

Škola doktorských studií v biologických vědách
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Střevlíci (Coleoptera: Carabidae) jako bioindikátor přirozených a antropogenních stanovišť

Disertační práce

RNDr. Lukáš Spitzer

školitel: doc. RNDr. Oldřich Nedvěd, CSc.

Přírodovědecká fakulta Jihočeská univerzity v Českých Budějovicích a
Entomologický ústav Biologického centra v.v.i. Akademie věd České republiky

České Budějovice 2013

Citace:

Spitzer L. (2013): Střevlíci (Coleoptera: Carabidae) jako bioindikátor přirozených a antropogenních stanovišť. Disertační práce. Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice.

(Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicator of natural and anthropogenic habitats. Ph.D. Thesis, In Czech)

Annotation

The ground beetles are one of the most worthwhile model groups of organisms for the indication of quality of environment due to their advantages such as simple identification, well known ecology of most species and described distribution. In this thesis I present the suitability of assemblages of ground beetles to evaluate the conservation value in two types of environment: (1) open forest in medium and lower altitudes, (2) post-mining biotopes as quarries and black coal dumps. I also discuss possible limitation of ground beetles as valid bioindicators and I recommend multi-taxonomical approach in ecological studies.

Prohlášení

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 11111998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze ST AG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 11111998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Vsetín 21.10.2013

.....

Práce vznikla na základě spolupráce mezi Přírodovědeckou fakultou Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích a Entomologickým ústavem Biologického centra Akademie věd České republiky.



Přírodovědecká
fakulta
Faculty
of Science



Finanční podpora

Dizertační práce byla v různých fázích podpořena následujícími projekty (název projektu / poskytovatel / příjemce / číslo grantu):

Hospodaření v nížinných listnatých lesích a ohrožený hmyz: pařeziny, obory a motýli / GAČR / Entomologický ústav AV ČR / 526/04/0417

výzkumný záměr Ekologické, evoluční a experimentálně-biologické přístupy ke studiu vzniku a významu biodiverzity / MŠMT / PŘF JU / MSM 6007665801

Analýza a syntéza vybraných složek terestrických a vodních ekosystémů v krajině / MŠMT / UPOL / MSM 153100014

Centrum pro výzkum biodiverzity / MŠMT / Biologické centrum AV ČR, v. v. i. / LC06073

Saproxytický hmyz v podmáčených nížinných listnatých lesích na Valašsku / ČSOP / ZO ČSOP Valašské Meziříčí / 51050108

Rostliny, hmyz a obratlovci: integrované studium ekologických a evolučních interakcí / GA ČR / PŘF JU / 206/08/H044

Bezobratlí živočichové antropogenních stanovišť s jemným substrátem: složení společenstev, ochranný potenciál a vlastnosti druhů / GA ČR / Biologické centrum AV ČR, v. v. i. / P504/12/2525

Integrace metodologických přístupů k studiu změn diverzity v moderní krajině / GA ČR / PŘF UK / 206/08/H049

Zavedení inducibilního systému do hmyzích tkáňových kultur / PŘF JU / PŘF JU / SGA2009/005

Vytváření pramenné báze a studium přírodních procesů probíhajících v širší oblasti styků karpatské, hercynské a panonské oblasti / Ministerstvo kultury / Moravské zemské muzeum / MK 00009486201

výzkumný záměr Udržitelné systémy pěstování zemědělských plodin pro produkci kvalitních a bezpečných potravin, krmiv a surovin / Ministerstvo zemědělství / Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. / CZ0002700604

Poděkování

Rád bych vřele poděkoval svému školiteli Oldřichu Nedvědovi za provedení bakalářským, magisterským i doktorským studiem na Jihočeské univerzitě v Českých Budějovicích, samozřejmě také za neskonalou trpělivost a dlouhodobou pomoc s prací.

Dále především Jiřímu Benešovi, Martinu Konvičkovi, Lukáši Čížkovi a Robertu Tropkovi a dalším kolegům z Jihočeské univerzity za dlouhodobou spolupráci na mnoha projektech, publikacích a studijních stážích.

Vděčný jsem též Františku Sehnalovi a Oxaňě Habuštové za umožnění pracovat v podnětném kolektivu na Entomologickém ústavu Akademie věd České republiky.


Děkuji všem spolupracovníkům, bez nichž by nemohly vzniknout komplexní články postavené na studiu širokého spektra skupin rostlin a živočichů - Janě Dandové, Janě Tufové, Ivanu H. Tufovi, Tomáši Kadlecovi, Petře Karešové, Petru Kočárkovi, Igoru Malenovskému, Petru Baňarovi, Martinu Hejdovi, Petru Božovi, Magdě Roháčové, Ondřeji Konvičkovi, Pavlu Průdkovi, Jiřímu Vávrovi a Oldřichu Pultarovi. Dále pak všem spolupracovníkům v terénu, zejména Petře Dufkové, Pavlu Foltanovi, Haně Spitzerové, Justýně Valchářové a Štěpánu Vodkovi.

V neposlední řadě chci poděkovat i ředitelům Muzea regionu Valašsko, kteří mi umožnili studovat při práci, Jiřímu Haasovi, Milanu Půčkovi a Tomáši Vitáskovi a také ostatním muzejním spolupracovníkům, kteří mi jakkoli při práci pomohli.

