of the three ski-slopes, i. e. 27 (3 x 3 x 3) traps. Simultaneously, the same sampling design was used to place traps on control sites, off each ski-slope (covering the three types of vegetation: Vaccinium, Calamagrostis and Athyrium) – 27 (3 x 3 x 3). In total, 54 pitfall traps were placed in the study area. The exact location of each trap was established in the field by means of a Global Positioning System (GPS) eTrex Garmin.

The pitfall traps were 500 ml plastic cups (8 cm at the opening, 15 cm deep) placed in a way that the opening was levelled with the ground surface. Each trap was filled up to one third with 4% formaldehyde solution, to repulse mammalian insectivores and to prevent sample decay (Strong et al. 2002). The traps were set out on the 3<sup>rd</sup> of June 2005 and the

contents were collected at approximately four-week intervals, five times during the field season with the last collection on the 8<sup>th</sup> of October. Each sample was preserved in 95% ethanol. Ground beetles (Carabidae), click beetles (Elateridae), weevils (Curculionidae), leaf beetles (Chrysomelidae) and scarab beetles (Scarabaeidae) were sorted and identified to species level using updated standard keys or specialists studies on particular taxa. The nomenclature follows de Jong (2012).

### Data analysis

The explanatory variables were "vegetation type" and "ski-slope", both coded as categorical variables. The explanatory factor "ski-slope" had two variants: presence (samples from within the ski-slope) or absence (outside the ski-slope). The factor "vegetation type" had three variants, corresponding to the location of the traps in the *Vaccinium*, *Calamagrostis* or *Athyrium* vegetation. Furthermore, the distance in meters from the edge of ski-slope was individually recorded for each trap. The absolute value of distances entered the analyses once log-transformed. Then the plus (+) sign was matched to the distances of the traps situated on the ski-slopes (the values increased from the edge to the centre of ski-slope, i. e. with the maximum value in the middle of the slope) and the minus (–) sign was matched analogically to the distances of the traps located off the slopes (the negative values increased with the distance from the edge of the ski-slope towards its surroundings).

With respect to slightly different time of exposure of traps within each trapping period, the number of individuals in each sample was converted to the number of individuals caught per sampling day (relative abundance). Therefore, the response variables used were (i) the total relative abundance of beetles and (ii) the relative abundances of individual species. The species that were represented by less than five individuals were removed from the analysis, since such low numbers could be an accidental occurrence (*Agonum sexpunctatum*, *Agrypnus murinus*, *Amara convexior*, *A. equestris*, *A. erratica*, *A. nitida*, *Calathus erratus*, *C. melanocephalus*, *Carabus arcensis*, *C. violaceus*, *Cychrus attenuatus*, *Donus comatus*, *Galeruca tanacetii*, *Harpalus affinis*, *Lilioceris merdigera*, *Notiophilus biguttatus*, *Ophonus puncticeps*, *O. schaubergerianus*, *Otiorhynchus coecus*, *Poecilus cupreus* and *Pseudoophonus rufipes*). Since epigeic beetle communities are strongly affected by phenology and their location itself (Thomas et al. 1998; Ranio and Niemelä 2003; Khobrakova and Sharova 2005; Matalin 2007), we included locations of particular ski-slopes and the dates of the sample collection (as the rank of the week from the beginning of the year) in covariables.

### Multivariate analysis

Detrended correspondence analysis (DCA) (Hill and Gauch 1980), an indirect multivariate ordination method, was used to find the main gradients in the community data set. With respect to the results of DCA (see ter Braak and Šmilauer 2002), the second step, a canonical correspondence analysis was used (CCA) (ter Braak 1986), the direct ordination method that relates gradients in species composition and abundances to external predictors and tests the importance of these predictors. Data were standardised and centred by samples, Monte-Carlo permutation test were conducted using a split-plot design and 5000 permutations, and forward selection procedure was used to test environmental variables. Generalized linear models (GLM) were used to assess the impact of single factor "ski-slope" individually on each species. Species data had a Poisson distribution and responses of species were best fitted by the quadratic function. All analyses were conducted with CANOCO, v. 4.5 (ter Braak and Šmilauer 1998).

## *Multiple log-linear regression and attributes of species*

Generalized linear mixed models (GLMM) part of lme4 package in R software were used to investigate the effect of ski-slope and species-specific characteristics on relative abundance of ground dwelling beetles with inverse Gaussian error distribution and link function log (Bates et al. 2012). For the species-specific characteristics we used information on body size, wing form, trophic group, habitat association and classification of relicness.

### Body size

Body size was recorded as the mean length of the beetle species (mm).

### Wing form

The wing forms were defined as follows, macropterous beetles were those with long wings, brachypterous beetles were the species with short or no wings, and dimorphic species were those which were found in both wing forms above mentioned (see also Table 3 in Supplementum). We consider the macropterous and dimorphic species as being able to fly; therefore we assume those beetles to have better dispersal ability than flightless brachypterous species (Lövei and Sunderland 1996). The characteristic of wing form were acquired in the following studies: Tesař (1957), Dieckmann (1980, 1986), Hůrka (1996), Laibner (2000), Martínková and Honěk (2004), Beenen (2005), Jolivet (2005), Čížek and Douget (2008).

### Trophic group

Species were divided into two groups with diverse feeding habits - carnivores and herbivores. The category of herbivores included species feeding on both live and dead plants parts (i.e. leaf litter, roots, etc.) and exceptional carnivores as *Amara* spp. and the second group consisting of obligatory and predominantly carnivorous species clustered. The information was obtained from following studies: Smerczyński (1968), Warchalowski (1973), Dieckmann (1980, 1986), Lindroth (1992a, b), Hůrka (1996), Laibner (2000), Martínková and Honěk (2004), Jolivet (2005), Čížek and Douget (2008), Juřena et al. (2008).

### Habitat association

Beetles were categorized into three different groups according to their habitat association. Species were distinguished upon habitat preference: forest, open habitats and habitat generalists (see Table 3 in Supplementum). The last are not associated with a particular type of habitat. The information on the habitat associations was obtained from the following literature: Smerczyński (1968), Warchalowski (1973), Dieckmann (1980, 1986), Lindroth (1992a), Hůrka (1996), Laibner (2000), Stanovský and Pulpán (2006), Niemelä et al. (2007), Čížek and Douget (2008), Juřena et al. (2008) and were supplemented by specialists.

### Environmental tolerance

Following Hůrka et al. (1996), all species from the study area were divided into three groups according to their different ability to deal with environmental changes: relics ('restricted to natural, undisturbed habitats'), adaptive ('able to colonise both undisturbed and moderately disturbed habitats'), and eurytopic ('colonising even heavily anthropically disturbed sites').

The most parsimonious combination of environmental variables was selected based on the lowest Akaike's information criterion (AIC) (Akaike 1973) by combining both forward and backward selection (Burnham and Anderson 2002). Regression lines were fitted by the cubic spline method. Degree of smoothness was estimated using the generalized cross-validation



criterion. Smoothing spline method was used because the shape of the response curve was not limited. Parameter standard errors could be biased because of non-independence of samplings within the same slope; hence between-slopes variation was taken into account. Partitioning of the variance on between-slopes and within-slopes led to a correct estimation of test statistic. Mixed model was run with sampling sites nested within particular slope as random variable; this model can estimate the correct error term and degrees of freedom and can deal with overdispersion. Effects of ski-slope on species abundance were tested by analysis of deviance using an F test. These analyses were performed using R version 2.14.1. (R Development Core Team 2011).

### *Functional diversity analyses*

Finally, we analysed functional diversity of the epigeic beetle community, using functional diversity indices according to Mason et al. (2005). On the base of species-specific features used for GLMM analyses (see above) and simple abundances of each species (not relative values) we calculated the functional richness, evenness and divergence. These indices were calculated individually for each trap with all five samples pooled, thus we obtained 54 values of each index altogether. Then the curves fitting the trend of each index in relation to ski-slope were depicted. The curves were tested by regression with Gaussian distribution of error variance. Dependent variable was transformed using square root. Additionally, we conducted GLM analyses with beetle species divided according to their dispersal abilities, since we regarded this feature as determinative on the base of knowledge on biology and ecology of particular species.

## **Results**

In the statistical analyses we considered 2201 individuals belonging to 27 different species. Carabids were the most abundant group as they accounted for 55% of the total number of individuals collected, with dominant species *Carabus sylvestris*, *Calathus micropterus*, *Cychrus caraboides* and *Pterostichus unctulatus*, all having more than 100 specimens in total. *Plintus tischeri*, the relic weevil, was the most abundant species with 526 specimens altogether. Amongst the carabids, three different ecological strategies are represented by brachypterous (8), macropterous (3) and dimorphic species (4).

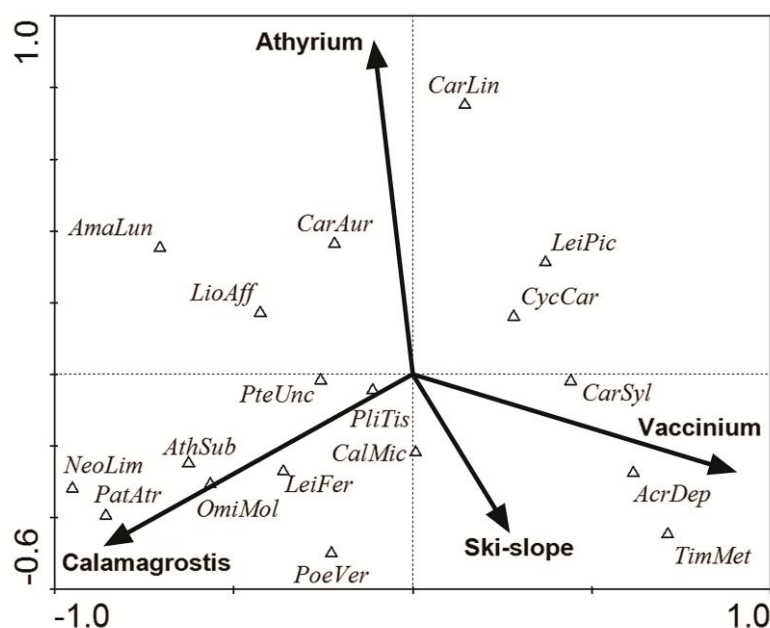
The beetle community of the study area situated in the alpine open habitats contains some bioindicator species of high conservation value, associated with the native ecosystems, e.g. an alpine dung beetle *Neoagolius limbolarius*, endemic for the Hruby Jeseník Mts., boreo-montane or montane relics *Carabus sylvestris*, *Liotrichus affinis*, *Minota carpathica*, *Plintus tischeri* and *Timarcha metallica*.

### Community patterns

After filtering out the effects of covariables, the CCA model constructed within multivariate ordination techniques explained 5.2% of variance of the species data ( $F = 3.778$ ,  $p < 0.001$  for all canonical axes). Beetle communities differed among study sites. Two vegetation types (*Vaccinium*  $F = 5.88$ ,  $p < 0.001$ ; *Athyrium*  $F = 3.21$ ,  $p < 0.001$ ) and ski-slope ( $F = 2.36$ ,  $p = 0.002$ ) had a significant effect on the epigeic beetle community structure (Fig. 2). The longest gradient of species data in the CCA biplot is along the horizontal canonic axis (Fig. 2) and corresponds to the dispersal abilities of species. In accordance with this, vagile species

predominate within the left part of the ordination diagram (*Amara lunicollis*, *Neoagolius limbolarius*, *Athous subfuscus*), whereas brachypterous, surface-active beetles are mainly clustered on the opposite side (*Carabus sylvestris*, *Leistus piceus* and *Timarcha metallica*).

The distribution of species along the vertical axis (Fig. 2) could be interpreted as a pattern following the altitudinal gradient. Thus, habitat interactions of particular species substantially determinate the community structure of epigeic beetles. The number of forest species declines with increasing altitude. Still occurring in the open treeless habitats, they are clustered mostly in the upper part of the CCA biplot (*Carabus auronitens*, *C. linnaei*, *Cychrus caraboides* and *Leistus piceus*). In contrast, generalists (*Timarcha metallica*) species associated with open habitats (*Leistus ferrugineus*, *Omiamia mollina* and *Poecilus versicolor*) and montane grassland specialists (*Neoagolius limbolarius* and *Carabus sylvestris*) are situated in the lower part of the ordination diagram. The type of vegetation noticeably play an important role in the distribution of some oligophagous herbivores such as *Timarcha metallica*, associated with *Vaccinium*, and *Neoagolius limbolarius* dependent on *Calamagrostis* dominated vegetation.



**Fig. 2** Biplot CCA of environmental variables (ski-slope and vegetation types) and relative abundance of epigeic beetles in alpine tundra. The only species with fit-range > 1% are depicted in the ordination diagram. Names of beetles are denoted by triangles with abbreviation: *Acrossus depressus* (AcrDep), *Amara lunicollis* (AmaLun), *Athous subfuscus* (AthSub), *Calathus micropterus* (CalMic), *Carabus auronitens* (CarAur), *Carabus linnei* (CarLin), *Carabus sylvestris* (CarSyl), *Cychrus caraboides* (CycCar), *Gastrophysa viridula* (GasVir), *Leistus ferrugineus* (LeiFer), *Leistus piceus* (LeiPic), *Liotrichus affinis* (LioAff), (*MinCar*), *Omiamia mollina* (OmiMol), *Neoagolius limbolarius* (NeoLim), *Patrobus atrorufus* (PatAtr), *Plinthus tischeri* (PliTis), *Poecilus versicolor* (PoeVer), *Pterostichus aethiops* (PteAet), *Pterostichus unctulatus* (PteUnc), *Timarcha metallica* (TimMet).

#### Impact of ski-slope on species and functional groups of beetles

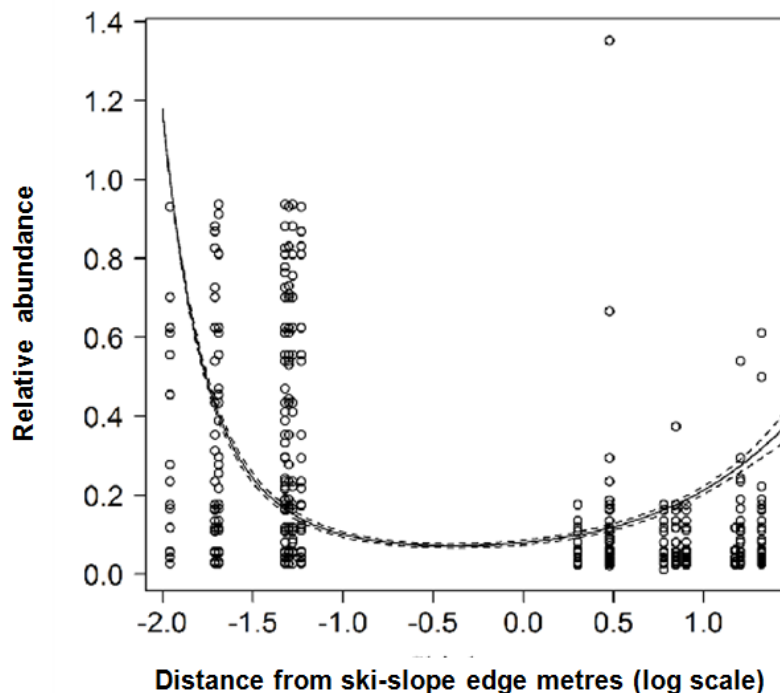
Epigeic beetle communities are composed of diverse ecological groups, thus the response to the ski-slope may be heterogeneous on both the species and functional groups level. Therefore, we used GLMM to reveal species-specific responses to the factor "ski-slope". Although the "ski-slope" has had significant impact on the epigeic beetle community (Table

1, Fig. 2), the rate of influence differs along the transverse profile of the slope. The most affected areas are the inner margins of the slopes, with significantly decreased abundances for most beetle species (Fig. 3). Interaction between the abundance of species and the factor "ski slope" was best fitted with the quadratic function ( $SE = 0.67$ ,  $p = 0.005$ ). The best model for interpretation of species distribution and their abundances was: Abundance  $\sim$  Ski-slope + habitat interaction + vegetation type + feed + ski-slope:habitat interaction + ski-slope:feed (AIC = -245.04).

**Table 1** Results of analysis of deviance conducted using GLMM, testing factors which influence the relative abundance of epigeic beetle species. Sample sites nested within the ski-slopes were used as random variables. Factors were selected by using step-wise procedure.

Variable	Df	$F^a$
Ski-slope	1	44.42***
Habitat association	2	36.39***
Vegetation	2	6.42**
Trophic group	2	3.35*
Ski-slope:habitat association	2	7.92***
Ski-slope:trophic group	2	2.32 <sup>ns</sup>

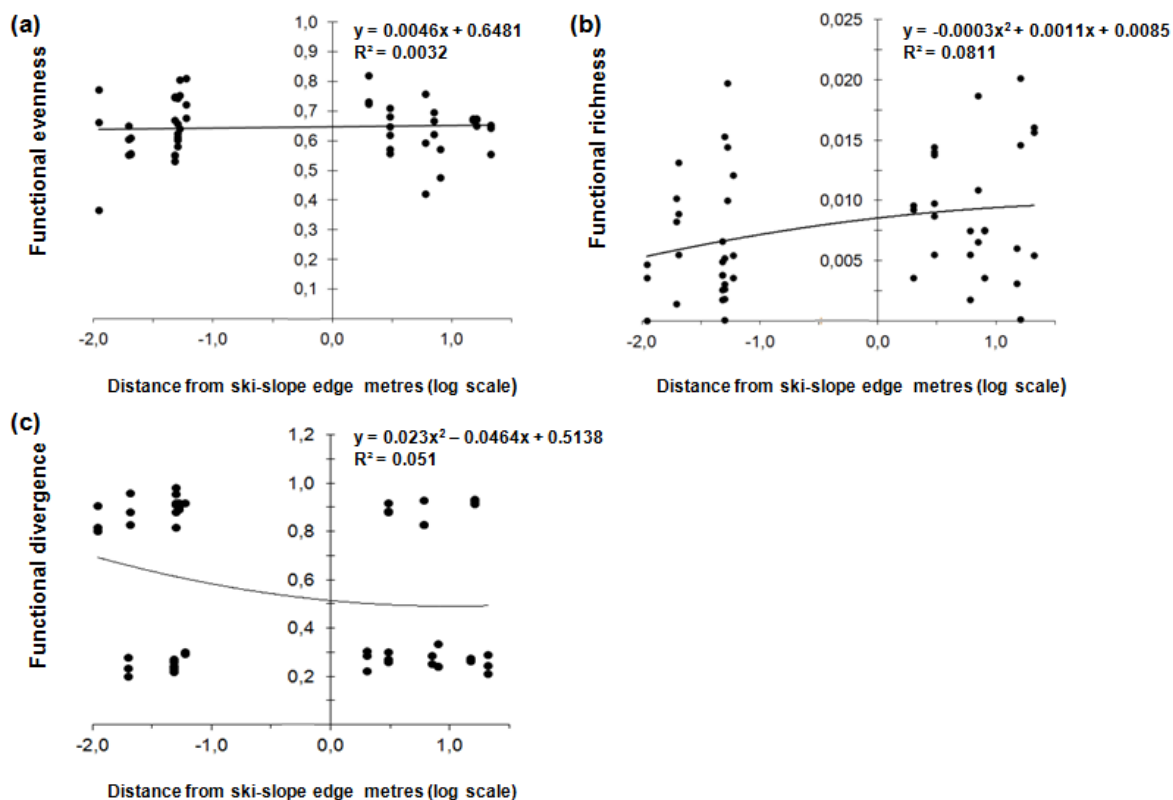
<sup>a</sup> \*\*\*  $p < 0.001$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; <sup>ns</sup> - not significant



**Fig. 3** Effects of ski-slope on abundance of epigeic beetles predicted by GLMM. We used relative abundances of beetles, i.e. total number of beetles caught by particular trap per day. Effect of ski-slope was scaled as the log-transformed distance (m) of each trap from the edge of the ski-slope (0.0). Then the plus (+) sign was matched to the distances of the traps situated on the-slopes and the minus (-) sign was matched analogically to the distances of the traps located off the slopes. Each sample is denoted by circle.

Relations of distinct ecological groups to the factor "ski-slope" are not uniform. Our results show that "ski-slope" supports habitat generalists (GLM-ANODEV;  $F = 3.728$ ,  $p = 0.0049$ ) and species associated with open, treeless habitats (GLM-ANODEV;  $F = 2.727$ ,  $p = 0.049$ ). On the contrary, forest species of beetles show a significant decrease in number on the ski-slope (GLM-ANODEV;  $F = 46.55$ ,  $p < 0.001$ ). Furthermore, ski-slopes promote the species associated with *Calamagrostis* and *Vaccinium* vegetation rather than those connected with the *Athyrium* vegetation type (Fig. 2).

The results of functional diversity analyses show that both functional richness ( $F_{1,51} = 4.48$ ,  $p = 0.039$ ) and divergence ( $F_{1,51} = 3.98$ ,  $p = 0.040$ ), but not functional evenness ( $F_{1,51} = 0.16$ ,  $p = 0.686$ ), significantly change along the the transverse profile (Fig. 4), i. e. along gradient from the natural alpine tundra, through the edge of ski-slopes to their centres. Functional richness (Fig. 4b) significantly increases towards the ski-slope, whereas functional divergence declines (Fig. 4c).



**Fig. 4** Functional diversity analyses conducted according to Mason et al. (2005). Functional evenness, richness and divergence were calculated on the base of species-specific features used for previous analyses (GLMM) and simple abundances of each species, i.e. not relative abundances. The indices were calculated individually for each trap with all five samples pooled. The curves fitting the trend of each index in relation to ski-slope were depicted; the horizontal axis is scaled in log-transformed distance (m) of each trap from the edge of the ski-slope (0.0). Then the plus (+) sign was matched to the distances of the traps situated on the slopes and the minus (-) sign was matched analogically to the distances of the traps located off the slopes.

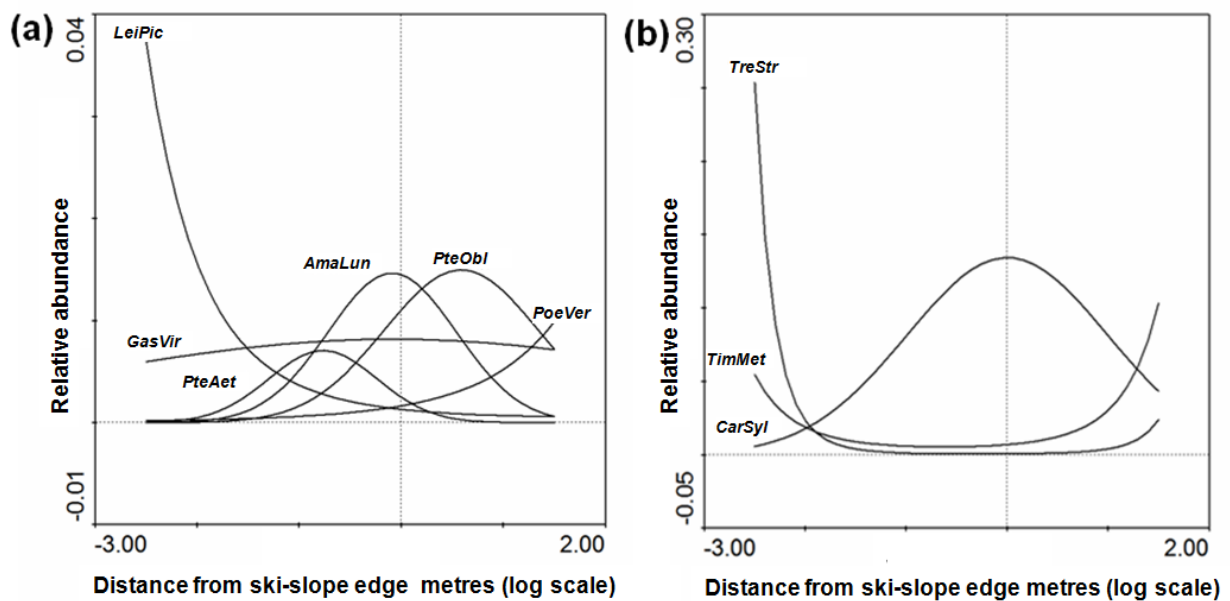
Abundances of 9 species are significantly affected by the ski-slope (Table 2, Fig. 5a and b). As predicted, forest carabids with low dispersal abilities (*Leistus piceus*, *Pterostichus aethiops* and *Trechus striatulus*) are more abundant outside of the ski-slopes (Table 2, Fig. 5a and b).

On the other hand, some widespread and vagile herbivores (*Amara lunicollis*, *Gastrophysa viridula*) and carnivores (*Poecilus versicolor*, *Pterostichus oblongopunctatus*) spread onto the ski-slopes, or, more exactly, onto their side parts (Fig. 5a). Interestingly, a few stenotypic montane herbivores (e.g., *Timarcha metallica*) and carnivores (e.g., *Carabus sylvestris*) prefer ski-slopes to the undisturbed alpine tundra habitats (Table 2, Fig. 5b). More precisely we detected the highest abundance of the ground beetle *C. sylvestris* near the inner ski-slopes margins where the impacts of the ski-slopes were found to be the most influential for the beetles (Fig. 3). We focused on the structural changes of the investigated beetle community from the functional diversity point of view, therefore we conducted additional ordination model and GLM analyses (Fig. 6 in Supplementum). These highlighted the crucial role of dispersal ability, since the abundances of high mobile, macropterous beetles tended to increase towards the ski-slope, whereas the more sedentary, brachypterous species simultaneously declined.

**Table 2 Results of GLM of beetles and their responses to the ski-slope.**

Species	<i>N</i>	<i>F</i> <sup>a</sup>	Intercept	Slope1	Slope2	AIC
<b>Carabidae</b>						
<i>Amara lunicollis</i>	15	<b>3.57</b> *	<b>-4.23</b>	<b>-0.22</b>	<b>-1.27</b>	<b>4.84</b>
<i>Calathus micropterus</i>	107	2.65 <sup>ns</sup>	-4.20	0.33	0.31	13.74
<i>Carabus auronitens</i>	75	1.60 <sup>ns</sup>	-4.27	-0.19	0.10	13.91
<i>Carabus linnaei</i>	79	0.45 <sup>ns</sup>	-4.37	-0.06	0.08	10.09
<i>Carabus sylvestris</i>	307	<b>5.97</b> **	<b>-2.01</b>	<b>0.00</b>	<b>-0.51</b>	<b>35.80</b>
<i>Cychrus caraboides</i>	172	1.81 <sup>ns</sup>	-3.02	0.03	-0.23	18.26
<i>Leistus ferrugineus</i>	25	0.12 <sup>ns</sup>	-5.22	-0.01	-0.14	5.10
<i>Leistus piceus</i>	20	<b>5.27</b> **	<b>-6.65</b>	<b>-0.84</b>	<b>0.20</b>	<b>5.28</b>
<i>Patrobis atrorufus</i>	46	0.80 <sup>ns</sup>	-4.22	-0.30	-0.38	8.94
<i>Poecilus versicolor</i>	10	<b>4.31</b> *	<b>-6.42</b>	<b>1.08</b>	<b>0.08</b>	<b>3.34</b>
<i>Pterostichus aethiops</i>	8	<b>7.27</b> ***	<b>-6.00</b>	<b>-2.72</b>	<b>-1.78</b>	<b>2.37</b>
<i>Pterostichus diligens</i>	26	1.36 <sup>ns</sup>	-5.41	0.36	0.21	5.64
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	32	<b>17.23</b> ***	<b>-4.51</b>	<b>1.04</b>	<b>-0.88</b>	<b>5.25</b>
<i>Pterostichus unctulatus</i>	241	1.20 <sup>ns</sup>	-3.22	0.18	0.26	29.79
<i>Trechus striatulus</i>	19	<b>6.15</b> **	<b>-7.34</b>	<b>0.60</b>	<b>1.20</b>	<b>5.40</b>
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	30	0.45 <sup>ns</sup>	-5.07	0.24	0.05	7.95
<b>Chrysomelidae</b>						
<i>Gastrophysa viridula</i>	49	<b>0.03</b> *	<b>-4.81</b>	<b>-0.01</b>	<b>-0.05</b>	<b>6.68</b>
<i>Minota carpathica</i>	30	2.73 <sup>ns</sup>	-5.86	0.56	0.67	7.82
<i>Timarcha metallica</i>	85	<b>10.79</b> ***	<b>-4.98</b>	<b>0.82</b>	<b>0.67</b>	<b>14.88</b>
<b>Curculionidae</b>						
<i>Notaris aterrima</i>	14	1.20 <sup>ns</sup>	-6.49	0.40	0.59	4.63
<i>Omiamima mollina</i>	78	0.15 <sup>ns</sup>	-4.16	0.07	-0.02	12.26
<i>Otiorhynchus nodosus</i>	103	0.05 <sup>ns</sup>	-3.62	-0.02	-0.08	18.98
<i>Plinthus tischeri</i>	526	2.10 <sup>ns</sup>	-2.14	0.18	0.01	44.21
<b>Elateridae</b>						
<i>Athous subfuscus</i>	6	0.16 <sup>ns</sup>	-7.11	0.26	0.37	2.65
<i>Liotrichus affinis</i>	10	1.98 <sup>ns</sup>	-5.00	-0.81	-1.12	2.93
<b>Scarabaeidae</b>						
<i>Acrossus depressus</i>	77	3.00 <sup>ns</sup>	-4.12	0.43	-0.21	13.27
<i>Neogolius limbolarius</i>	12	0.45 <sup>ns</sup>	-6.48	0.13	0.50	6.01

a) \*\*\*  $p < 0.001$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; <sup>ns</sup> - not significant; p-values **in bold** are significant at  $\alpha = 0.05$



**Fig. 5** Abundance responses of epigeic beetles on ski-slopes computed using GLM. We used relative abundances of species, i.e. total number of individuals of particular species caught by each trap per day. Effect of ski-slope was scaled as the log-transformed distance (m) of each trap from the edge of the ski-slope (vertical line). Then the plus (+) sign was matched to the distances of the traps situated on the ski-slopes and the minus (-) sign was matched analogically to the distances of the traps located off the slopes. (a) significant responses of the species and (b) significant strong responses of the species on "ski-slope" (see Table 2). Responses of particular species predicted by model are denoted by curves with abbreviations: *Amara lunicollis* (*AmaLun*), *Carabus sylvestris* (*CarSyl*), *Gastrophysa viridula* (*GasVir*), *Leistung piceus* (*LeiPic*), *Poecilus versicolor* (*PoeVer*), *Pterostichus aethiops* (*PteAet*), *Pterostichus oblongopunctatus* (*PteObl*), *Timarcha metallica* (*TimMet*) and *Trechus striatulus* (*TreStr*).

## Discussion

### Ski-slope effects on community level

Our results show that the community structure of epigeic beetles is significantly affected by both vegetation type and ski-slope (Table 1). However, it is apparent that the impact of ski-slopes on beetle communities is not even along the transverse profile of the slopes. Specifically, we found the strongest impact on the beetle communities to be closer to the interior edges of the ski-slopes (Fig. 3). Conversely previous studies observed decreased diversity and abundance of epigeic beetles and other arthropods towards the centre of the slopes (Strong et al. 2002; Negro et al. 2009, 2010). In general, the different rate of influence along the transverse profile of the slopes used to be linked with the intensity of mechanic vegetation cover disturbance and with shortening of the vegetation period in the patches with artificially increased accumulation of snow (Ries 1996; Wipf et al. 2005).

Our study area is located in the alpine, treeless zone. Moreover, vegetation cover has never been clear-cut and the soil surface has never been afflicted by machine-grading (Banaš et al. 2010). Therefore, we consider the impact of later snow melting in places of increased accumulation to be a crucial factor responsible for the changes in the beetle community composition. Due to the distinctive management of our ski-slopes, the thickest snow layer lies nearby the edges of the slopes, strongly affecting these patches by the postponement and

shortening of the vegetation season, thus determining the community structure of epigeic beetles.

The conclusions of this study are therefore in agreement with Illich and Haslett 1994, Negro et al. 2010 and others. In summary, our results indicate that low temperatures and shortening of the vegetation period in patches with accumulated and compacted snow are the principal factors for the observed decrease in abundance of epigeic invertebrates on the ski-slopes.

Another important finding of our study consists in results of functional diversity analyses (Fig. 4, Fig. 6 in Supplementum). We observed significant increase of functional richness and, simultaneously, decline in functional divergence towards the ski-slopes. The increase of functional richness indicates the higher number of diverse functional groups on the ski-slopes than in surrounding alpine tundra. This seems to be the result of colonisation of the new environs of ski-slopes by opportunistic, widely distributed species with high dispersal ability (e.g. *Amara lunicollis*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Poecilus versicolor* – see Fig. 6a, Suppl.). Additionally, the investigated ski-slopes are not so strongly disturbed to be entirely avoided by indigenous alpine species. Many of these beetles still occur on the slopes, yet in lower abundances. Even those sensitive species might be supported by ski-slopes in some specific cases (see Fig. 6b, Suppl. and below, the effects on species).

On the other hand, the increase of functional divergence off the ski-slopes signifies the higher niche differentiation and thus lower competition amongst species (Mason et al. 2003, 2005). Therefore, the species prevailing in non-affected alpine tundra should be more specialized. Besides the mountain and alpine environments select specialized species (Körner 2003, Nagy et al. 2003, Schöb et al. 2009), this trend corresponds to the post-glacial and holocene history of small and isolated mountain ranges of Central Europe (Kuras et al. 2003, Konvicka et al. 2003, Schmitt et al. 2006). The species which survived both the fluctuation of the upper tree-line and the harsh conditions of mountain climate have to be somehow distinctive.

#### Ski-slope effects on species level

Samples from ski-slopes and control plots off-side the slopes differ in the presence of epigeic beetle species. Widespread carabids with high dispersal abilities associated with open habitats (*Amara lunicollis* and *Poecilus versicolor*) prevail on the ski-slopes. These species indicate disturbed habitats (Hůrka et al. 1996; Lindroth 1992; Niemelä et al. 2002; Huber and Baumgartner 2005). Strong et al. (2002) and Negro et al. (2009, 2010) reached similar conclusions; they explained increasing proportion of euryoecious, lesser demanding beetle species by a higher rate of disturbance on ski-slopes than in neighbouring habitat.

As a result of compaction, snow layers on the slopes cause lower insulation and the frost penetration strikes more often or stronger topsoil layers (Ries 1996, Banaš et al. 2010). Increased freezing of topsoil can increase mortality of soil fauna (Sømme and Conradi-Larsen 1977; Heal et al. 1998) and might negatively affect the development (Godfrey et al. 1995) of some alpine relics, such as the saprophagous dung beetle *Neoagolius limbolarius*. This species is sensitive as its larvae are bound to topsoil layers where they feed on decaying fine roots of graminaceous plants (Juřena et al. 2008). Concurrently, the shortening of vegetation period in patches with thicker snow layer can be considered another principal ecological factor, negatively affecting the development of epigeic species.

According to our observation, not only good-dispersers and generalists, but also a few stenotypic carnivorous and herbivorous beetles preferred the ski-slopes. *Carabus sylvestris*, a typical species of natural habitats of the alpine belt (Hůrka 1996; Stanovský and Pulpán 2006;

Šustek 2006; Gobbi et al 2007), reached the highest abundance within the ski-slopes, nearby its edges (Fig. 5b). The montane relic, leaf beetle *Timarcha metallica*, also preferred the ski-slopes (Fig. 5b), although the genus *Timarcha* is considered to be sensitive to environmental changes due to its specialization (González-Mégias and Gómez 2001; González-Mégias et al. 2005).

These results show that the impacts of ski-slopes on observed epigeic beetle communities are not strictly negative. Less intensively maintained ski-slopes represent a specific environment, attractive for particular species including threatened stenotypic mountain beetles. We suggest the following hypotheses to clarify the findings mentioned above.

The first hypothesis is based on the idea that carnivores may prefer ski-slopes as a consequence of increased food supply. A characteristic feature of ski-slopes is the delayed snow melt. The thicker the snow cover the longer it persists (Ries 1996; Banaš et al. 2010). Remnants of snow-covered areas cause an accumulation of dead bodies and invertebrates immobilised by the cold in spring and early summer. These individuals become an important food source for epigeic carnivores (Mani 1968). Up to 50 insect specimens of insects can be brought by the wind to an area of 1 m<sup>2</sup> per day, Diptera, Homoptera and Hemiptera being the most abundant ones (Popp 1978). Gradual snow meltdown slowly releases dead insects, which supply food for carnivorous carabids and staphylinids (Mani 1968). We observed such accumulations of insects on the remnant snow patches in our study plots. Thus, the increased proportion of a few carnivores (e.g., *Carabus sylvestris* and *Pterostichus oblongopunctatus*) may be attributed to the local increase of food supply by the last snow patches.

The second hypothesis is that the ski-slopes seem to support some herbivorous species. Alpine meadows are oligotrophic habitats. An increased deposition of nutrients (especially NO<sub>x</sub>) leads to changes in composition of both plant and herbivore communities. In the last decades Central European mountain ranges have been exposed to increased eutrophication (Štursa 1998; Holland et al., 2005; Nagy and Grabherr 2009) caused by air pollutants (Chapin et al. 1995). The higher nutrient deposition was observed on the patches with thicker snow layer (Kuhn 2001; Roux-Fouillet et al. 2011). In addition to the influence of atmospheric depositions, an increased growth of dwarf shrubs (*Vaccinium*) may potentially increase the storage of carbon and nitrogen in the soil (Gavazov 2010).

In contrast with some recent studies, where the cover of dwarf shrubs appeared to be negatively correlated with the ski-slopes (Wipf et al. 2005; Kangas et al. 2009; Kessler et al. 2012), the *Vaccinium* vegetation thrived on the ski-slopes of our study area. Consequently, it was observed an increased abundance of leaf beetle *Timarcha metallica* on the ski-slopes; this is a species with trophic interaction with *Vaccinium myrtillus* (Jolivet 2005). As a result of higher nutrient enrichment, we observed clusters of typically nitrophilous plants (*Rubus* sp., *Rumex* sp.) on the ski-slopes. These plants can specifically attract some oligophagous herbivores (e.g., *Gastrophysa viridula* bound to *Rumex* sp., *Anthonomus rubi* dependent on *Rubus* sp. etc.). In summary, our data highlight the importance of the so far neglected (but see Kessler et al. 2012; Rolando et al. 2012) indirect factors of ski-slope operation on alpine epigeic communities.

### Conservation summary

All surveyed ski-slopes are maintained carefully with respect to unique natural treasure of the area, i.e., the ski-slopes have never been machine-graded, vegetation cover disturbed and artificially snowed. The single management measure is carried out only if there is sufficient thickness of snow cover, this is done by spreading the snow from the surrounding areas onto the ski-slopes. Even the single management measure carried out on the ski-slopes has a significant impact on the indigenous community of epigeic beetles, including its functional



diversity. Our study demonstrates that ski-slopes rather support highly mobile species of open habitats and habitat generalists. In contrast, relic species with low dispersal abilities, closely bound to the soil through the development of their larval stages are the first to be threatened by ski-slopes.

Potential extension of ski-slopes, even those with an environment-friendly operation, thereby brings a risk for indigenous beetle relics of the alpine tundra, despite the fact that other alpine species can be supported at the same time. In regards to small areas of unique and valuable alpine habitats in the context of the whole Czech Republic and Central Europe, further development of winter sport centres above the alpine treeline need to be considered very cautiously.

**Acknowledgements** We would like to thank P. Mařák for help with data collection; J. Stanovský for problematic species determination and helpful supplement of beetle characteristics. F. Trnka helped us the same way; we are very grateful to J. Starý for giving useful comments on the manuscript. We acknowledge the Ministry of the Environment of the Czech Republic – our investigations would never been established without the permission. P. Pachta prepared Fig. 1 and V. Markova and A. Gouveia kindly checked our English. Last but not least we thank two anonymous referees for their valuable comments and suggestions which enable to improve our study. Funding of the research project was provided by the Ministry of the Environment of the Czech Republic (VaV/620/15/03, VaV/SM/6/70/05).

## REFERENCES

- Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN and Scake F (eds) 2nd International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest, pp 267–281
- Banaš M, Zeidler M, Duchoslav M, Hošek J (2010) Growth of Alpine lady-fern (*Athyrium distentifolium*) and plant species composition on a ski piste in Hrubý Jeseník Mts., Czech Republic. *Ann Bot Fenn* 47:280–292
- Barni E, Freppaz M, Siniscalco C (2007) Interactions between vegetation, roots and soil stability in restored high-altitude ski runs in the Alps. *Arct Antarct Alp Res* 39:25–33
- Bates D, Maechler M, Bolker B (2012) lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and Eigen++ classes. R package version 0.999999-0
- Baur B, Cremene C, Groza G, Schileyko AA, Baur A, Erhardt A (2007) Intensified grazing affects endemic plant and gastropod diversity in alpine grasslands of the Southern Carpathian mountains (Romania). *Biologia* 62:438–445
- Beenen R (2005) Flight muscles in *Galeruca tanacetii*. *Chrysomela* 45:16–17
- Bílá K, Kuras T, Šipoš J, Kindlmann P (2012) Lepidopteran species richness of alpine sites in High Sudetes Mts.: effect of area and isolation. *J Insect Conserv* doi:10.1007/s10841-012-9504-1
- Blumer P, Diemer M (1996) The occurrence and consequences of grasshopper herbivory in an Alpine grassland, Swiss Central Alps. *Arct Alp Res* 28:435–440
- Brandmayr P, Pizzolotto R, Scalerio S (2003) Overview: Invertebrate diversity in Europe's alpine regions. In: Nagy L, Grabherr G, Körner Ch, Thompson DBA (eds) *Alpine biodiversity in Europe*. Ecological Studies, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, Heidelberg, pp 234–237
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Caprio E, Chamberlain DE, Isaia M, Rolando A (2011) Landscape changes caused by high altitude ski-pistes affect bird species richness and distribution in the Alps. *Biol Conserv* 144: 2958–2967
- Chapin FS III, Shaver GR, Giblin AE, Nadelhoffer KJ, Laundre JA (1995) Response of Arctic Tundra to Experimental and Observed Changes in Climate. *Ecology* 76:669–711
- Čížek P, Doguet S (2008) Key for the identification of the leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae: Alticinae) of the Czech and Slovak Republics. *Městské muzeum, Nové Město nad Metují*.
- Coldea G, Stoica IA, Puscas M, Ursu T, Oprea A (2009) Alpine-subalpine species richness of the Romanian Carpathians and the current conservation status of rare species. *Biodivers Conserv* 18:1441–1458
- de Jong YSDM (ed) (2012) *Fauna Europaea* version 2.5. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>. Accessed 20 December 2012
- Delgado R, Sánchez-Marañón M, Martín-García JM, Aranda V, Serrano-Bernardo F, Rosúa JL (2007) Impact of ski pistes on soil properties: a case study from a mountainous area in the Mediterranean region. *Soil Use Manag* 23:269–277
- Demek J, Kříž V (1994) *Terénní cvičení z fyzické geografie (na příkladu Jeseníků a okolí)*. Ostravská univerzita v Ostravě, Ostrava.
- Dieckmann L (1980) Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera, Curculionidae (Brachycerinae, Otiorhynchinae, Brachyderinae). *Beiträge zur Entomol* 30:145–310
- Dieckmann L (1986) Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera, Curculionidae (Eirrhinae). *Beiträge zur Entomol* 36: 119–181
- Foisner W, Franz H, Adam H (1982) Terrestrische Protozoen als Bioindikatoren im Boden einer planierten Ski-Piste. *Pedobiologia* 24:45–56
- Gavazov KS (2010) Dynamics of alpine plant litter decomposition in a changing climate. *Plant soil* 337:19–32
- Gillian LH, Wilson KR (2008) Patterns of small mammal density and survival following ski-runs development. *J Mammal* 85:97–104
- Gobbi M, Rossaro M, Vater A, De Bernardi F, Delfini M, Brandmayr P (2007) Environmental features influencing Carabid beetle (Coleoptera) assemblages along a recently deglaciated area in the Alpine region. *Ecol Entomol* 32:628–689

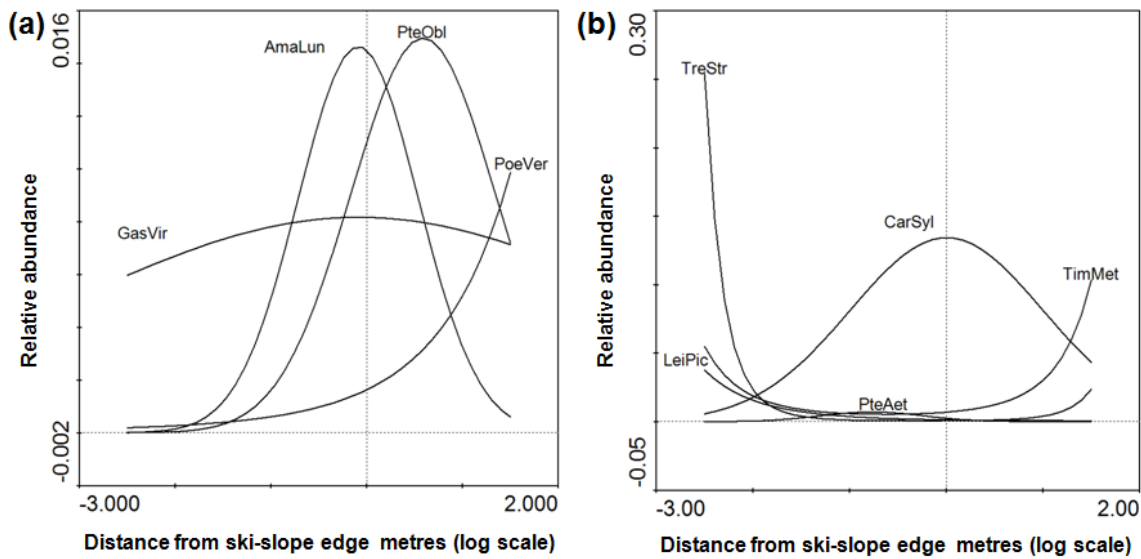
- González-Mégias A, Gómez JM (2001) Adult and larval plant range and preferences in *Timarcha lugens* (Coleoptera: Chrysomelidae): strict monophagy on an atypical host. *Ann Entomol Soc Am* 94:110–115
- González-Mégias A, Gómez JM, Sánchez-Piñero F (2005) Regional dynamics of patchily distributed herbivore along an altitudinal gradient. *Ecol Entomol* 30:706–713
- Gordon JE, Dvořák I, Johansson CH, Josefsson M, Kociánová M, Thompson DBA (2002) Geo-ecology and management of sensitive montane landscape. *Geograf Ann* 84:193–203
- Grabherr G, Nagy L, Thomphson DBA (2003) An outline of Europe's alpine areas. In: Nagy L, Grabherr G, Körner Ch, Thompson DBA (eds) *Alpine biodiversity in Europe*. Ecological Studies, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, Heidelberg, pp 3–12
- Greenslade PJM (1964) Pitfall trapping as method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *J Anim Ecol* 33:301–310
- Hadley GL, Wilson KR (2004a) Patterns of density and survival in small mammals in ski-runs and adjacent forest patches. *J Wildl Manag* 68:288–298
- Hadley GL, Wilson KR (2004b) Patterns of small mammal density and survival following ski-run development. *J Mammal* 85:97–104
- Hance T (1990): Relationship between crop types, ground beetle phenology and aphid predation in agro-ecosystems. In: Stork NE (ed) *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*, Intercept, Andover
- Haslett JR (1991) Habitat deterioration on ski slopes: hoverfly assemblages (Diptera: Syrphidae) occurring on skied and unskied subalpine meadows in Austria. In: Ravera O (ed) *Terrestrial and aquatic ecosystems, perturbation and recovery*, Ellis Horwood, Chichester, pp 366–371
- Haslett JR (1997) Insect communities and the Spatial Complexity of Mountain Habitats. *Glob Ecol Biogeogr Lett* 6:49–56
- Heal OW, Callaghan TV, Cornelissen JHC, Körner C, Lee SE (eds) *Global change in Europe's cold regions*. *Ecosyst Res Rept* 27: 65–134
- Hédli R, Houška J, Banaš M, Zeidler M (2012) Effect of skiing and slope gradient on topsoil properties in alpine environment. *Pol J Ecol* 60:491–501
- Hill MO, Gauch HG (1980) Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47–58
- Holland EA, Braswell BH, Sulzman J, Lamarque JF (2005) Nitrogen deposition onto the United States and western Europe: synthesis of observations and models. *Ecol Appl* 15:38–58
- Huber Ch, Baumgarten M (2005) Early effect of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). *Biodivers Conserv* 14:1989–2007
- Hůrka K (1996) Carabidae of the Czech and Slovak Republics – Illustrated key. *Kabourek, Zlín*
- Hůrka K, Veselý P, Farkač J (1996) Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana* 32:15–26
- Illich IP, Haslett JR (1994) Response of assemblages of Orthoptera to management and use of ski slopes on upper sub-alpine meadows in the Austrian Alps. *Oecologia* 97:470–474
- Isselin-Nondedeu F, Bédécarrats A (2007) Influence of alpine plants growing on steep slopes on sediment trapping and transport by runoff. *Catena* 71:330–339
- Jolivet P (2005) *Timarcha* Latreille (Coleoptera: Chrysomelidae, Chrysomelinae). In: Capinera JL (ed) *Encyclopedia of Entomology*, Springer, pp 2666–2269
- Juřena D, Týr V, Bezděk A (2008): Contribution to the faunistic research on Scarabaeoidea (Coleoptera) in the Czech Republic and Slovakia. *Klapalekiana* 44 (Supl.):17–176
- Kaluz S (2005) Soil and soil mites (Acari) of the ski slope in Nízké Tatry Mts. *Ekologia* 24:200–213
- Kangas K, Tolvanen A, Kälkälä T, Siikamäki P (2009) Ecological Impact of Revegetation and Management Practices of Ski Slopes in Northern Finland. *Environ Manag* 44:408–419
- Kessler T, Cierjacks A, Ernst R, Dziöck F (2012) Direct and indirect effect of ski run management on alpine Orthoptera. *Biodivers Conserv* 21:281–296
- Khobrakova LT, Sharova IK (2005) Life cycles of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) from the mountain taiga and mountain forest-steppe in the eastern Sayan. *Biol Bull* 32:571–575