Podíl autora na zahrnutých publikacích:

Prohlašuji, že podíl autora předkládané disertace Lukáše Spitzera byl významný a charakterem odpovídal níže vypsáním charakteristikám. Souhlasím s použitím uvedených publikací v disertaci Lukáše Spitzera:

- I. Spitzer L., Tuf I., Tufová J. & Tropek R. (2007): Příspěvek k poznání fauny epigeických bezobratlých dvou přírodních jedlobukových lesů ve Vsetínských vrších (Česká republika) Contribution to the knowledge of epigeic invertebrates of two seminatural fir-beech deciduous woodlands in the Vsetínské vrchy Hills, Western Carpathians (Czech Republic). *Práce a Stud. Muz. Beskyd (Přír. Vědy)* 19: 071–082. JRec
Příspěvek autora dizertace: sběr materiálu, identifikace brouků, psaní rukopisu, metodika
- II. Spitzer L., Konvička O., Tropek R., Roháčová M., Tuf I. H. & Nedvěd O. (2010): Společenstvo členovců (Arthropoda) zimujících na jedli bělokore (Abies alba) na Valašsku (okr. Vsetín, Česká republika) (Assemblage of overwintering arthropods on white fir (Abies alba) in the Moravian Wallachia region (West Carpathians, Czech Republic). *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 59: 217–232. JRec
Příspěvek autora dizertace: sběr materiálu, identifikace brouků, psaní rukopisu, metodika
- III. Spitzer L., Konvicka M., Benes J., Tropek R, Tuf I. H., Tufova J. (2008): Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation* 141 (2008) 827–837. IF2012=3,79
Příspěvek autora dizertace: sběr materiálu, identifikace brouků, analýza a interpretace výsledků, psaní rukopisu, metodika
- IV. Tropek R, Kadlec T., Hejda M., Kočárek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka Š, Spitzer L., Baňář P. & Konvicka M (2012): Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 43 (2012): 13-18. IF2012=2,96
Příspěvek autora dizertace: spolupráce při sběru materiálu, identifikace brouků a části motýlů, spolupráce při interpretaci výsledků a psaní rukopisu
- V. Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I. H., Hejda M. & Konvicka M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47, 139–147. IF2012=4,74
Příspěvek autora dizertace: identifikace brouků, spolupráce při interpretaci výsledků a psaní rukopisu
- VI. Tropek R., Spitzer L. & Konvicka M. (2008): Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology* 9: 177–184. IF2012=1,62
Příspěvek autora dizertace: podíl na plánování designu a sběru materiálu, identifikace střevlíků, spolupráce při analýzách a interpretaci výsledků, významný podíl na psaní rukopisu

Robert Tropek: místo: datum: podpis: 

Martin Konvička: místo: datum: podpis:

Oldřich Nedvěd: místo: datum: podpis:

Obsah

Úvod	1
Shrnutí jednotlivých publikací a přílohy	9
Publikace I	10
Publikace II	24
Publikace III	42
Publikace IV	55
Publikace V	63
Publikace VI	74
Shrnutí a závěr.....	84
Literatura	87
Životopis a seznam všech publikací.....	97

Úvod

Střevlíkovití (Coleoptera: Carabidae) patří vedle pavouků (BUCHAR 1983) a motýlů (Lepidoptera) mezi nejčastěji používané skupiny bezobratlých v bioindikaci charakteru stanovišť (KOCH 1989; HŮRKA 1996; BENEŠ et al. 2002). Skupina střevlíkovitých splňuje podmínky nutné k tomu, aby byly výsledky získané vyhodnocením složení jejich společenstva použitelné pro přisouzení statutu každému zkoumanému stanovišti (VESELÝ 2002; ALLEGRO & SCIACY 2003; RAINIO & NIEMELA 2003; WORK et al. 2008; KOTZE et al. 2011). Střevlíkovití patří již od prvopočátků systematizované entomologie mezi nejoblíbenější sběratelské skupiny hmyzu. V současné době tak patří mezi skupiny hmyzu s největším počtem známých údajů o svém historickém i recentním rozšíření (SKOUPÝ 2004) včetně jejich ekologických nároků (HŮRKA et al. 1996). Rovněž v prostoru střední Evropy žije pouze nevelký počet druhů, které jsou navíc nepříliš determiničtě náročné (HŮRKA 1996; PODHRÁZSKÝ 2009).

Metodika sběru střevlíkovitých je dlouhodobě vyzkoušená a v terénu snadně praktikovatelná a uchopitelná (WORK 2002). Střevlíci jsou převážně epigeičtí živočichové, přičemž nejsnadněji lze zachytit vyhodnotitelný vzorek společenstva pomocí zemních pastí (ABSOLON 1994; HŮRKA 1996; BEJČEK & ŠŤASTNÝ 2001). Existují extrémní biotopy, kde je nutné zapojit i další metody získávání materiálu proto, aby bylo společenstvo střevlíkovitých popsáno v dostatečné šíři (TROPEK et al. 2008). Mezi tyto patří např. skalní suti (VON BRUNNER et al. 2013), periodicky zaplavovaná území (ŠUSTEK 1994) či třeba jeskyně (RŮŽIČKA 1982). V běžných agrocenózách či lesích je však metoda zemních pastí v přiměřeném počtu a při postihnutí důležitých částí sezóny dostatečná (PETRUŠKA 1978; ŠUSTEK 2000). Pasti musí být také vzhledem k délce expozice doplněny vhodně zvoleným konzervantem (GREENSLADE 1964; PETRUŠKA 1978; BOITEAU 1983; LUFF 1986; BORGES 1992; PEKAR 2002). Problematické jsou možnosti úniku střevlíků z pastí. Pasti s neostrým okrajem umožňují únik především drobným druhům (např. rod *Bembidion* či *Trechus*) (PETRUŠKA 1978). Komplexita zachyceného vzorku společenstva střevlíkovitých záleží též na viskozitě a koncentraci konzervační tekutiny (SCHMIDT et al. 2006). Kvalita (druhové složení) i kvantita chycených vzorků ovšem podléhá vlivu mnoha dalších faktorů, např. vlhkost půdy, počasí, oblast výzkumu, kvalita půdy, relativní pokryvnost rostlin (HONĚK 1988). ADIS (1979) definoval dokonce 18 různých faktorů, které mají na kvalitu vzorku ze zemních pastí vliv.