- Konvicka M, Maradova M, Benes J, Fric Z, Kepka P (2003) Uphill shifts in distribution on butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. *Global Ecol Biogeogr* 12: 403–410
- Körner C (2003): *Alpine plant life*, 2nd edn. Springer Verlag., Berlin.
- Kubota H, Shimano K (2010) Effect of ski resort management on vegetation. *Lands Ecol Eng* 6:61–74
- Kuhn M (2001) The nutrient cycle through snow and ice, a review. *Aquat sci* 63:150–167
- Kuras T, Benes J, Fric Z, Konvicka M (2003) Dispersal patterns of endemic alpine butterflies with contrasting population structures: *Erebia epiphron* and *E. sudetica*. *Popul Ecol* 45: 115–123
- Kuras T, Sitek J, Liška J, Mazalová M, Černá K (2009) Motýli (Lepidoptera) národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky): implikace poznatků v ochraně území. *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 58: 250–288
- Laibner S (2000) Elateridae of the Czech and Slovak Republics. *Kabourek, Zlín*
- Lednický V (1985) Podnebí Praděda. *Sev Morav* 49:44–48
- Lindroth CH (1992a) Ground beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A zoogeographic study. Part I. Specific knowledge regarding the species. Smithsonian Institution Libraries and the National Science Foundation, Washington
- Lindroth CH (1992b): Ground beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A zoogeographic study. Part III. General analysis with a discussion on biogeographic principles. Smithsonian Institution Libraries and the National Science Foundation, Washington
- Lövei GL, Sunderland KD (1996) Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annu Rev Entomol* 41:231–236
- Mackenzie D (1989) Alpine countries seek controls on skiers, builder and roads. *New Sci* 124(1686):22
- Mani MS (1968) *Ecology and Biogeography of High Altitude Insects*. W. Junk, Hague
- Martínková Z, Honěk A (2004): *Gastrophysa viridula* (Coleoptera: Chrysomelidae) and biocontrol of Rumex – a review. *Plant Soil Environ* 50:1–9
- Matalin AV (2007) Typology of life cycles of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in western palearctic. *Entomol Rev*, 87:947–972
- Meyer E (1999) The impact of summer and winter tourism on the fauna of alpine soils in Western Austria (Oetztal Alps, Rätikon). *Rev Suisse Zool* 100:519–527
- Nagy L, Grabherr G, Körner C, Thompson DBA (eds.) (2003) *Alpine biodiversity in Europe*. Springer Verlag., Berlin
- Nagy L, Grabherr G (2009) *The biology of alpine habitats*. Oxford University Press, Oxford
- Negro M, Casale A, Migliore L, Palestini C, Rolando A (2007) The effect of local anthropogenic habitat heterogeneity on assemblages of carabids (Coleoptera, Caraboidea) endemic to the Alps. *Biodivers Conserv* 16:3919–3932
- Negro M, Isaia M, Palestini C, Rolando A (2009) The impact of forest ski-pistes on diversity of ground-dwelling arthropods and small mammals in the Alps. *Biodivers Conserv* 18:2799–2821
- Negro M, Isaia M, Palestini C, Schoenhofer A, Rolando A (2010) The impact of high-altitude ski pistes on ground-dwelling arthropods in the Alps. *Biodivers Conserv* 19:1853–1870
- Negro M, Novara C, Bertolino S, Rolando A (2013) Ski-pistes are ecological barriers to forest small mammals. *Eur J Wild Res* 59:57–67
- Niemelä J, Koivula M, Kotze JH (2007) The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *J Insect Conserv* 11:5–18
- Pohl M, Alig D, Körner Ch, Rixen C (2009) Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystem. *Plant Soil* 324:91–102
- Popp RP (1978) A nival aeolian ecosystem in Kalifornia. *Arct Alp Res* 10:17–131
- Pintar M, Mali B, Kraigher H (2009) The impact of ski slopes management on Krvavec ski resort (Slovenia) on hydrological functions of soils. *Biologia* 64(3):639–642
- Rainio J, Niemelä J (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers Conserv* 12:487–506
- Ries BJ (1996) Landsacpae Damage by Skiing at the Schauinsland in the Black Forest, Germany. *Mt Res Dev* 16:27–40
- Ristić R, Kašanin-Grubin M, Radić B, Nikić Z, Vasiljević N (2012) Land degradation at the Stara Planina ski resort. *Environ Manag* 49:580–592

- Rixen C, Stoeckli V, Ammann W (2002) Does artificial snow production affect soil and vegetation of ski pistes? A review. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 5:219–230
- Rixen C, Haeblerli W, Stoeckli V (2004) Ground temperature under ski pistes with artificial and natural snow. *Arct Antarct Alp Res* 36:419–427
- Rolando A, Caprio E, Rinaldi E, Ellena I (2007): The impact of high-altitude ski-runs on alpine grassland bird communities. *J Appl Ecol* 44:210–219
- Rolando A, Negro M, D'Entrèves PP, Balletto E, Palestrini C (2012) The effect of forest ski-pistes on butterfly assemblages in the Alps. *Insect Conserv Divers*. doi:10.1111/j.1752-4598.2012.00204.x
- Roux-Fouillet P, Wipf S, Rixen C (2011) Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. *J Appl Ecol* 48:906–915
- Sanecki GM, Green K, Wood H, Lindenmayer D (2006) The implications of snow-based recreation for small mammals in the subnivean space in south-east Australia. *Biol Conserv* 129:511–518
- Schmidtová T, Hajný L, Halfar J, Chlapek J (2009) Chráněná krajinná oblast Jeseníky. *Ochrana přírody* 64(3): 2–6
- Schmitt T, Hewitt GM, Müller P (2006) Disjunct distributions during glacial and interglacial periods in mountain butterflies: *Erebia epiphron* as an example. *J Evol Biol* 19: 108–113
- Schöb C, Kammer PM, Choler P, Veit H (2009) Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. *Plant Ecol* 200: 91–104
- Simons P (1988) Après ski le deluge. *New Sci* 117(1595):49–52
- Smerczyński S (1968) Klucze do oznaczania owadów Polski, Część XIX, Chrząszcze – Coleoptera. Zeszyt 98c, Ryjkowce-Curculionidae. Podrodziny Tanymericinae, Cleoninae, Tanyrhynchinae, Hyllobiinae. PWN, Warszawa
- Sømme L, Conradi-Larsen EM (1977) Cold-hardiness of collembolans and oribatid mites from windswept mountain ridges. *Oikos* 29: 118–126
- Spence JR, Niemelä JK (1994) Sampling ground beetle assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Can Entomol* 126:881–894
- Stanovský J, Pulpán J, (2006) Střevlíkovití brouci Slezska (severovýchodní Moravy). Muzeum Beskyd, Frýdek-Místek
- Strong AM, Dickert CA, Bell RT (2002) Ski trail effect on beetle (Coleoptera: Carabidae, Elateridae) community in Vermont. *J Insect Conserv* 6:149–159
- Štursa J (1998) Research and management of the Giant Mountain's arctic-alpine tundra (Czech Republic). *Ambio* 27:358–360
- Šustek Z (2006) Carabid communities of alpine and subalpine ecosystems of West Carpathians. Muz Olten Drakova, Stud Comun. *Stiintele Natur* 22:138–147
- Tarnawski D (2004) The click-beetles (Coleoptera: Elateridae) of natural environments of the Stolowe Mountains National Park. *Wiad Entomol* 2:205–207
- ter Braak CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167–1179
- ter Braak CJF, Šmilauer P (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA
- Tesař Z (1957) Brouci listoroží – Lamellicornia. Díl II. Scarabaeidae – vrubounovití. *Laparosticti*. Fauna ČSR 11. NČSAV, Praha
- Thiel D, Jenni-Eiermann S, Braunisch V, Palme R, Jenni L (2008) Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodical approach. *J Appl Ecol* 45:545–853
- Thomas CFG, Parkinson L, Marshall EJP (1998) Isolating the component of activity-density for the carabid beetle *Pterostichus melanarius* in farmland. *Oecologia* 116:103–112
- Tierney GL, Fahey TJ, Groffman PM, Hardy JP, Fitzhugh RD, Driscoll CT (2001) Soil freezing alters fine root dynamics in a northern hardwood forest. *Biogeochem* 56:175–190
- Titus JH, Tsuyuzaki S (1998) Ski slope vegetation at Snoqualmie Pass, Washington State, USA, and comparison with ski slope vegetation in temperate coniferous forest zone. *Ecol Res* 13:97–104
- Titus JH, Landau F (2003) Ski slope vegetation of Lee Canyon, Nevada, USA. *Southwest Nat* 48:491–504

- Trembl V, Banas M (2008) The effect of exposure on alpine treeline position: a case study from High Sudetes, Czech Republic. *Arct Antarct Alp Res* 40:751–760
- Warchalowski (1973) Stonkowate - Coleoptera. Podrodziny Chrysomelinae i Galerucinae. Klucze do oznaczania owadów Polski. XIX, 94b. Warszawa
- Watson A, Moss R (2004) Impacts of ski-developments on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. *Biol Conserv* 116:267–275
- Wipf S, Rixen C, Fischer M, Schmid B, Stoekli V (2005) Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. *J Appl Ecol* 42:306–316
- Zuazo VHD, Pleguezuelo CRR (2008) Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agron Sustain Dev* 28:65–86

SUPPLEMENTUM



**Fig. 6** Abundance responses of epigeic beetles on ski-slopes computed using GLM. We used relative abundances of species, i.e. total number of individuals of particular species caught by each trap per day. Effect of ski-slope was scaled as the log-transformed distance (m) of each trap from the edge of the ski-slope (vertical line). Then the plus (+) sign was matched to the distances of the traps situated on the ski-slopes and the minus (-) sign was matched analogically to the distances of the traps located off the slopes. Significant responses of (a) macropterous and (b) brachypterous species on "ski-slope" (see Table 2). Responses of particular species predicted by model are denoted by curves with abbreviations: *Amara lunicollis* (*AmaLun*), *Carabus sylvestris* (*CarSyl*), *Gastrophysa viridula* (*GasVir*), *Leistus piceus* (*LeiPic*), *Poecilus versicolor* (*PoeVer*), *Pterostichus aethiops* (*PteAet*), *Pterostichus oblongopunctatus* (*PteObl*), *Timarcha metallica* (*TimMet*) and *Trechus striatulus* (*TreStr*).

**Table 3** Abundances of the species sampled in the Praděd National Nature Reserve and their characteristics.

Taxon	Winged <sup>a</sup>	Habitat <sup>b</sup>	Habitat OS/IS <sup>c</sup>			Total OS/IS <sup>c</sup>
			Athyrium	Calamagrostis	Vaccinium	
<b>Carabidae</b>						
<i>Agonum sexpunctatum</i>	M	O	0/0	0/0	0/1	0/1
<i>Amara convexior</i>	M	G	0/0	0/2	0/0	0/2
<i>Amara equestris</i>	M	O	0/0	0/0	1/0	1/0
<i>Amara erratica</i>	M	O	0/1	1/2	1/0	1/2
<i>Amara lunicollis</i>	M	O	2/4	2/2	0/0	2/6
<i>Amara nitida</i>	M	O	1/0	0/1	0/1	1/2
<i>Calathus erratus</i>	D	G	0/1	0/1	1/0	2/2
<i>Calathus melanocephalus</i>	D	O	0/0	0/0	3/2	3/2
<i>Calathus micropterus</i>	B	F	6/4	22/25	18/32	46/61
<i>Carabus arcensis</i>	B	G	0/0	0/0	1/0	1/0
<i>Carabus auronitens</i>	B	F	14/9	19/16	16/11	49/26
<i>Carabus linnaei</i>	B	F	18/18	10/1	20/12	48/31
<i>Carabus sylvestris</i>	B	O	10/46	15/26	92/118	117/190

<i>Carabus violaceus</i>	B	G	0/0	0/0	2/1	2/1
<i>Cychrus attenuatus</i>	B	F	0/2	0/0	0/0	0/2
<i>Cychrus caraboides</i>	B	F	16/22	10/26	45/53	71/101
<i>Harpalus affinis</i>	M	O	0/0	0/2	1/0	1/2
<i>Leistus ferrugineus</i>	D	O	3/0	5/8	4/5	12/13
<i>Leistus piceus</i>	B	F	2/0	2/1	14/1	18/2
<i>Notiophilus biguttatus</i>	D	F	0/0	0/0	0/1	0/1
<i>Ophonus puncticeps</i>	M	O	0/0	1/1	0/1	1/2
<i>Ophonus</i>						1/0
<i>schaubergerianus</i>	M	O	0/0	0/0	1/0	
<i>Patrobis atrorufus</i>	D	G	1/1	27/11	0/6	28/18
<i>Poecilus cupreus</i>	M	O	0/1	0/2	0/0	0/3
<i>Poecilus versicolor</i>	M	O	0/1	1/5	0/3	1/9
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	M	O	0/1	0/0	0/1	0/2
<i>Pterostichus aethiops</i>	B	F	0/1	3/0	4/0	7/1
<i>Pterostichus diligens</i>	D	G	5/4	3/10	2/2	10/16
<i>Pterostichus</i>						1/31
<i>oblongopunctatus</i>	M	F	1/13	0/12	0/6	
<i>Pterostichus unctulatus</i>	B	F	30/14	50/64	42/42	122/119
<i>Trechus striatulus</i>	B	G	5/0	4/3	3/4	12/7
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	D	F	4/3	5/15	1/2	10/20
Chrysomelidae						
<i>Galeruca tanacetii</i>	D	G	1/0	1/0	0/0	2/0
<i>Gastrophysa viridula</i>	M	O	6/9	18/4	2/10	26/23
<i>Liliocercis merdigera</i>	M	F	0/0	0/0	2/0	2/0
<i>Minota carpathica</i>	B	O	5/2	5/8	3/7	13/17
<i>Timarcha metallica</i>	B	G	0/0	1/8	28/48	29/56
Curculionidae						
<i>Donus comatus</i>	B	G	0/0	4/0	0/0	4/0
<i>Notaris aterrima</i>	B	O	2/1	3/3	2/3	7/7
<i>Omiamima mollina</i>	D	O	0/2	29/31	11/5	40/38
<i>Otiorhynchus coecus</i>	B	F	0/0	3/0	0/0	3/0
<i>Otiorhynchus nodosus</i>	B	O	10/11	13/18	31/20	54/49
<i>Plinthus tischeri</i>	B	G	58/32	77/136	94/129	229/297
Elateridae						
<i>Agrypnus murinus</i>	M	O	0/0	0/1	0/0	0/1
<i>Athous subfuscus</i>	M	F	1/0	2/2	1/0	4/2
<i>Liotrichus affinis</i>	M	G	1/1	3/2	1/2	5/5
Scarabaeidae						
<i>Acrossus depressus</i>	M	G	2/1	2/18	14/40	18/59
<i>Neoagolius limbolarius</i>	M	O	1/0	5/5	1/0	7/5

Brachypterous species are abbreviated as (B), macropterous as (M) and dimorphic as (D). Ground beetles were divided into three groups: generalist (G), forest (F) and open habitat (O) species. Study plots were situated off-side (OS) and inside (IS) ski-slopes.



**V. ČMELÁCI A PAČMELÁCI (HYMENOPTERA: APIDAE: *BOMBUS* SPP.)  
NÁRODNÍ PŘÍRODNÍ REZERVACE PRADĚD (HRUBÝ JESENÍK)**

Monika Mazalová, Libor Dvořák, Pavel Bezděčka, Tomáš Kuras

(*Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 58: 243–249)

## Čmeláci a pačmeláci (*Hymenoptera: Apidae: Bombus*) národní přírodní rezervace Praděd (Hrubý Jeseník)

Monika Mazalová, Libor Dvořák, Pavel Bezděčka & Tomáš Kuras

Bumblebees and cuckoo-bees (*Hymenoptera: Apidae: Bombus*) of the Praděd National Nature Reserve (Hrubý Jeseník) - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 58:243-249.

**Abstract:** We studied faunistic composition of bumblebees and cuckoo-bees on 14 localities of the alpine zone of Praděd National Nature Reserve (Hrubý Jeseník Mts.). Altogether 16 species was found, included 3 relatively rare montane species. *B. jonellus* and *B. norvegicus* represent the indicators of native spruce forest, whereas *B. wurflenii* belongs to species primarily bounded with the forest-free area. Species composition of the respective subalpine locality does not differ from the other in similar conditions, meaning the subalpine zone of the Giant Mts., Tatra Mts., Fatra Mts. etc. In character, *B. lucorum*, *B. pratorum*, and *B. soroensis* belonged to the most common species, on the other hand, the high abundance of *B. rupestris* was relatively surprising. Yet other several differences in species abundance were found, compared to neighbouring high mountains (see above), such a different proportion of bumble- and cuckoo- bees and dissimilarity in species dominance.

**Keywords:** *Bombus* Latr., Czech Republic, Praděd/Altvater Mt., arctic-alpine tundra, subalpine zone, faunistic composition, bumblebee, cuckoo-bee.

### Úvod

Čmeláci a pačmeláci (*Bombus* Latr.) patří mezi tradičně studované skupiny bezobratlých. Význam taxonu je chápán zejména ve smyslu zemědělských aplikací, jakožto skupiny opylovačů (Kevan et al. 1990). Ekologická funkce čmeláků vzrůstá v altitudinálním i longitudinálním gradientu (Bingham & Orthner 1998). V boreálních a alpínských tundrách tak patří čmeláci a pačmeláci mezi stěžejní opylovače kvetoucích rostlin (Kevan 1991; Körner 2003). Přestože čmeláci patří k populárním skupinám hmyzu, faunistická znalost taxonu je v rámci ČR poměrně malá. Cílem studie je zpracovat komentovaný přehled druhů centrální hřebenové zóny Hrubého Jeseníku, tj. nejcennějšího území vymezeného národní přírodní rezervací (= NPR) Praděd a provést orientační ekologicko-faunistické zhodnocení.

### Metodika

#### *Charakteristika území*

Národní přírodní rezervace Praděd (vyhlášena v r. 1991) se rozkládá v centrální části pohoří Hrubého Jeseníku a s rozlohou 2031,4 ha patří k našim nejrozsáhlejším rezervacím. Pestrou mozaiku biotopů NPR Praděd tvoří alpínské vyfoukávané trávníky a subalpínská společenstva charakteru severské tundry, s keříčkovou vegetací vřesu a brusnic, na něž navazují zachovalé lesní porosty typu klimaxových smrčín s vtroušeným jeřábem, v nižších polohách pak bukem a klenem, jež místy nabývají až pralesovitého charakteru. Četná lokální prameniště a vysokostébelné květnaté nivy dále zvyšují heterogenitu území. Centrum biodiverzity oblasti představují kary Malé a především pak Velké kotliny (Jeník 1998). Se specifickými společenstvy lavinových drah, helokrenními rašeliništi a četnými skalními výchozy patří mezi vegetačně nejpestřejší území v rámci celé ČR. NPR Praděd představuje těžiště a jednu z posledních výsp výskytu pro řadu boreálních a boreoalpínských druhů fauny i flóry ČR.

Výběr studovaných ploch byl proveden s cílem reprezentativně vykryt širokou škálu biotopů zastoupených na rozsáhlém a heterogenním území NPR Praděd.

Monitoring čmeláků a pačmeláků byl proveden standardními entomologickými metodami, tj. sběr imag do entomologické sítě, odchyt entomologickou pinzetou přímo na květech a užití Moerickeho žlutých misek. Předkládaný soubor faunistických dat představuje výsledky extenzivního průzkumu území, realizovaného v letech 1995 – 2009. Sběry byly prováděny opakovaně na 14 lokalitách NPR Praděd, jež reprezentativně zastupují převládající stanoviště. Jmenovitě se jednalo o tyto dílčí lokality: Barborka, Bílá Opava, Divoký důl, Jelení hřbet, Jelení studánka, Kamzičnick, Malá kotlina, Malý Děd, Ovčárna, Petrovy kameny, Praděd, Švýcárna, Vysoká hole, Velká kotlina (viz obr. 1).

Dokladové exempláře jsou deponovány ve sbírkách Libora Dvořáka, Pavla Bezděčky a Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Systém a nomenklatura uvedená v textu, včetně abecedního řazení druhů, je převzata z práce Bogusche et al. (2007). Determinaci materiálu většiny sběratelů provedl L. Dvořák, určení svých sběrů pak P. Bezděčka, sběry K. Černé determinoval V. Smetana. Za heslem „Materiál“ jsou pro každý zaznamenaný druh uvedeny jednotlivé dílčí lokality s datem výzkumu, počtem odchycených jedinců a symbolem, označujícím pohlaví/kastu: ♀ = královna/matka, ♂ = samec a W = dělnice. V „Poznámce“ jsou jednotlivé druhy stručně charakterizovány z hlediska jejich ekologických nároků (*sensu* Pavelka & Smetana 2003, upraveno a doplněno dle vlastních zkušeností autorů).

## Výsledky

### Systematický přehled nalezených druhů

V průběhu patnáctiletého období bylo odchyceno a determinováno celkem 610 jedinců čmeláků (490 ex.) a pačmeláků (120 ex.). Celkem bylo zaznamenáno 11 druhů čmeláků (*B. hortorum*, *B. hypnorum*, *B. jonellus*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*, *B. soroeensis* v obou subspeciích tj. *B. s. soroeensis* i *B. s. proteus*, *B. sylvarum* a *B. wurflenii*) a 5 druhů pačmeláků (*B. bohemicus*, *B. campestris*, *B. norvegicus*, *B. rupestris* a *B. sylvestris*).

#### ***Bombus bohemicus*** (Seidl, 1837), pačmelák český

Materiál: Jelení hřbet, 21.vii.1998, 1 ♂, 2.viii.1999, 1 ♀; Jelení studánka, 21.vii.1998, 1 ♀, 1 ♂, 1 W, all P. Bezděčka leg.; Ovčárna, 19.viii.2007, 2 ♂♂; Švýcárna, 24.viii.2007, 2 ♂♂, all Z. Tomášková leg.; Vysoká hole, 3.ix.2005, 1 ♀, K. Černá leg.

Poznámka: hylofilní druh mesoklimatických a chladných poloh, parazit *B. lucorum*.

#### ***Bombus campestris*** (Panzer, 1801), pačmelák ladní

Materiál: Bílá Opava, 26.viii.2007, 1 ♂; Divoký důl, 20.viii.1997, 1 ♂, 1 ♀, 1 W; Jelení studánka, 21.viii.1998, 1 ♂, all P. Bezděčka leg.; Praděd, 6.vii.1995, 2 WW, 25.viii.2001, 2 ♀♀, 2 WW, all P. Bezděčka leg., 24.viii.2007, 1 ♂; Švýcárna, 24.viii.2007, 1 ♂, all Z. Tomášková leg.; Velká kotlina, 17.vii.1996, 3 WW, P. Bezděčka leg., 26.viii.2007, 5 ♂♂, Z. Tomášková leg.

Poznámka: euryvalentní, submontánní až montánní, parazit s širokým spektrem hostitelských druhů (*B. pascuorum*, *B. subterraneus*, *B. distinguendus* aj.).

#### ***Bombus hortorum*** (Linnaeus, 1761), čmelák zahradní

Materiál: Bílá Opava, 26.viii.2007, 1 ♂, Z. Tomášková leg.; Velká Kotlina, 6.vii.2009, 7 WW, 2 ♂♂, all M. Mazalová leg.

Poznámka: hylofilní, euryvalentní, nejdelší sosák z našich druhů čmeláků (Jůzová 2004; Pekkarinen 1979).

#### ***Bombus hypnorum*** (Linnaeus, 1758), čmelák rokytový

Materiál: Barborka, 24.viii.2007, 1 W; Bílá Opava, 26.viii.2007, 1 W, all Z. Tomášková leg.; Jelení hřbet, 21.vii.1998, 3 WW; Jelení studánka, 21.viii.1998, 4 WW, all P. Bezděčka leg.; Kamzičnick, 19.viii.2007, 1 W; Malá kotlina, 19.viii.2007, 1 W; Ovčárna, 19.viii.2007, 1 W, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 W, M. Mazalová leg.; Praděd, 25.viii.2001, 6 WW, P. Bezděčka leg., 24.viii.2007, 2 WW; Švýcárna, 19.viii.2007, 1 W, 24.viii.2007, 2 WW; Velká kotlina, 26.viii.2007, 1 W, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 W, M. Mazalová leg.; Vysoká hole, 19.viii.2007, 1 W, Z. Tomášková leg.

Poznámka: hylofilní, vázán na lesy, parky, v evropském měřítku expanze areálu (Goulson et al. 2006), v rámci ČR v posledních letech šíření i do nižších poloh (Dvořák et al. 2008).

***Bombus jonellus*** (Kirby, 1802), čmelák drobný

Materiál: Barborka, 24.viii.2007, 1 ♂; Bílá Opava, 26.viii.2007, 3 ♂♂, all Z. Tomášková leg.; Petrovy kameny, 6.vii.2009, 1 W, M. Mazalová leg.; Praděd, 6.vii.1995, 1 W, P. Bezděčka leg., 19.viii.2007, 1 W, Z. Tomášková leg.; Velká kotlina, 17.vii.1996, 2 WW, P. Bezděčka leg., 26.viii.2007, 1 ♂, Z. Tomášková leg.; Vysoká hole, 3.ix.2005, 1 W, K. Černá leg., 6.vii.2009, 1 ♀, M. Mazalová leg.

Poznámka: hylofilní, stenotopní, poměrně vzácný druh zejména vyšších chladných poloh. Preferuje smrkové lesy, rašeliniště a jiná stanoviště s bohatým podrostem brusnic (*Vaccinium* spp.).

***Bombus lapidarius*** (Linnaeus, 1758), čmelák skalní

Materiál: Praděd, 6.vii.1995, 4 WW, 25.viii.2001, 4 WW, all P. Bezděčka leg.

Poznámka: eremofilní, eurytopní, v nižších polohách jeden z nejhojnějších druhů, nejčastější hostitel pačmeláka *B. rupestris*.

***Bombus lucorum*** (Linnaeus, 1761), čmelák hájový

Materiál: Barborka, 24.viii.2007, 3 WW, 2 ♂♂; Bílá Opava, 26.viii.2007, 1 W, 2 ♂♂, all Z. Tomášková leg.; Divoký důl, 20.viii.1997, 4 WW; Jelení hřbet, 2.viii.1999, 2 WW, all P. Bezděčka leg.; Kamzičník, 19.viii.2007, 14 WW, 3 ♂♂; Malá kotlina, 19.viii.2007, 1 W, 2 ♂♂, all Z. Tomášková leg., 30.vi.2009, 1 W, J. Kašák leg.; Ovčárna, 19.viii.2007, 5 WW, 1 ♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 W, M. Mazalová leg.; Petrovy kameny, 19.viii.2007, 8 WW, 20 ♂♂, all Z. Tomášková leg.; Praděd, 6.vii.1995, 1 W, 25.viii.2001, 3 WW, all P. Bezděčka leg., 24.viii.2007, 1 ♀, 16 WW, 18 ♂♂; Švýčárna, 24.viii.2007, 5 WW, 3 ♂♂, all Z. Tomášková leg.; Velká kotlina, 26.viii.2007, 2 WW, 12 ♂♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 ♀, 6 WW, all M. Mazalová leg.; Vysoká hole, 19.viii.2007, 20 WW, 14 ♂♂, all Z. Tomášková leg.

Poznámka: hylofilní, euryvalentní, hojný i ve vysokých horských polohách.

***Bombus norvegicus*** (Sparre - Schneider, 1918), pačmelák norský

Materiál: Praděd, 24.viii.2007, 1 ♂, Z. Tomášková leg.; Velká kotlina, 6.vii.2009, 1 ♂, M. Mazalová leg.

Poznámka: hylofilní, stenovalentní, vzácný druh, parazit *B. hypnorum*.

***Bombus pascuorum*** (Scopoli, 1763), čmelák rolní

Materiál: Divoký důl, 20.viii.1997, 4 WW, P. Bezděčka leg.; Malá kotlina, 30.vi.2009, 2 WW, J. Kašák leg.; Švýčárna, 24.viii.2007, 1 W, Z. Tomášková leg.; Velká kotlina, 17.vii.1996, 3 WW, P. Bezděčka leg., 6.vii.2009, 1 ♂, 5 WW, all M. Mazalová leg.

Poznámka: hylofilní, euryvalentní, jeden z nejhojnějších našich druhů.

***Bombus pratorum*** (Linnaeus, 1761), čmelák luční

Materiál: Barborka, 24.viii.2007, 3 WW, 2 ♂♂; Divoký důl, 20.viii.1997, 2 WW; Jelení hřbet, 21.vii.1998, 16 ♂♂, 11 WW, all P. Bezděčka leg.; Malá kotlina, 19.viii.2007, 4 WW, Z. Tomášková leg., 30.vi.2009, 2 WW, J. Kašák leg.; Ovčárna, 19.viii.2007, 5 WW, Z. Tomášková leg., 30.vi.2009, 9 WW; Petrovy kameny, 6.vii.2009, 4 WW, all M. Mazalová leg.; Praděd, 6.vii.1995, 2 WW, 25.viii.2001, 2 ♂, 60 WW, all P. Bezděčka leg., 24.viii.2007, 1 W; Švýčárna, 24.viii.2007, 3 WW, all Z. Tomášková leg.; Velká kotlina, 26.viii.2007, 2 WW, Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 6 WW, M. Mazalová leg.; Vysoká hole, 3.ix.2005, 1 ♂, K. Černá leg.

Poznámka: hylofilní, částečně horský druh s úzkou ekologickou valencí, chybí v odlesněných oblastech.

***Bombus ruderarius*** (Müller, 1776), čmelák úhorový

Materiál: Divoký důl, 20.viii.1997, 1 W, P. Bezděčka leg.

Poznámka: euryvalentní druh nižších a středních poloh, relativně hojný v otevřených terénech nížin až pahorkatin, ve vysokých polohách vzácně na rozsáhlém bezlesí.

***Bombus rupestris*** (Fabricius, 1793), pačmelák skalní

Materiál: Barborka, 24.viii.2007, 4 ♂♂; Bílá Opava, 26.viii.2007, 2 ♂♂, all Z. Tomášková leg.; Divoký důl, 20.viii.1997, 1 ♂, 1 W; Jelení hřbet, 21.vii.1998, 6 ♂♂, all P. Bezděčka leg.; Kamzičník, 19.viii.2007, 3 ♂♂;

Malá kotlina, 19.viii.2007, 12 ♂♂; Ovčárna, 19.viii.2007, 2 ♂♂; Petrovy kameny, 19.viii.2007, 1 ♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 ♂, M. Mazalová leg.; Praděd, 19.viii.2007, 10 ♂♂; Švýčárna, 24.viii.2007, 14 ♂♂; Velká kotlina, 26.viii.2007, 18 ♂♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 ♂, M. Mazalová leg.; Vysoká hole, 19.viii.2007, 3 ♂♂, Z. Tomášková leg.

Poznámka: euryvalentní, parazit *B. lapidarius*, příležitostně rovněž *B. pascuorum* a *B. sylvarum* (Pavelka & Smetana 2003).

### ***Bombus soroensis*** (Fabricius, 1776), čmelák sorojský

Materiál: Barborka, 22.vii.2003, 1 W, 24.viii.2007, 1 ♀, 2 WW, 1 ♂, all Z. Tomášková leg.; Jelení hřbet, 21.vii.1998, 3 WW; Jelení studánka, 21.viii.1998, 3 WW, all P. Bezděčka leg.; Kamzičník, 19.viii.2007, 3 WW; Malá kotlina, 19.viii.2007, 3 WW, 3 ♂♂, all Z. Tomášková leg., 30.vi.2009, 3 WW, J. Kašák leg.; Ovčárna, 6.vii.2009, 11 WW, M. Mazalová leg.; Petrovy kameny, 18.viii.2007, 1 ♂, 24.viii.2007, 1 ♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 5 WW, M. Mazalová leg.; Praděd, 6.vii.1995, 2 WW, 2.vii.2000, 4 WW, 25.viii.2001, 2 WW, all P. Bezděčka leg., 24.viii.2007, 9 WW, 2 ♂♂; Velká kotlina, 26.viii.2007, 3 ♂♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 9 WW, M. Mazalová leg.; Vysoká hole, 19.viii.2007, 2 WW, 2 ♂♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 W, M. Mazalová leg.

Poznámka: hylofilní, stenovalentní, lesní horský druh.

### ***Bombus sylvarum*** (Linnaeus, 1761), čmelák lesní

Materiál: Divoký důl, 20.viii.1997, 2 WW, P. Bezděčka leg.

Poznámka: eremofilní druh otevřených biotopů, lokálně hojný.

### ***Bombus sylvestris*** (Lepelletier, 1832), pačmelák lesní

Materiál: Bílá Opava, 26.viii.2007, 1 ♂, Z. Tomášková leg.; Jelení hřbet, 21.vii.1998, 1 ♂, 1 ♀; Jelení studánka, 21.viii.1998, 1 ♀, 1 W, all P. Bezděčka leg.; Švýčárna, 24.viii.2007, 1 ♂; Velká kotlina, 26.viii.2007, 4 ♂♂, all Z. Tomášková leg., 6.vii.2009, 1 ♂, M. Mazalová leg.

Poznámka: lokálně hojný druh chladnějších lesních poloh, parazit *B. pratorum*, *B. jonellus*.

### ***Bombus wurflenii*** (Radoszkowski, 1859), čmelák širolebý

Materiál: Barborka, 22.vii.2003, 1 W, P. Bezděčka leg.; Bílá Opava, 26.viii.2007, 3 ♂♂, Z. Tomášková leg.; Divoký důl, 20.viii.1997, 1 ♂, 4 WW, all P. Bezděčka leg.; Malá kotlina, 19.viii.2007, 1 W, 1 ♂, all Z. Tomášková leg.; Malý Děd, 3.ix.2005, 1 ♂, K. Černá leg.; Petrovy kameny, 6.vii.2009, 1 W, M. Mazalová leg.; Praděd, 6.vii.1995, 3 WW, 25.viii.2001, 4 WW, all P. Bezděčka leg., 3.ix.2005, 1 W, K. Černá leg.; Švýčárna, 22.vii.2003, 5 WW, P. Bezděčka leg.; Velká kotlina, 6.vii.2009, 1 ♀, M. Mazalová leg.; Vysoká hole, 19.viii.2007, 2 ♂♂, Z. Tomášková leg.

Poznámka: typický druh otevřených stanovišť horských poloh, výskyt až po alpské pásmo.

## **Diskuse**

Na vybraných lokalitách NPR Praděd bylo zaznamenáno 11 druhů čmeláků a 5 druhů pačmeláků. Předložený text shrnuje data z patnáctiletého období extenzivního výzkumu. Druhové spektrum čmeláků NPR Praděd může být ve skutečnosti o něco širší. Přesto, s ohledem na výběr dílčích lokalit, zahrnujících reprezentativně biotopy NPR a vzhledem k délce a období provedeného terénního šetření, lze provést orientační eko-faunistické vyhodnocení.

V zaznamenaném faunistickém spektru převažují druhy hylofilní (= chladných vlhčích biotopů), s preferencí k lesnatým stanovištím submontánních až montánních poloh. Z tohoto ekologického vymezení vybočuje hojně zastoupený *B. rupestris*, druh otevřených, nelesních stanovišť, tolerující široký gradient vnějších teplot, vázaný převážně na výskyt zde velmi zřídka zaznamenaného *B. lapidarius*. Tento čmelák přitom patří v rámci ČR mezi nejhojnější druhy. Ojedinele odchycení jedinci *B. sylvarum* (eremofilní druh otevřených terénů) a *B. ruderarius* (euryvalentní druh, typický pro otevřená stanoviště nižších a středních poloh) vykazují rámcově stejné stanovištní nároky jako zde hojný *B. rupestris*. Až na výjimky (*B. jonellus*, *B. soroensis*, *B. norvegicus* a *B. wurflenii*) převažují euryvalentní druhy, schopné existence v širším spektru podmínek prostředí, a tedy i typů stanoviště.

Nejhojnějším druhem byl *B. lucorum* v celkovém počtu 172 jedinců. Většina z nich byla odchycena v druhé dekádě srpna, přestože je tento euryekní hylofilní druh považován za jednoho z našich nejčasnějších čmeláků (Pavelka & Smetana 2003). Početný byl dle očekávání *B. pratorum* (133 ex.), ale překvapivě také pačmelák *B. rupestris* (79 ex.)

Hojný výskyt *B. rupestris* v NPR Praděd je zajímavý z hlediska velmi nízké abundance jeho nejčastějšího hostitele, *B. lapidarius* (Pavelka & Smetana 2003). Hojný výskyt *B. rupestris*, jenž byl zaznamenán na 12 z celkových 14 sledovaných dílčích lokalit, poukazuje na značnou šíři ekologické niky druhu, a to jak z hlediska stanovištních nároků, tak i co do počtu možných hostitelů tohoto pačmeláka.

*B. pascuorum* a *B. sylvarum*, uvádění jako potenciální další hostitelé (Pavelka & Smetana 2003), byli zaznamenáni ve výrazně nižších početnostech, než by odpovídalo hojnému výskytu tohoto pačmeláka, navíc byli přítomni pouze na 4 (resp. 1) dílčí lokalitě. Je tedy pravděpodobné, že *B. rupestris* využívá jako hostitele i další druhy čmeláků.

V horském prostředí by se mohlo jednat o *B. wurflenii*, jenž bývá stejně jako *B. pascuorum* v montánním stupni hojně zastoupen (Smetana 2004, 2008a, 2008b). Procentuální zastoupení *B. wurflenii* ve společenstvu podle Dylewske (1958) dokonce roste s nadmořskou výškou. V rámci uvedeného průzkumu byl *B. wurflenii* sice zaznamenán na většině (10) dílčích lokalit, nikde však nepředstavoval dominantu společenstva, a to ani v místech alpského bezlesí.

Za indikační druh horských ekosystémů je považován *B. soroensis*, jenž se rovněž v NPR Praděd vyskytuje hojně. Za cennější je možno považovat výskyt čmeláka *B. jonellus*. Jedná se o indikační druh zejména zachovalých horských smrčín a rašelinišť, řidčeji jiných stanovišť s přítomností brusnic (Dvořák & Bogusch 2008), uváděný např. z Krkonoš (Smetana & Miles 1993), Králického Sněžníku a Jeseníků (Přidal 2004), Orlických hor (Zeman 1972), Beskyd (Júzová 2004) a Šumavy (Dvořák 2009).

Faunisticky cenný je nález pačmeláka *B. norvegicus*. Jedná se o horský hylofilní, stenotopní druh, uváděný např. Mayem (1948) z Krkonoš, či recentně Dvořákem (2009) ze Šumavy a Beskyd (Dvořák et al. 2006), který preferuje obdobná stanoviště jako *B. jonellus* (Pavelka & Smetana 2003). V Červeném seznamu ohrožených druhů bezobratlých ČR je *B. norvegicus* řazený v kategorii EN, ohrožený (Straka 2005).

Druhové zastoupení čmeláků a pačmeláků NPR Praděd se významně neliší od montánních společenstev obdobných horských celků ČR (May 1948, pers. observ.) a Slovenska (Beláková et al. 1979; Smetana 2008a,b). Výjimkou oproti druhovému složení čmeláčích společenstev na slovenských lokalitách je pouze absence *B. pyrenaeus*. Jedná se o druh, jenž je primárně vázán na alpské bezlesí, byť lokálně může sestupovat i do nižších nadmořských výšek (Smetana 2008a). Vzhledem k přítomnosti *B. pyrenaeus* v pohorích orientovaných východně (Vysoké Tatry, Velká a Malá Fatra) i na jihozápad (Alpy), stojí za povšimnutí jeho absence v českých horách s vyvinutým primárním bezlesím (Králický Sněžník, Hrubý Jeseník, Krkonoše).

Značné rozdíly byly zjištěny v rámci proporčního zastoupení druhů v jednotlivých letech výzkumu. To může být způsobeno například přirozenou variabilitou podmínek prostředí v rámci let (viz klima, délka vegetační sezóny apod.), ale i rozdílným sběratelským úsilím v jednotlivých letech monitoringu. V horských společenstvech bezobratlých bývají nicméně fluktuace populačních početností v rámci let poměrně běžným fenoménem (Pipkin 1952; Fishbein & Venable 1996; Duan et al. 2007).

Pozoruhodným faktem je vysoká proporce pačmeláků (cca. 20% z celkového počtu odchycených jedinců), jež ukazuje na poměrně značnou parazitaci čmeláčích hnízd pačmeláky (srovnej Smetana 2008a, 2008b).

## Poděkování

Za cenné rady při determinaci materiálu patří velký dík Vladimíru Smetanovi, za sběr dat v terénu děkujeme Zuzaně Tomáškové, Josefu Kašákovi a Karolíně Černé. Studie vznikla za podpory VaV projektů MŽP ČR č. SM/6/70/05 a č. SP/2d3/155/08, terénní výzkum byl realizován na základě výjimky MŽP ČR z ochranných podmínek NPR Praděd.

## Literatura

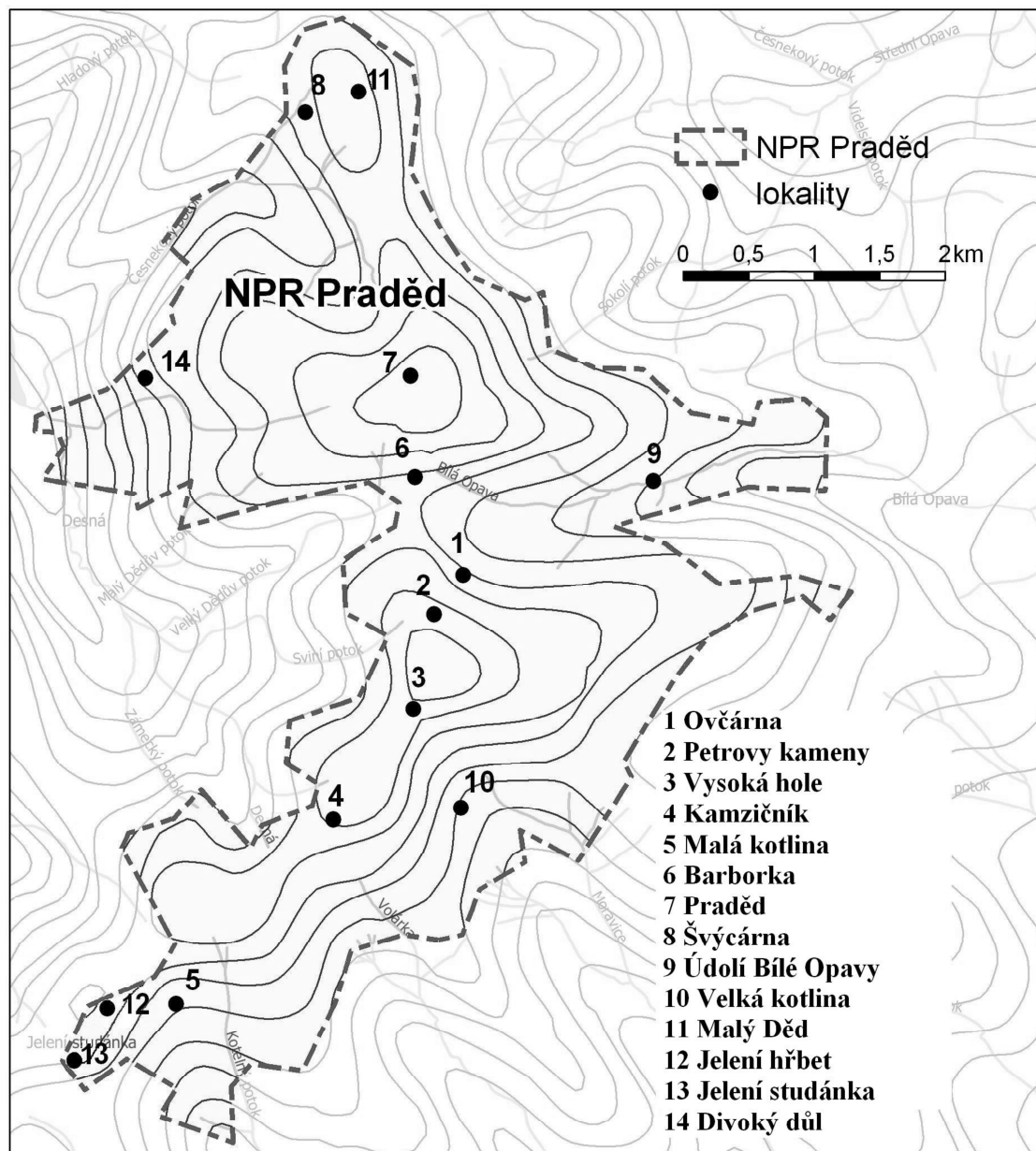
- Beláková A., Smetana V. & Valenčík M. (1979): Výskyt niektorých zástupcov podčeľadí *Bombinae* a *Psithyrinae* (*Hymenoptera*, *Apoidea*) na Slovensku.– *Biológia*, 34: 637-644.
- Bingham R. A. & Orthner A. R. (1998): Efficient pollination of alpine plants.– *Nature*, 391: 238-239.
- Bogusch P., Straka J. & Kment P. (eds.) (2007): Annotated checklist of the *Aculeata* (*Hymenoptera*) of the Czech Republic and Slovakia. Komentovaný seznam žahadlových blanokřídlých (*Hymenoptera: Aculeata*) České republiky a Slovenska.– *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, Suppl. 11: 1-300.
- Duan Y. W., Zhang T. F. & Liu J. Q. (2007): Interannual fluctuations in floral longevity, pollinator visitation and pollination of an alpine plant (*Gentiana straminea* Maxim., *Gentianaceae*) at two altitudes in the Qinghai Tibetan-Plateau.– *Plant Systematics and Evolution*, 267: 255-265.
- Dvořák L. (2009): Současný stav poznání čmeláků (*Hymenoptera: Apidae: Bombus* spp.) Šumavy a Pošumaví. In: Holuša J. & Dvořák L. (eds.), 2009: Blanokřídlí v českých zemích a na Slovensku, sborník z konference, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Frýdek – Místek.
- Dvořák L. & Bogusch P. (2008): Žahadloví blanokřídlí (*Hymenoptera: Aculeata*) bývalé pískovny u Pamferovy Huti (západní Šumava).– *Silva Gabreta*, 14: 149-162.
- Dvořák L., Bogusch P., Malenovský I., Bezděčka P., Bezděčková K., Holý K., Liška P., Macek J., Roller L., Říha M., Smetana V., Straka J. & Šima P. (2008): Hymenoptera of Hády Hill, near the city of Brno (Czech Republic), collected during the Third Czech-Slovak Hymenoptera meeting.– *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae* (Brno), 93: 53-92.
- Dvořák L., Smetana V. & Tyrner P. (2006): Vosy, čmeláci a zlatěnky (*Hymenoptera: Vespidae, Apidae* a *Chrysididae*) smrkových monokultur v širším okolí Ostravska (Česká republika, Slezsko) [Social wasps, solitary wasps, bumblebees, and golden wasps (*Hymenoptera: Vespidae, Apidae* and *Chrysididae*) of Norway spruce monocultures of wider Ostrava environs (Czech Republic, Silesia)].– *Čas. Slez. Muz. Opava* (A), 55: 249-257.
- Dylewska M. (1958): Fauna trzmieli (*Bombus* Latr.) i trzmieców (*Psithyrus* Lep.) Tatr Polskich.– *Acta Zool. Cracov.*, 3: 137-197.
- Fishbein M. & Venable D. L. (1996): Diversity and temporal changes in the effective pollinators of *Asclepias tuberosa*.– *Ecology* 77: 1061-1073.
- Goulson D., Hanley M. E., Darvill B. & Ellis J. S. (2006): Biotope associations and the decline of bumblebees (*Bombus* spp.).– *J. Ins. Conserv.*, 10: 95-103.
- Jenfk J. (1998): Biodiversity of the Hercynian mountains of Central Europe.– *Pirineos* 151-152: 83-99.
- Jůzová B. (in litt.): Trofické vztahy čmeláků v okolí Rožnova pod Radhoštěm. (Diplomová práce). Univerzita Palackého, Přírodovědecká fakulta, 2004, 136 pp., Olomouc.
- Kevan P. G. (1991): Pollination: keystone process in sustainable global productivity.– *Acta Hort.*, 288: 103-110.
- Kevan P. G., Clark E. A. & Thomas V. G. (1990): Insect pollinators and sustainable agriculture.– *Am. J. Altern. Agric.*, 5: 13-22.
- Körner Ch. (2003): *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*. 344 pp., Springer-Verlag, Heidelberg.
- May J. (1948): Čmeláci v ČSR, jejich bionomie, chov a hospodářský význam. 170 pp. SZN Praha.
- Pavelka M. & Smetana V. (2003): Čmeláci. Metodika ČSOP 28, 105 pp., ČSOP, Valašské Meziříčí.
- Pekkarinen A. (1979): Morphometric, color and enzyme variation in bumblebees (*Hymenoptera, Apidae, Bombus*) in Fenoscandia and Denmark.– *Acta Zool. Fennica*, 158: 1-60.
- Pipkin S. B. (1952): Seasonal fluctuations in *Drosophila* populations at different altitudes in the Lebanon mountains.– *Zeitschrift für Induktive Abstammungs und Vererbungslehre*, 84: 270-305.
- Přidal A. (2004): Checklist of the bees in the Czech Republic and Slovakia with comments of their distribution and taxonomy (*Insecta: Hymenoptera: Apoidea*).– *Acta univ. agric. et sylvic. Mendel. Brun.*, 52: 29-66.
- Smetana V. & Miles P. (1993): Několik poznámek k hnízdění čmeláků (*Hymenoptera: Bombidae*) v ptačích budkách na území Krkonoš.– *Opera Corcont.*, 30: 175-178.
- Smetana V. (2004): Čmelovité (*Hymenoptera: Bombidae*) a ich trofické vzťahy k živným rastlinám v Národnom parku Muránska planina.– *Reussia* 1, Supplement 1: 215-232.
- (2008a): Čmele a spoločenské osy (*Hymenoptera: Bombini, Polistinae* et *Vespinae*) na vybraných lokalitách v Národnom parku Veľká Fatra.– *Acta Mus. Tekovens. Levice*, 7: 23-33.

- (2008b): Výsledky výskumu čmeľov a pačmeľov (*Hymenoptera: Bombini*) v Il'anovskej doline (Nízke Tatry) a jej blízkom okolí.– *Naturae Tutela*, 12: 119-124.

Straka J. (2005): *Apoidea* (včely), pp. 392–405. In: Červený seznam ohrozených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates, Farkač J., Král D. & Škorpík M. (eds.), 760 pp., AOPK ČR, Praha.

Zeman V. (1972): Příspěvek k poznání čmeláků (*Hymenoptera, Apidae, Bombinae*) v severovýchodních Čechách.– *Acta Mus. Reginaehrad.*, 13: 117-122.

Adresy autorů: Monika Mazalová, Tomáš Kuras, Katedra ekologie a životního prostředí, PřF Univerzity Palackého, Třída Svobody 26, Olomouc, CZ–771 46, e-mail: tomas.kuras@upol.cz  
Libor Dvořák, Městské muzeum Mariánské Lázně, Goethovo náměstí 11, Mariánské Lázně, CZ–353 01, e-mail: lib.dvorak@seznam.cz, dvorak@muzeum-ml.cz  
Pavel Bezděčka, Muzeum Vysočiny Jihlava, p.o., Masarykovo náměstí 55, Jihlava, CZ–586 01, e-mail: bezdecka@muzeum.ji.cz



Obr. 1: Mapa Národní přírodní rezervace Praděd s vyznačením jednotlivých lokalit odchytu čmeláků a pačmeláků.

Fig. 1: Map of the Praděd National Reserve with the marked localities of bumblebees and cuckoo-bees study.



**VI. MOTÝLI (LEPIDOPTERA) NÁRODNÍ PŘÍRODNÍ REZERVACE  
PRADĚD (CHKO JESENÍKY): IMPLIKACE POZNATKŮ V OCHRANĚ  
ÚZEMÍ**

Tomáš Kuras, Jan Sitek, Jan Liška, Monika Mazalová, Karolína Černá

*(Čas. Slez. Muz. Opava (A) 58: 250–288)*

## Motýli (*Lepidoptera*) národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky): implikace poznatků v ochraně území

Tomáš Kuras, Jan Sitek, Jan Liška, Monika Mazalová, Karolína Černá

*Lepidoptera* of the Praděd National Nature Reserve (Jeseníky Protected Landscape Area): conservation implications. - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 58:250-288.

**Abstract:** This paper focuses on lepidopteran fauna of the Praděd National Natural Reserve (Jeseníky Protected Landscape Area). Our records, based on reference revisions and the field study during years 1991 - 2009, cover 526 species in total. Unique communities of grassy arctic-alpine tundra on summits of the Praděd NNR include species of both alpine and boreal origin. Some of these species are even classified as endemic taxa (i.e. *Erebia sudetica sudetica* and *E. epiphron silesiana*). However, the endemic status of several species is questionable (i.e. *Elachista* cf. *humilis*, *Epichnopterix sieboldi*, *Sparganothis rubicundana*, *Clepsis steineriana*). Such exceptional species richness makes the local fauna worth to conserve on the European scale. Two of the studied localities, Velká Kotlina Cirque (350 species) and Bílá Opava valley near Barborka Chalet (258 species), proved the greatest lepidopteran diversity what is probably affected by high vegetation cover together with abiotic heterogeneity. Unfortunately, the unique local fauna is currently threatened by several negative attributes, i.e. expansion of allochthonous dwarf pine overgrowing the arctic-alpine tundra, vegetation unification as a consequence of traditional management abandonment, and cessation of summer grazing and hay making near and below the timberline.

**Keywords:** *Lepidoptera*, faunistics, Czech Republic, High Sudetes Mts., Hrubý Jeseník Mts., Praděd/Altwater Mt., conservation

### Úvod

Pohoří Vysokých Sudet s celky Hrubého Jeseníku a Králického Sněžníku patří mezi přírodovědně nejatraktivnější oblasti České republiky. Charakter bezlesí v Hrubém Jeseníku je unikátní a v Evropě nemá obdobu (Jeník 1998). Tato jedinečnost je dána pozicí a izolovaností pohoří, postglaciální absencí borovice kleče v hřebenových partiích a přítomností vegetačně velmi pestrých karů. Výjimečné postavení má v tomto ohledu území národní přírodní rezervace (= NPR) Praděd. NPR Praděd zahrnuje větší část primárně bezlesých stanovišť nad horní hranicí lesa a nacházejí se zde také dva nejcennější kary Velké a Malé kotliny. Na tato stanoviště je vázána celá řada faunisticky i ochránářsky cenných druhů, přičemž o fauně bezobratlých NPR Praděd doposud paradoxně existují jen orientační a kusá sdělení, většinou z druhé poloviny 19. a začátku 20. století.

Cílem předložené studie je podat souhrnný přehled doposud zjištěné fauny motýlů národní přírodní rezervace Praděd, výskyt nejvýznamnějších druhů komentovat v širším faunistickém rámci a vyvodit závěry pro aplikovanou ochranu území.

### Historie lepidopterologických průzkumů NPR Praděd

Přírodovědný průzkum Pradědu a okolí má dlouhou tradici, přičemž počátky lze vystopovat již začátkem 19. století (Koschatzky 1819). Po dlouhou řadu let až do současnosti se objevuje více prací, které se soustředily na nejcennější partii pohoří, tj. hřebenovou oblast Hrubého Jeseníku. První lokalizované údaje o motýlech z pradědského regionu přináší v polovině 19. století M. F. Wocke, a to především z okolí Švýčárny a Malého Dědu (Wocke 1848, 1850), tj. z hraničního území historických zemí Moravy a Slezska. Wocke pokračuje v pravidelných exkurzích do oblasti i v dalších letech a výsledky shrnuje do dvoudílné publikace "*Verzeichniss der Falter Schlesiens*" (Wocke 1872, 1874). Tyto práce se staly výchozím materiálem pro další systematický faunistický průzkum regionu. K poznání motýlů okolí Pradědu (slezské strany) přispěli kromě Wockeho i další němečtí entomologové (viz Assmann, Neustädt, Petry). Velká část prací z území však nepřináší nové informace, ale pouze shrnuje již známá fakta. Poprvé se pokusil o zevrubný přehled fauny motýlů Pradědu Kolenati (1859)

v práci "*Fauna des Altvaters (hohen Gesenkes der Sudeten)*". V širším kontextu pak shrnuje výsledky faunistického poznání motýlů Moravy (vč. moravské části masivu Pradědu) Skala (1912, 1913, 1931). Pro Slezsko vypracoval obdobný prodromální přehled Wolf (1927, 1935), který uvádí nálezy ze slezské strany pohoří, resp. zájmového území. Z předválečného a meziválečného období můžeme doplnit již jen dílčí studie Skaly (1923, 1924, 1942) a Heina (1928-29), které jsou zaměřeny vesměs na širší region a faunu motýlů Pradědu zmiňují jen okrajově.

V poválečném období systematický přírodovědný průzkum Slezska a přilehlé části Moravy upadá. Jistou výjimkou jsou komentované přehledy motýlů rašeliniště u Rejvízu a vrcholu Pradědu (Gregor & Povolný 1947; Povolný & Gregor 1950). Výsledky z příležitostných návštěv pohoří Jeseníků a Králického Sněžníku přináší Komárek (1949), Novák a Moucha (1955) a Zavřel (1955, 1960). Oživení faunistického výzkumu Hrubého Jeseníku nastává až v 70. letech. Významnou se v tomto ohledu stává studie Kudly (1970) "*Macrolepidoptera Hrubého Jeseníku*". Pozitivní roli sehrává také založení Entomologického klubu při Krajské stanici mladých přírodovědců v Ostravě-Porubě, jehož ústřední činností je entomologický průzkum fauny bývalého Severomoravského kraje a vydávání Entomologického Zpravodaje (viz Vaněk 1981; Janovský et al. 1985; Stiova 1973, 1984, 1988). Dílčí faunistické poznatky o jednotlivých druzích můžeme čerpat z krátkých faunistických zpráv (viz Starý 1973), nebo z prací, jež jsou zaměřeny na jinou problematiku, ale zahrnují také nálezy motýlů (Bureš 1993, 1994; Karisch 1995). Recentně pochází z NPR několik studií primárně věnovaných ekologii a faunistice dvou významných zástupců motýlů, okáčům *Erebia sudetica* a *E. epiphron* (Kuras et al. 2001a,b; 2003), a obdobně obaleči *Sparganothis rubicundana* (Kuras & Helová 2002). Jako problematický se v daném ohledu jeví příspěvek Záruby (1999). Autor z NPR Praděd uvádí více vzácných reliktních druhů (včetně několika prvonálezů pro Moravu a českou část Slezska, resp. celé Česko). Nevěrohodnost Zárubových údajů bohužel vedla k odmítnutí práce jako celku.

Z území NPR bylo několik taxonů motýlů původně popsáno, většinou s označením typové lokality jako Altvater nebo Praděd. Jsou to *Agonopterix doronicella* (Wocke, 1849), *Clepsis roganodes* Hannemann, 1960 (= *Clepsis steineriana*), *Lozotaenia dohrmiana* Herrich-Schäffer, 1856 (= *Clepsis rogana*) a *Erebia sudetica* Staudinger, 1861. Na základě materiálu H. Metznera byl pravděpodobně právě z tohoto území popsán také obaleč *Sparganothis rubicundana*, i když Herrich-Schäffer (1856) ve svém popisu uvádí typovou lokalitu jen obecně jako „schlesische Gebirge“. Skala (1942) nazval tmavou horskou formu drobníčka *Enteucha acetosae* z Pradědu jako var. *altvateri*.

## Materiál a metodika

### Charakteristika území

NPR Praděd se nachází v centrální části Chráněné krajinné oblasti Jeseníky (faunistická mapová pole: 5869, 5969). Rezervace byla vyhlášena v roce 1991 na výměře 2031 ha. Území je vegetačně pestré a geomorfologicky velmi členité. Přírodovědně nejcennější je vrcholové primární bezlesí, tzv. arкто-alpinní tundra. Jedná se o tři částečně izolovaná bezlesí o celkové výměře cca 880 ha. Bezlesí má charakter travnatých alpínských holí, skal, suťovišť a květnatých pramenišť, včetně lavinových drah v karech. V nejvyšších polohách nad hranicí lesa převládají přirozené smilkové a metličkové porosty (svazu *Nardo-Caricion rigidae*). Lokálně se objevují malá vrchoviště svazu *Leuko-Scheuchzerion palustris* a *Oxycocco-Empetrium hermaphroditum*. Pod a při horní hranici lesa se nacházejí přirozené lesní porosty. Lesní vegetaci při horní hranici lesa tvoří většinou rozvolněné papratkové smrčiny *Athyrio alpestri-Piceetum* a třtinové smrčiny *Calamagrostio villosae-Piceetum*. Malou plochu zaujímají také smíšené lesy (*Calamagrostio villosae-Fagetum* a *Aceri-Fagetum*), *sensu* Klimeš a Klimešová (1991), Jeník a Hampel (1992), aj. Ze zoogeografického hlediska je území charakteristické prolínáním druhů alpínského a boreálního původu a uplatňují se rovněž taxony endemické. Z biologického hlediska lze NPR Praděd hodnotit jakožto území mimořádně cenné, a to i v evropském kontextu (Jeník 1998).

Bohužel, aktuálně se v rezervaci projevují negativní antropické vlivy. Největším rizikem je expanze nepůvodní borovice kleče (*Pinus mugo*) v nejcennějších částech rezervace, tj. zejména v pásmu holí nad horní hranicí lesa (Rybníček 1997).

### Sběr a dokumentace materiálu

Práce sumarizuje dostupné informační zdroje, které obsahují faunistická data o rozšíření motýlů (*Lepidoptera*) v oblasti Pradědu. Kriticky zhodnoceny byly údaje excerpované z publikovaných i nepublikovaných prací. Dále byl revidován sbírkový materiál uložený v privátních i muzejních sbírkách.

Vlastní inventarizační průzkum NPR Praděd probíhal extenzivně v letech 1991-2009. Maximum návštěv bylo realizováno v hlavním vegetačním období (červen-září). Pro kvalitativní stanovení výskytu motýlů bylo použito standardních odběrových metod (Novák 1969). Druhy s denní aktivitou byly sbírány do entomologické sítě. V případě majoritní skupiny nočních motýlů bylo použito sběru na světlo. Jako světelný atraktant byla použita rtuťová výbojka Tesla 125W RWLX (napájená z elektroagregátu), nebo lineární UV zářivky Philips 20W LB a Philips 18W BLB (napájené z baterií). Světelné zdroje byly umístěny ve středu

konstrukce cylindrického tvaru o výšce cca 2 m a průměru 1,2 m, kde plášť cylindru tvořil průsvitný bílý dederon (cf. Ebert et al. 1994, p. 33). Na méně dostupných stanovištích bylo použito také sběru do přenosných světelných lapačů (8W UV zářivka). Lapače byly na lokalitách instalovány vždy v podvečer a následující den byly kontrolovány. Vyhodnocen byl též materiál odebraný prostřednictvím dvou Malaiseho pastí, jež byly instalovány v letech 2004 a 2006 v prostoru Velké kotliny (J. Roháček & J. Ševčík leg.).

U všech nálezů byla provedena řádná dokumentace. Sbírány a deponovány byly jen druhy faunisticky nebo jinak významné; výběrově též druhy, jež nelze determinovat přímo v terénu. Dokladový a revidovaný materiál je uložen ve sbírkách: J. Beneš (Opava), J. Felix (SZMO = Slezské zemské muzeum, Opava), J. Fajt (SZMO), J. Horský (Malá Morávka), T. Kuras (Ostrava), J. Liška (Jíloviště-Strnady), D. Povolný & F. Gregor (MZMB = Moravské zemské muzeum, Brno), J. Sitek (Frýdek-Místek) a D. Vacula (Bílovec).

Systém a nomenklatura vědeckých jmen prezentovaných taxonů respektuje klasifikaci Laštůvky a Lišky (2005). Použité české názvosloví motýlů je podle Nováka et al. (1992).

### **Vymezení studovaných lokalit**

Terénní průzkum byl veden tak, aby podchytil maximum stanovištní a druhové diverzity motýlů NPR Praděd, zejména v partiích nad a při horní hranici lesa. Bylo vytipováno 7 reprezentativních lokalit, jimž byla věnována zvýšená pozornost. Jednalo se o tyto části rezervace:

**Malý Děd (= MD)** (5869c): vrchol Malého Dědu až horská chata Švýcárna a louky v okolí chaty. Vrcholovou část reprezentují společenstva rozvolněné smrčiny v mozaice s vegetací arкто-alpinní tundry a ombrotrofního vrchoviště. Vrchol Malého Dědu je zdatelně degradován expandující kosodřevinou. Poblíž Švýcárny se nacházejí historicky obhospodařované luční plochy, které v současnosti pozvolna sukcesně zarůstají. Při horní hranici lesa jsou častá prameniště a vysokostébelné nivy.

**Praděd (= PR)** (5969a): vrcholová partie nad horní hranicí lesa. Nacházejí se zde uniformní společenstva travnaté arкто-alpinní tundry. V nižších partiích se uplatňují keříčkovitá společenstva brusnic a porosty nepůvodní kosodřeviny. Motýli zde byli studováni jak na travnatých společenstvech, tak v prostoru blízkých Tabulových skal. Několik druhů bylo zaznamenáno u osvětlení umístěného na stavbě vysílače.

**Barborka (= BA)** (5969a): území rámcově vymezené spojnicí horských chat Barborka, Kurzovní chata a Ovčárna. Zahrnuje poměrně pestré území s vegetací vysokostébelných niv, pramenišť, horských klimaxových smrčín, jeřábového křivolesa, údolí Bílé Opavy a rašeliniště u Kurzovní chaty (tzv. Sedlové rašeliniště). Motýli zde byli sbíráni jak ve dne, tak v noci na světlo a ovocná vnařidla.

**Vysoká hole (= VH)** (5969a): oblast vrcholové partie Vysoké hole včetně okolí Petrových kamenů. V rámci hřebenové části Vysoké hole se nacházejí uniformní společenstva travnaté arкто-alpinní tundry, jež přecházejí v nižších partiích v keříčkovitá společenstva s borůvkou a na exponovaných (vyfoukávaných) místech v rozvolněná lišejníko-mechová společenstva s vřesem. Záznamy o výskytu v noci aktivních druhů motýlů se vztahují vesměs k vrcholové části Vysoké hole.

**Velká kotlina (= VK)** (5969a): glaciální kar na východním úbočí Vysoké hole. Vegetačně i floristicky jedno z nejbohatších a nejcenějších území v ČR. Monitoring motýlů probíhal přednostně ve spodní části karu a to jak ve dne, tak v noci. V navazujících keřových porostech bříz a vrb byla instalována Malaiseho past (J. Roháček & J. Ševčík leg.).

**Malá kotlina (= MK)** (5969c): kar Malé kotliny a navazující prameništní společenstva Volského potoka při horní hranici lesa. Malá kotlina reprezentuje glaciální kar s pestrá mozaikou vegetace. Část karu je zarostlá nepůvodní borovicí klečí, která je postupně sanována. Na této lokalitě nebyly realizovány noční sběry.

**Jelení hřbet (= JH)** (5969c): hřebenová část, kterou lze zhruba vymežit spojnicí vrcholů Velký Máj a Jelení hřbet. V rámci hřebenové části se nacházejí vesměs uniformní společenstva travnaté arкто-alpinní tundry, která v nižších partiích přecházejí v keříčkovitá společenstva brusnic. Na exponovaných partiích přechází travnatá tundra v keříčkovitá společenstva s vřesem. Poblíž vrcholu Velkého Máje se nachází ombrotrofní vrchoviště. Významná část vrcholové partie Jeleního hřbetu je přerostlá nepůvodní borovicí klečí. V této části NPR Praděd nebyly realizovány noční sběry.

### **Excerpované literární údaje**

Do přehledu druhů NPR Praděd jsou zahrnuty také všechny významnější publikované i nepublikované faunistické údaje. Přehled odkazovaných excerpovaných zdrojů sumarizuje tab. 1. Informace obsažené v těchto pracích byly kriticky zhodnoceny a poté byly přeřaty do schématu výše prezentovaných sedmi dílčích lokalit NPR Praděd. V případě, že lokalizace nálezů byla příliš obecná a nebylo možno ji do navrženého schématu přejmout, je tato prezentována v samostatné kategorii **Praděd s. lat.** (= **PR s. lat.**). Jedná se zejména o některé německé práce, s lokalizací "Altwatergebiete" (v jednotlivých případech nelze vyloučit, že se může jednat o lokality, které leží i za hranicí současné NPR Praděd).

Tab. 1. Přehled excerpovaných prací a jejich akronymů  
 Tab. 1. List of reviewed papers and their acronyms

AKRONYM/ACRONYM	CITACE/REFERENCE
<b>As1</b>	Assmann A. (1851): Berichtigung und Ergänzung der schlesischer Lepidopteren-Fauna. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 5: 67-78.
<b>As2</b>	Assmann A. (1852): Erste Nachtrag zur Schlesischen Lepidopteren-Fauna. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 6: 89-94.
<b>BKK</b>	Beneš J., Kuras T. & Konvička M. (2000): Assemblages of mountainous day-active Lepidoptera in Hrubý Jeseník Mts., Czech Republic. - Biologia, Bratislava, 55: 159-167.
<b>Bš1</b>	Bureš S. (1993): Food of water pipit nestlings, <i>Anthus spinoletta</i> , in changing environment. - Folia Zool., 42: 213-219.
<b>Bš2</b>	Bureš S. (1994): Segregation of diet in water pipit ( <i>Anthus spinoletta</i> ) and meadow pipit ( <i>Anthus pratensis</i> ) nestlings in an area damaged by air pollution. - Folia Zool., 43: 43-48.
<b>Fe</b>	Felix V. (in litt.): Inventarizační faunistický výzkum Lepidopter (dílčí zpráva). 5 pp., Správa CHKO Jeseníky 1973, Jeseník-Bukovice.
<b>GP</b>	Gregor F. & Povolný D. (1947): Příspěvky k poznání Lepidopter Jeseníků I. - Entomol. Listy, 10:87-93.
<b>Hi</b>	Hein S. (1928-1929): Beitrag zur Kenntnis der Macrolepidopteren-Fauna Mährens. - Zeitschr. Österr. Entomol.- Ver., 13: 96-100, 107-108, 14: 10-12, 22-23, 34-36, 44-48, 66-68, 76, 82-84, 89-91, 125-126.
<b>Hn</b>	Hannemann H. J. (1960): Eine neue Tortricide aus Mitteleuropa. - Mitt. Dtsch. Ent. Ges., 19: 8.
<b>JKS</b>	Janovský M., Kavka K. & Sitek J. (1985): Píd'alky ( <i>Geometridae, Lep.</i> ) v Severomoravském kraji (čtvrtý doplněk k článku v EZ č. 5/1981). - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 15 (2): 26-28.
<b>JKSV</b>	Janovský M., Kavka K., Sitek J. & Vacula D. (1985): Múrovití ( <i>Noctuidae, Lep.</i> ) v Severomoravském kraji (pátý doplněk k článku v EZ č. 5/1980). - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 15 (2): 28-31.
<b>Kd</b>	Kudla M. (1970): Macrolepidoptera Hrubého Jeseníku. - Práce oboru přír. věd Vlastiv. Úst. Olomouc, č. 19: 1-15.
<b>KH</b>	Kuras T. & Helová S. (2002): Relict occurrence of the leaf-roller <i>Sparganothis rubicundana</i> in Central Europe ( <i>Lepidoptera, Tortricidae</i> ). - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 51: 199-204.
<b>Km</b>	Komárek O. (1949): Několik zajímavějších nálezů denních motýlů v okolí Králického Sněžníku. - Čas. Čs. Společ. Entomol., 46: 77.
<b>Ko</b>	Kolenati F. (1859): Fauna des Altvaters (hohen Gesenkes der Sudeten). 83 pp., Buchdruckerei Rudolf Rohrer's Erben, Brünn.
<b>Kr</b>	Karisch T. (1995): Die Schmetterlinge der Fichtenwälder des Hochharzes ( <i>Insecta: Lepidoptera</i> ). - Faun. Abh. Mus. Tierkd. (Dresden), 20 (7): 89-132.
<b>La</b>	Laštůvka Z., Elsner V., Gottwald A., Janovský M., Liška J., Marek J., Povolný D. (1993): Katalog motýlů moravskoslezského regionu. 130 pp., AF VŠZ, Brno.
<b>NM</b>	Novák I. & Moucha J. (1955): K poznání motýlů ( <i>Lepidoptera</i> ) Slezska. - Přírod. Sborn. Ostrav. kraje, 16: 170-181.
<b>Ns</b>	Neustädt A. (1855): Beitrag zu den im Monat Juli um Gräfenberg und am Altvater (in Oestr. - Schlesien) vorkommenden Falterarten. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), p. 29-36.
<b>Pt</b>	Petry A. (1919): <i>Erebia ephron</i> Kn. vom Altvater und Brocken. - D. Entomol. Zeitschr. Iris (Dresden), 33: 122-133.
<b>Si</b>	Sitek J. (2000): Faunistic records from the Czech Republic - 120. - Klapalekiana, 36: 323-324.
<b>Sk1</b>	Skala H. (1912): Die Lepidopterenfauna Mährens I. - Verh. Naturforsch. Ver. Brünn, 50(1912): 63-241.
<b>Sk2</b>	Skala H. (1913): Die Lepidopterenfauna Mährens II. - Verh. Naturforsch. Ver. Brünn, 51(1913): 115-377.

<b>Sk3</b>	Skala H. (1923): Beitrag zur Lepidopterenfauna Mährens und öst. Schlesiens. - Zeitschr. Österr. Entomol.-Ver., 8: 69-74, 82-87.
<b>Sk4</b>	Skala H. (1924): Beitrag zur Lepidopterenfauna Mährens und öst. Schlesiens. - Zeitschr. Österr. Entomol.-Ver., 9: 42-44, 53, 73-75, 80-85, 93-95, 103-105, 114-116.
<b>Sk5</b>	Skala H. (1925): Beitrag zur Großschmetterlinge Mährens und Schlesiens. - Entomol. Zeitschr. (Frankfurt a. M.), 42: 261-262, 317-319.
<b>Sk6</b>	Skala H. (1931): Zur Lepidopterenfauna Mährens und Schlesiens. - Acta Mus. Moraviensis, 30(Suppl.): 1-197.
<b>Sk7</b>	Skala H. (1942): Falter aus Mähren und Schlesien. Zeitschr. - Österr. Entomol.-Ver., 27: 274-277, 289-294.
<b>Sr</b>	Starý J. (1973): <i>Dasyptolia templi</i> v Hrubém Jeseníku. - Zpr. Vlastiv. Úst. Olomouc, 159: 3-5.
<b>St1</b>	Stiova L. (1973): Výskyt denních motýlů v oblasti Oderských vrchů, Jeseníků a Hlučínské pahorkatiny. - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 3(2,3): 1-20, 1-15.
<b>St2</b>	Stiova L. (1984): <i>Parnassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758) na území Čech a Moravy ( <i>Lepidoptera, Papilionidae</i> ). - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 33: 73-85.
<b>St3</b>	Stiova L. (1988): Výskyt okáčů rodu <i>Erebia</i> ( <i>Lepidoptera: Satyridae</i> ) v Hrubém Jeseníku. - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 37: 115-133.
<b>Uř</b>	Uříčář J. (in litt.): Inventarizační faunistický výzkum Lepidopter (dílní zpráva). 9 pp., depon. in Správa CHKO Jeseníky 1994, Jeseník-Bukovice.
<b>Va</b>	Vaněk J. (1981): Píďalky - <i>Geometridae</i> - v Severomoravském kraji. - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 11 (5): 82-95.
<b>Wf1</b>	Wolf P. (1927): Die Großschmetterlinge Schlesiens. 60 pp., Schlesische Buchdruckerei Karl Vater, Breslau.
<b>Wf2</b>	Wolf P. (1935): Die Großschmetterlinge Schlesiens. Auf Veranlassung des Vereins für schlesische Insektenkunde zu Breslau bearbeit. Dritter Teil. I Bd. (Breslau), p.161-228.
<b>Wk1</b>	Wocke M. F. (1848): Eine Exkursion in´s Altvatergebirge. - Jahres-Bericht. d. Schles. Gesellschaft f. vaterl. Cultur., p. 71-74.
<b>Wk2</b>	Wocke M. F. (1850): Eine Wanderung durch´s Altvatergebirge und die Grafschaft Glatz. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), p. 43-47.
<b>Wk3</b>	Wocke M. F. (1859): II. Lepidoptera. - Jahres-Bericht. d. Schles. Gesellschaft f. vaterl. Cultur., p. 98-101.
<b>Wk4</b>	Wocke M.F. (1872): Verzeichniß der Falter Schlesiens. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 3: 1-86.
<b>Wk5</b>	Wocke M. F. (1874): Verzeichniss der Falter Schlesiens. II Microlepidoptera. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 4: 1-112.
<b>Wk6</b>	Wocke M. F. (1874): Für Schlesischen neue Lepidopteren. - Jahres-Bericht. d. Schles. Gesellschaft f. vaterl. Cultur., p. 164-166.
<b>Zv1</b>	Zavřel H. (1955): Minující hmyz přírodních rezervací v Jeseníkách. - Ochrana přírody, 10: 301-303.
<b>Zv2</b>	Zavřel H. (1960): Příspěvek k rozšíření minujícího hmyzu ve Slezsku. - Přírod. Čas. Slez., 11: 25-47.

**Poznámka:** pokud je příslušný akronym v tab. 2 uveden v závorce, např. (Wk5), znamená to, že nález není dostatečně lokalizován. Z širšího kontextu ale vyplývá, že se s velkou pravděpodobností jedná o dané území.

#### **Použité zkratky**

V rámci zpřehlednění prezentovaných dat jsou v přehledu druhů (Tab. 2) použity zkratky upřesňující ekologické charakteristiky příslušného druhu (podle Laštůvky et al. 1993):

<b>L</b> ... druh typizující přirozené lesní biotopy	<b>F</b> ... petrofilní druh
<b>B</b> ... druh typizující mokřadní a bažinné biotopy	<b>T</b> ... druh typizující rašeliništní biotopy
<b>U</b> ... druh typizující luční biotopy	<b>G</b> ... horský druh
<b>S</b> ... druh typizující xerothermní bezlesé biotopy	<b>M</b> ... migrant, druh migrující na území České republiky z mediteránní, resp. afrotropické oblasti

#### **Další použité zkratky:**

<b>mp</b> ... materiál získaný sběrem do Malaisého pastí (expozice v r. 2004 a 2006 ve Velké kotlině)	<b>+</b> ... nálezy ze sledovaného období (1991-2009) pořízené autory <b>rev.</b> ... revidovaný sbírkový materiál
---	---

## Výsledky

Úhrnem bylo v NPR Praděd zjištěno 526 druhů motýlů, z čehož 238 druhů je ze zájmového území uvedeno poprvé. Přehled zjištěných a dokumentovaných druhů jistě není úplný. Je zřejmé, že další druhy budou v NPR nalezeny, a to zejména v nižších lesních partiích rezervace. Relativně menší pozornost byla věnována některým skupinám tzv. drobných motýlů (např. čeledím *Nepticulidae*, *Gracillariidae*, *Elachistidae*, *Coleophoridae*). Nárůst druhového bohatství lze očekávat také v případě vegetačně pestrých lokalit (Velká a Malá kotlina) a v jižní části rezervace, která je poměrně špatně dostupná pro realizaci nočních odlovů. Přehled zaznamenaných druhů motýlů je prezentován tabelární formou (viz tab. 2).

Druhově nejpestřejší byl kar Velké kotliny (350 druhů) a lokality širšího okolí horské chaty Barborka (258). Obě území reprezentují závětrná údolí s biotopicky velmi pestrá mozaikou vegetace při horní hranici lesa (zahrnující tundrová společenstva, prameniště, skály, horské klimaxové lesy, květnaté vysokostébelné a kapradinové nivy apod.). Vysoká druhová rozmanitost motýlů tedy zřejmě odpovídá heterogenitě přírodních stanovišť. Zřetelně méně druhů bylo zaznamenáno na dalších sledovaných lokalitách: Praděd (166), Vysoká hole (150), Malý Děd (90), Malá kotlina (81) a Jelení hřbet (61). Disproporci v množství zaznamenaných druhů mezi lokalitami lze interpretovat nejen ve vztahu k heterogenitě vegetace, ale také vzhledem k rozdílné intenzitě terénních šetření.

Pokud se týká některých starších prací (např. Wocke 1848-1874; Skala 1912-1942), vyvstává problematická identifikace lokalit, na kterých byl daný druh sbírán (proto jsou tyto nálezy v tab. 2 řazeny většinou v kategorii *PR s.lat.*). V případě druhů *Lyonetia ledi*, *Zygaena osterodensis*, *Rhopobota stagnana*, *Eucosma obumbratana*, *Maculinea arion*, *Argynnis adippe* a *Isturgia roraria* nebyl výskyt v regionu opakovaně doložen a není jisté, zda se nálezy vztahují k zájmovému území vymezenému dnešní hranicí NPR Praděd.

## Komentář k faunisticky významným nálezům v území národní přírodní rezervace Praděd

V následujícím přehledu jsou komentovány vybrané druhy motýlů (v tab. 2 jsou tyto **proznačeny**). Jedná se o druhy faunisticky, taxonomicky a bioindikačně významné. Řazení komentovaných druhů respektuje systematický přehled tab. 2.

### *Incurvaria vetulella* (Zetterstedt, 1839) - kovovníček [*Incurvariidae*]

Boreomontánní prvek. Kovovníček je znám z horských oblastí střední Evropy a ze Skandinávie (Wojtusiak 1976). V moravskoslezském regionu doposud nalezen pouze v oblasti Pradědu a Králického Sněžníku (Wocke 1874). Povolný kovovníčka dokladuje v polovině 20. století z Pradědu. Recentně se podařilo potvrdit výskyt druhu na vrchovišti poblíž vrcholu Velkého Máje a v okolí Petrových kamenů. Výskyt na obdobných lokalitách v masivu Pradědu je pravděpodobný. Housenky na *Vaccinium myrtillus* (Wojtusiak 1976).

**Materiál:** Praděd, 12-13.vii.1951, 1♂, D. Povolný leg., MZMB coll.; Velký Máj, 17.vii.1999, 1♀, J. Sitek leg. et coll.; Petrovy kameny, 13.vi.2003, 1♂, T. Kuras leg. et coll.

### *Epichnopterix sieboldi* (Reutti, 1853) - vakonoš [*Psychidae*]

Taxonomicky i ekologicky pozoruhodný druh. Poprvé vakonoše v Sudetech registruje Wocke (1872, 1876). Údaj následně přebírá Wolf (1927). Wocke motýly nachází v hřebenových partiích Krkonoš a Jeseníků (okolí Vysoké hole). Vakonoše, s výhradami, determinuje jako *Epichnopterix ardua* Mann, 1867. Skala (1929) se následně věnuje revizi sbírkového materiálu z Vysoké hole a popisuje endemický poddruh *E. plumella* (syn. *pulla*), a to ssp. *sudetica*. Posléze poddruh sám zpochybňuje (Skala 1931). Seider a Loebel (1954), kteří revidovali rod *Epichnopterix*, naopak synonymizují *E. plumella* ssp. *sudetica* s druhem *E. ardua*. Také Marciniaková (1997) ve své faunistické revizi čeledi Psychidae z území Polska hodnotí materiál ze Sudet (Krkonoše a vrchol Králického Sněžníku) jako *E. ardua*. Po více než 100 letech se vakonoše podařilo znovu nalézt ve vrcholové partii hlavního jesenického hřebene (Praděd, Petrovy kameny až Velký Máj). Sebraný materiál (♂♂) byl determinován jako *Epichnopterix sieboldi*, M. Petru det. (cf. Laštůvka & Liška 2005). Vzhledem k taxonomické obtížnosti skupiny, známým ekologickým charakteristikám *E. sieboldi* (jedná se o druh obývající ve střední Evropě podle dosavadních znalostí převážně slunná prohřátá stanoviště v nížinách až

podhorských oblastech) a vzhledu imág (♂♂) (cf. Ebert et al. 1994; SBN 1997), nelze vyloučit, že jesenická populace reprezentuje jiný taxon (poddruhové, příp. i druhové úrovně). Identický materiál byl sbírán v alpínském pásmu Krkonoš (M. Petrů, pers. comm.). Do doby vyjasnění taxonomického statutu sudetských populací považujeme za přiměřené uvádět je jako přínaležející k druhu *E. sieboldi*, neboť alpský taxon *E. ardua* je habituálně zřetelně odlišný, na první pohled již svou velikostí (imága jsou nápadně menší). Vaky housenek lze sbírat fakticky v celé zóně vrcholové tundry i při horní hranici lesa (mají pravděpodobně dvouletý vývoj). Imaga se vyskytují lokálně hojně v první polovině června. Samci aktivují jen za slunného počasí, převážně v dopoledních hodinách (cca od 10:00-12:30).

Materiál (příklady): Petrovy kameny, 13.vi.2004, 8♂♂, T. Kuras leg. et coll.; Vysoká hole, 21.vi.2005, 9♂♂, J. Sitek leg. et coll.

### ***Sterhopterix standfussi* (Wocke, 1851) - vakonoš horský [Psychidae]**

Boreomontánní prvek, v moravskoslezském regionu zaznamenán pouze v pohoří Hrubého Jeseníku a na Králickém Sněžníku. V Jeseníkách byl druh doposud nalezen v několika málo jedincích, a to v okolí Rejvízu (Gregor & Povolný 1947, pers. observ.), v oblasti hlavního Jesenického hřebene (Skala 1913, 1931) a okolí Karlova (pers. observ.). Živnými rostlinami housenek jsou brusnicovité rostliny (*Vacciniaceae*), SBN (1997).

Materiál: Vysoká hole, 15.vii.1996, 1ex (vak), Velká kotlina, 20.v.1999, 1♂ all T. Kuras leg. et coll.

### ***Tinagma* sp. - chvějivka [Douglasiidae]**

Ze zájmového území je znám pouze jeden exemplář (samec), ulovený F. Gregorem ve Velké Kotlině, u něhož zatím nedokážeme spolehlivě rozhodnout, zda patří ke druhu *Tinagma perdicella* Zeller, 1839 či *T. signatum* Gaedike, 1991 (jde o blízce příbuzné druhy, jež byly rozlišeny především na základě rozdílů ve stavbě kopulačních orgánů samičího pohlaví, spolehlivá determinace jedinců samčího pohlaví je problematická). Problém bude možno dále řešit po nález více dokladových exemplářů (nejlépe obou pohlaví), což se zatím nepodařilo. Jako živná rostlina se u druhu *T. perdicella* uvádí ostružiník (*Rubus*) (Reiprich 2001).

Materiál: Velká Kotlina, 16.vi.1949, 1♂, F. Gregor leg., MZMB coll.

### ***Lyonetia ledi* Wocke, 1859 - podkopníček [Lyonetiidae]**

Tyrfobiontní druh. Z oblasti Pradědu (= "Altvatergebiet") druh uvádí Skala (1942). Je otázkou, co se rozumí lokalizací "Altvatergebiet", a zda se případně nejedná o rašeliniště Rejvív (cf. Gregor & Povolný 1947). V NPR Praděd se nachází několik vrchovišť, přičemž historický výskyt podkopníčka nelze vyloučit. Recentní výskyt potvrzen nebyl. Housenky minují v listech *Ledum palustre*, resp. dalších vřesovcovitých (*Ericaceae*) (Buszko 1981).

### ***Denisia stroemella* (Fabricius, 1781) - krásněnka [Oecophoridae]**

V lesních biotopech. Z České republiky doposud znám z Beskyd (Laštůvka 1993), Novohradských hor (Liška et al. 2001) a Šumavy (J. Šumpich leg.). V jediném exempláři byla krásněnka zjištěna také ve Velké kotlině. Housenky v trouchnivém dřevě starých stromů (Tokár et al. 2005).

Materiál: Velká kotlina, 28.vi.2005, 1♂, T. Kuras leg. et coll.

### ***Denisia nubilosella* (Herrich-Schäffer, 1854) - krásněnka [Oecophoridae]**

Montánní druh preferující biotop horských smrčín, zejména rozvolněné porosty při horní hranici lesa. Výskyt znám z řady pohoří Česka, především pak ze západní poloviny území. Z území moravskoslezského regionu poprvé publikován Hudečkem z okolí Litovle (cf. Laštůvka et al. 1993), v poslední době zjištěn také v masivu Králického Sněžníku a na rašeliništi u Rejvízu (pers. observ.). V zájmovém území NPR Praděd výskyt doložen prostřednictvím nálezů z Velké Kotliny v polovině 20. století, recentně nepotvrzen. Jako živná rostlina se v literatuře uvádí jehličnany, především smrk ztepilý (*Picea abies*) (cf. Reiprich 2001, Tokár a kol. 2005).

Materiál: Velká Kotlina, 16.vi.1949, 1♂, F. Gregor leg., MZMB coll.

### ***Elachista* sp. (cf. *humilis* Zeller, 1850) - trávníček [Elachistidae]**

Ze Slezska *E. humilis* poprvé uvádí, bez bližší lokalizace, Wocke (1874). Teprve Laštůvka et al. (1993) podávají konkrétní nález *E. humilis* z Velké kotliny (pers. observ.), zmíněný nález se však ve skutečnosti vztahuje k tomuto zatím bližší neurčenému taxonu, který je z autorům známých druhů čeledi *Elachistidae* nejbližší příbuzný právě *E. humilis* (proto byl také původně takto určen). Další jedinci byli sbíráni v pramenné oblasti Bílé Opavy v okolí Barborky. Druh je předmětem dalšího studia. (Vlastní *E. humilis* není doposud z Hrubého Jeseníku doložen, z Vysokých Sudet je znám pouze z moravské strany masivu Králického Sněžníku, pers. observ.)

Materiál: Velká Kotlina, 15.vii.1991, 1♂, J. Liška leg.; Tabulové skály, 16.vii.1999, 1♂, J. Sitek leg., J. Liška coll.; Barborka, 13.vi.2003, 2♂♂, 1♀, T. Kuras leg., coll. J. Liška.



***Coleophora glitzella* Hofmann, 1869 - pouzdroníček [Coleophoridae]**

Z Jeseníků pochází jediný recentní údaj z NPR Praděd. Zde byl pouzdroníček nalezen na vrchovišti na Velkém Máji; výskyt na obdobných biotopech v okolí je pravděpodobný. Housenka má dvouletý vývoj, staví si ochranné pouzdro. Žír prodělává převážně na *Vaccinium vitis-idaea*, viz např. Gregor et al. (1984).

Materiál: Velký Máj, 17.vii.1999, 1♂, J. Sitek leg. et coll.

***Scythris fallacella* (Schläger, 1847) - smutníček [Scythrididae]**

Druh v Evropě široce rozšířený, často nalézáný v podhorských a horských oblastech. Výskyt je znám i z nížin a pahorkatin, např. ze Saska (cf. Sutter 1994). Z území NPR Praděd je doložen pouze jeden exemplář, pocházející ze sbírky D. Povolného (s ručně psaným lokální štítkem "Praděd"). Housenky se vyvíjejí na devaterníku (*Helianthemum*) (Bengtsson 1997), který vzácně na několika místech v zájmovém území roste. **Nový druh pro faunu České republiky.**

Materiál: Praděd, 12.-13.vii.1951, 1♂, D. Povolný leg., MZMB coll.

***Bryotropha boreella* (Douglas, 1851) - makadlovka [Gelechiidae]**

Vzácný druh, jehož rozšíření a ekologické nároky nejsou ve střední Evropě doposud uspokojivě objasněny. Nejvíce nálezů pochází z rašelinných biotopů, a to jak z horských poloh (Šumava), tak i poloh středních (přechodová rašeliniště Třeboňské pánve) (cf. Elsner et al. 1999). Ze zájmového území je znám pouze jeden exemplář dokladovaný D. Povolným. Housenky se vyvíjejí na meších (Elsner et al. 1999). **Nový druh pro faunu Moravy.**

Materiál: Praděd, 12.-13.vii.1951, 1♂, D. Povolný leg., MZMB coll.

***Chionodes viduella* (Fabricius, 1794) - makadlovka horská [Gelechiidae]**

Vzácný boreomontánní prvek. Z České republiky je tato makadlovka doposud uváděna pouze ze Šumavy, Jizerských hor, Krkonoš a z Hrubého Jeseníku. Biotopicky je motýl vázán na rašeliniště, resp. subalpínskou keříčkovitou vegetaci. Z Jeseníků jsou doposud známy dva nálezy, první je údaj Wockeho (1874) z oblasti Pradědu, který následně přebírá Skala (1913), další nález uskutečnil v polovině 20. století D. Povolný, rovněž v oblasti Praděda. Housenky jsou polyfágní (např. *Betula*, *Vaccinium*, *Rubus*) (Huemer & Karsholt 1999, Elsner et al. 1999).

Materiál: Praděd, 12.-13.vii.1951, 1♂, D. Povolný leg., MZMB coll.

***Sparganothis rubicundana* (Herrich-Schäffer, 1856) - obaleč [Tortricidae]**

Euboreální prvek s výrazným disjunktním areálem (druh byl vědecky popsán právě na základě materiálu pocházejícího z oblasti Vysokých Sudet). Ve střední Evropě se vyskytuje pouze v arko-alpinní tundře Hrubého Jeseníku a Králického Sněžníku. Relativně souvislý výskyt pokračuje až v severní polovině Skandinávie. Obaleč byl nalezen poprvé v okolí Malého Dědu v polovině 19. století (Wocke 1850). Většina dalších autorů tento údaj přebírá (Kolenati 1859; Skala 1913). Opětovně byl druh na území NPR nalezen po více než 100 letech (detailní přehled lokalit podává Kuras & Helová 2002). Z terénního sledování vyplývá, že motýl je na alpských holích rozšířen, ale vyskytuje se spíše jednotlivě až vzácně. Hojný a pravidelný výskyt byl pozorován na dvou lokalitách, tj. na vrchovišti na Velkém Máji a na vyfoukávaném SZ úbočí Vysoké hole. Naopak se nepodařilo potvrdit výskyt na Malém Dědu (cf. Wocke 1850). Motýli poletují převážně ve dne (za teplých nocí přilétají také ke světlu) od začátku července do začátku srpna. Housenky jsou vázány na *Vaccinium myrtillus* (Razowski 2002). Při zběžném srovnání jedinců původem z Hrubého Jeseníku s jedinci původem ze Skandinávie vykazuje jesenícká populace odchylnou kresbu i tvar křídel.

Materiál (příklady): Praděd, 12.-13.vii.1951, 1♂, D. Povolný leg., coll. MZM Brno; Velký Máj, 29.vii.1997, 2♂♂, 24.vii.1998, 4♂♂, 17.vii.1999, 8♂♂; Vysoká hole-Petrovy kameny, 14.vii.2002, 12♂♂, 2♀♀, all T. Kuras leg. et coll.