Z výsledků se proto nedají přesně získat skutečné poměry výskytu druhů, nutná je transformace dat (DESENDER 1986; JAROŠÍK 1992; SASKA et al. 2013). Míra efektivity odlovu různých střevlíků se liší mezi jednotlivými druhy, i intuitivní závislost na velikosti, rychlosti a dalších charakteristikách jednotlivých druhů bohužel není průkazná (HALSALL 1988). Obecně však lze říci, že větší druhy se chytají s vyšší účinností než malé druhy (ANDERSEN 1995).

Střevlíci jsou dlouhodobě zkoumáni také z hlediska ekologie a potravních nároků (LAROCHELLE 1990). Výsledky ukazují na existenci zřetelně oddělených potravních guild, postihující celou potravní nabídku (BOHAN et al. 2000; LANG & GSÖDL 2001; SASKA et al. 2010). Poznatky o jednotlivých druzích středoevropských střevlíkovitých byly shrnuty a druhy byly

zařazeny do kategorií, které vycházejí z vazby střevlíků ke stanovišti a ze schopnosti adaptace ke změnám životního prostředí. Definována byla tak jejich role a vypovídající hodnota v bioindikaci zachovalosti biotopů (HŮRKA et al. 1996; VESELÝ 2002; BOHÁČ 2005).

Střevlíkovití brouci jsou tedy na základě výše uvedených skutečností vhodní k použití pro bioindikaci široké škály biotopů od agrocenóz (KALUSHKOV et al. 2009; NEDVĚD et al. 2009) po velice specifické biotopy typu suťových lesů či jeskyň. Vzhledem k schopnostem střevlíkovitých migrovat na nově vytvořené biotopy či rozšiřování ze stávajících klimaxových biotopů (HŮRKA 1996; KOTZE & O'HARA 2003; GUTIERREZ et al. 2004; SMALL et al. 2006; DEVICTOR et al. 2008) je však nutné získaná data interpretovat vždy v širších souvislostech. Kvůli nastíněnému omezení a možnostem desinterpretace je tedy vhodné pro komplexnější charakterizaci studovaného biotopu zapojit do hodnocení i další skupiny bezobratlých (NIEMELA & BAUR 1998; RUIZ-JAEN & AIDE 2005; TROPEK et al. 2008). Užití těchto skupin bezobratlých s náročnější determinací a méně popsányými životními nároky (BUCHAR 1983; BOHÁČ 1988; TUF & TUFOVÁ 2008) je však nutné vždy interpretačně podložit výsledky získanými pro dostatečně prozkoumané skupiny, zde pro střevlíky.

Světlé lesy

Biotopy v raném a středním stádiu sukcese (případně ve stádiu pozdržené sukcese) patří momentálně k nejohroženějším stanovištím nejen v rámci střední Evropy (Konvička et al. 2004). Mezi tyto biotopy patří především světlé lesy udržované dřívě biotickými a abiotickými faktory (VERA 2000; HÉDL et al. 2010) a antropogenně vzniklé biotopy – lomy, výsypky, popílkoviště (TROPEK et al. 2008; TROPEK et al. 2010; TROPEK et al. 2012).

Paradigma, že území České kotliny bylo ještě před několika sty lety téměř výlučně pokryto hustým, stinným pralesem (FIRBAS 1935; DELCOURT & DELCOURT 1991) ustupuje v současnosti do pozadí. Na základě recentních dat se ukazuje, že v prostoru střední Evropy v nižších a středních polohách rostly světlé lesy téměř nepřetržitě od posledního glaciálu (SÁDLO et al. 2005). Faktem totiž je, že se na území České republiky vyskytovaly organismy vázané na světliny a světlé lesy víceméně plošně v průběhu celého holocénu (LOŽEK 1973; HORSÁK & HÁJKOVÁ 2005; RYBNÍČKOVÁ et al. 2005). Pro jejich dlouhodobou existenci byla nezbytná nepřetržitá přítomnost vhodných biotopů. Mozaikovou strukturu stredoevropských lesů naznačují také práce PRŮŠI (1985) nebo STANDOVÁRA (2003). Světlý les či pařezina nespádají do kategorie klimaxových biotopů (CHYTRÝ 2001). Vzhledem ke skutečnosti, že tyto typy biotopů byly v krajině dlouhodobě přítomny – dokazuje to vysoký podíl pylu světlomilných dřevin, např. lísky obecné (*Corylus avellana*), v pylových analýzách ze zkoumaných sedimentů po celém území České republiky (SÁDLO et al. 2005) – musely být lesy nějakým způsobem udržovány ve stádiu pozdržené sukcese s občasnými disturbancemi.