***Clepsis steineriana* (Hübner, 1899) - obaleč [Tortricidae]**

Montánní a subalpínský druh, s těžištěm rozšíření v alpské oblasti. Otázka výskytu druhu *C. steineriana* v Jeseníkách je velmi zajímavá. V roce 1960 popsal německý lepidopterolog H. J. Hannemann obaleče *Clepsis roganodes*, a to na základě velmi starého muzejního materiálu (1♂, pocházejícího ze sbírky O. Staudingera a etiketovaného „Altvatergebirge, 6.63. J.“) (cf. Hannemann 1960). Lokalitu lze spolehlivě interpretovat jako moravskoslezské Jeseníky, byť Hannemann (1961) ve své monografii o středoevropských obalečích udává zemi původu Polsko (omyl zřejmě vznikl kvůli skutečnosti, že naprostá většina historického Slezska se od konce druhé světové války nalézá v Polsku). *Clepsis roganodes* byl později synonymizován s *C. steineriana* a toto taxonomické pojetí je doposud platné (Razowski 2002, Aarvik 2009). Kromě zmíněného holotypu *C. roganodes* jsou autorům tohoto příspěvku do současnosti z Jeseníků známy pouze dva další exempláře (samci), které se podařilo objevit ve sbírce MZM v Brně, a které pocházejí z počátku 50. let minulého století z oblasti Pradědu

(Povolný lgt.). Habitem odpovídají originálnímu popisu Hannemanna (1960) a na první pohled skutečně nápadně připomínají druh *C. rogana* (jsou však poněkud větší a světlejší - spolehlivé rozlišovací znaky poskytuje především srovnání morfologie kopulačních orgánů; Hannemann 1960, 1961; Razowski 2002). Na tomto místě je také vhodné upozornit na nápadný rozdíl ve zbarvení samců jesenické populace (a shodně vyhlížející populace ze slovenských Vysokých Tater) ve srovnání s „typickými“ *C. steineriana* z alpské oblasti, což ostatně velmi pravděpodobně způsobilo, že Hannemann tento druh při popisu *C. roganodes* nevzal vůbec do úvahy. U všech námi revidovaných jedinců ze sudetských a západokarpatských pohoří (celkem 11 ex.) nebyla přítomna zřetelná kresba na předních křídlech, zatímco u jedinců alpských (materiál ze slovenských a rakouských Alp) byla vždy přítomna nápadná načervenalá kresba.

Recentní výskyt druhu *C. steineriana* se v Jeseníkách potvrdit nepodařilo. Je zřejmé, že problematika taxonomického postavení *C. steineriana* (viz možný subspecifický status) a současný výskyt v pohoří představují mimořádně zajímavé téma. Zbývá dodat, že housenky *C. steineriana* jsou polyfágní, jako živné rostliny jsou nejčastěji uváděny brusnice (*Vaccinium*).

Materiál: Praděd, 12.-13.vii.1951, 2♂, D. Povolný leg., MZMB coll.

### ***Clepsis rogana* (Guenée, 1845) - obaleč [Tortricidae]**

Boreoalpinní prvek. V České republice je výskyt znám pouze z Krušných hor (jen starší nálezy), Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku. Obaleč je v zájmovém území NPR rozšířen souvisle v pásmu arкто-alpinní tundry a je zde poměrně hojný. Motýli se objevují od konce června do poloviny srpna. Housenky jsou polyfágní (Razowski 2002), živnou rostlinou jsou především brusnice (*Vaccinium*).

Materiál (příklady): Velká Kotlina, 15.vii.1991, 1♀, J. Liška leg. et coll.; Velký Máj 17.vii.1999, 3♂♂; Vysoká hole 17.vii.1997, 1♀, all T. Kuras leg. et coll.; Praděd, 16.vii.1999, 1♀, 7.vii.2000, 3♂♂; Malý Děd, 18.vii.1999, 1♂; Velká kotlina, 21.vi.2005, 1♂, all J. Sitek leg. et coll.

### ***Olethreutes mygindiana* (Dennis & Schiffermüller, 1775) - obaleč [Tortricidae]**

Tyrfofilní druh. Z Pradědu obaleče uvádí Skala (1913) jakožto první nález na Moravě. Opětovně zde obaleč nebyl nalezen. Housenky na vegetaci brusnic (Razowski 2003).

### ***Epermenia insecurellus* (Stainton, 1849) – zoubkovníček [Epermeniidae]**

Ve střední Evropě považován spíše za teplomilný druh. O jeho rozšíření na Moravě a ve Slezsku nejsou k dispozici prakticky žádné informace (je známo pouze několik izolovaných nálezů). Odchycené imágo ve Velké Kotlině představuje cenný doklad o výskytu druhu v celé oblasti severní Moravy a Slezska, do doby potvrzení výskytu nálezy dalších exemplářů však jeho trvalá přítomnost v zájmovém území zůstává sporná. Jako živná rostlina se uvádí lněnka (*Thesium*) (Reiprich 2001), která se v zájmovém území vyskytuje.

Materiál: Velká Kotlina, 15.vii.1991, 1♂, J. Liška leg. et coll.

### ***Hellinsia tephradactyla* (Hübner, 1813) - pernatuška lesní [Pterophoridae]**

Evropský prvek. Doposud znám jen z několika málo nálezů z Čech (Sterneck & Zimmermann 1933). V moravskoslezském regionu byla pernatuška opakovaně nalezena pouze ve Velké kotlině, viz Sitek (2000), 3ex byly tamtéž odchyceny do Malaiseho pasti v roce 2004 (J. Roháček & J. Ševčík leg.). Motýli se vyskytují v červenci. Housenky na *Solidago virgaurea*, resp. dalších bylinách (*Aster*, *Bellis perennis*) (Gielis 1996).

Materiál: Velká kotlina, 18.vii.1999, 1♂, J. Sitek leg. et coll.

### ***Gesneria centuriella* (Den. & Schiff., 1775) - šedovníček horský [Crambidae]**

Boreomontánní prvek. Z moravskoslezského regionu pocházejí jen starší neopakované údaje z Pradědu, Králického Sněžníku (Wocke 1874, Skala 1913) a poněkud problematický nález z Chřibů (Elsner et al. 1997). Z oblasti Velké Javořiny (SR) dokumentuje výskyt Hrubý (1964). Recentní záznamy z České republiky nejsou známy (srovnej Laštůvka & Liška 2005). Housenky na meších a lišejnících (Slamka 1995).

### ***Eudonia petrophila* (Standfuss, 1848) - šedovníček [Crambidae]**

Montánní druh. V moravskoslezském regionu byl šedovníček nalezen pouze v nejvyšších polohách Hrubého Jeseníku a na Králickém Sněžníku (Skala 1913). V Jeseníkách je poměrně rozšířen, nikde ale není hojný. Většina nálezů pochází ze subalpínských poloh. V NPR Praděd je šedovníček plošně rozšířen. Imaga se vyskytují v červenci a srpnu. Housenky na meších, řasách a lišejnících, které obrůstají skály (Goater et al. 2005).

Materiál (příklady): Petrovy kameny, 31.vii.1973, 1♂, V. Felix leg., SZMO coll.; Velká Kotlina, 15.vii.1991, 2♂♂, J. Liška leg. et coll.; Vysoká hole, 17.vii.1999, 1♂; Barborka, 28.vi.2003, 1♂; Švýčárna, 28.vii.2006, 1♂, all T. Kuras leg. et coll.; Malý Děd, 18.vii.1999, 1♂, J. Sitek leg. et coll.

***Eudonia sudetica* (Zeller, 1839) - šedovníček sudetský [*Crambidae*]**

Boreomontánní prvek. Ve střední Evropě je rozšířen lokálně v horských oblastech. Souvislý areál má druh ve Skandinávii. V Jeseníkách se vyskytuje jednotlivě v horských listnatých a smíšených lesích. V NPR Praděd je šedovníček plošně rozšířen. Housenky na meších, které rostou na stromech (Goater et al. 2005).

Materiál (příklady): Volárka, 27.vii.1998, 1♂; Vysoká hole, 17.vii.1996, 1♂, all T. Kuras leg. et coll.

***Crambus uliginosellus* Zeller, 1850 - travařík [*Crambidae*]**

Mokřadní druh. Z Pradědu travaříka uvádějí Wocke (1850) a Assmann (1852); údaje přebírá Skala (1913). Následně nebyl travařík v regionu sbírán, recentní výskyt nelze vyloučit. Nejbližše lokalizované nálezy pocházejí z Rejvízu (Povolný & Gregor 1947). Housenky jsou oligofágní, vývoj prodělávají na travách (Slamka 1995).

***Catoptria petrificella* (Hübner, 1796) - travařík [*Crambidae*]**

Alpínský prvek. V České republice se vyskytuje pouze ve vrcholových partiích Hrubého Jeseníku; nejbližší další lokality se nacházejí na Slovensku (Slamka 1995). V Hrubém Jeseníku se zavíječ vyskytuje pravidelně v pásnu travnaté arko-alpinní tundry. Motýli se objevují v červenci a srpnu. Housenka a její bionomie není známa (Slamka 1995).

Materiál (příklady): Petrovy kameny, 31.vii.1973, 1♂, 2.viii.1973, 1♂, V. Felix leg., SZMO coll.; Velká Kotlina (horní hrana), 15.vii.1991, 1♂, 1♀, J. Liška leg. et coll.; Kamzičník, 21.vii.1996, 1♂; Velký Máj, 28.vi.2003, 1♂; Volárka, 26.vii.1998, 1♂, Vysoká hole, 14.vii.1995, 2♂♂, 29.vii.1996, 1♂, 18.vii.1997, 1♂, all T. Kuras leg. et coll.; Praděd, 7.vii.2000, 1♂, 1♀, 6.vii.2006, 1♂, 1♀, all J. Sitek leg. et coll.

***Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) - jasoň červenooký [*Papilionidae*]**

Zvláště chráněný druh. Z Jeseníků pochází více lokalizovaných záznamů, také z NPR Praděd. Zmínku o výskytu *P. apollo* z NPR Praděd lze najít v práci Kolenatiho (1859), kde se píše: "... *Dürfte auch im Kessel vorkommen.*" Je pravděpodobné, že se jedná o lokalitu Velká kotlina. Nejbližší další populace se nacházely v okolí Vrbna p. Pradědem (Mnichov), Rabštejna, Zlatých hor a města Jeseníku (Pax 1919). Na všech jesenických lokalitách jasoň vyhynul na přelomu 19. a 20. stol. (Beneš & Konvička 2002). Příčiny vymření jasoně ve východních Sudetech nejsou zcela zřejmé. Patrně souvisí se změnou extenzivního hospodaření v krajině a zalesňováním regionu.

***Parnassius mnemosyne* (Linnaeus, 1758) - jasoň dymnivkový [*Papilionidae*]**

Zvláště chráněný druh. Známý jsou pouze starší nálezy z okolí Pradědu (Komárek 1949; Stiova 1984; Kuras et al. 2000). Aktuálně se na území NPR Praděd nevyskytuje. Nejbližší recentní výskyt je znám z Kout nad Desnou (Kuras & Konvička 2002). Je tedy pravděpodobné, že historické záznamy se vážou k údolí Divoké Desné. Odtud mohli jednotliví motýli emigrovat také do vyšších poloh. Příčiny vymizení jasoně je možno přičíst změně skladby a obhospodařování lesních porostů, regulaci toku Divoké Desné a výstavbě údolní komunikace (viz VD Dlouhé Stráně). Jesenická populace je řazena k poddruhu *P. m. silesiacus* Fruchstorfer, 1916, který na většině původních lokalit vyhynul (Kuras et al. 2000).

***Pieris bryoniae* (Hübner, 1806) - bělásek horský [*Pieridae*]**

Druh, jehož taxonomický status není vyjasněn. Z České republiky je bělásek hlášen z Moravského krasu a z Bílých Karpat (Beneš & Konvička 2002). Z 19. století pocházejí údaje o výskytu na Králickém Sněžníku, z okolí Pradědu a Malého Dědu (Wocke 1859, 1872; Wolf 1927). Poblíž Švýcárny byl chycen tmavý jedinec se znaky *P. bryoniae*. Vzhledem k nedořešené taxonomické otázce *Pieris napi-bryoniae* komplex (Eitschberger 1984; Kudrna & Geiger 1985) nelze vyloučit, že se jednalo o tmavou formu *P. napi*. Bělásek obývá vysokostébelné nivy horských potoků, okraje lesů apod. Housenky na brukvovitých rostlinách (*Brassicaceae*) (Beneš & Konvička 2002).

Materiál: Švýcárna, 21.vii.1994, 1♀, T. Kuras leg. et coll.

***Maculinea arion* (Linnaeus, 1758) - modrásek černoskvřinný [*Lycaenidae*]**

Zvláště chráněný druh. Z okolí Pradědu (= *Altwatergebiet*) uvádí druh poprvé Skala (1931). Posléze modrásek nebyl v regionu znovu nalezen (cf. Kudla 1970). Vzhledem k biotopovým nárokům druhu se Skalova (1931) lokalizace patrně vztahovala na některou níže situovanou podhorskou pastvinu. Housenky jsou myrmekofilní. Současný výskyt je v NPR i v širším regionu málo pravděpodobný (cf. Beneš & Konvička 2002).

***Argynnis niobe* (Linnaeus, 1758) - perleťovec maceškový [*Nymphalidae*]**

Ohrožený a velmi lokální druh. Z okolí Pradědu (= *Altwatergebiet*) perleťovce poprvé dokumentuje Kolenati (1859); údaj přebírá Skala (1912). Je pravděpodobné, že se jednalo o některou z níže položených, extenzivně obhospodařovaných podhorských luk (podobně jako v případě *M. arion*). Ještě v polovině 20. stol. perleťovce

reguluje v okolí Karlova Kudla (1970). Housenky na violkách (*Viola*). Současný výskyt je v regionu málo pravděpodobný (cf. Beneš & Konvička 2002).

### ***Erebia epiphron* (Knoch, 1783) - okáč horský [*Nymphalidae*]**

Alpínský prvek, který obývá hole nad horní hranicí lesa. Původní výskyt v ČR je pouze v oblasti hlavního jesenického hřebene. Druhotně byl okáč vysazen ve 30. letech 20. stol. do Krkonoš (Soffner 1967). V Jeseníkách se okáč vyskytuje v endemickém poddruhu *E. e. silesiana*. Druh obývá arкто-alpinní jesenickou tundru a je zde poměrně hojný. Vyskytuje se téměř souvisle od Švýcarska po Malý Děd, na vrcholu Pradědu a v okolí Barborky a od Petrových kamenů, přes Vysokou holi, Velký Máj, Jelení Hřbet, Břidličnou až po Ztracené kameny. Izolovaný výskyt byl zaznamenán také na Mravenečnicku a Vřesníku (Kuras et al. 2001b). Housenky jsou oligofágní, vývoj na travách (Kuras et al. 2001a).

Materiál (příklady): Malá kotlina, 27.vii.1998, 1♂; Velký Máj, 30.vii.1998, 1♂; Barborka, 14.vii.2002, 1♂; Švýcarsko, 28.vii.2006, 1♀, all T. Kuras leg. et coll.

### ***Erebia sudetica* Staudinger, 1861 - okáč menší [*Nymphalidae*]**

Zvláště chráněný druh, alpínský prvek. V ČR se vyskytuje v nominotypickém poddruhu *E. s. sudetica*, a to pouze v Hrubém Jeseníku a v přilehlé části Králického Sněžníku (Kuras et al. 2001a,b). Okáč obývá bezlesé enklávy při horní hranici lesa (prameniště, kary, vysokostébelné nivy ap.), místy sestupuje i hluboko pod alpínskou hranici lesa (Kuras et al. 2001b). Některé populace jsou ohroženy expandující kosodřevinou (viz Jelení studánka, Malý Děd aj.). Nejpočetnější populace okáče byly zaznamenány v okolí Barborky, Švýcarska a v Malé Kotlině (Kuras et al. 2001b). Housenky jsou oligofágní, vývoj na travách (Kuras et al. 2001a).

Materiál (příklady): Barborka, 14.vii.2002, 12♂♂, 1♀, 1.vii.2007, 6♂♂, 2♀♀; Švýcarsko 28.vii.2006, 1♂, 1♀, all T. Kuras leg. et coll.

### ***Isturgia roraria* (Fabricius, 1776) - kropenatec kručinkový [*Geometridae*]**

Z okolí Pradědu (= *Altvaltergebiet*) uvádí pídalku Skala (1931), posléze druh v regionu nebyl zaznamenán (cf. Kudla 1970). Nejbližší lokality se nacházejí v Bílých Karpatech (Králíček & Gottwald 1987). Vzhledem k biotopovým nárokům pídalky se lokalizace pravděpodobně vztahuje na některou z níže situovaných podhorských luk. Housenky na *Sarothamnus scoparius* a *Genista* (Fajčík & Slamka 1996). Recentní výskyt v regionu je málo pravděpodobný.

### ***Elophos dilucidarius* (Denis & Schiffermüller, 1775) - šerokřídlec květeloý [*Geometridae*]**

Boreomontánní prvek. Poprvé pídalku z Hrubého Jeseníku (Malý Děd) uvádí Wocke (1850). Šerokřídlec obývá bezlesá stanoviště a rozvolněné lesní porosty při horní hranici lesa. Druh má afinitu k otevřeným biotopům. V některých letech přilétal v hojném počtu ke světlu. Imaga se vyskytují v červenci a první polovině srpna. Housenky jsou polyfágní (Fajčík & Slamka 1996).

Materiál (příklady): Malá kotlina, 2.viii.1996, 1♂; Velká kotlina, 7.vii.1998, 1♂; Švýcarsko, 28.vii.2006, 2♂♂, all T. Kuras leg. et coll.; Velká kotlina, 18.vii.1999, 1♂, 3.viii.1999, 1♂, all D. Vacula leg. et coll.

### ***Elophos vittaria* (Thunberg, 1788) - šerokřídlec skvrnopásný [*Geometridae*]**

Boreomontánní prvek. Poněkud vzácnější než předešlý *E. dilucidarius*. Vyskytuje se především v pásmu horských jehličnatých a smíšených lesů. V NPR Praděd je široce rozšířen, jednotlivé nálezy pocházejí prakticky z celého území rezervace. Imaga se vyskytují od poloviny června do začátku srpna. Housenky jsou polyfágní (Fajčík & Slamka 1996).

Materiál (příklady): Malá kotlina, 4.viii.1998, 1♂; Barborka, 13.vi.2003, 2♂♂, 28.vi.2003, 2♂♂, all T. Kuras leg. et coll.; Velká kotlina, 7.vii.2000, 3♂♂, 20.vi.2005, 1♂, all J. Sitek leg. et coll.; údolí Bílé Opavy, 14.vi.2001, 2♂♂, D. Vacula leg. et coll.

### ***Glacies alpina* (Scopoli, 1763) - huňatec alpínský [*Geometridae*]**

Alpínský prvek. V ČR se vyskytuje pouze v Krkonoších, Hrubém Jeseníku a na Králickém Sněžníku (Wocke 1872). V Jeseníkách jen v NPR Praděd a to jednotlivě až vzácně ve vrcholové části hlavního jesenického hřebene (Praděd, Petrovy kameny, Vysoká hole, Větrná louka, Velký Máj). Na Malém Dědu nebyl recentně zaznamenán. Motýli poletují za slunečného počasí od poloviny června do července. Housenky na *Vaccinium* (Fajčík & Slamka 1996).

Materiál: Velká Kotlina (horní hrana), 15.vii.1991, 1♀, J. Liška leg. et coll.; Velký Máj, 20.vi.1999, 1♂, 28.vii.2003, 2♂♂, 1♀; Vysoká hole, 6.vii.2009, 1♀, all T. Kuras leg. et coll.; Petrovy kameny, 26.vi.2001, 1♂, J. Sitek leg. et coll.

***Chloroclysta miata* (Linnaeus, 1758) - píd'alka zimující [Geometridae]**

Z Jeseníků (= *Gesenke*) píd'alku poprvé zmiňuje Wocke (1872), údaj přebírá Skala (1913). Píd'alka se vyskytuje lokálně v horských listnatých a smíšených lesích. V NPR Praděd byla nalezena ve více exemplářích v okolí Ovčárny a ve Velké kotlině. Je velmi pravděpodobné, že druh uniká pozornosti a v regionu bude rozšířen. Motýli mají pozdní výskyt, tj. od září. Housenky na listech *Salix* a *Sorbus* (Fajčík & Slamka 1996).

Materiál: Barborka, 23.ix.1999, 1♂, T. Kuras leg. et coll.; Barborka, 9.ix.2003, 1♂, D. Vacula leg. et coll.; 7.x.2004, 1♀, J. Sitek leg. et coll.

***Hydriomena ruberata* (Freyer, 1831) - píd'alka rudokřídla [Geometridae]**

Boreomontánní prvek. Na Moravě byla píd'alka nalezena v Hrubém Jeseníku (Skala 1923). Nejbližší další lokality se nacházejí v oblasti Českomoravské vrchoviny (cf. Šumpich 2001, Dvořák & Šumpich 2005). Vyskytuje se lokálně a jednotlivě podél horských toků (olšiny, vrbiny) a na rašeliništích. V Hrubém Jeseníku byla zjištěna v údolí Bílé Opavy (Karlova Studánka až Ovčárna), údolí Divoké Desné a na Rejvízu (pers. observ.). Motýli se vyskytují v průběhu června. Housenky na listech *Salix* (Fajčík & Slamka 1996).

Materiál: údolí Bílé Opavy, 14.vi.2001, 1♂, D. Vacula leg. et coll.

***Rheumaptera subhastata* (Nolcken, 1807) - píd'alka skvrnitá [Geometridae]**

Boreomontánní prvek. V moravskoslezském regionu byla píd'alka nalezena pouze v Hrubém Jeseníku (Skala 1931) a v Rychlebských horách (pers. observ.). Většina recentních nálezů je situována do pásma subalpínských listnatých křovin (okolí Ovčárny, Velká kotlina, Sedlové rašeliniště u Kurzovní chaty). Zde se vyskytuje zpravidla lokálně a jednotlivě (v r. 1994 hojný výskyt na Sedlovém rašeliništi). Motýli mají převážně denní aktivitu, vyskytují se v červnu. Housenky na listech *Vaccinium* (Fajčík & Slamka 1996).

Materiál (příklady): Ovčárna, 20.vi.1999, 1♂; Petrovy kameny 6.vii.2009, 1♀, all T. Kuras leg. et coll.; Velká kotlina, 21.vi.2005, 1♀, J. Sitek leg. et coll.

***Perizoma affinitatum* (Stephens, 1831) - píd'alka kohoutková [Geometridae]**

Boreomontánní prvek. Na Moravě byla píd'alka nalezena pouze v pohoří Hrubého Jeseníku (Skala 1913) a v Beskydech (pers. observ.). V NPR Praděd byl druh pravidelně pozorován v pásmu horských smrčín v závěru údolí Bílé Opavy a ve Velké kotlině. Motýli se vyskytují od poloviny června do poloviny července. Housenky na květenstvích *Melandrium* a *Lychnis* (Fajčík & Slamka 1996).

Materiál (příklady): Velká kotlina, 19.vi.1999, 2♂♂, 7.vii.2000, 3♂♂, 1♀, all T. Kuras leg. et coll.; Barborka, 27.vi.2002, 2♂♂, D. Vacula leg. et coll.

***Perizoma minoratum* (Treitschke, 1828) - píd'alka menší [Geometridae]**

Boreomontánní prvek. Na Moravě byla píd'alka nalezena pouze v pohoří Hrubého Jeseníku (Skala 1913) a v Beskydech (pers. observ.). Z NPR Praděd pochází starý nález z okolí Švýcárny (Skala 1913). Jediný další údaj z Hrubého Jeseníku zaznamenávají Vaněk a Sitek (1983) z okolí Horní Lipové. Píd'alka osidluje horské louky, často i nad horní hranici lesa. Housenky v květenstvích a semenících *Euphrasia* (Mironov 2003).

***Eupithecia silenata* Assmann, 1848 - píd'alička silenková [Geometridae]**

Alpínský prvek. Z Hrubého Jeseníku je znám pouze z historických záznamů z Velké kotliny a z Pradědu (Wocke 1872). Záznam přejímá Skala (1913). V revidovaném sbírkovém materiálu byly nalezeny exempláře z r. 1939. Nověji nebyl druh v regionu sbírán, je ale pravděpodobné, že se zde stále vyskytuje. Živnými rostlinami housenek jsou květenství a semeníky *Silene vulgaris* a *S. gallica* (Mironov 2003).

Materiál: "Jeseníky", 30.v.1939, 2♀♀, F. Dias leg., D. Vacula coll.

***Polychrisia moneta* (Fabricius, 1787) - kovolessklec omějový [Noctuidae]**

Lokální, vzácný horský druh kovolessklece, který je svým vývojem vázán na nivy horských potoků a prameniště s bohatým porostem oměje. Z Pradědu existuje jediný, později neopakovaný, údaj o výskytu kovolessklece (Neustädt 1855), který přebírá Skala (1931). Housenky na listech *Aconitum*, vzácněji také *Delphinium*, *Trollius*, *Consolida* (Goater et al. 2003).

***Syngrapha ain* (Hochenwarth, 1785) - kovolessklec modřínový [Noctuidae]**

Eurosibijský prvek, ve střední Evropě obývá především horské a podhorské oblasti. Z okolí Barborky kovolessklece uvádí Kudla (1970) a obdobně z Pradědu Uříčář (1994). Další lokality výskytu sledují regionálně rostoucí modřín viz Malá Morávka (sběry z 80. let 20. stol., J. Horský, pers. comm.; Kudla 1970) a Karlov (sběry z 80. let 20. stol., D. Vacula, pers. comm.). Housenka je monofágní, vývoj probíhá na jehlicích *Larix decidua* (Goater et al. 2003).

***Trichosea ludifica* (Linnaeus, 1758) - běloskvrnka jeřábová [Noctuidae]**

Euroasijský prvek. Lokální a vzácný druh, který je vázán na jeřábové smrčiny, druhotně rovněž na výsadby jeřábů v horských údolích a podél komunikací. Z moravskoslezského regionu existuje jen několik málo nálezů z Králického Sněžníku a z Hrubého Jeseníku (Skala 1912; Kudla 1970). V pohoří Hrubého Jeseníku byla běloskvrnka nalezena v okolí Švýčárny, Karlovy Studánky (Kudla 1970) a v Malé Morávce (sběry z 80. let 20. stol., J. Horský, pers. comm.). Housenky na listnatých dřevinách, preferují listy jeřábu *Sorbus aucuparia* (Fajčík 1998).

***Dasypolia templi* (Thunberg, 1792) - dřevobarvec bolševníkový [Noctuidae]**

Eurosibijský prvek, ve střední Evropě obývá především horské oblasti. Na Moravě poprvé nalezen Starým (1973) v okolí Kurzovní chaty (v masivu Pradědu). Hrubý Jeseník je doposud jedinou oblastí výskytu druhu na Moravě. Doposud znám z lokalit: Tabulové skály, Barborka, Ovčárna, údolí Bílé Opavy, Karlova Studánka, Karlov, Stará Ves u Rýmařova, údolí Divoké Desné a NPR Rejvíz (pers. observ.). Výskyt na dalších místech je pravděpodobný. Imaga se vyskytují v pozdním létě a na podzim (od poloviny září a následně po přezimování). Housenky v kořenech a oddencích *Heracleum*, *Ferula*, *Angelica*, *Aegopodium* (Ronkay et al. 2001).

Materiál (příklady): Barborka, 23.ix.1999, 3♂♂; Ovčárna, 9.ix.2003, 1♂, all T. Kuras leg. et coll.; Tabulové skály, 20.ix.2006, 1♂, 4♀♀, J. Sitek leg. et coll.

***Polymixis xanthomista* (Hübner, 1803) - pestroskvrnka podzimní [Noctuidae]**

Atlanto-mediteránní prvek, lokální a vzácný s výraznou vazbou na skalnaté biotopy. Z Moravy jen několik málo vesměs starších nálezů z jižní Moravy (Skala 1912; Laštůvka & Marek 2002). Podle různých autorů se jedná o teplomilný druh, což nekoresponduje s opakovanými nálezy v okolí Pradědu (Ovčárna, Tabulové skály, Barborka). Imaga se vyskytují v pozdním létě a na podzim (září-říjen, společně s *D. templi*). Housenky jsou polyfágní (Ronkay et al. 2001).

Materiál: Barborka, 21.ix.2001, 1♂; Ovčárna, 9.ix.2003, 1♂, all T. Kuras leg. et coll., Ovčárna, 7.x.2004, 1♂, D. Vacula leg. et coll.

***Coranarta cordigera* (Thunberg, 1788) - můra vlochyňová [Noctuidae]**

Boreomontánní prvek s výraznou vazbou na rašeliniště. Z Moravy a Slezska pocházejí dva staré údaje (Malý Děd: Wocke 1848 a okolí Vidnavy: Skala 1923). Díky přítomnosti rozsáhlého vrchoviště ve vrcholové partii Malého Dědu je historický výskyt možný i zde. Recentní přerůstání lokality nepůvodní borovicí klečí aktuální přežívání druhu vylučuje. Housenky na listech *Vaccinium uliginosum* (Hacker et al. 2002). V současnosti je můra na Moravě považována za vyhynulou (Laštůvka & Liška 2005).

***Papestra biren* (Goeze, 1781) - můra sivá [Noctuidae]**

Boreomontánní prvek. Vyskytuje se jednotlivě v zóně rozvolněných jehličnatých lesů při horní hranici lesa (línoucí se motýly bylo možno nalézt také v pásmu arкто-alpinní tundry). V regionu druh poprvé zaznamenává Wocke (1872), údaj přebírá Skala (1931). Dosavadní nálezy pocházejí z okolí Barborky, Kurzovní chaty, Ovčárny, Velké kotliny, vrcholu Pradědu, Vysoké hole a Velkého Máje. Dále byl druh zaznamenán v údolí Divoké Desné (pers. observ.) a v NPR Revíz (Kudla 1970). Motýli létají v červnu a začátkem července. Housenky jsou polyfágní s preferencí k *Vaccinium* (Hacker et al. 2002).

Materiál (příklady): Vysoká hole, 15.vii.1994, 4♂♂; Velký Máj, 12.vii.2001, 1♂; Barborka, 16.vii.1999, 2♂♂, 15.vii.2001, 2♂♂, 14.vii.2002, 1♂; Petrovy kameny, 13.vi.2003, 2♂♂, 1♀, all T. Kuras leg et coll.; Velká kotlina, 3.vi.2005, 1♀, J. Sitek leg. et coll.

***Diarsia mendica* (Fabricius, 1775) - osenice lesní [Noctuidae]**

Eurosibijský prvek. V rámci areálu vytváří osenice několik poddruhů (Fibiger 1993). V Hrubém Jeseníku obývá pásmo horských lesů, velmi hojná bývá v zóně arкто-alpinní tundry. Němečtí autoři (Wocke 1850, 1872; Kolenati 1859; Skala 1912; Wolf 1935) osenici řadí k samostatné geografické rase var. *conflua*, příp. jako *Agrotis conflua* Treitschke, 1827. Fibiger (1993) synonymizuje taxon *conflua* s nominotypickým *D. m. mendica*. V kresbě křídel je jesenická populace *D. mendica* mimořádně variabilní, přičemž jedinci z hřebenových partií vykazují celodenní aktivitu a vzhledově jsou podobní spíše severským poddruhům z oblasti Skotska. Motýli se vyskytují v červenci a srpnu. Nápadným populačním fenoménem osenice je výrazná fluktuace v abundanci. Zatímco v letech 1991-2001 patřila osenice k dominantním motýlům jesenické tundry (přlet na světlo i přes 300 ex./hod.), od r. 2002 populační stavy prudce poklesly a druh je pozorován jednotlivě. Od r. 2008 je osenice pozorována v pásmu holí opět pravidelně a hojně na květech rdesna, hojně přilétá také ke světlu. Housenky jsou polyfágní Fibiger (1993).

Materiál (příklady): Švýcárna, 3.vii.1950, 1♂, J. Fajt leg., SZMO coll.; Vysoká hole, 15.vii.1994, 12♂♂; Barborka, 16.vii.1999, 4♂♂; Velká kotlina, 7.vii.2000, 3♂♂, Petrovy kameny, 6.vii.2009, 5♂♂, all T. Kuras leg. et coll.

### ***Xestia speciosa* (Hübner, 1803) - osenice mramorovaná [Noctuidae]**

Borealpinní prvek. V moravskoslezském regionu doposud pouze v Hrubém Jeseníku a v masivu Králického Sněžníku (pers. observ.), v pásmu horské smrkové tajgy (Neustädt 1855; Skala 1912). Většina nálezů je lokalizována do území NPR (Praděd, Malý Děd, Barborka, Velká kotlina, Vysoká hole, Švýcárna), nebo do její bezprostřední blízkosti (údolí Divoké Desné, pers. observ.). Motýli přilétají ke světlu jednotlivě až hojně od konce června do srpna. Housenky jsou polyfágní, preferují *Vaccinium* Fibiger (1993).

Materiál (příklady): Vysoká hole, 15.vii.1994, 2♂♂; Barborka, 16.vii.1999, 7♂♂, 15.vii.2001, 1♂, 14.vii.2002, 1♂; Velká kotlina, 18.vii.1999, 1♂, all T. Kuras leg. et coll.

### ***Xestia collina* (Boisduval, 1840) - osenice podhorská [Noctuidae]**

Euroasijský prvek. V moravskoslezském regionu nalezena v pohorí Beskydy (pers. observ.), širším okolí masivu Králického Sněžníku (moravská strana vrcholu Jeřáb, pers. observ.) a v Hrubém Jeseníku (Skala 1931). Obývá horské rozvolněné lesy, druhotně též paseky. V NPR se vyskytuje vzácně, jednotlivé exempláře byly nalezeny na Pradědu (Skala 1931), ve Velké kotlině a v okolí Barborky. Nejbližší další lokality jsou Videlské sedlo, PR Skalní potok a údolí Divoké Desné (pers. observ.). Motýli létají v červnu a začátkem července. Housenky jsou polyfágní (Fibiger 1993).

Materiál: Velká kotlina, 19.vi.1999, 1♀, 21.vi.2001, 1♂, all T. Kuras leg. et coll.

### ***Actebia praecox* (Linnaeus, 1758) - osenice zelenavá [Noctuidae]**

Euroasijský prvek. Lokální a vzácný druh, který obývá otevřená stanoviště. Z Moravy je osenice známa z více lokalit (cf. Skala 1912, 1931; Gottwald & Bělín 2001). Z Jeseníků pochází jen několik starších nálezů z okolí Švýcárny a Karlovy Studánky (Kudla 1970). Opakovaně nebyl druh sbírán, je ale pravděpodobné, že se v regionu vyskytuje. Housenky na listech *Salix repens*, *Lotus*, *Stellaria*, *Cerastium* a *Artemisia* (Fibiger 1990).

Materiál: "Jeseníky", 13.vii.1959, 1♂, J. Fajt leg., SZMO coll.

## **Neakceptované nálezy pro území národní přírodní rezervace Praděd**

Následuje komentovaný přehled problematických nálezů motýlů. Jedná se zejména o druhy uváděné Zárubou (1999). Jako sporné jsou označeny druhy, které nejsou současně uvedeny jiným autorem, resp. není znám spolehlivý sbírkový materiál.

***Euhyponomeuta stannella* (Thunberg, 1794), předivka rozchodníková [Yponomeutidae]:** borealpinní prvek. Z Moravy pocházejí recentní nálezy pouze z Moravského krasu (Laštůvka & Marek 2002) a starší publikovaný údaj o výskytu v okolí Paskova (Friese 1960). Biologie druhu je málo známá, housenky na *Sedum* (Hannemann 1977). Zárubův (1999) nález je problematický.

***Lyonetia pulverulentella* (Zeller, 1939), podkopníček [Lyonetiidae]:** borealpinní prvek o jehož výskytu na Moravě chybí aktuální informace. Z Jeseníků existuje jediný Wockeho (1874) nález z okolí Karlovy Studánky. Tento záznam přebírá Skala (1913). Housenky minují na listech *Salix* (Buszko 1981). Zárubův (1999) údaj je problematický, výskyt v NPR je ale možný. Dokladovaný, resp. přesně lokalizovaný nález z území NPR Praděd doposud chybí.

***Scythris noricella* (Zeller, 1843), smutníček [Scythrididae]:** holarktický prvek. Z Moravy existují jen staré záznamy z oblasti Sněžníku (= *Spieglitzer Schneeberg*) a Hrubého Jeseníku (Skala 1913). Housenka na *Epilobium angustifolium* (Bengtsson 1997). Zárubův (1999) údaj je problematický, výskyt v NPR je ale pravděpodobný. Dokladovaný, resp. přesně lokalizovaný nález z území NPR Praděd doposud chybí.

***Olethreutes obsoletana* (Zetterstedt, 1839), obaleč [Tortricidae]:** boreomontánní prvek, doposud znám pouze z Čech. Jedná se o významný glaciální relik. Housenky na *Arctostaphylos uva-ursi* a *Vaccinium* (Razowski 2003). Zárubův (1999) nález je značně diskutabilní.

***Argyroploce noricana* (Herrich-Schäffer, 1851), obaleč [Tortricidae]:** borealpinní prvek. V ČR doposud nebyl nalezen. Ze střední Evropy znám pouze z Alp a Karpat. Nejbližší lokality leží v alpské zóně Vysokých Tater. Bionomie obaleče není dostatečně známa. Živnou rostlinou housenek je zřejmě *Dryas octopetala* (Razowski 2003). Zárubův (1999) nález je nepravděpodobný.

*Epinotia mercuriana* (Fölich, 1828), obaleč: boreomontánní prvek [*Tortricidae*]: v ČR doposud nebyl nalezen. Nejbližší lokality na Slovensku, kde se vyskytuje především v horských podmáčených jehličnatých lesích. Motýli se vyskytují v letním období. Housenky jsou polyfágní (Razowski 2003). Zárubův (1999) nález je diskutabilní.

*Platyptilia capnodactylus* (Zeller, 1841), pernatuška černohnědá [*Pterophoridae*]: vzácný lokální druh, donedávna znám jen ze Slovenska. Na území ČR byla pernatuška doposud nalezena v Bílých Karpatech (Elsner et al. 1997), v okolí Bílovce, Starého Města u Frýdku-Místku a na Ropici (pers. observ.). Housenky na *Petasites* (Gielis 1996). Zárubův (1999) údaj je problematický, výskyt v NPR Praděd nelze vyloučit.

*Stenoptilia serotinus* (Zeller, 1852), pernatuška [*Geometridae*]: taxonomický status druhu je nejasný. Gielis (1996) druh synonymizuje se *Stenoptilia bipunctidactyla* (Scopoli, 1763). Nález *S. serotinus* z Pradědu uvádí Kolenati (1859), resp. Skala (1913). Vzhledem k nevyjasněnému taxonomickému statutu druhu není pernatuška do přehledu druhů NPR zařazena. Výskyt pernatušky *S. bipunctidactyla* v NPR Praděd je pravděpodobný, recentně byla zjištěna na Rejvízu (pers. observ.).

*Oreania alpestralis* (Fabricius, 1787), zavíječ velehorský [*Crambidae*]: ze zájmového území (a současně také z celé oblasti sudetských pohoří) existuje pouze jediný dokladový exemplář, nalezený v materiálu D. Povolného (MZMB coll.), ručně etiketovaný „Praděd, 12.-13.7.51“. Exemplář se nalézal v sérii jedinců pocházejících ze slovenských Karpat (Vysokých Tater). Pravděpodobnost možné záměny lokalizace navíc posiluje skutečnost, že lokalitní štítek byl zřejmě původně umístěn na tenčím špendlíku, než je špendlík s exemplářem *O. alpestralis*. Domníváme se, že dokud nebude výskyt druhu doložen jinými nálezy (což je velmi nepravděpodobné), je nutno lokalizaci považovat za nevěrohodnou a výskyt druhu v zájmové oblasti za nedoložený.

Materiál: „Praděd“, 12.-13.vii.1951, 1♂, D. Povolný leg., MZMB coll.

*Entephria flavinctata* (Hübner, 1813), pídalka skalní [*Geometridae*]: petrofilní horský druh. Ze střední Evropy znám z Alp, Karpat a pohoří Balkánu. Nejbližše se vyskytuje v Čechách („azonálně“ v skalnatém kaňonu Vltavy) a na Slovensku. Z moravskoslezského regionu pochází jediný starý Skalův (1923) údaj z okolí Vrbna p. Pradědem (= Würbental). Živnou rostlinou housenek jsou byliny (*Saxifraga*, *Alchemilla* a *Sedum*). Výskyt v NPR Praděd (Záruba 1999) je nepravděpodobný (v úvahu připadá záměna s kongenerickým druhem *E. infidaria*, jehož výskyt byl opakovaně potvrzen v PR Skalní potok, pers. observ.).

*Xestia alpicola* (Zetterstedt, 1839) - osenice severní [*Noctuidae*]: boreoalpinní prvek. Z ČR existuje jen několik málo nálezů z Krkonoš a Šumavy (Tykač 1938; Spitzer & Jaroš 1990). Osenice obývá stanoviště nad horní hranicí lesa (alpínské louky, suťoviště). Z NPR Praděd pocházejí 2 staré dokladové exempláře s lokalizací „Morava severní, Praděd“. Revidovaný materiál náleží ssp. *carnica*. Výskyt v oblasti sudetských pohoří není překvapivý (Fibiger 1993). Housenky se vyvíjejí na listech *Empetrum*, *Calluna vulgaris* a *Vaccinium* (Fibiger 1993). Jedná se o první a doposud jediný dokladovaný nález osenice na Moravě (srovnej Liška & Laštůvka 2005), opakovaně výskyt nebyl potvrzen. Přestože je výskyt osenice dokladován dvěma exempláři a oba jedinci jsou řádně lokalizováni, jedná se o problematický materiál (viz dva ex. z jednoho data). Domníváme se, že dokud nebude výskyt druhu doložen dalšími nálezy, je nutno výskyt osenice v zájmové oblasti považovat za nedoložený.

Materiál: „Morava severní, Praděd“, 14.viii.1949, 1♂, 1♀, F. Dias leg., D. Vacula coll.

## Faunistické zhodnocení

K faunisticky a ochranářsky nejvýznamnějším nálezům patří reliktní horské druhy motýlů. Tyto druhy se vyskytují v izolovaných populacích a jejich lokální rozšíření je zpravidla vymezeno horní hranicí lesa (Banaš et al. 2001), resp. biotopem, na který jsou specificky vázány. Reliktní horské druhy alpínské zóny Hrubého Jeseníku se formují většinou z faunistických prvků boreoalpinních, boreálních a alpinních. Toto jedinečné promísení boreální a alpínské (resp. karpatské) fauny nemá v Evropě obdobu a jesenická oblast (Hrubý Jeseník a Králický Sněžník) je tak po faunistické stránce výjimečná. Paradoxně i nedaleké pohoří Krkonoš vykazuje znatelně odlišnou druhovou kompozici, a to zejména při srovnání reliktní fauny motýlů (Liška 2000).

Postglaciální izolace jesenické arko-alpinní tundry vedla nejen k formování typického společenstva hmyzu daného promísením druhů původem severských a alpských, resp. karpatských, ale odrazila se také na speciaci některých druhů. Ze systematického hlediska jsou jako endemické taxony klasifikovány populace okáčů: *Erebia sudetica sudetica* a *Erebia*



*epiphron silesiana*. Provedená faunistická studie poukazuje na skutečnost, že endemických taxonů může být v pohoří Hrubého Jeseníku nalezeno více (srovnej také Liška 2000). Speklativně upozorňujeme na *Epichnopteryx sieboldi*, *Elachista* sp. (cf. *humilis*), *Sparganothis rubicundana* a *Clepsis steineriana*. Je pravděpodobné, že při zevrubné taxonomické revizi budou endemické taxony nalezeny také v dalších skupinách bezobratlých (*Coleoptera*, *Orthoptera*, *Auchenorrhyncha* apod.).

### **Ochranářské zhodnocení**

Faunistický průzkum dokumentuje i fakt, že výskyt celé řady druhů nebyl recentně potvrzen. Alarmující je v tomto ohledu skutečnost, že se mnohdy jedná o indikačně významné druhy (např. *Bryotropha boreella*, *Chionodes viduella*, *Clepsis steineriana*, *Olethreutes mygindiana*, *Gesneria centuriella*, *Isturgia roraria*, *Perizoma minoratum*, *Eupithecia silenata*, *Coranarta cordigera* aj.) s biotopickou vazbou na nejcennější vrcholové partie, vrchoviště a kary NPR Praděd.

Je zřejmé, že ochranářská opatření pro udržení životaschopných populací bezobratlých NPR Praděd musí vycházet z koncepční ochrany stanovišť. V současnosti se jeví jako problematické zejména tyto vlivy ohrožující lokální biotu:

### **Expanze borovice kleče**

Borovice kleč (*Pinus mugo*) patří mezi alochtonní dřeviny Hrubého Jeseníku (Rybníček 1997). Přítomnost kleče zásadně mění společenstva nad a při horní hranici lesa. Ohroženy jsou především maloplošné biotopy v bezprostřední blízkosti rozrůstajících se polykormonů kleče (tj. květnaté vysokostébelné nivy, vrchoviště). Kleč může mít také vliv na volný pohyb imag motýlů (Lörtscher et al. 1997). Například mezi Pradědem a Malým Dědem došlo k zániku původní rozvolněné smrčiny, která propojovala primární bezlesí těchto dvou vrcholů. Zhruba kilometrový hustý zápoj kosodřeviny s vtroušeným smrkem izoloval bezlesí na Malém Dědu. Fenomén izolace v kombinaci se zarůstáním bezlesých ploch arкто-alpinní tundry působí na přežívající reliktní faunu značně negativně. Z historických prací (cf. Wocke 1848, 1950) například vyplývá, že fauna motýlů na vrcholu Malého Dědu byla v minulosti druhově pestřejší. Velká část reliktních druhů ale nebyla na Malém Dědu opětovně nalezena (viz *Sparganothis rubicundana*, *Glacies alpinata*, *Coranarta cordigera* aj.). Vztah mezi absencí těchto druhů a expanzí kosodřeviny je v případě lokality Malého Dědu velmi pravděpodobný.

Neméně významnou roli hraje přítomnost kosodřeviny v dynamice lavinových událostí, jež jsou základním předpokladem pro vznik diverzifikovaných společenstev rostlin a živočichů v sudetských karech, jako jsou Velká a Malá kotlina (Jeník 1998). Nebude-li problematika expandující borovice kleče adekvátně řešena, hrozí v dlouhodobé perspektivě zarostení velké části jesenické arкто-alpinní tundry a postupný zánik unikátní fauny a flóry. Jediným možným řešením vzniklé situace je tudíž postupné odstraňování klečových porostů v NPR (prioritně ve vrcholové partii Malého Dědu a v karu Malé kotliny).

### **Unifikace vegetace arкто-alpinní tundry**

Na biotu alpínských holí, stejně jako na společenstva glaciálních karů, ještě v nedávné historii působil člověk (Jeník & Hampel 1992). Je pravděpodobné, že pastva dobytka a senoseč udržovaly poměrně vysokou druhovou pestrost alpínských bezlesých ploch (Klimeš & Klimešová 1991). Stejně tak se do současné uniformní struktury vegetace a z ní odvozené diverzity bezobratlých patrně promítají vlivy jako zvýšená depozice nutrientů, příp. okyselování substrátu v místech sněhových kumulací (Rusek & Marshall 2000). Překvapivé je srovnání dobových fotografií, které ukazují rozkvetlou arкто-alpínskou tundru, se současným

stavem s dominujícími travami (cf. Jeník & Hampel 1992). Tentýž trend popisují na základě fytoocenologických šetření Klimeš a Klimešová (1991).

Na postupnou unifikaci tundrových společenstev můžeme usuzovat i z historických prací, jež lokalizují nálezy okáče *Erebia sudetica* (Kuras et al. 2001b). Podle různých autorů (Wocke 1950; Kolenati 1859; Neustädt 1855) byl okáč dříve rozšířen po celém hřebeni (viz Praděd, Vysoká hole, Malý Děd). Dnes tomu tak není. Nabízí se dvě alternativní vysvětlení. Dříve sběratelé neuváděli nálezy přesně (což v mnoha případech nekoresponduje s precizní lokalizací "sběratelských rarit", mezi něž *E. sudetica* bezesporu patří), nebo došlo k výrazné změně ve struktuře populací druhu v prostoru arkoalpinní tundry. Podle Kurase et al. (2003) okáč *E. sudetica* v Hrubém Jeseníku vytváří metapopulaci (metapopulace). Jednotlivé (sub)populace jsou lokalizovány výhradně do míst rozkvetlých vysokostébelných niv, jež zajišťují dostatek potravy pro imaga. Těchto míst je v prostředí tundry jen několik (Kuras et al. 2001b) a nelze tedy paušalizovat, že by se okáč *E. sudetica* vyskytoval "po celém hřebeni" Hrubého Jeseníku. V kontextu historického srovnání můžeme vyvodit závěr, že současná ostrůvkovitá distribuce okáče *E. sudetica* v prostoru jesenických holí je druhotná, způsobená expanzí konkurenčně zdatných travin na úkor kvetoucích bylin. Změna charakteru vegetace jesenických holí mohla obdobně postihnout všechny nektarofágní druhy živočichů. Možným řešením vzniklé situace je zavedení experimentální pastvy v prostoru alpských holí.