V současnosti jsou na základě znalostí lesnické ekologie a archeobotanických dat formulovány dvě teorie. Jedna druhou nevyklučuje, spíše se vzájemně doplňují. První se opírá o vliv abiotických sil – vody, větru či požárů (BRADSHAW 1997; NIKLASSON et al. 2010). Zápoj

lesního porostu byl podle této teorie pravidelně otevírán a narušován kombinací výše zmíněných abiotických faktorů. Zkušenosti nejen z poslední doby však ukazují, že počet lokálních katastrof není tak vysoký a katastrofy nemají dostatečně stabilní periodicitu, aby dlouhodobě zajistily život vysoce diverzifikovaného společenstva světlomilných organismů. Těžiště výskytu lokálních požárů je dle nálezů zuhelnatělých zbytků lokalizováno především do nižších poloh. Jejich četnost byla také nízká (KONVIČKA et al. 2004; SÁDLO et al. 2005). Sesuvy spojené se srážkovou činností naopak výrazně ovlivňují zápoj stromového patra především ve vyšších polohách, navíc s nestabilním geologickým podložím (samostatnou kapitolou je existence lavinových údolí). Vznik světlin působením větru je také centrován hlavně do středních a vyšších poloh (VRŠKA 1998).

Možnost existence výrazného biotického faktoru v procesu disturbance lesních ekosystémů nabízí VERA (2000). Vychází ze známých faktů o vývoji listnatého lesa, kdy dub jako dominantní dřevina nižších a středních poloh nezmlazuje v zapojených stinných doubravách (MÁLEK 1962). V pylových záznamech je dub navíc vždy doprovázen výrazným zastoupením pylu lísky obecné. Dub i líska klíčí jako pionýrské dřeviny a snadno zmlazují pod ochranou trnitých dřevin (dobře je to patrné např. na bývalých opuštěných pastvinách ve Slovenském krasu). VERA navrhuje v procesu narušování lesního zápoje jako dominantní vliv velkých herbivorů. Velcí herbivoři (zubr evropský, jelen evropský) tak pravděpodobně svou činností udržovali v prostoru střední Evropy stabilně stav tzv. „pastevní savany“, což byla mozaika stinných hájů, otevřených ploch, trnitými keři zarůstajících okrsků a mladých odrůstajících lesíků.

Tento stav, vzhledem k tomu, že zahrnoval velkou plochu, umožňoval přežití celých společenstev, která vyžadují pro svůj život raně a středně sukcesní biotopy. Po příchodu člověka byla zpočátku běžně provozována lesní pastva domácího zvířectva (mnohdy kontinuálně až téměř do současnosti – PAVELKA & TREZNER 2001). Domácí zvířata tak nahrazovala činnost velkých divokých býložravců (HANSSON 2001; BRADSHAW et al. 2003; BAKKER et al. 2004; SÁDLO et al. 2005). Z důvodu zvýšeného tlaku na les, jako na producenta dřeva, byla výnosem Marie Terezie lesní pastva zakázána.

Plocha pokrytá pařezinami a světlými lesy představovala ještě začátkem 2. světové války podstatné procento z celkové lesnatosti střední Evropy. Tento stav odpovídal potřebám tehdejšího hospodářství, které do konce první poloviny 20. století vykazovalo velkou spotřebu dřevní hmoty. Hlavním producentem dřevní hmoty byly světlé lesy a pařeziny s krátkou dobou obmýtí (KONVIČKA et al. 2004). Světlé lesy a pařeziny představovaly poslední útočiště světlinových druhů, orchidejí či brouků (KONVIČKA et al. 2004). Tyto lesy byly po staletí udržovány tradičním managementem, který nahrazoval přirozené disturbance nutné pro udržení mozaiky porostů s ranými a středními stadii sukcese (WARREN 1987; BUCKLEY 1992; ŠKAPEC 1992; SPARKS et al. 1994; SLÁMA 1998; KONVIČKA & KURAS 1999; BERGMAN 2001; BENEŠ et al. 2002). Drastické změny byly též ve struktuře porostů ve středních nadmořských výškách (VRŠKA 1998; PAVELKA & TREZNER 2001; VRŠKA et al. 2009).

V padesátých letech 20. století došlo k výrazným změnám v pozemkových knihách a zároveň ke změnám v hospodaření v lesních porostech (VRŠKA 1998). Poválečná doba si také žádala intenzivnější využívání přírodních zdrojů. Ve stejnou dobu bylo dřevo z pařezin a světlých lesů nahrazeno uhlím, a to se stalo dominantním palivem v průmyslu i v domácnostech. Byl zaveden nový systém v lesním hospodaření s důrazem na produkci kvalitního dřeva. Existence pařezin a světlých lesů nebyla dle tehdejších lesních plánů dále podporována. Světlé lesy a pařeziny takřka vymizely (BERGMAN & KINDVALL 2004; SAARINEN et al. 2005). Dnes již v teritoriu České republiky nedosahuje celková plocha pařezin a středních lesů ani 1 % na celkové lesnatosti (KONVIČKA et al. 2004; SÁDLO et al. 2005). V důsledku toho se v mnoha částech bývalého Československa začala velmi rychle vytrácet po staletí vytvářená velmi různorodá mozaika biotopů. Mizely staré zachovalé přirozené lesy ve středních i nižších polohách, ale i remízky, pařeziny či tzv. „selské“ lesy. Měnila se věková struktura lesů směrem k hospodářsky žádoucím stejnověkým porostům. Ve velkém jsou také stále káceny stromy staré a narušené, postupně dožívaly a ztrácely se soliterně stojící lípy, duby, jilmy či buky. Z krajnic cest a z měst ustoupily aleje, úpravami břehů řek a potoků byly již zničeny téměř všechny unikátní břehové topolové a vrbové porosty. Proces destrukce starých porostů a osamocených stromů pokračuje bohužel i v dnešní době. Vše se děje se souhlasem většiny obyvatelstva a s posvěcením příslušných úřadů. I zákony platné v naší republice nařizují odstraňování odumírajících stromů vzhledem k nebezpečí odlamování jejich větví či nebezpečí celkových vývrátů (ŠEBEK et al. 2012). Stromy na březích řek ohrožují svými kořeny stabilitu hrází, navíc hrozí jejich podemletí a následný pád do vody. Tyto stromy pak neseny velkou vodou způsobují problémy na jezích, mostech či přehradách.