### **Zánik horských luk**

Masiv Pradědu byl historicky využíván jak k salašnictví, tak k travení. Obě tyto aktivity se v zájmovém území rozvíjejí poměrně pozdě (konec 17. stol.) a fakticky zanikají koncem 40. let 20. století (Klimeš & Klimešová 1991). Řada pastvin se nacházela jak při horní hranici lesa, tak v níže situovaných partiích oblastí Pradědu (Jeník & Hampel 1992). Je pravděpodobné, že většina aktuálně nepotvrzených lučních druhů motýlů (viz *Zygaena osterodensis*, *Pyrgus serratulae*, *Maculinea arion*, *Polyommatus amandus*, *Argynnis adippe*, *A. niobe*, *Isturgia roraria* aj.) se vyskytovala právě na dnes zaniklých horských květnatých loukách a pastvinách. Přestože v některých případech nelze s určitostí stanovit, zda se daná luční enkláva nacházela v NPR nebo ne, je zřejmé, že luční ekosystémy a horské pastviny byly součástí jesenické krajiny a s jejich zánikem došlo k pauperizaci regionální diverzity. Do dnešní doby se dochoval značně degradovaný zbytek původní pastviny v okolí horské chaty Švýcárna. Fakticky ale ekosystém květnatých horských luk v oblasti Pradědu recentně již chybí.

Stejně jako v případě hřebenových tundrových společenstev, tak i na vytipovaných lokalitách dřívějších pastvin lze doporučit obnovu extenzivního hospodaření s cílem obnovy květnatých horských luk (např. louka pod Švýcárnou).

Poděkování: Za kritické pročtení rukopisu a doplnění údajů o rozšíření druhů r. *Stigmella* v NPR Praděd děkujeme Zdeňkovi Laštůvkovi (AF MZLU, Brno). Za determinaci vybraných druhů děkujeme Josefu Jarošovi (ENTÚ AVČR, České Budějovice) a (+) Miloslavu Petřů (Praha). Za zpřístupnění sbírkového materiálu Slezského zemského muzea děkujeme Jindřichu Roháčkovi (SZM, Opava) a Moravského zemského muzea Petru Baňárovi (MZM, Brno). Dílčí faunistické údaje poskytli Jiří Beneš (ENTÚ AVČR, České Budějovice), Josef Horský (Malá Morávka), Alois Čelechovský (PřF UP, Olomouc) a Jaroslav Starý (PřF UP, Olomouc). Za poskytnutí materiálu z Malaiseho pastí, které byly instalovány ve Velké kotlině děkujeme Janu Ševčíkovi (PřF OU, Ostrava). Správě CHKO Jeseníky děkujeme za logistickou podporu. Naší velmi milou povinností je poděkování Dušanu Vaculovi (Bílovec) za poskytnutí faunistických údajů, sběratelský entuziasmus a zábavné diskuse o čemkoli, ale hlavně o motýlech. Konečně, předložená studie vznikla za podpory Ministerstva životního prostředí ČR v rámci projektů VaV/620/15/03 a VaV SM/6/70/05. Při přípravě studie byly též částečně využity výsledky získané při řešení výzkumného záměru MZE 0002070203.

## Literatura

- Aarvik L.E. (2009) Fauna Europaea: *Tortricidae*. In Karsholt O. & Nieuwerkerken E.J. van (eds.) (2009) Fauna Europaea: *Lepidoptera*, Moths. Fauna Europaea version 2.1, <http://www.faunaeur.org>
- Assmann A. (1852): Erste Nachtrag zur Schlesischen Lepidopteren-Fauna. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), p. 69-78.
- Banaš M., Lekeš V. & Tremel V. & Kuras T. (2001): Několik poznámek k determinaci alpské hranice lesa ve Východních Sudetech. In Létal A., Szczyrba Z. & Vysoudil M. (eds.): Sborník příspěvků Výroční konference ČGS "Česká geografie v období rozvoje informačních technologií, pp. 109-128 (CD-ROM), Univerzita Palackého, Olomouc.
- Beneš J., Konvička M. (eds.) (2002): Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I., II. 857 pp., Společnost pro ochranu motýlů, Praha.
- Bengtsson B.Å. (1997): *Scythrididae*. In P. Huemer, O. Karsholt & L. Lyneborg (eds.): Microlepidoptera of Europe, Vol. 2, 301 pp., Apollo Books, Stenstrup.
- Bureš S. (1993): Food of water pipit nestlings, *Anthus spinoletta*, in changing environment. - Folia Zool., 42: 213-219.
- (1994): Segregation of diet in water pipit (*Anthus spinoletta*) and meadow pipit (*Anthus pratensis*) nestlings in an area damaged by air pollution. - Folia Zool., 43: 43-48.
- Buszko J. (1981): Klucze do oznaczania owadów Polski. Cz. 27. Motyle – *Lepidoptera*. Zesz. 25 – 28. *Cemiostomidae, Phyllocnistidae, Lyonetiidae, Oinophilidae*. 58 pp., PWN, Warszawa.
- Dvořák I. & Šumpich J. (2005): Výsledky faunisticko-ekologického průzkumu motýlů (*Lepidoptera*) v přírodní rezervaci Na Oklice (kraj Vysočina). - Přírod. Sborn. Vysočiny, Třebíč, 1:71-104.
- Ebert G., Esche T., Herrmann R., Hofmann A., Nikusch H.G.L.I., Speidel A.S. & Thiele J. (1994): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 3: Nachtfalter I. 518 pp., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Eitschberger U. (1984): Systematische Untersuchungen am *Pieris napi-bryoniae*-Komplex (s.l.). - Herbiopoliana 1 (1983) (1): i-xxii, 1-504, (2) 1-601.
- Elsner V., Gottwald A., Janovský J. & Kopeček F. (1997): Motýli jihovýchodní Moravy, 4 díl. - Sborn. Přír. klubu Uh. Hradiště, Suppl. 2: 1-62.
- Elsner G., Huemer P. & Tokár Z. (1999): Die Palpenmotten (*Lepidoptera, Gelechiidae*) Mitteleuropas. 208 pp., František Slamka, Bratislava.
- Fajčík J. & Slamka F. (1996): Motýle strednej Európy I. *Drepanidae, Geometridae, Lasiocampidae, Endromidae, Lemoniidae, Saturniidae, Sphingidae, Notodontidae, Lymantriidae, Arctiidae*. 113 pp., František Slamka, Bratislava.
- Fajčík J. (1998): Motýle strednej Európy II. *Noctuidae*. 170 pp., Jaroslav Fajčík, Bratislava.
- Felix V. (in litt.): Inventarizační faunistický výzkum Lepidopter (dílní zpráva). 5 pp., Nепublikováno, depon. in SCHKOJ, Jeseník-Bukovice, 1973.
- Fibiger M. (1990): *Noctuinae I. Noctuidae* Europaeae, Vol. 1. 208 pp., Entomological Press, Sorø.
- (1993): *Noctuinae II. Noctuidae* Europaeae, Vol. 2. 230 pp., Entomological Press, Sorø.
- Friese G. (1960): Revision der Paläarktischen *Yponomeutidae* unter besonderer Berücksichtigung der Genitalien (Lepidoptera). - Beitr. Entomol., 10: 1-131.
- Gielis C. (1996): *Pterophoridae*. In Huemer P., Karsholt O. & Lyneborg L. (eds.): Microlepidoptera of Europe, Vol. 1. 222 pp., Apollo Books, Stenstrup.
- Goater B., Ronkay L. & Fibiger M. (2003): *Catocalinae & Plusiinae. Noctuidae* Europeae, Vol. 10. 452 pp., Entomological Press, Sorø.
- Goater B., Nuss M. & Speidel W. (2005): *Pyraloidea I*. In Huemer P. & Karsholt O. (eds.): Microlepidoptera of Europe, Vol. 4. 304 pp., Apollo Books, Stenstrup.
- Gottwald A. & Bělín V. (eds.) (2001): Motýli Bílých a Bielych Karpat. - Sborn. Přír. klubu Uh. Hradiště, Suppl. 7: 1-153.
- Gregor F. & Povolný D. (1947): Příspěvky k poznání Lepidopter Jeseníků I. - Entomol. listy, 10:87-93.
- Gregor F., Laštůvka A., Laštůvka Z. & Marek J. (1984): Zur Verbreitung der Coleophora-Arten in der Tschechoslowakei (*Lepidoptera, Coleophoridae*). - Biológia (Bratislava), 39: 1023-1032.
- Hacker H., Ronkay L. & Hreblay M. (2002): *Hadeninae I. Noctuidae* Europeae, Vol. 4. 419 pp., Entomological Press, Sorø.
- Hannemann H. J. (1960): Eine neue Tortricide aus Mitteleuropa. - Mitt. Dtsch. Ent. Ges., 19: 8.
- (1961): Kleinschmetterlinge oder Microlepidoptera I. Die Wickler (s. str.) (*Tortricidae*). Die Tierwelt Deutschlands. 48. Teil. Gustav Fischer, Jena, 233 + 44 pp.
- (1977): Kleinschmetterlinge oder Microlepidoptera III. Federmotten (*Pterophoridae*), Gespinnsmotten (*Yponomeutidae*), Echte Motten (*Tineidae*). Die Tierwelt Deutschlands 63. 273 pp., Gustav Fischer, Jena.
- Hein S. (1928-1929): Beitrag zur Kenntnis der Macrolepidopteren-Fauna Mährens. - Zeitschr. Österr. Entomol. Ver., 13: 96-100, 107-108, 14: 10-12, 22-23, 34-36, 44-48, 66-68, 76, 82-84, 89-91, 125-126.

- Herrich-Schäffer G. A. W. (1843-1856): Systematische Bearbeitung der Schmetterlinge von Europa, zugleich als Text, Revision und Supplement zu Jacob Hübner's Sammlung europäischer Schmetterlinge. Sechster und letzter Band. 178 pp. + Systema lepidopterorum 72 pp. + Index 24 + 64 + 34 + 48 + 52 + 48 pp., G. J. Manz, Regensburg.
- Hrubý K. (1964): Prodrómus Lepidopter Slovenska. 962 pp., Vydavateľstvo SAV, Bratislava.
- Huemer P. & Karsholt O. (1999): *Gelechiidae* I (*Gelechiinae: Teleiodini, Gelechiini*). In Huemer P., Karsholt O. & Lyneborg L. (eds.): Microlepidoptera of Europe, Vol. 3. 356 pp., Apollo Books, Stenstrup.
- Janovský M., Kavka K. & Sitek J. (1985): Pídalky (*Geometridae, Lep.*) v Severomoravském kraji (čtvrtý doplněk k článku v EZ č. 5/1981). - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 15 (2): 26-28.
- Janovský M., Kavka K., Sitek J. & Vacula D. (1985): Múrovití (*Noctuidae, Lep.*) v Severomoravském kraji (pátý doplněk k článku v EZ č. 5/1980). - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 15 (2): 28-31.
- Jeník J. & Hampel R. (1992): Die waldfreien Kammlagen des Altvatersgebirges Geschichte und Ökologie. 104 pp., Mährisch-Schlesischer Sudetengebirgsverein e.V., Stuttgart.
- Jeník J. (1998): Biodiversity of the Hercynian mountains of Central Europe. - Pirineos, 151-152: 83-99.
- Karisch T. (1995): Die Schmetterlinge der Fichtenwälder des Hochharzes (*Insecta: Lepidoptera*). - Faun. Abh. Mus. Tierkd. (Dresden), 20 (7): 89-132.
- Karsholt O. & Razowski J. (eds.) (1996): The *Lepidoptera* of Europe. A distributional checklist. 380 pp., Apollo Books, Stenstrup.
- Klimeš L. & Klimešová J. (1991): Alpine tundra in the Hrubý Jeseník Mts., the Sudeten, and its tentative development in the 20th century. - Preslia 63: 245-268.
- Kolenati F. (1859): Fauna des Altvaters (hohen Gesenkes der Sudeten). 83 pp., Buchdruckerei Rudolf Rohrer's Erben, Brünn.
- Komárek O. (1949): Několik zajímavějších nálezů denních motýlů v okolí Králického Sněžníku. - Čas. Čs. Společ. Entomol., 46: 77
- Koschatzky C.R. (1819): Über Schlesien und dessen Naturkunde. - Erneuerte vaterländische Blätter für den österr. Kaiserstadt, 94: 373-376.
- Králíček M. & Gottwald A. (1987): Motýli jihovýchodní Moravy III. 256 pp., OKS a OV ČSOP, Uherské Hradiště.
- Kudla M. (1970): Macrolepidoptera Hrubého Jeseníku. - Práce Oboru Přír. Věd VI. Úst. Olomouc, č. 19: 1-15.
- Kudrna O. & Geiger H. (1985): A Critical Review of "Systematische Untersuchungen am *Pieris napi-bryoniae*-Komplex (s.l.)" (*Lepidoptera: Pieridae*) by Ulf Eitschberger. - J. Res. Lep., 24: 47-60.
- Kuras T. & Helová S. (2002): Relict occurrence of the leaf-roller *Sparganothis rubicundana* in Central Europe (*Lepidoptera, Tortricidae*). - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 51: 199-204.
- Kuras T. & Konvička M. (2002): Recent record of the Clouded Apollo, *Parnassius mnemosyne* in Hrubý Jeseník Mts., Northern Moravia. - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 51: 183-184.
- Kuras T., Beneš J., Čelechovský A., Vrabec V. & Konvička M. (2000): *Parnassius mnemosyne* (*Lepidoptera: Papilionidae*) in North Moravia: review of present and past distribution, proposal for conservation. - Klapalekiana, 36: 93-112.
- Kuras T., Beneš J., Fric Z. & Konvička M. (2003): Dispersal patterns of endemic alpine butterflies with contrasting population structures: *Erebia epiphron* and *E. sudetica*. - Popul. Ecol., 45: 115-123.
- Kuras T., Beneš J., Konvička M. & Honč L. (2001a): Life histories of *Erebia sudetica sudetica* and *E. epiphron silesiana* with description of immature stages (*Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae*). - Atalanta, 32: 129-138.
- Kuras T., Konvička M., Beneš J. & Čížek O. (2001b): *Erebia sudetica* and *Erebia epiphron* (*Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae*) in the Czech Republic: review of present and past distribution, conservation implications. - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 50: 57-81.
- Laštůvka Z. & Marek J. (2002): Motýli (*Lepidoptera*) Moravského krasu: diverzita, společenstva a ochrana. 123 pp., Korax, Jedovnice.
- Laštůvka Z. & Liška J. (2005): Seznam motýlů České republiky (Checklist of *Lepidoptera* of the Czech Republic) (*Insecta: Lepidoptera*). <http://www.lepidoptera.wz.cz> (WWW), soubor: Lepidoptera.pdf, aktualizace 2.2.2008
- Laštůvka Z., Elsner V., Gottwald A., Janovský M., Liška J., Marek J. & Povolný D. (1993): Katalog motýlů moravskoslezského regionu. 130 pp., AF VŠZ, Brno.
- Liška J. (2000): Pokus o srovnání motýlí fauny subalpínských poloh Vysokých Sudet. - Opera Corcontica, 37: 286-290.
- Liška J., Laštůvka Z., Jaroš J., Marek J., Němý J., Petruš M., Elsner G., Skýva J. & Franz J. (2001): Faunistic records from the Czech Republic - 142. - Klapalekiana, 37: 275-278.
- Lörtscher M., Erhardt A. & Zettel J. (1997): Local movement pattern of three common grassland butterflies in a traditionally managed landscape. - Mitt. Schweizer. Entomol. Gesel., 70: 43-55.

- Marciniak B. (1997): A review of the Polish *Psychidae* (*Lepidoptera*). - Pol. Pismo Entomol., 66: 247-270.
- Mironov V. (2003): *Larentiinae II (Perizomini and Eupitheciini)*. In Hausmann A. (ed.): The Geometrid Moths of Europe, Vol. 4. 463 pp., Apollo Books, Stenstrup.
- Neustädt A. (1855): Beitrag zu den im Monat Juli um Gräfenberg und am Altvater (in Oestr. - Schlesien) vorkommenden Falterarten. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), p. 29-36.
- Novák I. & Moucha J. (1955): K poznání motýlů (*Lepidoptera*) Slezska. - Přírod. Sborn. Ostrav. Kraje, 16: 170-181.
- Novák I., Laštůvka Z., Vávra J., Marek J., Zelený J., Liška J., Králíček M., Gottwald A., Pipek P., Spitzer K., Jaroš J., Vančura B., Ašmera J., Janovský M., Lekeš V. & Krامل F. (1992): Česká jména motýlů. Zpr. Čs. Společ. Entomol. ČSAV, Praha, 28: 1-54.
- Novák K. (ed.) (1969): Metody sběru a preparace hmyzu. 244 pp., NČSAV, Praha.
- Pax F. (1919): Über das Aussterben der Gattung *Parnassius* in der Sudeten. - Zool. Annalen, 7: 81-93.
- Povolný D. & Gregor, F. (1950): Příspěvky k poznání Lepidopter Jeseníků II. - Přírod. Sborn. Ostrav. Kraje, 11: 25-32.
- Razowski J. (2002): *Tortricinae and Chlidanotinae. Tortricidae (Lepidoptera) of Europe*, Vol. 1. 247 pp., František Slamka, Bratislava.
- (2003): *Olethreutinae. Tortricidae (Lepidoptera) of Europe*, Vol. 2. 301 pp., František Slamka, Bratislava.
- Reiprich A. (2001): Triedenie motýľov Slovenska podľa hostiteľov (živných rastlín) ich húseníc. Vydavateľstvo SZOPK, Spišská Nová Ves, 480 pp.
- Ronkay L., Yela J.L. & Hreblay M. (2001): *Hadeninae II. Noctuidae Europeae*, Vol. 5. 452 pp., Entomological Press, Sorø.
- Rusek J. & Marshall V.G. (2000): Impacts of airborne pollutants on soil fauna. - Ann. Rev. Ecol. System., 31: 395-423.
- Rybníček K. (1997): Monitorování vegetačních a stanovištních poměrů hřebenových rašelinišť Hrubého Jeseníku - výchozí stav. - Příroda, Praha, 11: 53-66.
- SBN (= SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ, LEPIDOPTEROLOGEN-ARBEITSGRUPPE) (1997): Schmetterlinge und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. 679 pp., Fotorotar AG, Egg/ZH. E, Basel.
- Seider L. & Loebel F. (1954): Wissenswertes über die Gattung *Epichnopterix* Hb. (*Lep. Psychidae*). - Zeitschr. Wiener Entomol. Gesellsch., 39: 310-327.
- Sitek J. (2000): Faunistic records from the Czech Republic - 120. - Klapalekiana, 36: 323-324.
- Skala H. (1912): Die Lepidopterenfauna Mährens I. - Verh. Naturforsch. Ver. Brünn, 50(1912): 63-241.
- (1913): Die Lepidopterenfauna Mährens II. - Verh. Naturforsch. Ver. Brünn, 51(1913): 115-377.
- (1923): Beitrag zur Lepidopterenfauna Mährens und öst. Schlesiens. - Zeitschr. Österr. Entomol.-Ver., 8: 69-74, 82-87.
- (1924): Beitrag zur Lepidopterenfauna Mährens und öst. Schlesiens. - Zeitschr. Österr. Entomol.-Ver., 9: 42-44, 53, 73-75, 80-85, 93-95, 103-105, 114-116.
- (1929): Beitrag zur Großschmetterlinge Mährens und Schlesiens. - Entomol. Zeitschr., Frankfurt a. M., 42: 261-262, 317-319.
- (1931): Zur Lepidopterenfauna Mährens und Schlesiens. - Acta Mus. Moraviensis, Suppl. 30: 1-197.
- (1942): Falter aus Mähren und Schlesien. - Zeitschr. Österr. Entomol.-Ver., 27: 274-277, 289-294.
- Slamka F. (1995): Die Zünslerfalter (*Pyraloidea*) Mitteleuropas. 112 pp., František Slamka, Bratislava.
- Soffner J. (1967): *Erebia epiphron silesiana* im Reisegebirge (*Lep., Satyridae*). - Entomol. Zeitschr., Frankfurt a. M., 77: 125-128.
- Spitzer K. & Jaroš J. (1990) Boreoalpinní můra *Xestia alpicola* (Zetterstedt 1839) na Šumavě (*Noctuidae, Lepidoptera*). - Sbor. Jihočes. Muzea, České Budějovice, Přír. Vědy, 30: 13-14.
- Starý J. (1973): *Dasyptolia templi* v Hrubém Jeseníku. - Zpr. Vlastiv. Úst. Olomouc, 159: 3-5.
- Staudinger O. (1861): Macrolepidopteren. In: Staudinger O. & Wocke M. F., Catalog der Lepidopteren Europa's und der angrenzenden Ländern, Band 1, 84 pp., Dresden.
- Sterneck J. & Zimmermann F. (1933): Prodrum der Schmetterlingsfauna Böhmens II. Microlepidoptera. 168 pp., Selbstverlag, Karlsbad.
- Stiova L. (1973): Výskyt denních motýlů v oblasti Oderských vrchů, Jeseníků a Hlučínské pahorkatiny. - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 3(2,3): 1-20, 1-15.
- (1984): *Parnassius mnemosyne* (Linnaeus, 1758) na území Čech a Moravy (*Lepidoptera, Papilionidae*). - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 33: 73-85
- (1988): Výskyt okáčů rodu *Erebia* (*Lepidoptera: Satyridae*) v Hrubém Jeseníku. - Čas. Slez. Muz. Opava (A), 37: 115-133.
- Sutter R. (1994): Beiträge zur Insektenfauna Ostdeutschlands: Lepidoptera – Scythrididae. – Beitr. Entomol., 44: 261-318.
- Šumpich J. (2001): Motýli Železných hor. - Železné hory, Sborník prací, Nasavrky, 11: 1-265.

- Tokár Z., Lvovsky A. & Huemer P. (2005): Die Oecophoridae s.l. (Lepidoptera) Mitteleuropas. Bestimmung, Verbreitung, Habitat, Bionomie. 120 pp., František Slamka, Bratislava.
- Traugott-Olsen E. & Nielsen S.E. (1977): The *Elachistidae* (Lepidoptera) of Fennoscandia and Denmark. - Fauna Entomol. Scand., 6: 1–299.
- Tykač J. (1938): *Rhyacia alpicola* ab. *hyperborea* Zett. v Čechách. - Čas. Čs. Společ. Entomol., 35: 94.
- Uříčář J. (in litt): Inventarizační faunistický výzkum Lepidopter (dílčí zpráva). Nепublikováno, depon. in SCHKOJ, Jeseník-Bukovice, 1994.
- Vaněk J. (1981): Píďalky - *Geometridae* - v Severomoravském kraji. - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 11 (5): 82-95.
- Vaněk J. & Sitek J. (1983): Píďalky (*Geometridae*, Lep.) v Severomoravském kraji (první doplněk k článku v EZ č. 5/1981). - Entomol. Zpravod. (Ostrava-Poruba), 8: 11-13.
- Wocke M.F. (1848): Eine Exkursion in's Altwatergebirge. - Jahres-Bericht. d. Gesellschaft f. vaterl. Cultur., p. 71-74.
- (1850): Eine Wanderung durch's Altwatergebirge und die Grafschaft Glatz. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), p. 43-47.
- (1859): II. Lepidoptera. - Jahres-Bericht. d. Schles. Gesellschaft f. vaterl. Cultur., p. 98-101.
- (1872): Verzeichniß der Falter Schlesiens. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 3: 1-86.
- (1874): Verzeichniß der Falter Schlesiens. II Microlepidoptera. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 4: 1-112.
- (1876): Beiträge zur Lepidopterenfauna Schlesiens. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 5: 39-45.
- (1898): Zutrage zur schlesische Lepidopterenfauna. - Zeitschr. Entomol. (Breslau), 23: 30-34.
- Wojtusiak J. (1976): Klucze do oznaczania owadów Polski. Cz. 27. Motyle – *Lepidoptera*. Zesz. 7 – 8. *Heliozelidae*, *Incurvariidae*. 60 pp., PWN, Warszawa.
- Wolf P. (1927): Die Großschmetterlinge Schlesiens. 60 pp. Schlesische Buchdruckerei Karl Vater, Breslau.
- (1935): Die Großschmetterlinge Schlesiens. Auf Veranlassung des Vereins für schlesische Insektenkunde zu Breslau bearbeit. Dritter Teil. I Bd., Breslau, p.161-228.
- Záruba P. (1999): Lepidopteroфаuna NPR Praděd. - Ochrana Přírody, 54: 205.
- Zavřel H. (1955): Minující hmyz přírodních rezervací v Jeseníkách. - Ochrana Přírody, 10: 301-303.
- (1960): Příspěvek k rozšíření minujícího hmyzu ve Slezsku. - Přírod. Čas. Slez, 11: 25-47.

## Summary

This study focuses on lepidopteran fauna of the Praděd National Natural Reserve (Jeseníky Protected Landscape Area). The NNR Praděd represents a summit part of the Hrubý Jeseník Mts. with a characteristic habitat of artic-alpine tundra on the top, margined with montane forest. Moreover, this locality consists of other various biotopes as peat bogs, tall-herb vegetation, cliffs and bolder screes etc. From the faunal point of view is important species presence of different origins, i.e. boreal, alpine and boreo-alpine origin.

Our work is based on an extensive field study in selected localities of the NNR Praděd during years 1991 - 2009. Part of the work also represents a search of literature and available collections. We primarily aimed at summits of the artic-alpine tundra and the glacial cirque Velká kotlina with extra variegated vegetation. Altogether occurrence of 526 lepidopteran species has been recorded from the NNR Praděd, see Tab. 2 (other species findings are probable). The highest diversity proved habitats in the multifarious locality Velká kotlina (VK: 350 species) and at the end of the valley Bílá Opava (BA: 258 species). On the contrary, the studied summit parts pertain to the less species rich (e.g., VH: Vysoká hole - 150 species, PR: Praděd summit - 166 species).

The most valuable faunal finding is occurrence of two endemic taxa *Erebia sudetica sudetica* and *E. epiphron silesiana*. The endemic status of other species is presumable (*Elachista* cf. *humilis*, *Epichnopterix sieboldi*, *Sparganothis rubicundana*, *Cleopsis steineriana*). The locality of NNR Praděd is also characteristic with presence of many relict species as *Sterhopterix standfussi*, *Denisia stroemella*, *Coleophora glitzella*, *Sparganothis rubicundana*, *Cleopsis rogana*, *Catoptria petrificella*, *Elophos vittaria*, *Glacies alpinata*, *Perizoma affinitatum*, *Dasypolia templi*, *Papestra biren*, *Xestia speciosa*, *X. collina* etc. It is a measurably alarming discovery that some of the mountain relict species, historically indicated in the NNR Praděd, were recently not found; e.g. *Chionodes viduella*, *Cleopsis steineriana*, *Olethreutes mygindiana*, *Gesneria centuriella*, *Isturgia roraria*, *Perizoma minoratum*, *Eupithecia silenata*, and *Coranarta cordigera*, etc.

Such a decline of the above mentioned species might be a consequence of alpine habitat changes. As a very negative factor particularly appears an expansion of allochthonous dwarf pine (*Pinus mugo*) which is overgrowing the habitats above the timberline. Next negative roles probably play higher nutrient (NO<sub>x</sub>) depositions which cause vegetation unification of the artic-alpine tundra and cessation of summer grazing and hay making along the mountain ridge. In spite of the given anthropic factors, the NNR Praděd belongs with its unique and surviving lepidopteran fauna to the most valuable localities in the Czech Republic.

Tab. 2: Systematický přehled motýlů (*Lepidoptera*) zjištěných v národní přírodní rezervaci Praděd (CHKO Jeseníky)

Tab. 2: Species-list of lepidoptera recorded in the Praděd National Nature Reserve (Jeseníky Protected Landscape Area)

DRUH/SPECIES	LOKALITA/LOCALITY*							
	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<b>MICROPTERIGIDAE</b>						rev.		
<i>Micropterix aureatella</i> (Scopoli, 1763)					+			
<b>HEPIALIDAE</b>								
<i>Hepialus sylvinus</i> (Linnaeus, 1761)				+		+		
<i>Hepialus fusconebulosus</i> (DeGeer, 1778)		Wk2		+	+, Sk2	+	+	+
<i>Hepialus hecta</i> (Linnaeus, 1758)			Ko, Sk2	+		+		+
<i>Hepialus humuli</i> (Linnaeus, 1758)			Sk2, Hi, Kd	+		+		
<b>NEPTICULIDAE</b>								
<i>Enteucha acetosae</i> (Stainton, 1854)			Sk7					
<i>Stigmella myrtillella</i> (Stainton, 1857)			+, Sk7					
<i>Stigmella sorbi</i> (Stainton, 1861)	Wk5		+					
<i>Stigmella poterii</i> (Stainton, 1857)			+					
<b>ADELIDAE</b>								
<i>Nematopogon pilella</i> (Den. & Schiff., 1775)		Ko, Ns, Sk6	Ko, Ns, Sk6			+		
<i>Nematopogon swammerdamella</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Nematopogon robertella</i> (Clerck, 1759)			rev.	+		+		
<b>INCURVARIIDAE</b>								
<i>Incurvaria pectinea</i> Haworth, 1828				+				
<i>Incurvaria vetulella</i> (Zetterstedt, 1839) <sup>G</sup>	Wk5		rev., Sk2		+			+
<i>Incurvaria oehlmanniella</i> (Hübner, 1796)			rev.	+		+, mp		
<i>Incurvaria koermereiella</i> (Zeller, 1839)	Bš1							
<i>Lampronia prosectella</i> (Heyden, 1865)						Sk2		
<i>Lampronia rupella</i> (Den. & Schiff., 1775)			Wk2, Ns, Ko, Sk2			+		
<b>TINEIDAE</b>								
<i>Montescardia tessulatella</i> (Lienig & Zeller, 1846)			Sk6					

	PR <i>s. lat.</i>	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<b>PSYCHIDAE</b>								
<i>Diplodoma laichartingella</i> (Goeze, 1783)						rev.		
<i>Taleporia tubulosa</i> (Retzius, 1783)						rev.		
<i>Epichmopterix sieboldi</i> (Reutti, 1853)	Sk5		Sk2	+	+, Wk4, Wk6, Sk2, Sk6	+, mp		+
<i>Megalophanes viciella</i> (Den. & Schiff., 1775)	Hi							
<i>Sterrhopterix fusca</i> (Haworth, 1809)		Ko, Sk2	(Ns), Ko, Sk2					
<i>Sterrhopterix standfussi</i> (Wocke, 1851)	Wk4, Sk2		Sk6	+	+	+	+	
<b>DOUGLASIIDAE</b>								
<i>Tingama</i> sp.						rev.		
<b>GRACILLARIIDAE</b>								
<i>Caloptilia rufipennella</i> (Hübner, 1796)						Zv1, Zv2, mp		
<i>Euspilapteryx aurogutella</i> (Stephens, 1835)						+		
<i>Phyllonorycter junoniella</i> (Zeller, 1846)					Zv1			
<i>Phyllonorycter ulmifoliella</i> (Hübner, 1817)						Zv2		
<b>YPONOMEUTIDAE</b>								
<i>Yponomeuta evonymella</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+		
<i>Argyresthia glabratella</i> (Zeller, 1847)			Ko, Sk2			rev.		
<i>Argyresthia goedartella</i> (Linnaeus, 1758)					+	+, mp		
<i>Argyresthia pygmaeella</i> (Den. & Schiff., 1775)			Ko					
<i>Argyresthia sorbiella</i> (Treitschke, 1833)							Sk2	
<i>Argyresthia retinella</i> Zeller, 1839						rev.		
<b>PLUTELLIDAE</b>								
<i>Plutella xylostella</i> (Linnaeus, 1758) <sup>M</sup>	Ko, (Sk2)		+	+	+	+, mp		+
<b>GLYPHIPTERIGIDAE</b>								
<i>Glyphipterix bergstraesserella</i> (Fabricius, 1781)			Wk5, Sk2	+	+	+, mp		+, (Sk2)
<i>Glyphipterix simpliciella</i> (Stephens, 1834)						+, mp, rev.		
<b>LYONETIIDAE</b>								
<i>Lyonetia ledi</i> Wocke, 1859 <sup>T</sup>	(Sk7)							
<b>ETHMIIDAE</b>								
<i>Ethmia quadrillella</i> (Goeze, 1783)						+, mp		



	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Ethmia pusiella</i> (Linnaeus, 1758)			Wk5, Sk2					
<b>DEPRESSARIIDAE</b>								
<i>Agonopterix conterminella</i> (Zeller, 1839)						+, mp		
<i>Agonopterix liturosa</i> (Haworth, 1811)				+	+	+, mp		
<i>Agonopterix heracliana</i> (Linnaeus, 1758)						+, mp		
<i>Agonopterix ciliella</i> (Stainton, 1849)						+, mp		
<i>Agonopterix alstromeriana</i> (Clerck, 1759)						+		
<i>Agonopterix doronicella</i> (Wocke, 1849)			Wk2, As1, Ko, Sk2					
<i>Depressaria chaerophylli</i> (Zeller, 1839)				+		+		
<b>OECOPHORIDAE</b>								
<i>Denisia stroemella</i> (Fabricius, 1781)						+		
<i>Denisia nubilosella</i> (Henrich-Schäffer, 1864) <sup>G</sup>						rev.		
<i>Metalampra cinnamomea</i> (Zeller, 1839)							Wk2, Sk2	
<i>Dasycera oliviella</i> (Fabricius, 1794)							Wk2, Sk2	
<i>Harpella forficella</i> (Scopoli, 1763)				+			Wk2, Sk2	
<i>Pleurota bicostella</i> (Clerck, 1759)	(Wk5, Sk2)		+		+			+
<i>Stathmopoda pedella</i> (Linnaeus, 1761)				+		+		+
<b>ELACHISTIDAE</b>								
<i>Stephensta abbreviatella</i> (Stainton, 1851)						rev.		
<i>Elachista klimunella</i> Stainton, 1849			rev.	+				
<i>Elachista bifasciella</i> Treitschke, 1833	GP		rev., Wk2, As1, Sk2,	+	Fe	+, mp		
<i>Elachista apicipunctella</i> Stainton, 1849						rev.		
<i>Elachista subnigrella</i> Douglas, 1853					Fe			
<i>Elachista</i> sp. (cf. <i>humilis</i> Zeller, 1850)				+		La		
<i>Elachista subalbidella</i> Schläger, 1847			Wk5, Sk2			+		
<i>Elachista adscitella</i> Stainton, 1851						+, rev.		
<b>SCYTHRIDIDAE</b>								
<i>Scythris fallacella</i> (Schläger, 1847)			rev.					
<b>COLEOPHORIDAE</b>								
<i>Coleophora vacciniella</i> Her.-Sch., 1861						+		
<i>Coleophora vitisella</i> Gregson, 1856			rev.					
<i>Coleophora glitzella</i> Hofmann, 1869								+
<i>Coleophora albicostella</i> (Duponchel, 1842)						+		+

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Coleophora lithargyrinella</i> Zeller, 1849		Wk5, Sk2						
<i>Coleophora sylvaticella</i> Wood, 1892						+		
<b>MOMPHIDAE</b>								
<i>Mompha locupletella</i> (Den. & Schiff., 1775)						+, mp		
<b>AMPHISBATIDAE</b>								
<i>Anchinia daphnella</i> (Den. & Schiff., 1775)						+, mp	+	
<b>GELECHIIDAE</b>								
<i>Monochroa tenebrella</i> (Hübner, 1817)						+, mp		
<i>Eulamprotes unicolorella</i> (Duponchel, 1843)			rev.			+		
<i>Bryotropha boreella</i> (Douglas, 1851)			rev.					
<i>Carpatolechchia proximella</i> (Hübner, 1796)						+, mp		
<i>Gelechia rhombella</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Chionodes electella</i> (Zeller, 1839)						+		
<i>Chionodes viduella</i> (Fabricius, 1794) <sup>G</sup>	Wk5		rev., Sk2					
<i>Prolita sexpunctella</i> (Fabricius, 1794) <sup>G</sup>			rev.					
<i>Caryocolum cassella</i> (Walker, 1864)						mp		
<i>Hypatima rhomboidella</i> (Linnaeus, 1758)						+, mp		
<i>Neofaculta infernella</i> (Her.-Sch., 1854)			rev.	+		+		+
<i>Neofaculta ericetella</i> (Geyer, 1832)			Sk2					
<i>Helcystogramma rufescens</i> (Haworth, 1828)						+, mp		
<i>Acompsia cinerella</i> (Clerck, 1759)						+		
<b>ZYGAENIDAE</b>								
<i>Adscita statices</i> (Linnaeus, 1758)				Kd	+	+		
<i>Zygaena osterodensis</i> Reiss, 1921				(Kd)				
<i>Zygaena viciae</i> (Den. & Schiff., 1775)					+		+	
<i>Zygaena filipendulae</i> (Linnaeus, 1758)	Sk6			(Kd)				
<i>Zygaena lonicerae</i> (Scheven, 1777)				+				
<i>Zygaena purpuralis</i> (Brünnich, 1763)				(Kd)	+			
<b>TORTRICIDAE</b>								
<i>Phalonidia gilvicomana</i> (Zeller, 1847)			Wk5, Sk2					
<i>Falseuncaria ruficiliana</i> (Haworth, 1811)						rev.		
<i>Acleris laterana</i> (Fabricius, 1794)				+		+, mp		

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Acleris maccana</i> (Treitschke, 1835)	Wk5							
<i>Acleris sparsana</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Acleris shepherdana</i> (Stephens, 1852) <sup>B</sup>			GP					
<i>Acleris aspersana</i> (Hübner, 1817)						+, mp		
<i>Eana argentana</i> (Clerck, 1759)				+, Kr	+	+, mp		
<i>Eana osseana</i> (Scopoli, 1763)	GP		+, Ko, Ns, Sk2, Sk6, NM	+	+	+	+	+
<i>Eana canescana</i> (Guenée, 1845)						+		
<i>Cnephasia alticolana</i> (Her.-Sch., 1851)			Wk5					
<i>Sparganothis rubicundana</i> (Her.-Sch., 1856) <sup>G</sup>	Ns, Wk5, Sk2	Wk2, Ns, Ko, Sk2, KH	rev., Wk2, Pt, Ns, As1, Ko, Sk2, KH			+, KH		+, KH
<i>Eulia ministrana</i> (Linnaeus, 1758)	Wk5			+	+	+	+	
<i>Paramesia gnomana</i> (Clerck, 1759)								+
<i>Syndemis musculana</i> (Hübner, 1799)						+		
<i>Lozotaenia forsterana</i> Stephens, 1829			rev.					
<i>Aphelia paleana</i> (Hübner, 1793)		Wk5, Sk2	Wk5, Sk2, GP		+			+
<i>Aphelia viburnana</i> (Den. & Schiff., 1775)	Wk2, Wk5, Ko, Sk2, Bš1	+, Wk2, Ns, Sk2	+, rev., Wk2, Ns, Sk2	+	+	+	+	+
<i>Aphelia unitana</i> (Hübner, 1799)			rev.	+	rev.	rev.		
<i>Clepsis senecionana</i> (Hübner, 1819)						+		
<i>Clepsis steineriana</i> (Hübner, 1899) <sup>G</sup>	Hn		rev.					
<i>Clepsis rogana</i> (Guenée, 1845) <sup>G</sup>	GP	+, Ns, (Wk1), Wk3, Ko, Sk2	+, rev., Ns, Wk3, As2, Ko, Sk2	+	+	+, mp	+	+
<i>Bactra lancealana</i> (Hübner, 1799) <sup>B</sup>				+, Kr				
<i>Pseudosciaphila branderiana</i> (Linnaeus, 1758)			Sk2					
<i>Apotomis sauciana</i> (Frölich, 1828)			+, Sk4, NM	+	+	+, mp	+	+
<i>Celypha rurestrana</i> (Duponchel, 1843)					+		Wk2, Sk2	
<i>Celypha lacunana</i> (Den. & Schiff., 1775)	Wk2, Bš1	Ns, Sk2, Ko	+, Ko, Sk2	+	+	+, mp	+	+
<i>Olethreutes arcuella</i> (Clerck, 1759)	Wk2		Sk2	+				
<i>Olethreutes mygindiana</i> (Den. & Schiff., 1775)			Sk2					
<i>Olethreutes schulziana</i> (Fabricius, 1776)			rev.				Wk5, Sk2	
<i>Olethreutes palustrana</i> (Lienig & Zeller, 1846)	(Sk2)		Sk6					
<i>Olethreutes bipunctana</i> (Fabricius, 1794)	GP, Bš1	Ns, Ko, Sk2	+, Ns, Ko, Sk2	+, Kr	+	+	+	+
<i>Rhopobota ustomaculana</i> (Curtis, 1831)			rev.					
<i>Rhopobota naevana</i> (Hübner, 1817)		+						
<i>Rhopobota stagnana</i> (Den. & Schiff., 1775)		(Wk1)						

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Epinotia solandriana</i> (Linnaeus, 1758)						rev.		
<i>Epinotia ramella</i> (Linnaeus, 1758)						+, mp		
<i>Epinotia tetraquetra</i> (Haworth, 1811)						+		
<i>Epinotia tedella</i> (Clerck, 1759)			+	+, Kr		+		
<i>Epinotia nanana</i> (Treitschke, 1835)					+, Fe	rev.		
<i>Zeiraphera ratzeburgiana</i> (Saxesen, 1840)				+				
<i>Zeiraphera griseana</i> (Hübner, 1799)	Sk6	Wk5, Sk2		+				
<i>Eucosma obumbratana</i> (Lienig & Zeller, 1846)		(Wk1)						
<i>Eucosma campolitana</i> (Den. & Schiff., 1775)						+, mp		
<i>Epiblema hepaticana</i> (Treitschke, 1835)				Kr				
<i>Epiblema turbidana</i> (Treitschke, 1835)						+, mp		
<i>Notocelia cynosbatella</i> (Linnaeus, 1758)						+, mp		
<i>Notocelia tetragonana</i> (Stephens, 1834)			Sk2					
<i>Eucosmomorpha albersana</i> (Hübner, 1813)			Wk5, Sk2					
<i>Ancylis geminana</i> (Donovan, 1806)						+, mp		
<i>Ancylis myrtillana</i> (Treitschke, 1803)			rev., Sk2	+		+, mp		
<i>Cydia splendana</i> (Hübner, 1799)				+	+		+	
<i>Cydia fagiglandana</i> (Zeller, 1841)			Wk5, Sk2					
<i>Cydia strobilella</i> (Linnaeus, 1758)						+, mp		
<i>Lathronympha strigana</i> (Fabricius, 1775)			NM	+, Kr		+, rev.	+	
<i>Dichrorampha plumbagana</i> (Treitschke, 1830)			rev.					
<i>Dichrorampha cacaleana</i> (Her.-Sch., 1851)			Wk5, As1, Sk2, NM			rev.		
<b>CHOREUTIDAE</b>								
<i>Anthophila fabriciana</i> (Linnaeus, 1767)		Ns, Ko, Sk2	Sk2					
<b>SCHRECKENSTEINIIDAE</b>								
<i>Schreckensteinia festaliella</i> (Hübner, 1819)				+		+		
<b>EPERMENIIDAE</b>								
<i>Epermenia illigerella</i> (Hübner, 1813)			+					
<i>Epermenia insecurellus</i> (Stainton, 1849)						rev.		
<i>Epermenia aequidentella</i> (E. Hofmann, 1867)					Zv1, Zv2			
<b>PTEROPHORIDAE</b>								
<i>Platyptilia gonodactyla</i> (Den. & Schiff., 1775)			Sk6, Wk5	+				
<i>Platyptilia nemoralis</i> Zeller, 1841				+		+	+	

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Platyptilia calodactyla</i> (Den. & Schiff., 1775)	Sk2	Ns, Ko	Ns, Ko	+	rev.	+, mp, rev.		
<i>Amblyptilia punctidactyla</i> (Haworth, 1811)	Wk5		Sk2					
<i>Stenoptilia pterodactyla</i> (Linnaeus, 1761)						+		
<i>Hellinsia osteodactylus</i> (Zeller, 1841)			rev.			+		
<i>Hellinsia carphodactyla</i> (Hübner, 1813)						+		
<b><i>Hellinsia tephradactyla</i> (Hübner, 1813)</b>						+, mp, Si		
<i>Emmelina monodactyla</i> (Linnaeus, 1758)				+		+	+	+
<b>PYRALIDAE</b>								
<i>Matitella fusca</i> (Haworth, 1811)				Kr				+
<i>Diorctria abietella</i> (Den. & Schiff., 1775)				+, Kr	+	+		
<b>CRAMBIDAE</b>								
<i>Scoparia ambigualis</i> (Treitschke, 1829)			rev.					
<b><i>Gesneria centuriella</i> (Den. &amp; Schiff., 1775)<sup>G</sup></b>			Wk5					
<i>Dipleurina lacustrata</i> (Panzer, 1804)		Ns, Ko	Ns, Ko, Sk2					
<b><i>Eudonia petrophila</i> (Standfuss, 1848)<sup>G</sup></b>	(Wk5), As1, Ko, Sk2	Sk2, Wk2	+, Sk2	+	+	+	+	+
<i>Eudonia murana</i> (Curtis, 1802)		Ns	Ns			+		
<b><i>Eudonia sudetica</i> (Zeller, 1839)<sup>G</sup></b>		+	Wk2	+		+		
<i>Chrysoteuchia culmella</i> (Linnaeus, 1758)				+, Kr		+		
<i>Crambus pascuella</i> (Linnaeus, 1758)	Wk2			+				
<b><i>Crambus uliginosellus</i> Zeller, 1805<sup>B</sup></b>	Wk2		As1, Sk2					
<i>Crambus pratella</i> (Linnaeus, 1758)		Wk2, Sk6	Sk6					
<i>Agriphila straminella</i> (Den. & Schiff., 1775)				+		+, mp		
<i>Catoptria permutatellus</i> (Her.-Sch., 1848)				Kr				
<i>Catoptria margaritella</i> (Den. & Schiff., 1775)				+	+			
<b><i>Catoptria petrificella</i> (Hübner, 1796)<sup>G</sup></b>	Wk5	+, Ns, Ko, Sk2, GP	+, AS1, Wk2, Pt, Ns, Ko, Sk2, GP	+	+	+	+	+
<i>Udea lutealis</i> (Hübner, 1809)		+	+, As2, NM	+, Kr	+	+, mp	+	+
<b><i>Udea alpinalis</i> (Den. &amp; Schiff., 1775)<sup>G</sup></b>	Wk2, (Wk5), Sk2	+, Ko, Ns	+, Ko, Ns, Sk2, NM	+, Kr	+	+, mp	+	+
<i>Udea nebulalis</i> (Hübner, 1796)	Wk2, (Wk5), Sk2	Ns, Ko, Sk2	rev., Pt, Ns, Ko, Sk2, GP		rev.			
<b><i>Udea decrepitalis</i> (Her.-Sch., 1848)<sup>G</sup></b>	(Wk5), Sk2		Wk2	+		+		
<i>Udea olivalis</i> (Den. & Schiff., 1775)				+				
<i>Loxostege sticticalis</i> (Linnaeus, 1761) <sup>M</sup>				+				
<i>Perinephela lancealis</i> (Den. & Schiff., 1775)				+				
<i>Algedonia terrealis</i> (Treitschke, 1829)		+						

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Pleuroptya ruralis</i> (Scopoli, 1763)				+		+		
<i>Agrotora nemoralis</i> (Scopoli, 1763)			Sk2					
<i>Nomophila noctuella</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>M</sup>			+	+	+			+
<b>LASIOCAMPIDAE</b>								
<i>Trichiura crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	(Wk4, Sk1)		Kd, Hi, Ur	+	+			+
<i>Macrothylacia rubi</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Dendrolimus pini</i> (Linnaeus, 1758)					+	+		
<i>Cosmotriche lobulina</i> (Den. & Schiff., 1775)		Sk1		+	+	+		
<b>SATURNIIDAE</b>								
<i>Aglia tau</i> (Linnaeus, 1758)			(Kd)			+		
<b>SPHINGIDAE</b>								
<i>Agrius convolvuli</i> (Linnaeus, 1758)			+, Kd, Hi	+				
<i>Sphinx pinastri</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+		
<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<b>HESPERIIDAE</b>								
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)					+			
<i>Pyrgus serratulae</i> (Rambur, 1839) <sup>S</sup>	Sk6							
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771) <sup>L</sup>	BKK					+	+	
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	Sk6					+		
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)		+				+		
<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	BKK					rev.	+	
<b>PAPILIONIDAE</b>								
<i>Parnassius apollo</i> (Linnaeus, 1758)						(Ko)		
<i>Parnassius mnemosyne</i> (Linnaeus, 1758)	St2, Km							
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	BKK	+	+					
<b>PIERIDAE</b>								
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)		Ns, Ko	Ko, Sk1, Hi					
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	(Kd), BKK	+	+, Hi	+	+	+	+, BKK	+, BKK
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	BKK	+	+, NM	+	+, BKK	+	+, BKK	+, BKK
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	(Wk4), Ko, Kd, BKK	+	+	+	+, BKK	+, St3	+, BKK	+, BKK