Až do současnosti dochází k převodu nízkých a středních lesů na plně zakmeněné vysokokmenné stinné lesy (KONVIČKA et al. 2004). S přechodem na vysokokmenné stinné lesy došlo k výraznému úbytku druhů světlých lesů v celé Evropě (WARREN & KEY 1991; GREATORREX-DAVIES et al. 1993; SLÁMA 1998; WAHLBERG et al. 2002; KONVIČKA et al. 2005; SÁDLO et al. 2005; VODKA et al. 2009). Převodem lesních porostů na vysokokmenné komerčně dobře využitelné lesy a likvidací alejí a soliterních dřevin z bezpečnostních důvodů tak došlo k podstatné redukci dříve běžného typu biotopu.

Přírodě blízké lesy středních poloh

Ve středních polohách se k převodu lesů na vysokokmenné porosty, z pohledu ochrany biodiverzity problematickému, přidalo též cílené zalesňování nelesních enkláv s mnohdy dožívajícími soliterními dřevinami. K podhorské krajině dnes neodmyslitelně patří rozsáhlé lesní porosty, převážně smrku, v malé míře buku a dalších dřevin (jedle, javor klen, modřín) (PAVELKA 1999-2000; PAVELKA & TREZNER 2001; VRŠKA et al. 2001). V průběhu staletí se v podhůří dramaticky proměňoval poměr lesa a zemědělské půdy. Podstatné zalesnění smíšenými porosty bylo pouze před příchodem člověka, větší bezlesí bylo zachováno hlavně na periodicky přirozeně narušovaná stanoviště např. v nivě řek (SÁDLO et al. 2005).

Po osídlení oblasti kolonizátory dochází i k různě rychlému odlesňování (c.f. POKORNÝ 2011). Odlesňování dosáhlo v oblasti východní Moravy maxima v 19. století (JANČÍK 1958), kdy izolované lesy produkující dřevo jako stavební surovinu zůstaly pouze na území velkostatků Vsetín, Valašské Meziříčí a Rožnov pod Radhoštěm (HYKL 2000; HYKL 2001). Na většině území střední Moravy lesy chyběly a např. od řeky Bečvy se táhly dlouhé pastviny se solitérními stromy, jalovci a křovinami až na přilehlé hřebeny Javorníků a Vsetínských vrchů (ŘÍČAN 1932). Naprosté minimum lesa zůstalo zachováno hlavně na pozemcích obcí a drobných majitelů, a to hlavně na místech, kde nebylo možné jinak hospodařit. Nešlo ale o lesy v podobě, kterou známe dnes. Byly to tzv. „selské lesy“ ve kterých se upřednostňovala výběrná těžba – měly proto výrazně otevřený charakter s množstvím světlin (cf. KENDERES et al. 2009). Sloužily jako zázemí nezbytné k dobře fungujícímu hospodářství (ŠTASTNÝ 1971; FROLEC 1973). Byly zdrojem palivového dříví a také stavebního na průběžné opravy a drobné stavby, které hospodářství vyžadovalo. Tyto selské lesy byly velmi druhově bohaté, rostly v nich všechny věkové skupiny dřevin, jak staré doupné stromy, tak postupně dorůstající zmlazení. Vedle buku a jedle zde rostly také javory, habr, smrk i borovice (ŠAMONIL & VRŠKA 2007).

Postupné odlesňování, kdy klesal poměr zalesněné půdy ve prospěch půdy zemědělské, trvalo až do konce 19. století (JANČÍK 1958). Zpočátku se zalesňovaly hlavně velkostatky (vsetínský, rožnovský a soukromé statky – např. pozemky náležející Thonetům) a poplužní dvory, např. v Halenkově (ŠTASTNÝ 1971). Jestliže v letech 1830 až 1875 tu bylo zalesněno převážně velkostatky kolem 20% z dnešního úhrnu bývalých nelesních půd, pak do konce 19. století, díky uvedené organizované akci, byla zalesněna tatáž výměra za poloviční dobu, a to převážně soukromých a obecních nelesních půd. K dalšímu, ještě intenzivnějšímu postupu při tomto zalesňování přispělo zejména vydání zákona o zalesňování povodí Horní Bečvy z 12. 10. 1896 č.j. LG BZ M 52 ex 1897, který obsahoval v § 1 ustanovení o zalesňování nevýnosných ploch, jako jedno z opatření proti zvětšujícím se záplavám v dolních polohách (TKÁČIKOVÁ & SPITZER 2011). Za další období v letech 1900 až 1945 bylo zalesněno až 50 % dnešní rozlohy bývalých nelesních půd a v letech 1946 až 1979 (za 34 let) už jen necelých 10 % těchto půd. Dnes trend zalesňování nadále pomalu pokračuje. Po roce 1990 řada drobných vlastníků získala zpět pozemky v restitucích, ale vzhledem k tomu, že drobné chovatelství na Valašsku téměř ustalo, je lákavým řešením, jak naložit s nevyužitou zemědělskou půdou, právě její přeměna na les (PIRO & WOLFOVÁ 2008).