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Pieris bryoniae</i> (Hübner, 1806)	Wk4, Sk1	(+), Wk3	Wf1					
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Colias hyale</i> (Linnaeus, 1758)	BKK		Kd, Hi	+	+	+		
<i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785) <sup>M</sup>			NM					
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	BKK	+	+, Ko	+	+	+, St3	+	+
<b>LYCAENIDAE</b>								
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)					+			
<i>Lycaena virgaureae</i> (Linnaeus, 1758)	BKK					+	+	
<i>Lycaena alciphron</i> (Rottemburg, 1775) <sup>U</sup>	Sk6, Hi, BKK						+	
<i>Lycaena hippothoe</i> (Linnaeus, 1761) <sup>U</sup>	BKK		Hi	+		+	+	BKK
<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)					+			
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)			Ur					
<i>Maculinea arion</i> (Linnaeus, 1758)	(Sk6)							
<i>Cyaniris semiargus</i> (Rottemburg, 1775)							+	
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)	(Wk4, Sk1), Wf1							
<b>NYMPHALIDAE</b>								
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758) <sup>L</sup>	(Kd)					+		
<i>Limnitis populi</i> (Linnaeus, 1758) <sup>L</sup>	BKK							
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)	Ko							+
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758) <sup>L</sup>	Ko, Kd, BKK	+		+	+	+		
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	BKK	+	+	+, NM	+, BKK	+, St3	+	+
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	BKK	+, NM	+, Ko, St1, Hi, NM	+, BKK	+, BKK	+, Sk1, St3	+	+
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758) <sup>M</sup>	BKK	+		+	+			
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758) <sup>M</sup>	BKK	+			+, Ko, Sk1	Ko, Sk1		
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	Ko, BKK	+	+	+	+		+	+
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)	BKK	+		+		+	+	
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758) <sup>L</sup>			Ko	+			+	
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	BKK	+		+			+	+
<i>Argynnis adippe</i> (Den. & Schiff., 1775)	(Ko, Sk1)							
<i>Argynnis niobe</i> (Linnaeus, 1758)			Hi					
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758) <sup>M</sup>	Hi	+	+		+		+	
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)	BKK			+		+	+, BKK	
<i>Erebia ligea</i> (Linnaeus, 1758)	BKK		Wk2	+		+	+, Wk2, Sk1, BKK	+, BKK

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Erebia euryale</i> (Esper, 1805) <sup>C</sup>	Wk2, Wk4, Sk1, Wf1, NM, Kd, (St1), St3, Hi, BKK	+, Wk2, St3, NM	+, Ko, Wk2, Ns, Sk1, Sk6, St3, Uř	+, St3, NM	+, BKK, St3	+, St3	+, BKK	+, St3, BKK
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783) <sup>C</sup>	Wk4, Sk1, St3, BKK	+, Ko, Kd, St3	+, Wk2, Pt, Ns, Ko, Wf1, Sk6, Kd, St1, St3, Uř	+, NM, St3	+, Kd, St1, St3, BKK	+	+, BKK	+, BKK, Kd, St3
<i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861 <sup>C</sup>	BKK, NM	+, Wk2, Sk1, Kd, St3	+, Wk2, Ko, Pt, Ns, Wf1, Kd, St3, Uř	+, Sk1, Kd, St1, St3	+, Kd, St3	+, NM, St3, Kd	+, BKK	+, BKK
<i>Erebia medusa</i> (Den. & Schiff., 1775)				St3				
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	Sk6							
<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)						+	+	
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	Bs1				+			
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	BKK							
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758) <sup>L</sup>	BKK			+		+		
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)	St3, BKK			+	+	+	+	+
<b>DREPANIDAE</b>								
<i>Drepana falcata</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Sabra harpagula</i> (Esper, 1786)						+		
<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)						+		
<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)		+		+		+		
<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)				+		+		
<i>Tethea or</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Tetheella fluctuosa</i> (Hübner, 1803) <sup>L</sup>						+		
<i>Ochropacha duplaris</i> (Linnaeus, 1761)						+		
<b>GEOMETRIDAE</b>								
<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Ligdia adustata</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Isturgia roraria</i> (Fabricius, 1776)	(Sk6)							
<i>Macaria signaria</i> (Hübner, 1809)		Ns, Ko						
<i>Macaria liturata</i> (Clerck, 1759)				Kr				
<i>Macaria brunneata</i> (Thunberg, 1784)	BKK	+, Ko	+	+	+	+	+	+, BKK
<i>Chiasmia clathrata</i> (Linnaeus, 1758)				Kr		+	+	+
<i>Plagodis pulveraria</i> (Linnaeus, 1758) <sup>L</sup>						+		
<i>Opisthograptis luteolata</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Apeira syringaria</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Selenia dentaria</i> (Fabricius, 1775)						+		



	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Selenia tetralunaria</i> (Hufnagel, 1767)				+		+		
<i>Odontopera bidentata</i> (Clerck, 1759)				+, Kr		+		
<i>Crocallis elinguaris</i> (Linnaeus, 1758)	(Kd)					+	+	
<i>Biston betularius</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Peribatodes secundarius</i> (Den. & Schiff., 1775)	Wk2			+				
<i>Deileptenia ribeata</i> (Clerck, 1759) <sup>L</sup>				+		+		
<i>Alcis repandata</i> (Linnaeus, 1758)	Wk2, Sk6, Bš1, Bš2	+		+, Kr	+	+		
<i>Alcis bastelbergi</i> (Hirschke, 1908) <sup>L</sup>	Bš1, Bš2	+	+	+	+	+		
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)						+		
<i>Ematurga atomaria</i> (Linnaeus, 1758)						+, mp		
<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)				+		+		
<i>Lomographa bimaculata</i> (Fabricius, 1775)						+		
<i>Lomographa temerata</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)		Kd		+	+	+		
<i>Hylaea fasciaria</i> (Linnaeus, 1758)				+		+	+	
<i>Pungeleria capreolaria</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>L</sup>				+		+		
<i>Elophos dilucidarius</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>G</sup>	(Wk4), Sk6, Hi, BKK	+, Ko, Wk2, Ko, Sk2	+, Ko, Sk2, Sk6, Va	+	+	+	+	+
<i>Elophos vittaria</i> (Thunberg, 1788) <sup>G</sup>	(Wk4)		+, Uř	+, Kd, Kr	+	+	+	
<i>Glacies alpinata</i> (Scopoli, 1763) <sup>G</sup>	(Wk4), Sk6, Sk2, BKK	Wk2, Ns, Ko	+, Ns, Ko, Uř		+, Kd			+, Kd
<i>Siona lineata</i> (Scopoli, 1763) <sup>U</sup>	Sk6				+			
<i>Jodis putata</i> (Linnaeus, 1767)						+		
<i>Timandra comae</i> Schmidt, 1931				+		+		
<i>Scopula ternata</i> Schrank, 1802 <sup>G</sup>	Sk6, (Kd), Hi, BKK		+, Hi	+	+	+	+	+
<i>Idaea ochrata</i> (Scopoli, 1763)	Sk6							
<i>Idaea biselata</i> (Hufnagel, 1767)						+		
<i>Idaea rusticata</i> (Den. & Schiff., 1775)	Sk6							
<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Lythria cruentaria</i> (Hufnagel, 1767)			NM, Kd					
<i>Scotopteryx bipunctaria</i> (Den. & Schiff., 1775)	Sk6							
<i>Scotopteryx chenopodiata</i> (Linnaeus, 1758)				Kd		+		
<i>Scotopteryx mucronata</i> (Scopoli, 1763)	Sk6							
<i>Xanthorhoe biriviata</i> (Borkhausen, 1794) <sup>L</sup>		+		+		+		
<i>Xanthorhoe designata</i> (Hufnagel, 1767)				+		+		

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Xanthorhoe spadicearia</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>U</sup>				+	+	+	+	
<i>Xanthorhoe ferrugata</i> (Clerck, 1759) <sup>U</sup>	Sk6							
<i>Xanthorhoe quadrifasciata</i> (Clerck, 1759)						+		
<i>Xanthorhoe montanata</i> (Den. & Schiff., 1775)	Hi, BKK	+, Ns, Ko, Sk2	+, Ns, Ko, Sk2, Uř	+, Kd, Kr	+	+	+	+
<i>Xanthorhoe fluctuata</i> (Linnaeus, 1758)				+		+	+	
<i>Xanthorhoe incurvata</i> (Hübner, 1813) <sup>G</sup>	Sk6			+	+	+		
<i>Catarhoe cuculata</i> (Hufnagel, 1767)					+	+		
<i>Epirrhoe tristata</i> (Linnaeus, 1758)					+	+		
<i>Epirrhoe alternata</i> (Müller, 1764)				+		+		
<i>Epirrhoe molluginata</i> (Hübner, 1813)				Kd		+		
<i>Camptogramma bilineatum</i> (Linnaeus, 1758)	Sk6			+		+		
<i>Entephria caesiata</i> (Den. & Schiff., 1775)	Wk2, (Wk4), Hi, Sk6	+, Ns, Ko, Sk2	+, Ns, Ko, Sk2, NM, Va, Uř	+, Kd, Kr	+	+	+	+
<i>Anticlea derivata</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Mesoleuca albicillata</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Spargania luctuata</i> (Den. & Schiff., 1775)	Sk6			+	+	+		
<i>Lampropteryx suffumata</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>L</sup>						+		
<i>Lampropteryx oregiata</i> (Metcalf, 1917)						+		
<i>Eulithis prunata</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Eulithis populata</i> (Linnaeus, 1758)	(Wk4), Sk6, (Kd), Hi, Bš1, Bš2, BKK	+, Wk2, Ns	+, Ko, Ns, Sk2, NM, Uř	+	+, BKK	+	+, BKK	+, BKK
<i>Eulithis mellinata</i> (Fabricius, 1787)						+		
<i>Eulithis pyraliata</i> (Den. & Schiff., 1775)	Sk6				+	+		
<i>Ecliptopera silaceata</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>L</sup>				+, Kr		+		
<i>Ecliptopera capitata</i> (Her.-Sch., 1839) <sup>L</sup>					+	+		
<i>Chloroclysta siterata</i> (Hufnagel, 1767)			+	+		+		
<i>Chloroclysta miata</i> (Linnaeus, 1758)	(Wk4, Sk2)			+		+		
<i>Dysstroma citrata</i> (Linnaeus, 1761)		+	+	+	+	+		
<i>Dysstroma truncata</i> (Hufnagel, 1767)			+, Uř	+, Kd, Kr	+	+		
<i>Thera obeliscata</i> (Hübner, 1787)				+				
<i>Thera variata</i> (Den. & Schiff., 1775)			+	+, Kd, Kr	+	+		
<i>Thera britannica</i> (Turner, 1925) <sup>L</sup>						+		
<i>Eustroma reticulata</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>L</sup>				+		+		
<i>Electrophaes corylata</i> (Thunberg, 1792) <sup>L</sup>						+		
<i>Colostygia olivata</i> (Den. & Schiff., 1775)			Va					

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Colostygia pectinataria</i> (Knoch, 1781)				+		+		
<i>Hydriomena furcata</i> (Thunberg, 1784)	(Wk4), Bš1, Bš2, BKK	+, Sk2	+, Hi, Sk2, NM, Va	+	+	+	+	+
<i>Hydriomena impluviata</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>L</sup>						+		
<i>Hydriomena ruberata</i> (Freyer, 1831) <sup>G</sup>	Sk3			+		+		
<i>Rheumaptera subhastata</i> (Nolcken, 1807) <sup>T</sup>	(Wk4)		Sk6		+	+		
<i>Triphosa dubitata</i> (Linnaeus, 1758)			+	+	+	+	+	
<i>Philereme transversata</i> (Hufnagel, 1767)				+				
<i>Euphyia unangulata</i> (Haworth, 1809) L				+	+	+		
<i>Epirrita autumnata</i> (Borkhausen, 1794) <sup>L</sup>			+	+				
<i>Operophtera brumata</i> (Linnaeus, 1758)	(Sk6), Bš1, Bš2		+	+	+			
<i>Perizoma affinitatum</i> (Stephens, 1831) <sup>G</sup>		Sk2		+	+	+, JKS		
<i>Perizoma alchemillatum</i> (Linnaeus, 1758)				+, Kr	+	+	+	
<i>Perizoma minoratum</i> (Treitschke, 1828) <sup>G</sup>		Sk2						
<i>Perizoma blandiatum</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Perizoma albulatum</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>U</sup>	Sk6			+	+	+	+	
<i>Perizoma flavofasciatum</i> (Thunberg, 1792)						+		
<i>Mesotype didymata</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Mesotype parallelolineata</i> (Retzius, 1783)			+	+				
<i>Mesotype verberata</i> (Scopoli, 1763) <sup>G</sup>	Wk2, Wk4, BKK	Ko, Sk2	Wk2, Ko, Sk2, NM, JKS	+		+	+	
<i>Eupithecia analoga</i> Djakonov, 1926				+				
<i>Eupithecia linariata</i> (Den. & Schiff., 1775)							+	
<i>Eupithecia venosata</i> (Fabricius, 1787)				+		+		
<i>Eupithecia tantillaria</i> Boisduval, 1840						+		
<i>Eupithecia silenata</i> Assmann, 1848 <sup>G</sup>	(rev.)		Wk4, Sk2			Wk4		
<i>Eupithecia distinctaria</i> Her.-Sch., 1848	Sk6, Sk5							
<i>Eupithecia centaureata</i> (Den. & Schiff., 1775)				+		+		
<i>Eupithecia satyrata</i> (Hübner, 1813)						+		
<i>Eupithecia expallidata</i> Doubleday, 1856	Sk6, Sk5							
<i>Eupithecia veratraria</i> Her.-Sch., 1848						+		
<i>Eupithecia valerianata</i> (Hübner, 1813)	Sk6							
<i>Eupithecia subfuscata</i> (Haworth, 1809)				+, Kr		+		
<i>Eupithecia succenturiata</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+		
<i>Eupithecia icterata</i> (Villers, 1789)				+	+	+		
<i>Chlorochystis v-ata</i> (Haworth, 1809)						+		

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Aplocera plagiata</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Aplocera praeformata</i> (Hübner, 1826)		+	+, Uf	+	+	+		
<i>Odezia atrata</i> (Linnaeus, 1758) <sup>G</sup>	Sk6			+	+			+
<i>Venusia cambrica</i> Curtis, 1839 <sup>G</sup>	Wk4, Sk6		Sk2	+	+	+, JKS	+	
<i>Euchoeca nebulata</i> (Scopoli, 1763)				+		+		
<i>Nothocasis sertata</i> (Hübner, 1817)				+		+		
<b>NOTODONTIDAE</b>								
<i>Cerura vinula</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Furcula bicuspis</i> (Borkhausen, 1790)						+		
<i>Stauropus fagi</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Drymonia dodonaea</i> (Den. & Schiff., 1775)				+		+		
<i>Notodonta dromedarius</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Notodonta ziczac</i> (Linnaeus, 1758)			Uf			+		
<i>Pheosia gnoma</i> (Fabricius, 1776)				+		+	+	
<i>Pterostoma palpina</i> (Clerck, 1759)						+		
<i>Ptilodon capucina</i> (Linnaeus, 1758)				+, Kr	+	+		
<i>Ptilodon cucullina</i> (Den. & Schiff., 1775)				+	+	+		
<i>Odontosia carmelita</i> (Esper, 1798)						+		
<i>Ptilophora plumigera</i> (Den. & Schiff., 1775)				+				
<b>NOCTUIDAE</b>								
<i>Acronicta leporina</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Acronicta auricoma</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Cryphia domestica</i> (Hufnagel, 1766)						+		
<i>Catocala fraxini</i> (Linnaeus, 1758)				+				
<i>Catocala nupta</i> (Linnaeus, 1767)				+				
<i>Scoliopteryx libatrix</i> (Linnaeus, 1758)			+					
<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)				+		+	+	
<i>Hypena crassalis</i> (Fabricius, 1787)				+		+		
<i>Rivula sericealis</i> (Scopoli, 1763)						+	+	+
<i>Polychrysia moneta</i> (Fabricius, 1787)	(Sk1, Ko)		Ns, Sk6					
<i>Diachrysia chrysitis</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Diachrysia stenochrysis</i> (Warren, 1913)				+		+		
<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus, 1758) <sup>M</sup>	BKK	+, Ns, Ko	+, Ns, Ko, NM	+, Kd, Kr	+	+	+	+

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Autographa pulchrina</i> (Haworth, 1809)	Sk6			+, Kd	+	+		
<i>Autographa jota</i> (Linnaeus, 1758)	Ko		Sk1	+		mp		
<i>Autographa bractea</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>G</sup>	BKK	Kd	Pt	+, Kd	+	+		
<i>Syngrapha ain</i> (Hochenwarth, 1785)	(Sk1)		Ur	Kd				
<i>Abrostola tripartita</i> (Hufnagel, 1776)						+		
<i>Abrostola triplasia</i> (Linnaeus, 1758)				+		+, mp		
<i>Cucullia lactucae</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		
<i>Cucullia lucifuga</i> (Den. & Schiff., 1775)	Sk1							
<i>Cucullia unbratica</i> (Linnaeus, 1758)				+		mp		
<i>Calliergis ramosa</i> (Esper, 1786)						+		
<i>Amphipyra pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Amphipyra tragopoginis</i> (Clerck, 1759)	B&1			+	+	+		
<i>Panthea coenobita</i> (Esper, 1785)					+			
<i>Trichosea ludifica</i> (Linnaeus, 1758) <sup>G</sup>		Kd				+		
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Heliothis virescens</i> (Hufnagel, 1776)				+				
<i>Heliothis armigera</i> (Hübner, 1808) <sup>M</sup>			+		+			
<i>Paradrina clavipalpis</i> (Scopoli, 1763)		Kd						
<i>Hoplodrina octogenaria</i> (Goeze, 1781)						+		
<i>Hoplodrina blanda</i> (Den. & Schiff., 1775)				+		+		
<i>Charanyca trigrammica</i> (Hufnagel, 1766)						+		
<i>Atypha pulmonaris</i> (Esper, 1790)						+		
<i>Rusina ferruginea</i> (Esper, 1785)						+		
<i>Euplexia lucipara</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758) <sup>M</sup>			+	+	+	+		
<i>Hyppa rectilinea</i> (Esper, 1788)		Ns, Ko, Sk1		+	+	+		
<i>Actinotia polyodon</i> (Clerck, 1759)				+		+		
<i>Cosmia trapezina</i> (Linnaeus, 1758)				+, Kd		+		
<i>Xanthia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)						mp		
<i>Agrochola litura</i> (Linnaeus, 1761)			+					
<i>Agrochola circumcellaris</i> (Hufnagel, 1766)			+	+				
<i>Agrochola macilenta</i> (Hübner, 1809)			+	+				
<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)				+				
<i>Brachylomia viminalis</i> (Fabricius, 1776)				+, Kd	+	+		

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Lithophane socia</i> (Hufnagel, 1766)			+	+		mp		
<i>Lithophane oritopus</i> (Hufnagel, 1766)				+				
<i>Lithophane furcifera</i> (Hufnagel, 1766)				+				
<i>Lithomoia solidaginis</i> (Hübner, 1803) <sup>T</sup>			+	+				
<i>Xylena vetusta</i> (Hübner, 1813)			+	+		+		
<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)			+	+				
<i>Antitype chi</i> (Linnaeus, 1758)				+				
<i>Dasypolia templi</i> (Thunberg, 1792) <sup>G</sup>			+, JKSV	+, Sr	+	+		
<i>Polymixis xanthomista</i> (Hübner, 1819)				+				
<i>Mniotype adusta</i> (Esper, 1790)		Kd		Kd	+			
<i>Mniotype satura</i> (Den. & Schiff., 1775)				+		+		
<i>Apamea remissa</i> (Hübner, 1809)				+	+			
<i>Apamea crenata</i> (Hufnagel, 1766)				+, Kd	+	+		
<i>Apamea sordens</i> (Hufnagel, 1766)				+	+			
<i>Abromias monoglypha</i> (Hufnagel, 1766)			+, Ur	+, Kr	+	+		
<i>Abromias lateritia</i> (Hufnagel, 1766)				+	+			
<i>Abromias rubrivena</i> (Treitschke, 1825) <sup>G</sup>		Wk4, Sk1	+	+, Kd, Kr	+	+, Kd		
<i>Oligia strigilis</i> (Linnaeus, 1758)				+, Kd, Kr	+	+		
<i>Oligia versicolor</i> (Borkhausen, 1792)						+		
<i>Mesapamea secalis</i> (Linnaeus, 1758)				Kd		+		
<i>Crypsedre gemmea</i> (Treitschke, 1825)		Kd	+	+				
<i>Photodes minima</i> (Haworth, 1809) <sup>U</sup>				+		+	+	
<i>Hadula trifoli</i> (Hufnagel, 1776)						+		
<i>Coranarta cordigera</i> (Thunberg, 1788) <sup>T</sup>		(Wk1)						
<i>Polia hepatica</i> (Clerck, 1759)		Kd			+			
<i>Polia nebulosa</i> (Hufnagel, 1766)						+		
<i>Lacanobia thalassina</i> (Hufnagel, 1766)				+, Kr	+	+	+	
<i>Lacanobia suasa</i> (Den. & Schiff., 1775)				+				
<i>Melanchra persicariae</i> (Linnaeus, 1761)		Kd		+	+	+		
<i>Melanchra pisi</i> (Linnaeus, 1758) <sup>U</sup>			+	+	+	+		
<i>Papestra biren</i> (Goeze, 1781) <sup>G</sup>	(Wk4, Sk6)		+	+, Kr	+	+		+
<i>Hada plebeja</i> (Linnaeus, 1761)	(Wf2)	Ns, Ko		+, Kr	+	+		
<i>Mamestra brassicae</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Sideridis rivularis</i> (Fabricius, 1775)						+, mp		

	PR s. lat.	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Lastionycta imbecilla</i> (Fabricius, 1775)						+		
<i>Cerapteryx graminis</i> (Linnaeus, 1758) <sup>U</sup>	Bš1, Bš2	+, Kd	+	+, Kr	+	+	+	+
<i>Tholera decimalis</i> (Poda, 1761)	Bš1, Bš2			+				
<i>Mythimna contigera</i> (Den. & Schiff., 1775) <sup>U</sup>	Sk6			+	+	+		+
<i>Mythimna pallens</i> (Linnaeus, 1758)			+	+	+	+		
<i>Mythimna impura</i> (Hübner, 1808)				+		+		
<i>Mythimna albipuncta</i> (Den. & Schiff., 1775)						+		+
<i>Mythimna ferrago</i> (Fabricius, 1787)					+	+		
<i>Mythimna l-album</i> (Linnaeus, 1767)						+		
<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)				+		+		
<i>Ochropleura plecta</i> (Linnaeus, 1761)				+	+	+		
<i>Axylia putris</i> (Linnaeus, 1761)						+		
<b><i>Diarsia mendica</i> (Fabricius, 1775)</b>	Wk4, Sk1, Bš1, Bš2, BKK	+, Wk2, Ns, Ko, Sk1, Wf2	+, Wk2, Ko, Sk1, Pt, Wf2, Hi, Uř	+, Kr	+, Hi, BKK	+	+	+, BKK
<i>Diarsia brunnea</i> (Den. & Schiff., 1775)		Kd		+		+		
<i>Diarsia rubi</i> (Vieweg, 1790) <sup>U</sup>			Sk1, Uř	+	(Kd)	+		
<i>Noctua pronuba</i> (Linnaeus, 1758)		Kd	+	+, Kd	+	+	+	
<i>Noctua comes</i> (Hübner, 1813)						+		
<i>Noctua fimbriata</i> (Schreber, 1759)		Kd	+	+	+	+		
<i>Noctua janthina</i> (Den. & Schiff., 1775)		Kd		+	+	+		
<i>Chersotis cuprea</i> (Den. & Schiff., 1775)		Kd		+				
<i>Rhyacia simulans</i> (Hufnagel, 1766)	(Wk4, Sk6)	Kd	+	+	+	+		+
<i>Eurois occulta</i> (Linnaeus, 1758) <sup>C</sup>				+, Kd	+	+		
<i>Opigena polygona</i> (Den. & Schiff., 1775)				+	+	+		
<i>Graphiphora augur</i> (Fabricius, 1775)				+		+		
<i>Eugnorisma depuncta</i> (Linnaeus, 1761)				+				
<b><i>Xestia speciosa</i> (Hübner, 1813)<sup>C</sup></b>		Ns, Ko, Sk1, Wf2, Kd	+, Uř	+, Kd, Kr	+	+		
<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)			+	+	+	+		
<i>Xestia ditrapezium</i> (Den. & Schiff., 1775)				+		+		
<i>Xestia triangulum</i> (Hufnagel, 1766)		Kd				+		
<i>Xestia baja</i> (Den. & Schiff., 1775)				+, Kd	+	+		
<i>Xestia stigmatica</i> (Hübner, 1813)				+		+		
<b><i>Xestia collina</i> (Boisduval, 1804)<sup>C</sup></b>			Sk6	+		+, JKSV		
<i>Xestia xanthographa</i> (Den. & Schiff., 1775)	Wf2			+				

	PR <i>s. lat.</i>	MD	PR	BA	VH	VK	MK	JH
<i>Anaplectoides prasina</i> (Den. & Schiff., 1775)		Kd	+	+	+	+		
<i>Actebia praecox</i> (Linnaeus, 1758)		Kd						
<i>Agrotis ipsilon</i> (Hufnagel, 1766) <sup>M</sup>			+	+, Kd	+	+		
<i>Agrotis exclamationis</i> (Linnaeus, 1758)			+	+	+	+		
<b>LYMANTRIIDAE</b>								
<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Arctornis l-nigrum</i> (Müller, 1764)						+		
<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)				+				
<b>NOLIDAE</b>								
<i>Pseudoips prasinana</i> (Linnaeus, 1758)					+	+		
<b>ARCTIIDAE</b>								
<i>Atoimis rubricollis</i> (Linnaeus, 1758)				+				
<i>Eilema lurideola</i> (Zincken, 1817)						+		
<i>Eilema depressum</i> (Esper, 1787)						+		
<i>Parasemia plantaginis</i> (Linnaeus, 1758)		Ko, Sk2	Ns, Ko, Sk2	+	+	+	+	+
<i>Diaphora mendica</i> (Clerck, 1759)						+		
<i>Spilosoma lubricipeda</i> (Linnaeus, 1758)						+		
<i>Spilosoma luteum</i> (Hufnagel, 1766)				+				
<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)				+	+	+		
<i>Arctia caja</i> (Linnaeus, 1758)				+	+			
<i>Diacrisia sannio</i> (Linnaeus, 1758) <sup>U</sup>						+	+	
<i>Callimorpha dominula</i> (Linnaeus, 1758) <sup>L</sup>				+		+	+	
<b>CELKEM DRUHŮ/ALTOGETHER</b>		<b>90</b>	<b>166</b>	<b>258</b>	<b>150</b>	<b>350</b>	<b>81</b>	<b>61</b>

\* Zkratky/Abbreviations: PR *s. lat.* = blíže nespecifikovaná oblast Pradědu/Praděd in wide sense, i.e. broader territory of the Praděd Mt., MD = Malý Děd, PR = Praděd, BA = Barborka, VH = Vysoká hole, VK = Velká kotlina, MK = Malá kotlina, JH = Jelení hřbet

Adresy autorů: Tomáš Kuras, Monika Mazalová, Karolína Černá, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého, Tř. Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Česká republika, e-mail: tomas.kuras@upol.cz  
Jan Sitek, Hasičská 3130, CZ-738 01 Frýdek-Místek, Česká republika, e-mail: jansitek@quick.cz  
Jan Liška, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Česká republika, e-mail: liska@vulhm.cz



PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA UNIVERZITY PALACKÉHO V OLMOUCI

KATEDRA EKOLOGIE A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



**OCHRANA BIODIVERZITY BEZOBRATLÝCH PRIMÁRNÍCH A  
SEKUNDÁRNÍCH HORSKÝCH BEZLESÍ**

**Monika Mazalová**

*Autoreferát disertační práce*

Olomouc 2013

Mazalová M (2013) Ochrana biodiverzity bezobratlých primárních a sekundárních horských bezlesí. Doktorská disertační práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

Studijní program Ekologie a ochrana prostředí, obor Ekologie

Autorka: **Monika Mazalová**  
Katedra ekologie a životního prostředí  
PřF UP v Olomouci

Školitel: **prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.**  
Katedra ekologie a životního prostředí  
PřF UP v Olomouci

Oponenti: .....  
.....  
.....  
  
.....  
.....  
.....

Obhajoba disertační práce se koná dne ..... v ..... hodin v učebně BII na Katedře ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci, Tř. Svobody 26, 771 46, Olomouc.

S disertační prací je možné se seznámit na Děkanátě PřF UP v Olomouci, tř. 17. listopadu 12, 771 46, Olomouc.

## ABSTRAKT

Od neolitu až do novověku člověk svou činností umožňoval přežití řady druhů vázaných na otevřená stanoviště. Přibližně od konce 18. století však lze sledovat pokles druhové pestrosti, za nímž stojí nejen rozvoj průmyslu a dopravy, ale především intenzifikace zemědělské výroby. Fenomémem posledních dvou desetiletí je pak zavedení agro-environmentálních dotačních titulů. Hlavním smyslem Agro-envi dotací má být podpora biodiverzity sekundárních bezlesí zemědělské krajiny, řada recentních prací však naznačuje, že dopady Agro-envi hospodaření na diverzitu volně žijících druhů jsou sporné. Jedním z cílů předkládané práce proto bylo vyhodnotit vlivy zemědělského hospodaření na společenstva bezobratlých s vazbou na podhorská bezlesí, obhospodařovaná v režimu Agro-envi. Studovali jsme jak okamžitou odezvu bezobratlých na pastvu a seč, tak i dlouhodobý efekt čtyř různých managementových zásahů. Hodnotili jsme i vliv lineárních prvků krajinné struktury na distribuci bezobratlých na studovaných plochách. Modelovou skupinou byli členovci, jejichž odpovědi jsme sledovali na úrovni abundancí řádů a zároveň detailněji na druhové úrovni v rámci cílových taxonů (*Bombus* spp., Lepidoptera, Coleoptera, Orthoptera). Zaznamenali jsme průkazný okamžitý efekt seče a významný vliv pastvy prováděné v dlouhodobém měřítku. Z krátkodobého hlediska seč negativně ovlivňovala především abundance méně pohyblivých skupin, tj. zejména nelétavých taxonů. Naopak v dlouhodobém horizontu extenzivní seč podporovala druhové bohatství většiny studovaných skupin. Významnou roli pro společenstva členovců i jednotlivých druhů hmyzu měla lokální krajinná struktura. Většina studovaných skupin vykazovala pozitivní odezvu k přítomnosti travnaté meze, lesnatého remízu, či obou typů okrajů.

Druhá část práce je věnována vyhodnocení vlivů sjezdového lyžování, coby jedné z nejvýznamnějších antropogenních aktivit působících na společenstva primárních horských bezlesí, na společenstva epigeických brouků alpské tundry Hrubého Jeseníku. Ačkoliv se jedná o lyžařské středisko situované v Národní přírodní rezervaci Praděd, jehož provoz respektuje specifické podmínky, potvrdili jsme významný vliv sjezdového lyžování na společenstva brouků. S použitím metod mnohorozměrné ordinační analýzy jsme zjistili, že sjezdovky podporují převážně široce rozšířené druhy generalistů s vysokou disperzní schopností a herbivorní brouky s vazbou na brusnicovou vegetaci či nitrofilní rostliny. Prostředí sjezdovek naopak zpravidla nepreferovaly reliktní horské druhy (endemit *Neagolius limbolarius*, *Minota carpathica*, *Liotrichus affinis* atd.). Výjimku představují některé druhy stenotypických karnivorů (*Carabus sylvestris*) a herbivorů (*Timarcha metallica*), jejichž zvýšené abundance na sjezdovkách vysvětlujeme zvýšenou potravní zásobou v prostoru lyžařských tratí.

**KLÍČOVÁ SLOVA:** horská bezlesí • bezobratlí • zemědělský management • pastva • seč • krajinná struktura • Agro-envi • brouci • sjezdové lyžování • alpská tundra

## ABSTRACT

Until early modern times, human activities enabled survival of species associated with open habitats. On the contrary, industrial development and intensification of agriculture have led to substantial biodiversity decline during last centuries. Last two decades brought the phenomenon of Agri-environmental schemes. The main goal of the subsidies is to promote biodiversity of farmland. Yet some recent studies reported on mixed effects of management under Agri-envi schemes on biodiversity. Therefore, one of the aims of our study was to assess the effects of agricultural management on invertebrates associated with submontane grasslands farmed under Agri-envi. First, we investigated immediate response of invertebrates on *mowing* and *grazing*. Second, we focused on the long-term effects of four diverse management treatments. Additionally, we examined the effect of linear landscape structures (i.e. grass *baulks* and tree and shrub *groves*) on distribution of invertebrates within the study sites. We studied arthropod communities on two levels: (i) abundance within orders, (ii) abundance and species richness of focus groups, i.e. *Bombus* spp., Lepidoptera, Coleoptera and Orthoptera. On short-time scale, mowing negatively influenced mostly less mobile, flightless taxa. In contrast, long-term mowing performed once every year supported the highest species richness within the most of investigated taxa. Additionally, both types of margins substantially affected the invertebrate community structure and distribution within the sites. The majority of taxa were positively associated with one or both of these linear features.

In the second part of the thesis we studied the effect of alpine ski-slopes, as one of the most important anthropogenic impacts on treeless habitats above the alpine timberline. We focused on response of epigeic beetles to the factor *ski-slope* in the Praděd ski resort, Hrubý Jeseník. We have found significant effect of the ski-slopes on epigeic beetle community including its functional diversity, although conservation status of the area determines specific conditions. Our results showed noticeable decline in abundance of most species in the patches with artificially increased accumulation of snow, i.e. close to the interior edges of the ski-slopes. Using mixed modelling approach, we found that ski-slopes primarily supported vagile widespread generalists (*Amara lunicollis*, *Poecilus versicolor*) and herbivores associated with *Vaccinium* vegetation and nitrophilous plants. In contrast, the relic alpine species such as *Neagolius limbolarius*, *Minota carpathica*, *Liotrichus affinis* etc. usually have not preferred ski-slopes. In spite of above mentioned, we recorded highest abundances of some stenotypic carnivores (*Carabus sylvestris*) and herbivores (*Timarcha metallica*) within the ski-slopes. This trend might be explained by the increased food supply on the ski-slopes.

**KEYWORDS:** mountain treeless habitats • invertebrates • agricultural management • grazing • mowing • landscape structure • Agri-environmental schemes • beetles • ski-slopes • alpine tundra

## OBSAH

<u>SEZNAM ORIGINÁLNÍCH PUBLIKACÍ</u> .....	6
1. BIODIVERZITA: JEJÍ VÝZNAM A VÝVOJ.....	7
1.1. Role přírody při formování biodiverzity ČR.....	7
1.2. Člověk a jeho vliv na biodiverzitu ČR.....	8
1.3. Bezobratlí a jejich bioindikační význam.....	9
2. CÍLE A STRUKTURA PRÁCE.....	10
3. VLIV ZEMĚDĚLSKÉHO HOSPODAŘENÍ NA SPOLEČENSTVA BEZOBRATLÝCH SEKUNDÁRNÍCH BEZLESÍ PODHORSKÝCH LUK A PASTVIN.....	11
3.1. Metodika.....	12
3.1.1. Charakteristika studijního území.....	12
3.1.2. Design experimentu.....	12
3.1.3. Statistická analýza.....	13
3.2. Shrnutí výsledků a diskuse.....	14
3.2.1. Okamžitý efekt managementových zásahů.....	14
3.2.2. Dlouhodobý vliv odlišných typů managementu.....	16
3.2.3. Role lokálních prvků krajinné struktury.....	19
3.3. Závěr.....	22
4. ANTROPOGENNÍ OVLIVNĚNÍ PRIMÁRNÍHO BEZLESÍ NAD HORNÍ HRANICÍ LESA NA PŘÍKLADU NPR PRADĚD, HRUBÝ JESENÍK.....	23
4.1. Metodika.....	23
4.1.1. Charakteristika studijního území.....	23
4.1.2. Experimentální design.....	24
4.1.3. Úprava dat a statistická analýza.....	25
4.2. Shrnutí výsledků a diskuse.....	25
4.3. Závěr a implikace poznatků v ochraně území.....	30
<u>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY</u> .....	31

## SEZNAM ORIGINÁLNÍCH PUBLIKACÍ

Předkládaná dizertační práce je tvořena publikacemi a manuskripty, jež jsou označeny a citovány jako Přílohy I – VI.

### **Příloha I**

Mazalová M, Kuras T, Šipoš J, Rada S, Šarapatka B (2012) Can agri-environmental schemes support various arthropod communities of submontane grasslands?

Submitted to *Cent Eur J Biol* (CEJB-D-13-00094)

### **Příloha II**

Rada S, Mazalová M, Šipoš J, Kuras T (2012) How successful are agri-environmental schemes in promotion of orthopteran communities: impacts of mowing, grazing and edges on Orthoptera of submontane grasslands

Submitted to *Eur J Entomol* (EJE-13-129)

### **Příloha III**

Mazalová M, Smetana V, Kuras T (2010) Čmeláci a pačmeláci (Hymenoptera: Apidae: *Bombus* spp.) podhorských luk a pastvin v okolí Nových Losin (Hrubý Jeseník)

*Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 59: 203–208

### **Příloha IV**

Kašák J, Mazalová M, Šipoš J, Kuras T (2012) The effect of alpine ski-slopes on epigeic beetles: Does even a nature-friendly management make a change?

Submitted to *J Insect Conserv* (JICO-D-13-00015)

### **Příloha V**

Mazalová M, Dvořák L, Bezděčka P, Kuras T (2009) Čmeláci a pačmeláci (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*) Národní přírodní rezervace Praděd (Hrubý Jeseník)

*Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 58: 243–249

### **Příloha VI**

Kuras T, Sitek J, Liška J, Mazalová M, Černá K (2009) Motýli (Lepidoptera) Národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky): implikace poznatků v ochraně území

*Čas. Slez. Muz. Opava (A)* 58: 250–288

## 1. BIODIVERZITA: JEJÍ VÝZNAM A VÝVOJ

Biologická rozmanitost (biodiverzita) je považována za elementární hodnotu, již je třeba studovat a chránit z mnoha důvodů, od čistě utilitárních až po důvody ryze etické. Význam ochrany biodiverzity akcentuje v posledních dekádách zejména z hlediska zachování funkčních ekosystémů na lokální i globální škále (McCann 2000, Loreau et al. 2002). Koncepční rámec ochrany biodiverzity, ke kterému se připojila v r. 1993 také Česká republika, představuje Úmluva o biologické rozmanitosti (*Convention on Biological Diversity*, CBD). Ochrana biologické rozmanitosti se tak stala jedním z nejvýznamnějších mezinárodních závazků v oblasti životního prostředí, jehož hlavním cílem je ochrana biodiverzity na všech jejích úrovních a současně udržitelné využívání jejích složek. Studium biologické rozmanitosti ve vztahu k antropickým aktivitám je tudíž základním posláním ochrany přírody a krajiny.

Biologická rozmanitost ovšem není ryze současnou kvalitou prostředí. K pochopení dnešního stavu biologické rozmanitosti České republiky je potřeba znalosti historického vývoje a milníků ve formování biodiverzity. Tyto lze vystopovat až do období odeznění posledního glaciálu. Postglaciální vývoj biodiverzity Evropy však není ryze makroklimatickou záležitostí, na formování přírody se významnou měrou podílí také člověk. Dnešní biodiverzita České republiky má tedy základ v přirozeném postglaciálním vývoji a v antropickém vlivu na přírodu a krajinu. Přirozený postglaciální vývoj byl determinován zejména pozicí České republiky v rámci západního Palearktu, antropický vliv pak rozvojem moderní společnosti. Oba fenomény – příroda i lidé – mají nezastupitelnou roli ve vývoji diverzity a oba vlivy je třeba akcentovat.

### 1.1. Role přírody při formování biodiverzity ČR

Biologická pestrost našeho území je vzhledem k rozloze České republiky nezanedbatelná (Plesník a Roth 2004). Příkladně 2754 autochtonních druhů vyšších rostlin představuje zhruba 1 % všech vyšších rostlin světa (Kubát 2002) a 680 druhů našich včel se podílí na celkovém druhovém bohatství skupiny více než 3 % (Kolář et al. 2012). Žije u nás asi 6 % dosud známých druhů mšic a na světové diverzitě motýlů se naše republika podílí přibližně 2 %. Pro srovnání, rozloha České republiky pokrývá asi 0,05 % světové pevniny a ani další obecně uznávané koreláty diverzity (Rosenzweig 1995, Gaston 2000, Kreft a Jetz 2007) nehrají ve prospěch vysokého počtu druhů právě u nás.

Odpověď je třeba hledat jinde. V České republice se díky její pozici v centru Evropy střetávají atlantské druhy západní Evropy s druhy teplé panonské nížiny a druhy alpskými, z východu zasahuje prvek karpatský. Vliv polohy byl klíčový z hlediska migračních křížovatek zejména během kvartérního střídání glaciálů s dobami meziledovými a stejně tak i po odeznění posledního zalednění, v různých fázích holocénu (Ložek 2007).

Během větší části holocénu docházelo k postupnému nástupu a šíření lesa s vrcholem v období holocenního klimatického optima, v atlantiku a epiatlantiku (Birks 1986). Přesto fauna a flóra otevřených stanovišť význačnou měrou přispívala po tisíciletí k druhovému bohatství nejen České republiky, ale i celé Evropy (Johnson et al. 2009). O zachování otevřených stanovišť se později výrazně zasadil člověk (viz níže kap. 1.2.), přetrvání primárního bezlesí je však výsledkem součinnosti geologické stavby území a geomorfologie reliéfu. Spíš lokálně a především v nížinách se mohla

uplatňovat také pastva velkých druhů býložravých savců (Vera 2000, Bradshaw et al. 2003). Pestrá mozaika hornin geologického podloží lokálně podmiňuje vývoj specifických půd, znemožňujících růst lesa. Zmíněná extrémnost je dána především edaficky - půda buď neposkytuje dostatek živin a zejména vody k růstu stromů (např. skalní výchozy, sutě, skalní stepi, váté písky aj.), nebo je zde vody naopak příliš mnoho (mokřady, rašeliniště).

Izolovaně se dochovala primární alpská bezlesí v nejvyšších polohách našich pohoří, kde klimatické faktory v součinnosti s geomorfologií terénu a fyziognomií stromů (Holtmeier a Broll 1992, Körner 1998, Kessler a Hohnwald 1998) potlačují růst zapojeného lesa. Právě alpská bezlesí představují oproti ostatním typům primárně bezlesých stanovišť, jež se vyskytují roztroušeně po celém území, relativně lokalizované celky (viz vrcholové partie Krkonoš, Hrubého Jeseníku a Králického Sněžníku). Důležitost horských bezlesí spočívá také v tom, že jsou významnými centry endemismu ČR (Gerža 2009a, b; Bílá et al. 2013). Přestože všechna naše alpská bezlesí jsou situována ve zvláště chráněných územích nejvyšší kategorie, jsou ohrožena nejruznějšími antropickými vlivy. Kromě vzrůstající depozice nutrientů, ovlivňující složení vegetace alpských holí (Štursa 1998, Nagy a Grabherr 2009), sílí riziko rozvoje rekreačních aktivit a jevů s tím spojených (Whinam a Chilcott 2003, Pickering a Hill 2007).

## 1.2. Člověk a jeho vliv na biodiverzitu ČR

Heterogenita stanovišť odráží nejen pestrost geologické stavby a geomorfologie reliéfu, ale také časově i prostorově proměnlivou mozaiku různých typů hospodaření člověka. Zhruba od neolitu (cca. před 7000 lety) lidská činnost zásadně měnila tvář středoevropské krajiny (Kalis et al. 2003). Ať již přímo (kácením, vypalováním), nebo nepřímo (lesní pastvou, hrabáním steliva a pařezinovým hospodařením s osekáváním letniny pro dobytek) zamezil člověk plošnému šíření lesa (Konvička et al. 2005). Podle některých autorů docházelo k odlesňování dokonce již o historickou etapu dříve, díky loveckým a sběračským aktivitám mezolitiků (Bos a Urz 2003, Innes a Blackford 2003).

S dalším rozvojem lidské civilizace odlesňování postupovalo, a tak se dochovala řada druhů otevřených stanovišť, svým původem z chladných sprašových stepí glaciálu (Ložek 2007). Kromě nich však vznikající příhodná stanoviště kolonizuje řada nových druhů otevřené krajiny, mj. i známé druhy plevelů jako mák vlčí (*Papaver rhoeas*) či koukol polní (*Agrostemma githago*). Uvedeným způsobem lidská činnost zvyšovala stanovištní i druhovou diverzitu a umožňovala vznik zmíněné heterogenní krajiny. Tento trend trval téměř osm tisíc let, tj. zhruba do 18. století. Uplynulá tisíciletí poskytla dostatečnou dobu k vytvoření a rozvinutí bohatých společenstev luk a pastvin, sekundárních stepí, otevřených mokřadů, ale i segetální a ruderální vegetace a fauny. Během posledních tisíciletí tak mnohé druhy přirozeně bezlesých stanovišť našly nový domov na plošně rozsáhlejších sekundárních bezlesích, na jejichž vzniku se zásadně podílel člověk.

Protikladem jsou poslední dvě staletí, kdy sociálně-ekonomické změny vedly na jedné straně k převodu přírodních či polopřírodních ploch na pozemky industriální, silně urbanizované, či intenzívně zemědělsky a lesnický využívané, na straně druhé pak vyústily v opouštění části původně obhospodařovaných pozemků a jejich ponechání ladem (Konvička et al. 2008, Cizek et al. 2012). Od poloviny 20. století člověk mění přírodní ekosystémy intenzívněji a ve větším měřítku, než v kterémkoliv srovnatelném období lidské historie, což platí zejména o vlivu zemědělství na přírodní



prostředí. Od roku 1945 byla v celosvětovém kontextu na zemědělskou půdu přeměněna větší plocha než v 18. a 19. století dohromady. Z celkové plochy souší zaujímá orná půda zhruba 11 %. Více než dvojnásobnou rozlohu (24 % souše) pokrývají stálé pastviny. Třetina plochy terestrických ekosystémů slouží k zemědělské produkci. Agroekosystémy tedy dnes tvoří celosvětově nejrozsáhlejší typ ekosystémů a význam zemědělství pro globální biodiverzitu se jeví v posledních desítkách let jako klíčový.

Nejinak je tomu v případě České republiky. Více než polovina území (54 %) je vedena jako zemědělská půda; regionálně může pokrývnost zemědělské půdy dosahovat více než 80 % (zejména oblasti úrodných nížin středních a jižních Čech i Moravy). V rámci zemědělsky využívaných ploch vede co do rozsahu orná půda (3,1 mil. ha) a trvalé travní porosty (cca. 1 mil. ha). Agroekosystémy a s nimi spojená hospodářská činnost z velké části nahradily původní biotopy a na ně vázaná společenstva, a patří proto ke stěžejním hráčům v problematice druhové diverzity a ochrany přírody (Šarapatka a kol. 2010).

Větší část biodiverzity otevřených sekundárních bezlesí je dnes vázána na travní porosty a pastviny. Trvalé travní porosty s extenzivním managementem hospodaření poskytují vhodné prostředí pro vývoj druhově bohatých společenstev rostlin i živočichů. Vzhledem k tlaku na využití zemědělských pozemků jsou trvalé travní porosty situovány spíše do méně úrodných podhorských a horských oblastí (Reger et al. 2007). Polopřirozené trávníky podhůří a hor tak představují významné refugium biodiverzity bezobratlých vázaných na otevřená stanoviště (Baur et al. 2006, Marini et al. 2009). Zároveň se ukazuje, že způsob zemědělského hospodaření na sekundárních bezlesích je jedním ze zásadních faktorů, ovlivňujících biodiverzitu těchto stanovišť (Kruess a Tschamtker 2002, Sjödin et al. 2008, Cizek et al. 2012).

### **1.3. Bezobratlí a jejich bioindikační význam**

Pomalé změny environmentálních charakteristik prostředí není zcela snadné vyhodnotit. Taková změna může nastat vlivem pozvolného zarůstání bezlesí, původně udržovaného například extenzivní pastvou. Ke změně podmínek dochází také postupným obohacováním přirozeně oligotrofního stanoviště o půdní živiny (Clark et al. 2007), nebo například zkrácením vegetačního období vlivem delšího zdržení sněhové pokrývky, akumulované díky umělému zasněžování a utužované pojezdy roleb a lyžařů (Banaš et al. 2010). Uvedený posun v environmentálních charakteristikách se dříve nebo později projeví na druhovém složení společenstva vázaného na daný ekotop, ale také v proporčním zastoupení jednotlivých druhů. Jako první budou na řadě specializované druhy, tj. ty, které nejsou tolerantní k širokému rozmezí podmínek prostředí. Obecně citlivější ke změnám prostředí bývají živočichové, a to zejména krátkověcí. Rostliny se totiž díky svým velkým schopnostem klonálního růstu mohou na lokalitě udržet i řadu let poté, co se tam podmínky změnil natolik, že už neumožňují přirozenou obnovu populace (Kolář et al. 2012). Ideální skupinu pro sledování environmentálních změn představují bezobratlí, jež jsou nejen krátkověcí, ale i dostatečně početní jak druhově, tak i na úrovni abundancí jednotlivých druhů (Paoletti 1999, Rainio a Niemelä 2003, Maleque et al. 2009, Fartmann et al. 2012). Mnozí z bezobratlých mají navíc predispozici k citlivějšímu vnímání prostředí, protože v různých fázích životního cyklu využívají odlišná mikrostanoviště, případně i potravní zdroje. Tradičně jsou studovány zejména početné skupiny s vyšší indikační validitou, jako jsou motýli

(Lepidoptera), brouci (Coleoptera), rovnokřídli (Orthoptera), některé taxony blanokřídlych (Hymenoptera) apod.

Obecné výhody jmenovaných skupin pro ekologický monitoring lze spatřovat v několika momentech: (a) jedná se o druhově velmi početné taxony s reprezentativním zastoupením v naprosté většině terestrických společenstev, (b) díky velké druhové rozmanitosti skupiny obsahují řadu stenotopních a obecněji stenoekních druhů se zřetelnou bioindikační hodnotou, (c) existují propracované metodiky k terénnímu sběru dat a (d) uvedené skupiny jsou poměrně intenzivně studovány a existují tedy solidní informace o ekologických nárocích jednotlivých druhů, kterých lze využít při interpretaci zjištěných změn.

Právě atraktivita výše zmíněných skupin nám dnes umožňuje odhadnout pokles v jejich druhovém bohatství za posledních sto let. Kupříkladu ze 161 druhů denních motýlů, jež se v posledním století vyskytovaly na území naší republiky, jich vyhynulo 18, tj. více než desetina. Stejný osud potkal 13 % druhového bohatství vrubounovitých brouků, 12 % rovnokřídlych, 18 % včelovitých a 19 % vosovitých blanokřídlych a dokonce 40 % majkovitých brouků (Konvička et al. 2005).

Při reálném odhadu tedy za poslední století vyhynulo na území ČR (a okolních států) přibližně tolik druhů hmyzu, jako je celkový počet druhů našich cévnatých rostlin. Krom toho dochází prokazatelně k úbytku početnosti i ještě nedávno běžných druhů hmyzu (Conrad et al. 2006, Van Dyck et al. 2009, Lye et al. 2012). Ačkoliv byl pokles diverzity dokumentován nejčastěji na příkladu motýlů (Van Dyck et al. 2009), dostupné informace z různých částí Evropy ukazují, že podobný trend platí i pro ostatní bezobratlé (Carpaneto et al. 2007, Kosior et al. 2007, Potts et al. 2010). Ochuzování biologické diverzity může vést ke zjednodušení potravních sítí, výraznějšímu kolísání populačních hustot včetně hospodářsky významných druhů škůdců, větší náchylnosti k invazím aj. (Ehrlich 1992, Fargione a Tilman 2005). Je zřejmé, že antropogenní aktivity silně ovlivňují biologickou diverzitu bezlesých stanovišť nejen v měřítku České republiky, ale i v celoevropském kontextu.

## 2. CÍLE A STRUKTURA PRÁCE

Předložená práce je zaměřena na studium biodiverzity bezobratlých nelesních ekosystémů horských poloh České republiky. Bezlesými stanovišti v daném případě chápeme majoritní stanoviště travinného typu. Jak bylo uvedeno výše, taková stanoviště jsou v zásadě dvojího typu (a) nad horní hranicí lesa se nacházejí víceméně přírodně determinovaná primární horská bezlesí (v našich podmínkách arктоalpinní tundry) a (b) pod horní hranicí lesa se rozkládají sekundárně vzniklé horské louky a pastviny, udržované hospodářskou činností. Na formování diverzity obou bezlesí se dlouhodobě podílejí jak přírodní činitelé, tak člověk. Zatímco v případě primárního alpského bezlesí převládají faktory přírodního prostředí, v sekundárních bezlesích má konstitutivní roli člověk. Oba typy bezlesí hostí druhově bohatou a unikátní biodiverzitu a oba ekosystémy jsou lidskou činností více či méně dotčeny.

Cílem předkládané práce je (a) vyhodnotit vliv vybraných významných antropogenních aktivit, působících na společenstva bezobratlých vázaná na otevřená stanoviště podhůří a horských oblastí – stěžejními otázkami byla problematika stanovení hlavních vlivů, jež determinují strukturu

společenstev bezobratlých, a to vlivů působících jednotlivě i ve vzájemných interakcích. Dále šlo o stanovení ekologicky a taxonomicky definovaných skupin (i jednotlivých druhů), jež vykazují k daným parametrům odezvu a o samotnou interpretaci odezvy studovaných skupin;

(b) na základě výsledků provedených studií navrhnout management, zmírňující případné negativní důsledky lidské činnosti na abundance druhů a strukturu společenstev.

Předložená práce sestává ze dvou komplementárních částí. První z nich je věnována sekundárnímu bezlesí, reprezentovanému plochami trvalých travních porostů. Studijní plochy se nacházely v podhůří Hrubého Jeseníku a byly obhospodařovány v rámci dotačních titulů Agro-envi nepřetržitě po dobu nejméně pěti let. Experimentální plochy zároveň reprezentují území, jež bylo méně ovlivněno intenzifikací zemědělství během totalitní éry. Zvolené zemědělské pozemky charakteru luk a pastvin tak dosud představují území s relativně vysokým biologickým potenciálem. Cílem výzkumu bylo srovnat jednotlivé způsoby uplatňovaného zemědělského managementu z hlediska ovlivnění společenstev bezobratlých. Studován byl (a) okamžitý efekt dílčích managementových opatření, (b) dlouhodobý vliv jednotlivých typů využití travních porostů a (c) vliv lokálních prvků krajinné struktury. Odezva bezobratlých zahrnovala jednak odpověď společenstva jako celku, detailněji jsme se zaměřili na vybrané skupiny hmyzu, jež byly studovány také na druhové úrovni (Příloha I, II). Mimo uvedené studie byla část dat zhodnocena také formou eko-faunistické studie přinášející informace o struktuře společenstev čmeláků studované oblasti (Příloha III).

V druhé části se věnujeme problematice antropogenního ovlivnění primárně bezlesých stanovišť alpinní zóny. Výzkum byl zaměřen především na vyhodnocení potenciálních vlivů provozu sjezdových tratí na společenstva epigeických brouků v NPR Praděd, v Hrubém Jeseníku (Příloha IV). Během terénních prací na lokalitě byla také získána, resp. doplněna, základní faunistická data o výskytu motýlů (Lepidoptera) a čmeláků (Hymenoptera: Bombidae) v NPR Praděd. Tyto údaje pak byly publikovány v samostatných studiích (Příloha V, VI) doplňujících poznání fauny Vysokých Sudet a zdůrazňující její specifickou a vysokou ochránářskou a biologickou hodnotu.

Vzhledem k tomu, že obě části práce jsou do jisté míry autonomní, řeší specifické problémy a také při sběru a vyhodnocení dat byla použita mírně odlišná metodika, v dalším textu budou podány zevrubnější informace individuálně pro každý tematický celek.

### **3. VLIV ZEMĚDĚLSKÉHO HOSPODAŘENÍ NA SPOLEČENSTVA BEZOBRATLÝCH SEKUNDÁRNÍCH BEZLESÍ PODHORSKÝCH LUK A PASTVIN**

Cílem našich studií bylo zhodnotit vlivy uplatňovaného zemědělského hospodaření v rámci AES na společenstva bezobratlých živočichů podhorských luk a pastvin. Podhorská bezlesí byla obecně méně postižena intenzifikací zemědělství než otevřená stanoviště nížin, a to především díky své odlehlosti a nižší úrodnosti půd. V současnosti je značná část ploch TTP situována právě do podhůří a horských oblastí; tento trend je zřejmý nejen v ČR, ale v celé střední Evropě (Reger et al. 2007). Polopřirozené trávníky podhůří a hor tak představují důležité refugium biodiverzity bezobratlých vázaných na otevřená stanoviště (Baur et al. 2006, Marini et al. 2009). Přetrvání bezlesých stanovišť je podmiňováno dvěma nejdůležitějšími způsoby hospodaření – pastvou dobytka a

kosením luk na seno. Na udržení vysoké míry biodiverzity má však značný vliv také prostorová různorodost krajiny (Merckx et al. 2010, Humbert et al. 2012).

Ačkoliv existuje řada studií, pojednávajících o vlivu seče, pastvy, nebo krajinné struktury na dílčí taxony bezobratlých (Schmidt et al. 2005, Ekroos et al. 2010, Humbert et al. 2010), práce studující komplexní vliv často kombinovaných způsobů zemědělského managementu a krajinné struktury v reálných podmínkách farem, hospodařících podle pravidel AES, jsou o poznání méně časté. Velká část těchto studií se navíc zaměřuje na odezvu jedné či několika málo populárních skupin hmyzu, ne však na odpověď společenstev jako takových (přesto srovnej: Kruess a Tschardtke 2002, Debono 2006, Sjödin et al. 2008, Cizek et al. 2012).

V předkládané práci jsme hodnotili vliv různých typů zemědělského hospodaření, začleněných v českých AES (tj. sečení, pastva, ponechání dočasně neposečených pruhů) na strukturu společenstva bezobratlých podhorských bezlesí. Zaměřili jsme se jednak na okamžitý vliv seče a pastvy, ale také na dlouhodobý efekt konkrétních způsobů hospodaření na společenstva bezobratlých vázaná na plochy dlouhodobě ošetřované týměž managementovým opatřením. Konečně nás zajímal vliv přítomnosti strukturních interakčních prvků, tj. travnatých mezí a remízů tvořených vzrostlými stromy na bezobratlé živočichy podhorských luk a pastvin.

Odpověď členovců na režim hospodaření a lokální prvky krajinné struktury byla studována (i) na úrovni abundancí vyšších taxonů, tj. řádů, (ii) na úrovni abundancí a druhového spektra čtyř cílových taxonů – denních motýlů, brouků, čmeláků a rovnokřídlých, jež jsou vzhledem ke svému bioindikačnímu potenciálu hojně využívány jako modelové skupiny.

### 3.1. Metodika

#### 3.1.1. Charakteristika studijního území

Výzkum byl situován na podhorské louky a pastviny (50°6'39.879"N, 17°3'19.678"E) poblíž Nových Losin v podhůří Hrubého Jeseníku. Rozsáhlý komplex otevřených stanovišť pokrývá plochu cca. 200 ha a je obklopen převážně hospodářskými lesními porosty. Klima oblasti je chladné s průměrnými měsíčními teplotami v lednu mezi -3°C a -4°C; měsíční teplotní průměry nejteplejšího měsíce (červenec) se pohybují mezi 14°C a 15°C (Tolasz et al. 2007). Studijní lokalita se nacházela ve východní části bezlesého komplexu, tvořeného polopřirozenými loukami a pastvinami, jež jsou obhospodařovány v režimu AES nejméně po dobu 5 let. Jednotlivé plochy jsou rozčleněny travnatými mezemi a remízky tvořenými vzrostlými dřevinami. Dominantní složkou vegetace druhově pestrých luk je ovsík vyvýšený (*Arrhenatherium elatius*) a trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*), hojně jsou zastoupeny kvetoucí dvojděložné rostliny včetně několika ohrožených druhů (např. *Lilium bulbiferum*, *Hieracium aurantiacum* a řada zástupců čeledi Orchidaceae). Vegetace pastvin je tvořena především kompetitivními druhy trav (*Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata* aj.) s vtroušenými odolnými druhy dvojděložných.

#### 3.1.2. Design experimentu

Testovali jsme (i) vliv okamžité seče a pastvy a (ii) vliv dlouhodobě prováděného managementu TTP formou (a) mechanizované seče, (b) pastvy skotu, (c) kombinace obou typů managementu, (d) absence managementu v průběhu vegetační sezóny. Součástí našeho výzkumu bylo (iii) zjistit význam lokálních prvků krajinné struktury, tj. travnatých mezí a lesnatých remízů pro společenstva bezobratlých s vazbou na podhorská bezlesí.

V případě dlouhodobého efektu jsme prováděli výzkum na plochách, jež byly ošetřovány shodným způsobem nepřetržitě pod dobu nejméně pěti let. V prvním roce výzkumu (2009) byly porosty posečeny v prvním červencovém týdnu; v druhém roce byly plochy sečeny postupně v šesti fázích mezi 29. červnem a 25. srpnem 2010. Skot byl na experimentální plochy ošetřené pastvou vyhnán v polovině června a byl zde ponechán pod dobu 30 dní. Plochy s kombinovaným managementem byly nejprve posečeny (v prvním červencovém týdnu), pastva následovala po regeneraci porostu přibližně od poslední srpnové dekády do konce září. Poslední variantu představovaly plošky, na nichž nebyla během sezóny provedena seč, ani pastva. Tyto plochy byly ošetřovány jedním ze zásahů později na podzim, zpravidla v říjnu či začátkem listopadu.

Studované plochy byly uspořádány do dvou bloků, obsahujících po jedné z ploch, ošetřených jedním ze čtyř typů zásahu. Plošky byly vybrány tak, aby se nacházely v přibližně stejné nadmořské výšce (750 – 780 m n. m.), měly podobnou rozlohu a sklon. Přibližně středem každé plochy jsme vedli podélné transepty tak, aby procházely napříč přes dva typy lineárních krajinných prvků – travnaté meze a remízy tvořené vzrostlými stromy. Pro účely naší studie jsme meze definovali jako nesečené pásy o šířce 5 – 10 m, tvořené převážně bylinnou vegetací (tj. bez vzrostlých stromů). Za remízy jsme považovali podobné pásy šířky 10 – 15 m, rozčleňující plochu luk a pastvin, tvořené vzrostlým a zapojeným porostem dřevin.

Ke vzorkování bezobratlých jsme použili metodu žlutých misek (Moericke 1951), jež byly rozmístěny v liniích transektů. Rovnoměrně podél fixních transektů v osmi vzorkovacích plochách jsme rozmístili celkem 88 žlutých misek, naplněných konzervačním roztokem soli a detergentu. V prvním roce terénního experimentu byly misky instalovány na konci května. Vzorky byly odebírány v přibližně desetidenních intervalech do konce srpna (2009). V druhé sezóně byly misky rozmístěny ve třetím červnovém týdnu (v důsledku zhoršených povětrnostních podmínek) a byly exponovány až do třetího zářijového týdne (2010). Odchycení jedinci bezobratlých byli nejprve roztříděni dle příslušnosti k řádům a spočítáni. Následně byli motýli, čmeláci, brouci a rovnokřídlí determinováni do druhů s výjimkou problematických druhů drobných herbivorních brouků a nymf rovnokřídlých, jež byly zařazeny pouze do čeledí. Pro potřeby dílčí studie, zaměřené na okamžitou odezvu rovnokřídlého hmyzu na uplatňovaný zemědělský management a lokální strukturu krajiny, bylo vymezeno celkem 12 experimentálních ploch. Kromě použití metody žlutých misek byli rovnokřídlí zároveň vzorkováni pomocí smýkání vegetace (Gardiner et al. 2005), jež proběhlo 23. července, 15. srpna a 19. září 2010. Počet vzorkovacích míst na každé experimentální ploše byl vztažen k její rozloze (1 bod na rozlohu 0,5 ha); každý den vzorkování toto probíhalo celkem na 72 místech, rovnoměrně rozmístěných mezi 12 experimentálními plochami.

### 3.1.3. Statistická analýza

K vyhodnocení vlivu odlišného zemědělského hospodaření a krajinné struktury na společenstva bezobratlých jsme použili mnohorozměrné ordinační metody. K nalezení hlavních gradientů v datech byla v prvním kroku použita nepřímá ordinační metoda (DCA, Hill a Gauch 1980). Na základě délky gradientů byla dále uplatněna buď kanonická korespondenční analýza (CCA; Ter Braak 1986), nebo redundanční analýza (RDA; Legendre a Anderson 1999). Metody přímé ordinace nám umožnily vztáhnout gradienty v druhovém složení/zastoupení řádů a abundancích k externím prediktorům a zároveň testovat význam těchto proměnných. Abundance druhů/řádů vstupovaly vzhledem k značně odlišným početnostem mezi taxony do analýz standardizovány použitím logaritmické funkce.

Testy modelů byly provedeny pomocí Monte-Carlo permutačního testu s nastavením split-plot designu omezeného na lineární transekty a 2000 permutací. Environmentální proměnné byly testovány s použitím forward-selektce. Pomocí generalizovaných lineárních modelů (GLM) byly dále vyhodnoceny individuální odpovědi jednotlivých druhů cílových skupin k dílčím testovaným proměnným (vliv *seče*, *pastvy*, vzdálenosti od *meze* resp. *remízu*). Výše uvedené analýzy byly provedeny v programu Canoco for Windows, verze 4.5.

Ke grafickému vyjádření vlivu čtyř odlišných kategorií dlouhodobě prováděného managementu bezlesí na druhovou bohatost dílčích cílových skupin členovců jsme použili rarefakční křivky modelované v prostředí volně dostupného statistického software R (verze 2.14.1.; R Development Core Team 2011).

### 3.2. Shrnutí výsledků a diskuse

Metodou žlutých misek bylo odchyceno celkem 134 411 jedinců reprezentujících 16 řádů hmyzu a další čtyři taxony členovců (Acari, Araneae, Collembola, Opiliona). Nejpočetněji zastoupenými řády byli Diptera a Hemiptera, společně tvořící téměř 74% celkového počtu odchycených jedinců. Následující čtyři skupiny byly studovány detailněji, na druhové úrovni: Denní motýli a vřetenušky (Zygaenidae) byli v celkovém vzorku získaném během dvou sezón výzkumu zastoupeni 3119 jedinci v 41 druzích, čmeláci a pačmeláci (*Bombus* spp.) 499 jedinci a 15 druhů, brouci 6342 jedinci a 112 druhů a rovnokřídlí (Orthoptera) čítali 2269 jedinců a 14 druhů.

#### 3.2.1. Okamžitý efekt managementových zásahů

Výsledky ordinačních analýz, jež jsme použili k vyhodnocení okamžitého vlivu seče a pastvy na studované skupiny shrnuje Tab. 1.

**Tab. 1:** Okamžitá odezva abundance studovaných skupin členovců ke dvěma hlavním způsobům obhospodařování travních porostů – seči a pastvě. Analyzováno ordinačními technikami RDA a CCA; faktory s průkazným vlivem a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**.

Model	Součet variability vysvětlené všemi kanon. osami	Test všech kanonických os	Vysvětlující proměnné	Test
RDA, řády	4,3%	F = 22,11; p < 0.05	<i>Pastva</i> <i>Seč</i> <i>Čas</i>	F=2,67; p=0,19 <b>F=13,75; p&lt;0,05</b> <b>F=49,39; p&lt;0,05</b>

RDA, Coleoptera	1%	F = 2,34; p < 0.001	<i>Pastva</i>	F=1,66; p=0,19
			<i>Seč</i>	<b>F=1,51; p=0,05</b>
			<i>Čas</i>	<b>F=3,85; p&lt;0,05</b>
CCA, Lepidoptera	50%	F = 5,98; p < 0.01	<i>Pastva</i>	F=0,18; p=0,93
			<i>Seč</i>	F=2,67; p=0,07
			<i>Čas</i>	<b>F=15,83; p&lt;0,01</b>
CCA, <i>Bombus spp.</i>	21%	F = 3,55; p < 0.01	<i>Pastva</i>	<b>F=3,57; p&lt;0,05</b>
			<i>Seč</i>	F=1,50; p=0,22
			<i>Čas</i>	<b>F=5,52; p &lt; 0,05</b>

Výsledky dalších analýz podporují hypotézu, že narušení vegetace prostřednictvím pastvy a zejména seče negativně působí zejména na málo pohyblivé taxony, neschopné letu (Collembola, Opiliona, Dermaptera), zatímco mobilnější, létavé skupiny zůstávají neovlivněny (Ephemeroptera, Lepidoptera, Mecoptera a Neuroptera). Zástupci jiných vagilních skupin, jako jsou Diptera, Coleoptera a Hymenoptera dokonce mohou být ve vzorcích z posečených ploch nacházeni ve vyšších abundancích (Tab. 2).

**Tab. 2:** Bezprostřední odezva abundance studovaných skupin členovců ke dvěma hlavním zemědělským postupům – seči a pastvě. Vypočteno pomocí generalizovaných lineárních modelů (GLM; taxony byly rozděleny na základě odlišné disperzní schopnosti dané schopností letu; faktory s průkazným vlivem a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**).

Disperzní schopnost	Taxon	<i>Seč</i>			<i>Pastva</i>			
		Regresní koeficient		F	P	Regresní koeficient		
		B	B <sup>2</sup>			B	B <sup>2</sup>	
<b>Vysoká</b>	Coleoptera	0,96		53,13	< <b>0,001</b>	0,07	0,04	0,15
	Diptera	0,37		22,47	< <b>0,001</b>	-0,04	0,45	0,17
	Ephemeroptera	-825		2,00	0,16	-7,64	0,16	0,31
	Hemiptera	-1,36	1,78	6,26	< <b>0,01</b>	0,25	0,61	0,43
	Hymenoptera	1,00	-0,99	3,62	< <b>0,05</b>	-0,49	3,21	0,07
	Lepidoptera	0,25		1,46	0,23	-0,85	1,75	0,18
	Mecoptera	0,11		0,10	0,25	-1,20	0,99	0,32
	Neuroptera	-0,88		0,16	0,31	-4,30	0,12	0,27
	Orthoptera	-2,38	2,31	4,19	< <b>0,01</b>	1,24	1,13	0,30
<b>Nižší</b>	Araneae	-0,45		2,15	0,14	-1,96	3,03	0,08
	Colembola	-25,84		6,20	< <b>0,05</b>	-6,03	0,40	0,47
	Dermaptera	-0,02		< 0,001	< <b>0,05</b>	0,45	0,01	0,24
	Opiliona	-0,97		11,75	< <b>0,001</b>	0,47	1,13	0,30

Naše výsledky ukazují, že různé skupiny bezobratlých reagují v krátkodobém horizontu na dva typy provedených zásahů (seč a pastva) individuálně. Seč z krátkodobého hlediska ovlivnila početnost v rámci řádů a abundanci brouků a rovnokřídlých, naopak v případě motýlů a čmeláků jsme průkazný okamžitý vliv zásahu nezjistili. Analýzy na úrovni početnosti jednotlivých řádů bezobratlých odhalily negativní odezvu méně mobilních skupin (Opiliona, Dermaptera a Collembola) k seči. Tyto převážně nelétavé taxony jsou zřejmě ve srovnání s mobilnějšími okřídlenými skupinami významněji ovlivněny přímou mortalitou jedinců při seči (Humbert et al. 2010, 2012) i změnou mikroklimatických faktorů (Gardiner a Hassall 2009) a zvýšeným rizikem predace (Braschler et al. 2009), jež vyvolává odstranění vegetačního pokryvu.

Odezva celkové abundance rovnokřídlých, získaných metodou smýkání vegetace, byla unimodální, tj. nejvíce jedinců bylo odchyceno přibližně měsíc po zásahu. V této fázi již částečná obnova vegetace zřejmě umožňuje rekolonizaci původně opuštěných, posečených ploch. Zároveň ovšem lze porost snáze smýkat, než v době, kdy je vegetace plně vzrostlá (Gardiner et al. 2005). Na metodický artefakt poukazuje i výsledek obdobné analýzy provedené s daty ze žlutých misek, ze které je patrný nejvýraznější negativní vliv zásahu ihned po jeho provedení a postupné stabilní zvyšování abundance rovnokřídlých během dorůstání vegetace.

Naopak počty jedinců některých mobilních skupin (Diptera, Hemiptera a Coleoptera) byly vyšší ve vzorcích z posečených ploch (Tab. 2). Popsaný trend lze vysvětlit okamžitou ztrátou většiny potravních zdrojů herbivorů a nektarofágů (Cizek et al. 2012) po provedení seče, jež může u mobilních létavých skupin vyvolat intenzivní hledání nových plošek, bohatých na potravu (Hossain et al. 2002). Vlivem zvýšené pohybové aktivity se zvyšuje také pravděpodobnost záchytu ve žlutých miskách, jež nadto mohou být po náhlém odstranění všech květů atraktivnější. Větší množství zachyceného hmyzu v miskách může sekundárně zvyšovat atraktivitu misek pro nekrofágní brouky (např. *Nicrophorus* spp., *Silpha* spp., *Thanatophilus sinuatus* aj.). Tato gilda sdružuje zejména vagilní druhy, jejichž přežití závisí na schopnosti rychle nalézt rozkládající se potravní zdroje (Hanski et al. 1987). Uvedeným způsobem zřejmě dochází k dalšímu zvýšení abundancí členovců, odchycených na posečených plochách.

Na druhé straně, další létavé skupiny, jako motýli, čmeláci aj. (viz Tab. 2), nebyly sečí průkazně ovlivněny (Tab. 1 a 2). To poukazuje na význam jiných faktorů. Tato problematika je diskutována níže, v částech věnovaných vlivu sezónnosti a krajinné struktury na společenstva bezobratlých podhorských luk a pastvin.

Na rozdíl od seče, pastva z okamžitého hlediska průkazně ovlivňovala abundance pouze jediné skupiny – čmeláků (Tab. 1). Vysvětlení může poskytnout detailnější znalost ekologie této skupiny sociálního hmyzu. Čmeláci tvoří hnízda, jež se liší počtem jedinců jak mezi druhy, tak i mezi jednotlivými hnízdy v rámci jednoho druhu. Obecně lze říci, že jedno hnízdo obývají desítky až několik stovek jedinců (Goulson 2010). Proto i náhodný výskyt jednoho či několika málo hnízd na experimentálních plochách může ovlivnit výsledky. Počet jedinců v hnízdě se během sezóny liší podle fáze vývoje kolonie. Druhově specifická je i doba, kdy se čmeláčí matky probouzejí po přezimování a zakládají hnízda, proto různé druhy dosahují maximálních početností v mírně odlišných částech sezóny. Pastva nebyla prováděna kontinuálně po celou sezónu, proto je komplikované odlišit změnu abundance čmeláků vyvolanou zásahem, od přirozeného průběhu vývoje populační početnosti dané životní historií druhu. Hypotézu metodického artefaktu podporuje i fakt, že ostatní skupiny nebyly pastvou průkazně ovlivněny.

Stejně jako Batáry et al. (2007, 2008) považujeme za určující z hlediska potenciálního vlivu pastvy na společenstva hmyzu a dalších bezobratlých míru její intenzity. Vzhledem k tomu, že pastevní tlak na našich experimentálních plochách byl velmi nízký (0.82 a 0.84 DJ/ha), okamžitý efekt pastvy významněji neovlivnil studovaná společenstva bezobratlých.

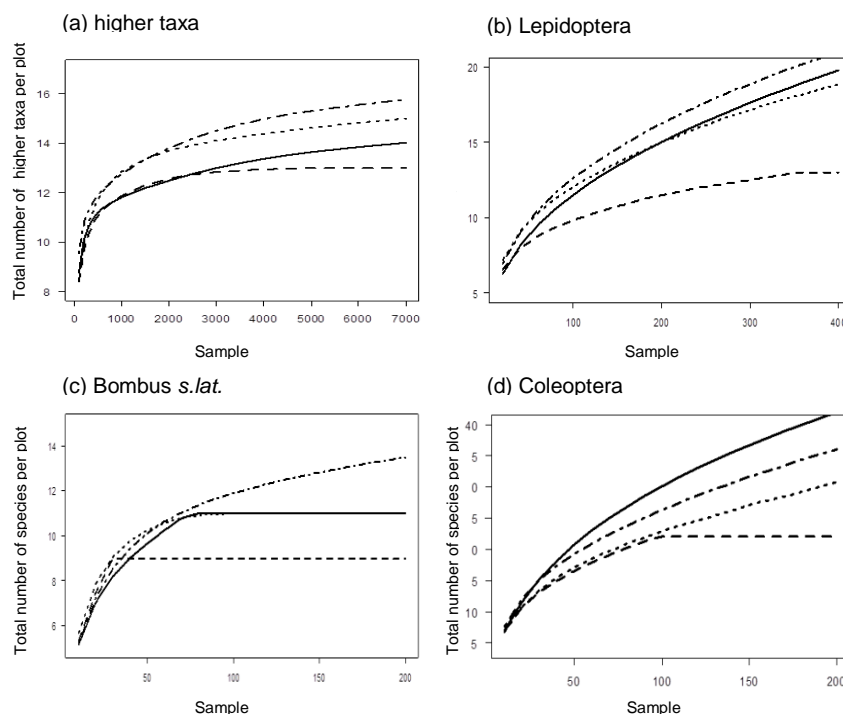
### 3.2.2. Dlouhodobý vliv odlišných typů managementu



V rámci studovaného území jsme vymezili plochy, jež jsou dlouhodobě (nepřetržitě po dobu minimálně pěti let) ošetřovány jedním ze čtyř typů zásahu (tj. seč, pastva, kombinace obou předchozích a absence managementu během vegetační sezóny). K identifikaci dlouhodobých vlivů každého managementu na společenstvo bezobratlých jsme použili ordinační analýzy (Tab. 3) a rarefakční křivky.

**Tab. 3:** Vlivy dlouhodobého managementu bezlesí na společenstva bezobratlých, testované metodami přímé ordinace. Závislou proměnnou byly celkové abundance v rámci studovaných skupin, faktory s průkazným vlivem a jejich p-hodnoty jsou proznačeny **tučně**.

Model	Součet variability vysvětlené všemi kanon. osami	Test všech kanonických os	Vysvětlující proměnné – typy managementu	Test
RDA, Řády	4,4%	F = 13,3; p < 0,001	<i>Pastva</i>	<b>F=4,49; p&lt;0,01</b>
			<i>Seč</i>	F=5,63; p=0,19
			<i>Bez zásahu</i>	<b>F=3,17; p&lt;0,01</b>
			<i>Pastva a seč</i>	<b>F=4,19; p&lt;0,01</b>
			<i>Čas</i>	<b>F=49,92; p&lt;0,001</b>
RDA, Coleoptera	1,4%	F = 1,6; p < 0,05	<i>Pastva</i>	F=1,46; p=0,08
			<i>Seč</i>	F=0,84; p=0,91
			<i>Bez zásahu</i>	F=0,69; p=0,88
			<i>Pastva a seč</i>	<b>F=1,49; p&lt;0,05</b>
			<i>Čas</i>	<b>F=3,03; p&lt;0,01</b>
CCA, Lepidoptera	57,3%	F = 4,1; p < 0,01	<i>Pastva</i>	F=1,02; p=0,44
			<i>Seč</i>	F=1,48; p=0,81
			<i>Bez zásahu</i>	F=0,60; p=0,93
			<i>Pastva a seč</i>	F=1,76; p=0,08
			<i>Čas</i>	<b>F=15,83; p&lt;0,01</b>
CCA, <i>Bombus s.lat.</i>	28%	F = 2,42; p < 0,01	<i>Pastva</i>	<b>F=2,21; p=0,05</b>
			<i>Seč</i>	<b>F=1,91; p&lt;0,05</b>
			<i>Bez zásahu</i>	F=1,71; p=0,14
			<i>Pastva a seč</i>	F=1,48; p=0,15
			<i>Čas</i>	<b>F=4,74; p&lt;0,05</b>



**Obr. 1:** Celkový počet taxonů (a) a druhů v rámci studovaných skupin (b, c, d) zjištěný na plochách ošetřovaných nejméně pět navazujících let daným managementovým zásahem. Sečené plochy znázorňuje čerchovaná linie (— · —), pasené plochy jsou zobrazeny přerušovanou čarou (— — —), pozemky ošetřené kombinací seče a pastvy reprezentuje plná čára (————) a plošky ponechané ve vegetační sezóně bez managementu jsou značeny pomoci tečkované linie (······) linie. Velikost vzorku (sample size) odpovídá abundanci jedinců v rámci daných skupin, odchycených na dílčích experimentálních plochách.

Na rozdíl od výsledků testování okamžitého vlivu managementu, kde jako stěžejní faktor vystupovala seč, analýzy dlouhodobého efektu uplatňovaných opatření odhalily významnou roli pastvy. Jak samotná pastva, tak i pastva v kombinaci se sečí průkazně ovlivňovala abundance na úrovni řádů, ale také abundanci samostatně testovaných brouků a čmeláků. Dlouhodobý efekt seče byl však průkazný pouze v případě čmeláků (Tab. 3).

Zpožděná odezva společenstev bezobratlých na pastvu, patrná teprve v dlouhodobém časovém horizontu, je zřejmě způsobena malým pastevním tlakem. Nízká intenzita pastvy jen zvolna mění složení vegetace (Matějková et al. 2003), a teprve tuto změnu zřejmě stopují potravně závislá společenstva hmyzu a ostatních členovců. V podmínkách naší studijní lokality dobytek nadto nespásal efektivně celou plochu pastvin, místy zůstávaly ostrůvky nespášené vegetace. Výše popsaná situace může vést k posunu v druhovém složení rostlin směrem k menšímu počtu kompetičně silnějších druhů, což se projeví i v navazující úrovni potravního řetězce.

Slabou odezvu bezobratlých na seč v dlouhodobém hledisku lze vysvětlit následujícím způsobem: Většina vzorkovaných jedinců bezobratlých patřila k druhům s vazbou na otevřená stanoviště. Existence bezlesí je podmiňována opakovaným narušováním sukcesních změn, vedoucích v našich podmínkách zpravidla ke vzniku lesa (Konvicka et al. 2008). Na základě našich zjištění i recentních prací dalších autorů (Rundlof et al. 2008, Cizek et al. 2012) je zřejmé, že extenzivní seč (tj. prováděná pouze jednou za rok, variabilně v čase i prostoru) je vhodným typem opatření k údržbě

TTP. Ačkoliv mechanizovaná seč v okamžitém měřítku významně snižuje abundance hmyzu (Humbert et al. 2009, 2010), její přínos lze spatřovat zejména v účinném zamezení expanze dřevin a dominantních druhů rostlin, jako jsou některé konkurenčně zdatné trávy (Gibson 2009). Pravidelná seč tak zajišťuje zachování druhově pestrých porostů obsahujících četné dvojděložné, kvetoucí rostliny, jež umožňují existenci druhově bohatých společenstev hmyzu (Hutchinson 1959, Knop et al. 1999), reprezentujících navazující článek potravního řetězce. Jinými slovy, bezobratlí s vazbou na sekundární bezlesí musejí být na určitou míru disturbance adaptováni.

Uvedenému výkladu odpovídají i rarefakční křivky (Obr. 3). Seč se také na základě této analýzy jeví jako nejvhodnější typ managementu z hlediska udržení vysokého druhového bohatství motýlů a čmeláků, kromě toho bylo na sečených plochách zastoupeno nejvíce řádů bezobratlých. Naopak na plochách ošetřovaných pouze pastvou byla zjištěna nejmenší druhová pestrost napříč sledovanými skupinami, podobně působila také absence managementu během sezóny. Za důležité zjištění považujeme, že stejně jako seč, také kombinovaný režim pastvy a seče představoval z hlediska druhové pestrosti celkově vhodné managementové opatření. Tento trend lze interpretovat níže uvedeným způsobem. Kompetičně zdatné druhy rostlin těží z nízké intenzity pastvy a na pasených pozemcích potlačují druhy méně schopné, což vede k částečnému ochuzení vegetace pastvin a následně může způsobovat i pokles druhové pestrosti bezobratlých. Na pozemcích ošetřovaných kombinací obou přístupů však může posečení efekt pastvy omezit.

Konečně, nejvýraznější vliv na formování společenstva bezobratlých měl faktor času, a to jak při analýzách okamžitého vlivu zásahů, tak i v horizontu dlouhodobém (Tab. 1 a 3). Z uvedeného vyplývá, že sezonalita má stěžejní vliv na abundance a složení společenstev bezobratlých vázaných na podhorské louky a pastviny. Naše studijní plochy se nacházely v nadmořské výšce přibližně od 750 do 780 m n. m., kde dochází ve srovnání s nížinami k výraznému posunu a zkrácení vegetačního období (Tolasz et al. 2007). Čím kratší je sezóna s vhodnými klimatickými podmínkami, tím významnější roli zřejmě má hraje faktor času pro bezobratlé, jejichž vývoj je silně ovlivňován teplotou a vlhkostí (Bale 1991, Tauber et al. 1998). Z našich pozorování vyplývá, že většina skupin bezobratlých vázaných na podhorská bezlesí dosahuje maximálních početností na vrcholu léta, přesněji na přelomu června a července. Proto je důležité vhodně načasovat provedení zásahů, zejména seče, která přímo postihuje méně pohyblivé taxony a larvální stádia hmyzu (Humbert et al. 2009, 2010).

### 3.2.3. Role lokálních prvků krajinné struktury

Význam lineárních prvků lokální krajinné struktury byl studován opět prostřednictvím metod mnohorozměrné ordinační analýzy a generalizovaných lineárních modelů, jejichž výsledky uvádíme níže. Testováním proměnných jsme doložili stěžejní význam jak mezí, tak i remízů pro společenstva členovců otevřených stanovišť vyšších poloh (Tab. 4, Obr. 2).

**Tab. 4:** Individuální odezva abundancí konkrétních taxonů bezobratlých podhorských luk a pastvin na vzdálenost mezi a remízů, modelovaná pomocí GLM. Průkazný vliv faktorů a jejich p-hodnoty jsou proznačeny tučně.

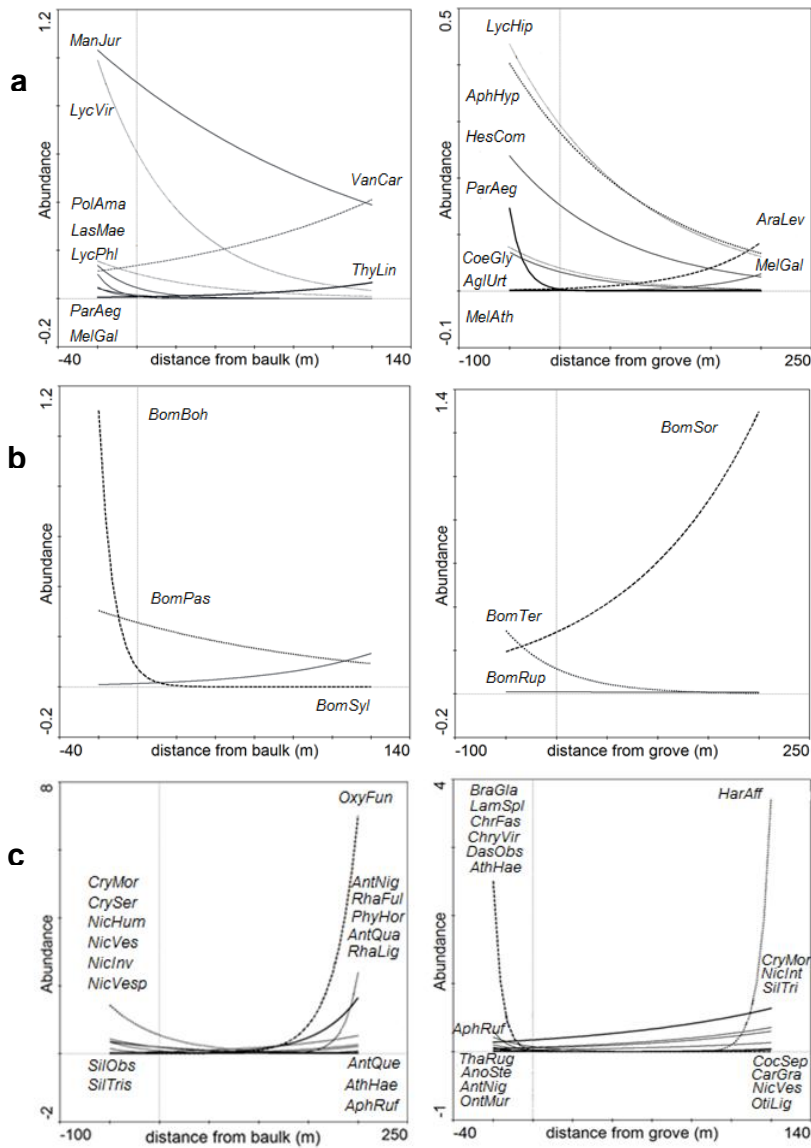
Taxon	<i>Remíz</i>				<i>Mez</i>			
	Regresní koeficienty		F	P	Regresní koeficienty		F	P
	B	B <sup>2</sup>			B	B <sup>2</sup>		
Araneae	0,01		23,03	< <b>0,001</b>	0,02	-0,001	12,31	< <b>0,001</b>
Colembola	0,001		0,03	0,137	-0,01		2,17	0,14
Coleoptera	0,01		22,67	< <b>0,001</b>	-0,01	0,001	19,65	< <b>0,001</b>
Dermaptera	0,002		0,158	0,31	-0,003		0,59	0,44
Diptera	-0,01	0,001	10,24	< <b>0,001</b>	0,004	-0,001	3,47	< <b>0,05</b>
Ephemeroptera	-0,001		0,001	< <b>0,01</b>	0,001		1,17	0,28
Hemiptera	0,01	-0,001	3,84	< <b>0,05</b>	-0,001		16,14	< <b>0,001</b>
Hymenoptera	-0,01		15,55	< <b>0,001</b>	0,001		0,89	0,35
Lepidoptera	-0,01		4,76	< <b>0,05</b>	0,001		0,23	0,37
Mecoptera	-0,001		0,54	0,46	-0,01	0,01	12,54	< <b>0,001</b>
Neuroptera	-0,02		2,23	0,14	0,07	-0,001	2,84	<b>0,05</b>
Opilionida	0,01	-0,001	2,72	0,07	0,03	-0,001	36,63	< <b>0,001</b>
Orthoptera	0,02	-0,001	11,34	< <b>0,001</b>	-0,01		64,81	< <b>0,001</b>

Většina studovaných skupin se ve větších početnostech vyskytovala poblíž jednoho, nebo obou typů okrajů, které mohou skýtat výhodu specifického mikroklimatu, závětrí atp. (Maudsley 2000, Merckx et al. 2009). Abundance brouků a pavouků nicméně průkazně rostly směrem do středu luk, tedy se zvětšující se vzdáleností od mezí a remízů (Tab. 4). Tento trend zřejmě lze vysvětlit prostřednictvím odpovědi početnějších zástupců obou skupin, kteří jsou vázáni na travní porost (např. početné herbivorní druhy brouků jako krasci rodu *Anthaxia*, listokaz *Phyllopertha horticola*, zlatohlávek *Oxythyrea funesta* ale také páteřičci *Rhagonycha* spp., jež na rostlinách a květech loví kořist – viz Obr. 2c; obdobně i nejpočetněji zastoupené druhy pavouků, běžníci rodu *Xysticus* spp., slídák *Pardosa palustris*, čelistnatka *Pachygnatha degeeri* a další).

Abundance motýlů byly silně ovlivněny vzdáleností obou interakčních prvků. Většina druhů včetně typických obyvatel luk, jako jsou okáči *Maniola jurtina* a *Aphantopus hyperanthus*, ohniváči *Lycaena virgaureae* a *L. hippothoe*, nebo soumračník čárkovaný (*Hesperia comma*), se shromažďovala v blízkosti remízů i mezí (Obr. 2a), což odpovídá závěrům recentní studie Kulfana et al. (2012). Pozitivní odezvu motýlů lze vysvětlit jako tendenci jedinců k vyhledávání prostředí, kde jsou lépe chráněni před větrem, ale i před možnou predací (Merckx et al. 2009, 2010). V době posečení porostu luk navíc vegetace okrajů představuje jeden z mála dostupných zdrojů nektaru. Lineární prvky nadto mohou sloužit i jako přirozené migrační koridory mnoha druhů živočichů, včetně motýlů (Davies a Pullin 2007).

Na rozdíl od motýlů, čmeláci nebyli na úrovni abundance celé skupiny přítomností remízů ovlivněni. Toto zjištění koresponduje s faktem, že čmeláci jsou schopni létat i za nepříznivých povětrnostních podmínek, jako jsou nízké teploty, vítr a dokonce i slabý déšť (Goulson 2010), takže nejsou nuceni vyhledávat závětrí, jež poskytují vzrostlé dřeviny remízů, do té míry jako motýli. Alternativně lze naznačený trend vysvětlit přes individuální nároky jednotlivých druhů na hnízdní

stanoviště a kvetoucí rostliny coby zdroj pylu a nektaru (Conop et al. 2010), které se odrážejí v druhově specifické odezvě v abundancích ke vzdálenosti obou interakčních prvků (Obr. 2 b).



**Obr. 2:** Odpovědi jednotlivých druhů denních motýlů (a), čmeláků (b) a brouků (c) na vzdálenost *remízů* (grove) a *mezi* (bank) predikované pomocí GLM s abundancí každého druhu jako závislou proměnnou. Vyneseny jsou pouze druhy s průkaznou odezvou ke každému typu okraje.

### 3.3. Závěr

Náš výzkum byl proveden na plochách sekundárního bezlesí v podhůří Hrubého Jeseníku, jež byly obhospodařovány kontinuálně po dobu nejméně pěti let v režimu AES. Travní porosty studijní lokality jsou obhospodařovány velmi extenzívní pastvou a šetrnou sečí. Vlastník pozemků a zároveň hospodařící subjekt využívá nadstandardní titul začleněný do struktury českých AES, tj. pruhu neposečené vegetace ponechané po dobu celé sezóny. Kromě toho byla v jedné sezóně výzkumu uplatňována postupná seč v blocích, tj. neproběhla standardní plošná seč v jednom termínu zásahu.

I přes výše popsany šetrný režim hospodaření jsme zaznamenali průkazný okamžitý efekt *seče* a významný vliv *pastvy* prováděné v dlouhodobém měřítku na společenstva bezobratlých s vazbou na stanoviště podhorských TTP.

Z krátkodobého hlediska *seč* negativně ovlivňovala především abundance méně pohyblivých skupin, tj. zejména nelétavých taxonů. Naopak v dlouhodobém horizontu extenzívní seč, prováděná jednou ročně, a pokud možno heterogenně v prostoru i čase, podporovala druhové bohatství prakticky v rámci všech studovaných skupin. I přes evidentní vliv typu zemědělského hospodaření na bezobratlé živočichy, nejvýznamnějším faktorem, hrajícím klíčovou roli ve složení studovaných společenstev, byla bez výjimky sezónnost, zadávaná do analýz jako vysvětlující proměnná *čas*.

Na distribucích abundance celých taxonů bezobratlých i jednotlivých druhů detailněji studovaných skupin hmyzu v rámci studijních ploch luk a pastvin se velkou měrou podílela také lokální krajinná struktura. Oba typy trvalých lineárních prvků rozčleňujících velké plochy TTP, tj. travnaté meze i remízy tvořené vzrostlými dřevinami významně ovlivňovaly distribuci společenstev bezobratlých v prostoru. Většina studovaných skupin vykazovala pozitivní odezvu k přítomnosti *remízu*, *meze*, či obou typů okrajů.

Závěrem lze shrnout, že AES mohou podporovat biodiverzitu, jak ale dokládají výsledky naší studie, výchozím předpokladem je šetrné hospodaření, tj. primárně se zařazením titulů, jež jsou aktuálně nastaveny jako doplňkové, či nadstandardní. Takové tituly bohužel nejsou příliš často využívány. Hlavním úkolem v nadcházejících letech proto bude dostatečně motivovat hospodařící subjekty k účasti v těchto nadstavbových titulech. Současně se jeví jako velmi vhodné doplnit stávající strukturu českých AES o některé další opatření, jako je např. zakládání remízů a mezí, zvyšujících stanovištní heterogenitu krajiny a tím podporující vyvážená společenstva organismů.