Světlé lesy v nižších polohách

V nižších polohách prošla krajina také intenzifikační vlnou, zaměřenou spíše na maximalizaci zemědělských výnosů, což se významně negativně odrazilo také na lesních porostech. V České republice jsou poslední zbytky aktivních pařezin a větších ploch světlých lesů zachovány v několika málo oborách (na příkladu jižní Moravy – Moravskokrumlovská obora, Klentnická obora a Milovická obora). Obory byly zakládány již na sklonku středověku, mají tak v prostoru střední Evropy velmi dlouhou tradici. Vnitřní struktura lesních porostů v oboře

se velmi blíží původní „pasevní savaně“ (RACKHAM 1998). V původní savaně, ve které dlouhodobě existovaly populace divoké zvěře či které byly nárazově zatěžovány migrací velkých herbivorů, se vyskytovala pestrá mozaika biotopů, která nabízela místní mikropodmínky nutné pro jednotlivé části života zvěře (houštiny pro úkryt, světliny k pastvě, migrační koridory k přesunu na kratší či delší vzdálenosti). V oborách je však vliv zvěře koncentrován na malý prostor, kde činnost zvěře velmi výrazně ovlivňuje kvalitu bylinného spektra i samotnou přirozenou obnovu dřevin (FULLER & GILL 2001; HOMOLKA & HEROLDOVÁ 2003; COTE et al. 2004). Obory v současnosti ve většině případů trpí vysokými stavy zvěře kvůli maximalizaci zisku z plochy obory, což může mít například na mnohé druhy hmyzu vzhledem k omezení výskytu živných a nektarujících rostlin negativní dopad (POLLARD & COOKE 1994; POLLARD et al. 1998; JOYS et al. 2004). Samotné hodnocení vlivu oborového hospodaření na kvalitu druhového spektra je však náročné. Dle výsledků FEBERA et al. (2001) a FULLERA et al. (2001) dochází k negativnímu i pozitivnímu ovlivnění, velmi záleží na výběru cílové zkoumané skupiny hmyzu, charakteru a velikosti obory a v ní panujících mikrohabitatových podmínek a spektru managementových přístupů k obnově lesního porostu.

BENEŠ et al. (2006) zjistili v prostoru Milovické obory velmi vysokou diverzitu denních motýlů. Zaznamenány byly jak druhy lesní, stepní, tak i svým výskytem v rámci České republiky velmi omezené druhy světlých lesů. Pouze části prostoru jsou využívány pro oborové hospodaření. Lesy v dalších částech slouží k produkci dubové kulatiny. Uplatňují se zde jak tradiční způsoby hospodaření, tak i moderní metody spočívající v chemickém a mechanickém vyčištění paseky a jejím následujícím osazením semenáčky dubu. Způsob hospodaření tak zde na mnoha plochách naprosto znemožňuje život mnoha druhů hmyzu, na jiných plochách naopak život vzácných druhů umožňuje či přímo podporuje. Byly zjištěny významné rozdíly ve struktuře společenstva motýlů mezi typy porostu (tj. střední les či pařezina vs. stinný les).

Studiem společenstev přírodních lesů ve středních polohách (SPITZER et al. 2007; SPITZER et al. 2010) jsme získali podpůrná data k ověření teorie o otevřených, narušovaných lesích ve středních polohách. Vzhledem k tomu, že klasifikace kategorií u jednotlivých druhů střevlíkovitých (HŮRKA et al. 1996) byla zpracována na podkladě současných dat o rozšíření v recentní středoevropské krajině, potvrzením výskytu reliktních druhů střevlíků preferujících polostín v Milovické oboře může být podpořena teorie o dlouhodobé existenci tohoto typu lesa ve středoevropském regionu. V letech 2005 a 2006 jsme se proto zaměřili na studium jednoho z posledního rozsáhlejšího zbytku světlých lesů na jižní Moravě (SPITZER et al. 2008). Vyhodnocením dat jsme ověřili možnost použití střevlíkovitých jako bioindikační skupiny a poukázali na přírodní hodnoty středního lesa z pohledu zachování biodiverzity lesů nižších poloh.

Antropogenní stanoviště

Intenzifikací zemědělství a lesnictví v souvislosti s urbanizací nížinných a středních poloh v okolí větších měst a průmyslových center došlo celkově k výrazné eliminaci přírodních biotopů s vysokou biodiverzitou (KONVIČKA et al. 2004). V oblastech s vysokou hustotou osídlení však došlo k vývoji náhradních biotopů, které se staly biocentry s vysokou druhovou diverzitou jak v kulturní krajině stále běžných organismů, tak i vzácných druhů vedených na národních červených seznamech (např. FARKAČ et al. 2005; PROCHÁZKA 2001). Mezi tyto biotopy, které jsou často označovány jako "nová divočina" (CÍLEK 2002) patří jak zarůstající okolí měst, tak i opuštěné postindustriální stanoviště – opuštěné lomy (BENEŠ et al. 2003) či výsypky a haldy (TROPEK & ŘEHOUNEK 2012). Biologická hodnota těchto biotopů v jinak sterilní intenzivní zemědělské krajině je dlouhodobě zkoumána a vyhodnocována (SCHULZ & WIEGLEB 2000; BENEŠ et al. 2003; CÍLEK 2005; PRACH 2008; KRAUSS et al. 2009; LUNDHOLM & RICHARDSON 2010).

Za posledních sto let nedošlo jen k plošným změnám a unifikaci lesních porostů, ale i těch nelesních. Drobná pole a záhumenky ztratily na svém významu a byly nahrazeny rozsáhlými zemědělsky obhospodařovanými hony. Postindustriální biotopy jsou však pod značným tlakem přirozených pochodů v rámci sukcesních změn, které vedou k zarůstání pionýrskými druhy, postupným zvýšením zástiněm a akumulací živin (BRADSHAW 1997; PRACH & PYŠEK 2001; WIEGLEB & FELINKS 2001). Dalším negativním jevem jsou přímé rekultivační zásahy. Tyto zásahy, pokud nejsou vhodně naplánovány a koncipovány, vedou povětšinou k unifikaci podmínek na lokalitě, např. v rámci využívání plochy jako deponie pro odpady a další nepotřebný materiál, ale také v zákoně ukotvených řízených rekultivacích (PRACH & HOBBS 2008; PRACH et al. 2011). Biologická hodnota těchto biotopů je totiž dána především zastoupením mikrobiotopů v raných či středních stádiích sukcese, jako je vysoké zastoupení holé půdy či kamenitého podkladu, řídkého vegetačního krytu a zastínění keřovým či stromovým patrem (SCHULZ & WIEGLEB 2000; NOVÁK & PRACH 2003; MUDRÁK et al. 2010). Tyto biotopy se pak mohou stát útočištěm druhů i z přilehlých či vzdálenějších rezervací (PYŠEK et al. 2001; YOUNG et al. 2005).

Podmínky panující na postindustriálních biotopech jsou vesměs extrémní a tak jsou tyto biotopy obývány specializovanými druhy (LUNDHOLM & RICHARDSON 2010). Komplexní podchycení biodiverzity vyžaduje nutně multitaxonomický přístup, protože běžnými metodami výzkumu není možné v rámci jedné skupiny živočichů či rostlin zachytit celé společenstvo (TROPEK et al. 2008; TROPEK et al. 2010). Střevlíkovití mohou sloužit jako vhodná skupina pro celkové posouzení hodnoty biodiverzity na těchto stanovištích. Je však nezbytné, vzhledem k adaptacím jednotlivých druhů, zvolit takovou metodiku jejich sběru, která zachytí co nejširší druhové spektrum. Specializované druhy, které jsou často vedeny v Červených seznamech ohrožených druhů, jsou většinou zemními pastmi obtížně zachytitelné, protože se vyhýbají větším plochám holého substrátu. Mají také další limitující životní nároky na potravu, dostatek úkrytů či na půdní kryt nutný k úspěšnému přezimování (CLARK et al. 1997; TYLER 2008; KAGAWA & MAETO 2009).

Střevlíkovité jsme použili jako bioindikační skupinu při vyhodnocování kvality biotopů v přírodních lesích středních poloh, ve světlých nížinných lesích, náhradních biotopů vzniklých na původně druhově bohatých plochách (vápencové lomy) a také na nově vytvořených postindustriálních biotopech – černouhelné výsyvky (TROPEK et al. 2012).

Shrnutí jednotlivých publikací a přílohy

Publikace I

Lukáš Spitzer, Ivan H. Tuf, Jana Tufová & Robert Tropek (2007): Příspěvek k poznání fauny epigeických bezobratlých dvou přírodních jedlobukových lesů ve Vsetínských vrších (Česká republika) Contribution to the knowledge of epigeic invertebrates of two seminatural fir-beech deciduous woodlands in the Vsetínské vrchy Hills, Western Carpathians (Czech Republic). *Práce a Stud. Muz. Beskyd (Přír. Vědy)*, 19: 071–082.

Zbytky přírodních lesních porostů na Vsetínsku patří mezi nejcennější lokální centra biodiverzity nejen z hlediska botanického (ŘÍČAN 1932), ale i mykologického (HRNČIŘÍK 1989), evertibratologického (SECHTEROVÁ 1992) či ornitologického (PAVELKA 1987). Tyto lesní porosty si udržovaly polopřirozený charakter až do poloviny 19. století. Do té doby se zde uplatňovala pouze toulavá těžba a příležitostně také extenzivní pastva. V padesátých letech 19. století byla velká většina přístupných lesních porostů holosečně vytěžena. Rozsáhlé holiny byly osázeny nepůvodními smrkovými monokulturami. S organizovanou státní ochranou zbylých polopřirozených porostů bylo započato až po roce 1945, kdy byly uzákoněny dvě lesní rezervace i ve Vsetínských vrších (MACKOVČIN & JATIOVÁ 2002). Dalších několik porostů bylo vyhlášeno rezervacemi až ve druhé polovině 20. století.