#### 4. ANTROPOGENNÍ OVLIVNĚNÍ PRIMÁRNÍHO BEZLESÍ NAD HORNÍ HRANICÍ LESA NA PŘÍKLADU NPR PRADĚD, HRUBÝ JESENÍK

Hory a horské celky patří z přírodovědného hlediska mezi atraktivní prostředí (Nagy a Grabherr 2009). Ostrovní charakter alpského bezlesí evropských pohoří umožnil dlouhodobou izolaci a specifický vývoj jednotlivých společenstev. Výsledkem je obecně vyšší míra endemismu jak u rostlin, tak u bezobratlých živočichů (Brandmayr et al. 2003, Negro et al. 2007, Coldea et al. 2009, Kuras et al. 2009). Právě vrcholové oblasti nejvyšších pohoří střední Evropy jsou příkladem relativně malých a silně izolovaných ploch s překvapivě vysokou druhovou diverzitou. Hrubý Jeseník pak představuje hot-spot druhového bohatství hmyzu mezi pohořími Vysokých Sudet (Bílá et al. 2012).

Společenstva alpské tundry jsou velmi citlivá k disturbancím (Baur et al. 2007, Negro et al. 2007, Nagy a Grabherr 2009). Negativní vlivy ohrožující alpské ekosystémy jsou převážně antropogenního původu (Negro et al. 2010), přičemž za jeden z nejvýznamnějších problémů je považován rozvoj lyžařských areálů (Titus a Tsuyuzaki 1998, Wipf et al. 2005, Rolando et al. 2007, Kubota a Shimano 2010). Přestože prací věnovaných vlivu zimní rekreace na vegetaci a půdní prostředí je celá řada, studie zabývající se efektem lyžování na živočichy jsou zpravidla recentní (např. Thiel et al. 2008, Negro et al. 2010, Rolando et al. 2012, Kessler et al. 2012) a o poznání méně početné. Stupeň poznání se navíc výrazně liší mezi taxony. Relativně málo studovanou skupinou ve vztahu k lyžování doposud zůstávají epigeičtí brouci. Dosavadní výzkumy byly zaměřeny především na čeledi střevlíkovitých (Carabidae) a kovaříkovitých (Elateridae). S výjimkou práce Negra et al. (2010) se však dosavadní studie zabývají vlivem sjezdových tratí vedených pod horní hranici lesa.

V naší studii jsme si položili následující výzkumné otázky: (i) Ovlivňují i sjezdové tratě provozované v režimu zvláště chráněného území národní kategorie strukturu společenstev epigeických brouků? (ii) Pokud ano, jak jsou předmětná společenstva ovlivněna? (iii) Lze na základě výsledků naší studie formulovat doporučení pro konzervační management primárních bezlesí vrcholové zóny našich nejvyšších pohoří?

##### 4.1. Metodika

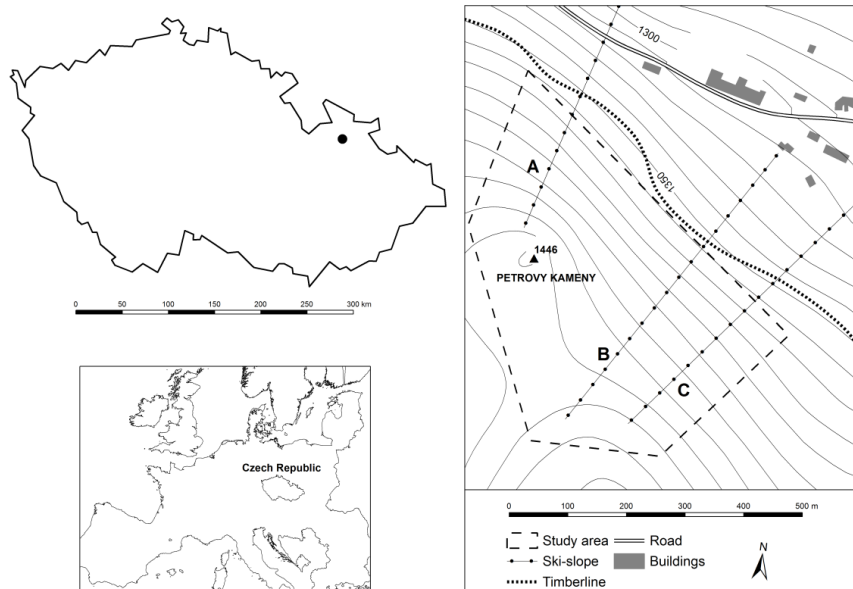
###### 4.1.1. Charakteristika studijního území

Studijní plochy byly situovány do primárně bezlesých vrcholových partií Hrubého Jeseníku. Zájmovým územím bylo lyžařské středisko Praděd, lokalita výzkumu se nachází v Národní přírodní rezervaci (= NPR) Praděd.

Studijní plochy byly vymezeny nad horní hranicí lesa (Treml a Banaš 2008), a to mezi 1350 a 1440 m n. m. Klima oblasti je chladné, průměrné měsíční teploty se pohybují od  $-6,5^{\circ}\text{C}$  v nejhladnějším měsíci (leden) do  $+9,5^{\circ}\text{C}$  v nejteplejším, tj. v srpnu (Demek a Kříž 1994). Sněhová pokrývka ve studované oblasti zpravidla přetrvává déle než 180 dní, obvykle od konce října do poloviny května (Lednický 1985).

Z hlediska vegetace lze ve studovaném území rozlišit tři hlavní typy (*sensu* Chytrý et al. 2001): (i) subalpská brusnicová vegetace s převládajícím zastoupením *Vaccinium myrtillus* (pro potřeby

naší práce označována jako *Vaccinium*); (ii) subalpínské vysokostébelné trávničky s *Calamagrostis villosa* (= *Calamagrostis*); (iii) subalpínské kapradinové nivy s dominantní *Athyrium distentifolium* (= *Athyrium*).



**Obr. 3:** Situační zakres lyžařského střediska Praděd v kontextu Evropy a České republiky a pozice studovaných sjezdových tratí (A, B, C).

#### 4.1.2. Experimentální design

Cílem studie bylo zjistit potenciální vlivy sjezdové trati na společenstvo herbivorních a karnivorních epigeických brouků. Tyto skupiny jsou tradičně používány k hodnocení environmentálních změn, protože zahrnují druhy citlivě reagující na změnu parametrů prostředí (Hůrka et al. 1996, Ranio a Niemelä 2003, Kotze et al. 2011). Ke vzorkování společenstva byla použita metoda padacích zemních pastí, standardně používaná pro brouky a ostatní epigeické členovce (Greenslade 1964, Spence a Niemelä 1994).

V rámci lyžařského střediska Praděd jsme zvolili tři sjezdové trati, jež byly srovnatelné z hlediska environmentálních proměnných (tj. nadmořská výška, expozice ke světovým stranám, sklon a zastoupení jednotlivých vegetačních typů). Na ploše sjezdovek jsme náhodně vybrali studované plošky tak, aby reprezentativně pokrývaly tři dominantní vegetační typy – *Vaccinium*, *Calamagrostis* a *Athyrium*. Pro každý vegetační typ jsme na každé ze tří sjezdovek vymezili tři individuální plošky; na každé plošce pak byly náhodně rozmístěny tři zemní padací pasti. Na sjezdovkách bylo tedy celkem umístěno 27 (3 x 3 x 3) padacích pastí. Stejně schéma bylo použito i pro rozmístění pastí na kontrolních ploškách, jež byly situovány mimo sjezdovky. Úhrnem jsme tedy ve studovaném území rozmístili 54 zemních padacích pastí, jež byly instalovány 3. června 2005 a vzorky byly vybírány v přibližně čtyřtýdenních intervalech až do 8. října stejného roku. Celkem bylo provedeno 5 výběrů. V laboratorních podmínkách byly vzorky rozebírány a zástupci čeledí Carabidae, Elateridae,



Curculionidae, Chrysomelidae a Scarabaeidae byli determinováni na úroveň jednotlivých druhů. Nomenklatura byla převzata podle de Jonga (2012).

#### 4.1.3. Úprava dat a statistická analýza

Vysvětlujícími proměnnými zahrnutými v analýzách byly *vegetační typ* a *sjezdová trať*, obě zadávány jako kategoriální proměnné. Faktor sjezdová trať byl kódován jako 0/1 (pasti mimo sjezdovku/na sjezdovce); faktor vegetační typ nabýval tří stavů podle umístění pasti, tj. na ploše s vegetací *Vaccinium*, *Calamagrostis* nebo *Athyrium*. Individuálně pro každou past byly dále měřeny vzdálenosti od okraje sjezdové trati, jejichž hodnoty (v metrech) vstupovaly do analýz logaritmicky transformovány. Jako závislé proměnné do analýz vstupovaly abundance jednotlivých druhů brouků. S ohledem na mírně odlišnou dobu expozice pastí během vzorkovacích period byly počty jedinců odchycených každou pastí standardizovány převedením na počty jedinců odchycených danou pastí za jeden vzorkovací den.

Pro vyjádření hlavních gradientů mezi získanými daty byla použita nepřímá mnohorozměrná ordinační technika DCA, následně byla použita metoda přímé ordinace (CCA). Data byla standardizována a centrována podle vzorků, model byl testován Monte-Carlo permutačním testem s nastavením split-plot designu, forward selekce a 5000 opakování. K vyhodnocení a grafickému znázornění odpovědí jednotlivých druhů na individuální faktor sjezdové trati byly použity zobecněné lineární modely (GLM). Druhová data měla Poissonovu distribuci a odpovědi jednotlivých druhů byly nejlépe proloženy kvadratickou funkcí. Všechny výše uvedené analýzy byly provedeny v prostředí statistického software Canoco for Windows, verze 4.5 (ter Braak a Šmilauer 1998).

V dalším kroku byly použity zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) k testování vlivu sjezdové trati společně s vybranými druhově specifickými charakteristikami (velikost těla, přítomnost vs. absence křídel, potravní specializace, stanovištní preference a klasifikace míry tolerance k environmentálním změnám) na abundance epigeických brouků. Cílem těchto analýz bylo zjistit, zda se významně liší zastoupení jednotlivých funkčních skupin brouků mezi sjezdovou tratí a okolní přirozenou alpskou tundrou.

Součástí datových analýz bylo vyhodnocení funkční diverzity epigeických brouků ve vztahu ke sjezdové trati. Toto bylo provedeno dle Masona et al. (2005) a zahrnovalo analýzu změn tří parametrů, tj. funkční bohatosti (*functional richness*), vyrovnanosti (*functional evenness*) a divergence (*functional divergence*) podél gradientu sjezdová trať – okolní ekosystém alpské tundry.

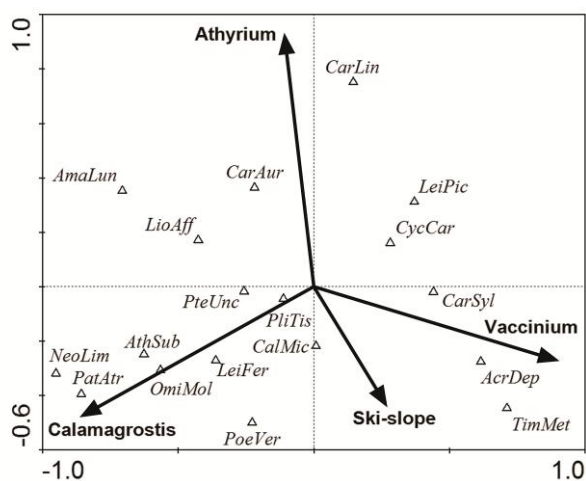
## 4.2. Shrnutí výsledků a diskuse

Během přibližně čtyřměsíčního období expozice zemních pastí jsme zaznamenali celkem 48 druhů brouků o celkové početnosti 2252 jedinců. Pro statistické zhodnocení jsme však vycházeli z redukovaného počtu 2201 exemplářů reprezentujících 27 druhů. Druhy zastoupené méně než pěti jedinci v celkovém vzorku byly z analýz vyřazeny.

Nejhojněji zastoupenou čeledí byli střevlíkovití brouci (Carabidae), jež se na celkové početnosti vzorku podíleli 55 %. Dominantními druhy byli *Carabus sylvestris*, *Calathus micropterus*, *Cychnus caraboides* a *Pterostichus unctulatus*, kteří byli zastoupeni více než 100 exempláři v celkovém vzorku.

Absolutně nejpočetnějším druhem byl však reliktní nosatec *Plintus tischeri* s 526 jedinci, tvořící 23,9 % všech odchycených jedinců. Studované společenstvo brouků arктоalpinní tundry obsahuje některé vzácnější druhy, vázané především na nenarušená stanoviště. Nejvýznamnější z nich je alpský hnojník *Neagolius limbolarius*, jenž se v pohoří Hrubého Jeseníku vyskytuje v endemickém poddruhu (*N. limbolarius bilimeckii*). Dále lze uvést boreomontánní či montánní reliktní druhy jako je střevlík lesní (*Carabus sylvestris*), kovařík *Liotrichus affinis*, mandelinky *Minota carpathica* a *Timarcha metallica*, či již zmíněného nosatce *Plintus tischeri*.

Provedená mnohorozměrná ordinační analýza (CCA) vysvětlila po odfiltrování efektu kovariát 5,2 % variability v druhových datech ( $F = 3,778$ ,  $p < 0,001$  pro všechny kanonické osy). Společenstva brouků se navzájem lišila mezi sledovanými stanovišti (Obr. 4); průkazný vliv na strukturu společenstva měly dva ze tří vegetačních typů (*Vaccinium*  $F = 5,88$ ,  $p < 0,001$ ; *Athyrium*  $F = 3,21$ ,  $p < 0,001$ ), stejně jako faktor sjezdové trati ( $F = 2,36$ ,  $p = 0,002$ ).



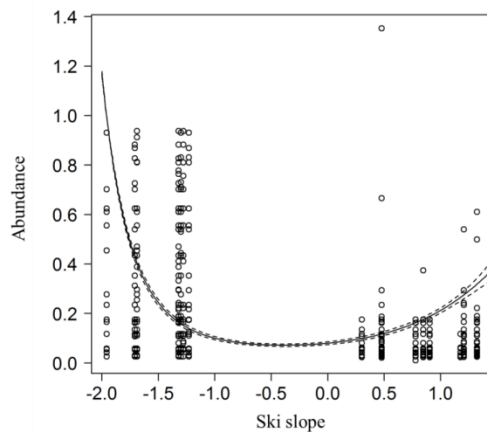
**Obr. 4:** Ordinační CCA model sledovaných proměnných prostředí (faktor sjezdové trati a tří vegetačních typů) a relativních abundancí epigeických brouků primárního horského bezlesí. Ve schématu jsou vyneseny pouze druhy s váhou (fit-range) > 1%, značené pomocí trojúhelníků s akronymy názvů druhů: *Acrossus depressus* (*AcrDep*), *Amara lunicollis* (*AmaLun*), *Athous subfuscus* (*AthSub*), *Calathus micropterus* (*CalMic*), *Carabus auronitens* (*CarAur*), *Carabus linnei* (*CarLin*), *Carabus sylvestris* (*CarSyl*), *Cychrus caraboides* (*CycCar*), *Gastrophysa viridula* (*GasVir*), *Leistus ferrugineus* (*LeiFer*), *Leistus piceus* (*LeiPic*), *Liotrichus affinis* (*LioAff*), (*MinCar*), *Omiamima mollina* (*OmiMol*), *Neagolius limbolarius* (*NeoLim*), *Patrobis atrorufus* (*PatAtr*), *Plinthus tischeri* (*PliTis*), *Poecilus versicolor* (*PoeVer*), *Pterostichus aethiops* (*PteAet*), *Pterostichus unctulatus* (*PteUnc*), *Timarcha metallica* (*TimMet*).

Nejdelší gradient v druhových datech je na grafickém výstupu CCA modelu patrný podél horizontální kanonické osy a reprezentuje odlišnou disperzní schopnost druhů. Vysoce mobilní, létavé druhy převažují v levé části ordinačního schématu (např. *Amara lunicollis*, *Athous subfuscus*, *Neagolius limbolarius*), naopak brachypterní druhy brouků, pohybující se převážně po povrchu půdy (*Carabus sylvestris*, *Leistus piceus* a *Timarcha metallica*), jsou shloučeny převážně v opačné části diagramu.

Na rozložení druhů podél vertikály je patrný vliv gradientu nadmořské výšky. Lesní druhy jako *Carabus auronitens*, *C. linnei*, *Cychrus caraboides* a *Leistus piceus* jsou v ordinačním schématu shromážděny v horní části, což poukazuje na jejich vyznívání s rostoucí nadmořskou výškou, byť do

otevřených stanovišť nad horní hranicí lesa částečně zasahují. Naopak generalisté jako mandelinka *Timarcha metallica*, druhy otevřených stanovišť (*Leistus ferrugineus*, *Omiamia mollina*, *Poecilus versicolor*) a specializované druhy horských bezlesí (*Neagolius limbolarius* a *Carabus sylvestris*) se nacházejí ve spodní části grafu. Stanovištní vazby významně ovlivňují strukturu společenstva epigeických brouků alpinských bezlesí. Přítomnost konkrétního vegetačního typu ovlivňuje rozšíření některých oligofágních herbivorů, jako je mandelinka *Timarcha metallica*, vázaná na porosty brusnic (*Vaccinium*), nebo endemický poddruh hnojníka *Neagolius limbolarius* závislý na vegetaci vyšších trávníků s převažující třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*).

Ačkoliv faktor sjezdové trati měl statisticky průkazný vliv na společenstvo epigeických brouků, míra tohoto vlivu nebyla stejná podél příčného profilu trati. Epigeičtí brouci byli nejvýrazněji ovlivněni podél vnitřních okrajů sjezdových tratí (Obr. 5), kde byly zjištěny průkazně nižší abundance většiny druhů.

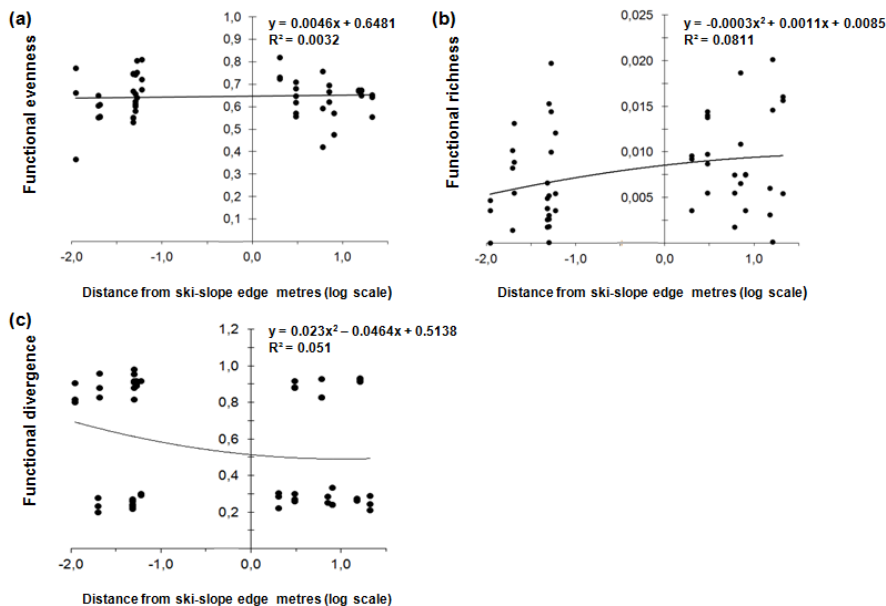


**Obr. 5:** Vliv sjezdové trati na celkovou abundanci brouků predikovaný pomocí GLMM. Pro analýzu byla použita relativní abundance brouků, efekt sjezdovky byl škálován pomocí vzdálenosti každé pasti (m) od okraje sjezdovky (0.0). Každý symbol kroužku reprezentuje jeden výběr pasti.

Uvedený trend vysvětlujeme zpožděným odtáváním sněhových vrstev v místech jeho zvýšené akumulace. Díky specifickému způsobu udržování sjezdových tratí se totiž nejmočnější sněhová vrstva tvoří právě podél okrajů sjezdovek, kde jsou instalovány oplůtky proti vyhrnování sněhu pohybem lyžařů do stran. Tyto bariéry zachytávají také čerstvý sníh, přefoukávaný větrem napříč svahem. Sněhové vrstvy pak vlivem pozdějšího odtávání oddalují nástup vegetační sezóny, zkracují ji a ovlivňují tak i navazující složky potravního řetězce, mj. také epigeické brouky. K celkovému efektu může přispívat také snížená izolační schopnost pojezdy zhutnělého sněhu (Rixen et al. 2004). Častější, či silnější působení mrazu ve svrchních vrstvách půdy vede k sezónnímu zvýšení mortality půdní fauny (Sømme a Conradi-Larsen 1977, Heal et al. 1998). Negativně ovlivněn tak může být i vývin některých horských reliktních druhů, jako je hnojník *Neagolius limbolarius*. Larvální stádia tohoto saprofágního druhu jsou svým vývojem vázána na svrchní vrstvy půdy, kde se živí na odumřelých kořincích trav (Juřena et al. 2008) a mohou být promrzáním postižena. Také samotné zkrácení vegetační sezóny způsobené zpožděným odtáváním sněhu, může ovlivnit larvální vývoj epigeických druhů.

Z výsledků analýzy funkční diverzity vyplývá, že dvě ze tří jejích komponent, tj. funkční

bohatost ( $F_{1,51} = 4.48$ ,  $p = 0.039$ ) a divergence ( $F_{1,51} = 3.98$ ,  $p = 0.040$ ) se na gradientu mezi nenarušenou tundrou a sjezdovou tratí průkazně měnily. Zatímco funkční bohatost směrem do středu sjezdových tratí rostla (Obr. 6b), funkční divergence vykazovala statisticky významný pokles (Obr. 6c). Naopak u funkční vyrovnanosti (Obr. 6a) nebyl zjištěn průkazný trend ( $F_{1,51} = 0.16$ ,  $p = 0.686$ ).

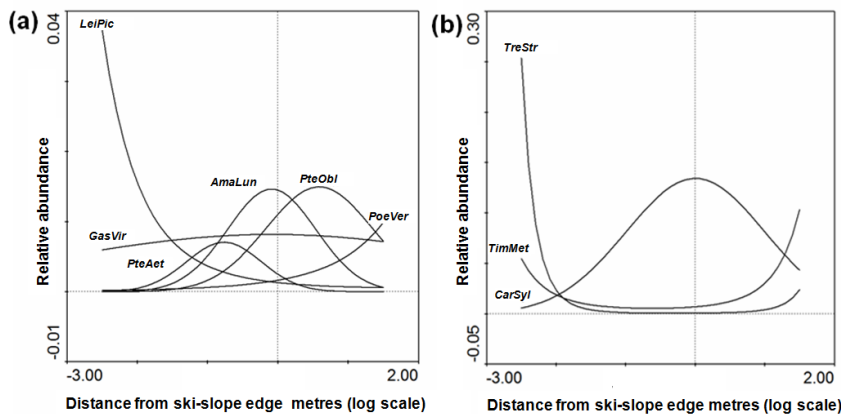


**Obr. 6:** Analýza funkční diverzity podle Masona et al. (2005). Podél gradientu okolní tundra – okraj sjezdové trati – centrální část sjezdovky se průkazně měnily hodnoty funkční bohatosti a divergence. Funkční vyrovnanost nevykazovala signifikantní změnu. Indexy byly počítány individuálně pro každou past, zahrnující všech pět výběrů během sezóny.

Větší funkční bohatost poukazuje na vyšší počet různých ekologických funkčních skupin (Mason et al. 2003) na sjezdovkách ve srovnání s okolním prostředím. Tento trend lze vysvětlit jako důsledek kolonizace nových stanovišť na sjezdovkách široce rozšířenými druhy oportunních generalistů s lepší schopností disperze (např. *Amara lunicollis*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Poecilus versicolor* – viz níže Obr. 7). Studované sjezdovky nadto nejsou vystaveny přímým mechanickým disturbancím vegetačního krytu ani půdního povrchu, proto nevyklučují existenci původních druhů alpské tundry. Mnoho z těchto brouků je na sjezdovkách přítomno, avšak v nižších abundancích, než v okolních stanovištích nedotčené alpské vegetace. Některé z citlivých stenotypických horských druhů však mohou sjezdové tratě dokonce podporovat (viz Obr. 7).

Naopak vyšší funkční divergence zjištěná na plochách mimo sjezdové trati indikuje vyšší míru diferenciace nik, v tomto případě výraznější odlišnosti mezi zastoupenými funkčními skupinami, obecně snižující míru kompetice (Mason et al. 2003, 2005). Druhy převažující v původním ekosystému horské tundry by tedy měly být specializovanější, což dokládá řada studií, zaměřených nejen na montánní a alpinní společenstva bezobratlých, ale také na rostliny vázané na horská prostředí (Körner 2003, Nagy et al. 2003, Schöb et al. 2009). Krom výše uvedeného odpovídá zjištěný trend také postglaciálnímu a holocennímu vývoji malých a izolovaných středoevropských pohoří (Kuras et

al. 2003, Konvicka et al. 2003, Schmitt et al. 2006), během kterého docházelo ke kolísání horní hranice lesa. Ta mohla být v období holocenního klimatického optima v atlantiku až o desítky metrů výše, čímž pravděpodobně došlo k významné redukci plochy alpských holí. Zmenšení rozlohy stanoviště pak vedlo k vymírání druhů na ně vázaných. Izolovanost horských bezlesí pak částečně zabránila zpětné kolonizaci při ústupu lesa. Některé niky tak zůstaly dosud neobsazeny, což může reflektovat zjištěná vyšší funkční divergence.



**Obr. 7:** Odezvy abundancí jednotlivých druhů brouků na faktor sjezdové trati modelované pomocí GLM. Pro analýzu byla použita relativní abundance každého druhu v konkrétní pasti, tj. vzorek z každé pasti byl vztažen na počet dnů expozice pasti před daným výběrem; (a) průkazné odezvy druhů, (b) silně průkazné odezvy druhů na faktor sjezdové trati (viz Tab. 2). Odezvy jednotlivých druhů predikované modelem jsou vyznačeny křivkami s akronymy názvů druhů: *Amara lunicollis* (*AmaLun*), *Carabus sylvestris* (*CarSyl*), *Gastrophysa viridula* (*GasVir*), *Leistus piceus* (*LeiPic*), *Poecilus versicolor* (*PoeVer*), *Pterostichus aethiops* (*PteAet*), *Pterostichus oblongopunctatus* (*PteObl*), *Timarcha metallica* (*TimMet*) a *Trechus striatulus* (*TreStr*).

Pomocí GLM jsme zjistili, že sjezdová trať významně ovlivňovala abundance devíti druhů brouků (Obr. 7a, b). Podle očekávání směrem do prostoru sjezdovek ubývalo lesních druhů střeblíku s omezenou disperzní schopností (*Leistus piceus*, *Pterostichus aethiops* a *Trechus striatulus*). Naopak některé běžné a vagilní druhy herbivorů (*Amara lunicollis*, *Gastrophysa viridula*) a karnivorů (*Poecilus versicolor*, *Pterostichus oblongopunctatus*) se vyskytovaly hojněji na sjezdovkách, přesněji při jejich vnitřních okrajích.

Prostředí sjezdových tratí překvapivě preferovalo před okolními přirozenými společenstvy alpské tundry také několik stenotypických horských druhů, jako např. býložravá mandelinka *Timarcha metallica*, nebo dravý střeblík *Carabus sylvestris*. *C. sylvestris* byl ve zvýšených abundancích zaznamenán na sjezdovkách poblíž jejich okrajů.

Vyšší počty karnivorních druhů brouků mohou být důsledkem zvýšené potravní nabídky na sjezdovkách, resp. při jejich okrajích, kde se kumulují nejmocnější vrstvy sněhu. Čím vyšší vrstva sněhu je, tím déle v prostředí přetrvává (Banaš et al. 2010). Pozůstatky sněhových polí uchovávají mrtvá těla bezobratlých, případně chladem znehybněné jedince, až do časných letních měsíců, kdy se mohou stát důležitým potravním zdrojem epigeických karnivorů (Mani 1968). Podobné shluky mrtvých těl hmyzu jsme zaznamenali na zbytkových sněhových ploškách při okrajích sjezdovek

během terénních prací.

Vyšší abundance některých herbivorních druhů v prostoru sjezdovek lze vysvětlit zvýšenou depozicí nutrientů, jež může změnit složení vegetace a tím i strukturu společenstev herbivorů. Středoevropská pohoří byla v posledních dekáдах vystavena zvýšené eutrofizaci atmosférickými polutanty (Chapin et al. 1995, Štursa 1998, Nagy a Grabherr 2009). Místa se zvýšenou akumulací sněhu vykazovala vyšší depozice živin (Kuhn 2001, Roux-Fouillet et al. 2011). Kromě vlivu atmosférického obohacování půd živinami byl zjištěn nárůst půdních zásob uhlíku a dusíku v místech s keříčkovou vegetací brusnic (*Vaccinium*) oproti ostatním vegetačním typům alpinní tundry (Gavazov 2010).

Ačkoliv některé recentní práce referují o negativním vlivu sjezdových tratí na pokryvnost keříčkové vegetace (Kangas et al. 2009; Kessler et al. 2012), na sjezdových tratích našeho studijního území se vegetaci brusnic daří. Zároveň jsme sledovali zvýšené abundance mandelinky *Timarcha metallica*, druhu potravně závislém na *Vaccinium myrtillus* (Jolivet 2005), v prostoru sjezdovek. V důsledku obohacení živinami jsme na části ploch sjezdovek zaznamenali shluky typicky nitrofilních rostlin (*Rubus* sp., *Rumex* sp.). Tyto druhy tvoří potravu některých oligofágních herbivorů (např. mandelinka *Gastrophysa viridula* vázaná na šťovíky, *Anthonomus rubi*, nosatec živící se v prostředí horské tundry na ostružinících atd.).

V širším rámci naše výsledky zdůrazňují význam dosud téměř opomíjených (cf. Kessler et al. 2012, Rolando et al. 2012) nepřímých vlivů provozu lyžařských areálů na alpinní společenstva bezobratlých.

### **4.3. Závěr a implikace poznatků v ochraně území**

Všechny sjezdovky, na nichž probíhal náš výzkum, jsou provozovány šetrným způsobem, s ohledem na jedinečné přírodní hodnoty území. Povrch sjezdových tratí nebyl narušen terénními úpravami za použití těžké mechanizace, vegetační kryt není narušován ani běžným provozem sjezdovek, ani letní pastvou či jinými managementovými zásahy. V areálu není povoleno použití umělého sněhu. Jediným opatřením tak zůstává občasné nahrnování sněhu z okolních ploch směrem na sjezdovky, i to se však děje výhradně při dostatečně mocné vrstvě sněhové pokrývky a vždy se shrnuje pouze její svrchní část.

Na základě našich výsledků lze konstatovat, že i takto šetrný management údržby sjezdových tratí má významný vliv na původní společenstva epigeických brouků vázaných na stanoviště nad horní hranicí lesa. Zjistili jsme, že prostředí sjezdové trati podporuje spíše druhy otevřených stanovišť a stanovištní generalisty s vysokou schopností disperze. Naopak reliktní druhy vývojově vázané na svrchní vrstvy půdního profilu a druhy s omezenou schopností šíření mohou být přítomností sjezdovek negativně ovlivněny.

Z uvedeného vyplývá, že případné rozšiřování lyžařských areálů, včetně těch s relativně šetrným provozem, představuje hrozbu pro přirozená společenstva brouků alpínské tundry, a to i přesto, že některé horské druhy mohou být přítomností sjezdovek podporovány. S ohledem na velmi malý rozsah jedinečných a biologicky hodnotných ploch primárního bezlesí alpínské zóny, nejen v podmínkách České republiky, ale i v kontextu celé střední Evropy, doporučujeme posuzovat další rozvoj středisek zimní rekreace nad horní hranicí lesa velmi obezřetně.

## SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Bale JS (1991) Insects at low temperature: a predictable relationship? *Funct Ecol* 5: 291–298
- Banaš M, Zeidler M, Duchoslav M, Hošek J (2010) Growth of Alpine lady-fern (*Athyrium distentifolium*) and plant species composition on a ski piste in Hrubý Jeseník Mts., Czech Republic. *Ann Bot Fenn* 47:280–292
- Batáry P, Báldi A, Erdős S (2007) Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodivers Conserv* 16: 871–881
- Batáry P, Báldi A, Samu F, Szűts T, Erdős S (2008) Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biol Conserv* 141: 2062–2070
- Baur B, Cremene C, Groza G, Rakosy L, Schileyko A, Baur A et al. (2006) Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biol Conserv* 132: 261–273
- Baur B, Cremene C, Groza G, Schileyko AA, Baur A, Erhardt A (2007) Intensified grazing affects endemic plant and gastropod diversity in alpine grasslands of the Southern Carpathian mountains (Romania). *Biologia* 62:438–445
- Bílá K, Kuras T, Šipoš J, Kindlmann P (2012) Lepidopteran species richness of alpine sites in High Sudetes Mts.: effect of area and isolation. *J Insect Conserv* doi:10.1007/s10841-012-9504-1
- Birks HJB (1986): Background to palaeoenvironmental changes during Holocene. In: Berglund BE (ed.) *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. J. Wiley & Sons, Chichester
- Bos JAA, Urz R (2003) Late Glacial and early Holocene environment in the middle Lahn river valley (Hessen, central-west Germany) and the local impact of early Mesolithic people – pollen and macrofossil evidence. *Veget Hist Archaeobot* 12: 19–36
- Bradshaw RHW, Hannon GE, Lister AM (2003) A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *For Ecol Manage* 181: 267–280
- Brandmayr P, Pizzolotto R, Scalerio S (2003) Overview: Invertebrate diversity in Europe's alpine regions. In: Nagy L, Grabherr G, Körner Ch, Thompson DBA (eds) *Alpine biodiversity in Europe*. Ecological Studies, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, Heidelberg, pp 234–237
- Braschler B, Marini L, Thommen GH, Baur B (2009) Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. *Ecol Entomol* 34: 321–329
- Carpaneto GM, Mazziotta A, Valerio L (1997) Inferring species decline from collection records: roller dung beetles in Italy (Coleoptera, Scarabaeidae). *Divers Distrib* 13: 903–919
- Cizek O, Zamecnik J, Tropek R, Kocarek P, Konvicka M (2012) Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *J Insect Conserv* 16: 215–226
- Clark CM, Cleland EF, Collins SL, Fargione JE, Gough L et al. (2007) Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecol Lett* 10: 596–607
- Coldea G, Stoica IA, Puscas M, Ursu T, Oprea A (2009) Alpine-subalpine species richness of the Romanian Carpathians and the current conservation status of rare species. *Biodivers Conserv* 18:1441–1458
- Connop S, Hill T, Steer J, Shaw P (2010) The role of dietary breadth in national bumblebee (*Bombus*) declines: Simple correlation? *Biol Conserv* 143: 2739–2746
- Conrad KF, Warren MS, Fox R, Parsons MS, Woiwod IP (2006) Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biol Conserv* 132: 279–291
- Davies ZG, Pullin AS (2007) Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecol* 22: 333–351
- Debano S (2006) Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. *Biodivers Conserv* 15: 2547–2564
- de Jong YSDM (ed) (2012) *Fauna Europaea* version 2.5. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>. Accessed 20 December 2012
- Demek J, Kříž V (1994) Terénní cvičení z fyzické geografie (na příkladu Jeseníků a okolí). Ostravská univerzita v Ostravě, Ostrava.
- Ehrlich P (1992) Population biology of checkerspot butterflies and the preservation of global biodiversity. *Oikos* 63: 6–12

- Ekroos J, Heliölä J, Kuussaari M (2010) Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *J Appl Ecol* 47: 459–467
- Fargione JE, Tilman D (2005) Diversity decreases invasion via both sampling and complementarity effects. *Ecol Lett* 8: 604–611
- Fartmann T, Krämer B, Stelzner F, Poniowski D (2012) Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecol Indic* 20: 337–344
- Gardiner T, Hassall M (2009) Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *J Insect Conserv* 13: 97–102
- Gardiner T, Hill J, Chesmore D (2005) Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *J Insect Conserv* 9: 151–173
- Gaston KJ (2000): Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220–227
- Gavazov KS (2010) Dynamics of alpine plant litter decomposition in a changing climate. *Plant soil* 337:19–32
- Gerža M (2009) Endemismus v České republice. *Rostliny – 1. část. Ochrana přírody* 2: 12–15
- Gerža M (2009) Endemismus v České republice. *Endemismus živočichů, ochrana endemismu – 2. část. Ochrana přírody* 3: 22–25
- Gibson DJ (2009) *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press, Oxford
- Goulson D (2010) *Bumblebees. Behaviour, Ecology and Conservation*, Oxford University Press, New York
- Greenslade PJM (1964) Pitfall trapping as method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *J Anim Ecol* 33:301–310
- Hanski I, Slansky F, Rodrigues JG (1987) *Nutritional ecology of insects, mites, spiders and related invertebrates: An overview*. Oxford University Press, New York
- Heal OW, Callaghan TV, Cornelissen JHC, Körner C, Lee SE (1998) (eds) *Global change in Europe's cold regions*. *Ecosyst Res Rept* 27: 65–134
- Hill MO, Gauch HG (1980) Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47–58
- Holtmeier FK, Broll G (1992) The influence of tree islands and microtopography on pedoecological conditions in the forest-alpine tundra ecotone on Niwot Ridge, Colorado Front Range. *Arct Alp Res* 24: 216–228
- Hossain Z, Gurr GM, Wratten SD, Raman A (2002) Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and 'refuge' crop strips. *J Appl Ecol* 39: 445–454
- Humbert J-Y, Ghazoul J, Walter T (2009) Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agr Ecosyst Environ* 130: 1–8
- Humbert JY, Ghazoul J, Richner N, Walter T (2010) Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agr Ecosyst Environ* 139: 522–527
- Humbert J-Y, Ghazoul J, Richner N, Walter T (2012) Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biol Conserv* 152: 96–101
- Hůrka K, Veselý P, Farkač J (1996) Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana* 32:15–26
- Hutchinson G (1959) Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *Am Nat* 93: 145–159
- Chapin FS III, Shaver GR, Giblin AE, Nadelhoffer KJ, Laundre JA (1995) Response of Arctic Tundra to Experimental and Observed Changes in Climate. *Ecology* 76:669–711
- Chytrý M, Kučera T, Kočí M (eds.) (2001) *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha
- Innes JB, Blackford JJ (2003) The ecology of late mesolithic woodland disturbances: model testing with fungal spore assemblage data. *J Archaeol Sci* 30: 185–194
- Johnson CN (2009) Ecological consequences of Late Quaternary extinctions of megafauna. *Proc R Soc B* 276: 2509–2519
- Jolivet P (2005) *Timarcha* Latreille (Coleoptera: Chrysomelidae, Chrysomelinae). In: Capinera JL (ed) *Encyclopedia of Entomology*, Springer, pp 2666–2269
- Juřena D, Týr V, Bezděk A (2008): Contribution to the faunistic research on Scarabaeoidea (Coleoptera) in the Czech Republic and Slovakia. *Klapalekiana* 44 (Suppl.):17–176
- Kalis AJ, Merkt J, Wunderlich J (2003) Environmental changes during the Holocene climatic optimum in central Europe – human impact and natural causes. *Quaternary Sci Rev* 22: 33–79



- Kangas K, Tolvanen A, Kälkälä T, Siikamäki P (2009) Ecological Impact of Revegetation and Management Practices of Ski Slopes in Northern Finland. *Environ Manag* 44:408–419
- Kessler T, Cierjacks A, Ernst R, Dziock F (2012) Direct and indirect effect of ski run management on alpine Orthoptera. *Biodivers Conserv* 21:281–296
- Kessler M, Hohnwald S (1998) Bodentemperaturen innerhalb und ausserhalb bewaldeter und unbewaldeter Blockhalden in den bolivianischen Hochanden. *Erdkunde* 52: 54–62
- Knop JMH, Tilman D., Haddad NM, Naeem S, Mitchell CE, Haarstad J et al. (1999) Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecol Lett* 2: 286–293
- Kolář F, Matějů J, Lučanová M, Chlumská Z, Černá K et al. (2012) Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu. Dokořán, Praha
- Konvička M, Beneš J, Čížek L (2005) Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc
- Konvicka M, Benes J, Cizek O, Kopecek F, Konvicka O, Vitaz L (2008) How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera:Pieridae) from its former stronghold. *J Insect Conserv* 12: 519–525
- Konvicka M, Maradova M, Benes J, Fric Z, Kepka P (2003) Uphill shifts in distribution on butterflies in the Czech Republic: effects of changing climate detected on a regional scale. *Global Ecol Biogeogr* 12: 403–410
- Körner C (1998) A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia* 115: 445–459
- Körner C (2003) Alpine plant life, 2nd edn. Springer Verlag., Berlin
- Kosior A, Celary W, Olejniczak P, Fijal J, Król W et al. (2007) The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 41: 79–88
- Kotze DJ, Brandmayr P, Casale A, Dauffy-Richard E, Dekoninck W, Koivula M, Lövei GL, Mossakowski D, Noordijk J, Paarmann W, Pizzolotto R, Saska P, Schwerk A, Serrano J, Szyszko J, Taboada A, Turin H, Venn S, Vermeulen R, Zetto T (2011) Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. In: Kotze DJ, Assmann T, Noordijk J, Turin H, Vermeulen R (eds) Carabid beetles as bioindicators: biogeographical, ecological and environmental studies. *ZooKeys* 100:55–148
- Kreft H, Jetz W (2007) Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *P Natl Acad Sci USA* 104: 5925–5930
- Kruess A, Tschardt T (2002) Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conserv Biol* 16: 1570–1580
- Kubát K (ed.) (2002) Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha
- Kubota H, Shimano K (2010) Effect of ski resort management on vegetation. *Landsc Ecol Eng* 6:61–74
- Kuhn M (2001) The nutrient cycle through snow and ice, a review. *Aquat sci* 63:150–167
- Kulfan J, Štrbová E, Zach P (2012) Effect of vegetation and management on occurrence of larvae and adults of generalist *Maniola jurtina* L. (Lepidoptera) in meadow habitats.
- Kuras T, Benes J, Fric Z, Konvicka M (2003) Dispersal patterns of endemic alpine butterflies with contrasting population structures: *Erebia epiphron* and *E. sudetica*. *Popul Ecol* 45: 115–123
- Kuras T, Sitek J, Liška J, Mazalová M, Černá K (2009) Motýli (Lepidoptera) národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky): implikace poznatků v ochraně území. *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 58: 250–288
- Lednický V (1985) Podnebí Praděda. *Sev Morav* 49:44–48
- Legendre P, Anderson MJ (1999) Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecol Monographs* 69: 1–24
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P (2002) Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford University Press, New York
- Ložek V (2007): Zrcadlo minulosti. Česká a slovenská krajiny v kvartéru. Dokořán, Praha
- Lye GC, Osborne JL, Park KJ, Goulson D (2012) Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment. *J Insect Conserv* 16: 697–707
- Maleque MA, Maeto K, Ishii HT (2009) Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with focus on plantation forests. *Appl Entomol Zool* 44: 1–11
- Mani MS (1968) Ecology and Biogeography of High Altitude Insects. W. Junk, Hague

- Marini L, Fontana P, Battisti A, Gaston KJ (2009) Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. *Agr Ecosyst Environ* 132: 232–236
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112–118
- Matějková I, van Diggelen R, Prach K (2003) An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. *Appl Veg Sci* 6: 161–168
- Maudsley MJ (2000) A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *J Environ Manage* 60: 65–76
- McCann KS (2000) The diversity-stability debate. *Nature* 405: 228–233
- Merckx T, Feber RE, Mclaughlan C, Bourn NAD, Parsons MS, Townsend MC et al. (2010) Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees. *Agr Ecosyst Environ* 138: 147–151
- Merckx T, Feber RE, Riordan P, Townsend MC, Bourn NAD, Parsons MS et al (2009) Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. *Agr Ecosyst Environ* 130: 177–182
- Moericke V (1951) Eine Farbfauna zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzschädling *M. ersicae* (Sulz). *Nachrbl Dtsch Pflanzschutzd* 3: 23–24
- Nagy L, Grabherr G, Körner C, Thompson DBA (eds.) (2003) *Alpine biodiversity in Europe*. Springer Verlag., Berlin
- Nagy L, Grabherr G (2009) *The biology of alpine habitats*. Oxford University Press, Oxford
- Negro M, Casale A, Migliore L, Palestini C, Rolando A (2007) The effect of local anthropogenic habitat heterogeneity on assemblages of carabids (Coleoptera, Caraboidea) endemic to the Alps. *Biodivers Conserv* 16:3919–3932
- Negro M, Isaia M, Palestini C, Schoenhofer A, Rolando A (2010) The impact of high-altitude ski pistes on ground-dwelling arthropods in the Alps. *Biodivers Conserv* 19:1853–1870
- Paoletti MG (1999) Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agr Ecosyst Environ* 74: 1–18
- Plesník J, Roth P (2004) *Biologická rozmanitost na Zemi: stav a perspektivy*. Scientia, Praha
- Pickering CM, Hill W (2007) Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *J Environ Manage* 85: 791–800
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE (2010) Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol* 25: 345–353
- Rainio J, Niemelä J (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers Conserv* 12:487–506
- R Development Core Team 2011 – R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Reger B, Otte A, Waldhardt R (2007) Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landscape Urban Plan* 81: 104–113
- Rixen C, Haeblerli W, Stoeckli V (2004) Ground temperature under ski pistes with artificial and natural snow. *Arct Antarct Alp Res* 36:419–427
- Rolando A, Caprio E, Rinaldi E, Ellena I (2007): The impact of high-altitude ski-runs on alpine grassland bird communities. *J Appl Ecol* 44:210–219
- Rolando A, Negro M, D'Entrèves PP, Balletto E, Palestini C (2012) The effect of forest ski-pistes on butterfly assemblages in the Alps. *Insect Conserv Divers*. doi:10.1111/j.1752-4598.2012.00204.x
- Rosenzweig ML (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge Univ Press, Cambridge
- Roux-Fouillet P, Wipf S, Rixen C (2011) Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. *J Appl Ecol* 48:906–915
- Rundlof M, Bengtsson J, Smith HG (2008) Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *J Appl Ecol* 45: 813–820
- Schmidt MH, Roschewitz I, Thies C, Tschardt T (2005) Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *J Appl Ecol* 42: 281–287
- Schmitt T, Hewitt GM, Müller P (2006) Disjunct distributions during glacial and interglacial periods in mountain butterflies: *Erebia epiphron* as an example. *J Evol Biol* 19: 108–113
- Schöb C, Kammer PM, Choler P, Veit H (2009) Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. *Plant Ecol* 200: 91–104

- Sjödin NE, Bengtsson J, Ekblom B (2008) The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *J Appl Ecol* 45: 763–772
- Sømme L, Conradi-Larsen EM (1977) Cold-hardiness of collembolans and oribatid mites from windswept mountain ridges. *Oikos* 29: 118–126
- Spence JR, Niemelä JK (1994) Sampling ground beetle assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Can Entomol* 126:881–894
- Šarapatka B a kol. (2010): Agroekologie – východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Bioinstitut, o.p.s., Olomouc
- Štursa J (1998) Research and management of the Giant Mountain's arctic-alpine tundra (Czech Republic). *Ambio* 27:358–360
- Tauber M, Tauber CA, Nyrop JP, Villani MG (1998) Moisture, a vital but neglected factor in the seasonal ecology of insects: hypotheses and tests of mechanisms. *Environ Entomol* 27: 523–530
- Ter Braak CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167–1179
- Thiel D, Jenni-Eiermann S, Braunisch V, Palme R, Jenni L (2008) Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodical approach. *J Appl Ecol* 45:545–853
- Titus JH, Tsuyuzaki S (1998) Ski slope vegetation at Snoqualmie Pass, Washington State, USA, and comparison with ski slope vegetation in temperate coniferous forest zone. *Ecol Res* 13:97–104
- Tolasz R, Míková T, Valeriánová A, Voženílek V (2007) Climate atlas of Czechia, 1<sup>st</sup> edition, Univerzita Palackého v Olomouci – ČHMÚ, Olomouc – Praha
- Trembl V, Banas M (2008) The effect of exposure on alpine treeline position: a case study from High Sudetes, Czech Republic. *Arct Antarct Alp Res* 40:751–760
- Van Dyck H, Van Strien AJ, Maes D, Van Swaay CAM (2009) Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conserv Biol* 23: 957–965
- Vera FWM (2000) *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing, Wallingford, UK
- Whinam J, Chilcot NM (2003) Impacts after four years of experimental trampling on alpine/sub-alpine environments in western Tasmania. *J Environ Manage* 67: 339–351
- Wipf S, Rixen C, Fischer M, Schmid B, Stoeckli V (2005) Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. *J Appl Ecol* 42:306–316