Studium bylo zaměřeno na plošně omezené přírodě blízké lesy ve středních nadmořských výškách ve Vsetínských vrších, v přírodní rezervaci Kutaný a přírodní rezervaci Halvovský potok. Jednalo se o pilotní studium rozšíření pěti skupin epigeických bezobratlých – střevlíkovitých, pavouků a sekáčů, stejnonožců a stonožkovců (Chilopoda a Diplopoda). Přírodní rezervace, kde byl výzkum prováděn, patří mezi přirozeně středně narušované lesy s vysokým stářím s částečně suťovým podkladem ve značně svažitém terénu. Struktura lesa je zde narušená, s množstvím světlin po pádech stromů a sesuvech, tj. převážně abiotickými vlivy (SCHERZINGER 1996) a přirozeným rozpadem přestárlého stromového patra. Je zde patrná i aktivita zvěře, bohužel zde již několik staletí není znám výskyt velkých herbivorů (PAVELKA & TREZNER 2001). Zvěř zde spíše působí škody na přirozeném zmlazení a udržuje tak polootevřený charakter nejstarších částí lesního porostu.

V sedmdesátých a osmdesátých letech 20. století byl opakovaně proveden výzkum epigeické fauny metodou zemních pastí v přírodní rezervaci Kutaný (BRABEC 1997). Důraz byl kladen hlavně na čeled' střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae). Epigeická fauna byla námi zkoumána v roce 2005. Bylo užito opět metody zemních pastí (cf. BRABEC 1997). V každém porostu bylo instalováno celkem 12 pastí s minimálně 40metrovými rozestupy tak, aby byly pokryty všechny dostupné základní typy mikrohabitatů. Celkem bylo na obou lokalitách v zemních pastech zachyceno 908 jedinců vybraných skupin epigeických členovců, kteří byli určeni jako zástupci 51 druhů: 4 druhy stejnonožců (263 ex.), 1 druh sekáče (8 ex.), 7 druhů stonožek (22 ex.), 25 druhů střevlíků (455 ex.), 9 druhů pavouků (149 ex.) a 5 taxonů mnohonožek (11 ex. – z nich jeden exemplář juvenilní mnohonožky byl určen pouze do rodu). Faunu lokality přírodní rezervace Kutaný představovalo 37 druhů. Na druhé lokalitě,

přírodní rezervace Halvovský potok, bylo zaznamenáno 42 druhů. Celkem 28 druhů bylo společných oběma lokalitám.

Vyskytovaly se zde i reliktní druhy zkoumaných skupin (v případě střevlíkovitých dva druhy), včetně druhů suťových (v případě pavouků). Zjištěné druhové spektrum (51 druhů) vybraných taxonů epigeických členovců bylo průměrně bohaté a bylo tvořeno vesměs lesními druhy nebo druhy s širší ekologickou valencí (BUCHAR 1983; HŮRKA et al. 1996). Stejně tak všechny zjištěné druhy pavouků patří mezi běžné lesní druhy. Nebyl zjištěn žádný druh vázaný na nenarušená stanoviště, zároveň však ani jeden z nalezených druhů nepatří mezi druhy charakteristické pro přirozeně narušené biotopy (HŮRKA et al. 1996; BUCHAR & RŮŽIČKA 2002). Další zjištěné druhy členovců byly spíše druhy všeobecně se vyskytující, bez těsné vazby na specifický biotop. V případě střevlíků naprosto dominovaly lesní druhy, většina z nich byla i typická pro lesy pahorkatin nebo hor. Kromě dvou druhů řadí HŮRKA et al. (1996) všechny střevlíky do kategorie A – druhy se středně silnou vazbou na biotopy. Dva zjištěné druhy (*Carabus variolosus* a *Cychrus attenuatus*) řadí do kategorie R (reliktní) – druhy se silnou vazbou na specifický biotop. Rozdílná povaha obou lokalit se tak částečně projevila na zjištěné druhové bohatosti epigeických členovců. Na kvalitu společenstva epigeických členovců měla přítomnost balvanitého suťoviska větší vliv než množství rozpadajícího se dřeva.

Při srovnání získaných výsledků s předchozími průzkumy (SECHTEROVÁ 1992; BRABEC 1997) nedošlo k podstatným změnám v druhovém složení zachycených společenstev, změny byly ale v abundancích jednotlivých druhů s patrným úbytkem početnosti světlomilných a petrofilních druhů. Metodou zemních pastí však nebyly vůbec zastiženy, stejně jako v minulosti, druhy, které mají vazbu na kamenitý substrát či na periodicky se otevírající gapy s primární sukcesí (SPITZER et al. 2010). Při použití srovnávací metody individuálního sběru a prosevů byly např. zjištěny tři druhy malých střevlíků rodu *Trechus*, jeden druh rodu *Leistus* a další druhy střevlíků řazených do skupiny R (reliktní). Je pravděpodobné, že použití pouze metody zemních pastí pro posouzení kvality společenstva střevlíkovitých bez použití doprovodných metod a skupin členovců by v tomto typu biotopu s kamenitým podkladem nepřineslo průkazné výsledky.

**Příspěvek k poznání fauny epigeických bezobratlých dvou přírodních
jedlobukových lesů ve Vsetínských vrších (Česká republika)**

**Contribution to the knowledge of epigeic invertebrates of two seminatural
fir-beech deciduous woodlands in the Vsetínské vrchy Hills,
Western Carpathians (Czech Republic)**

Lukáš SPITZER^{1,2)}, Ivan H. TUF³⁾, Jana TUFOVÁ³⁾ & Robert TROPEK²⁾

¹⁾ Muzeum regionu Valašsko ve Vsetíně, Horní náměstí 2, CZ-755 01 Vsetín,
e-mail: spitzerl@yahoo.com

²⁾ Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích,
Braníšovská 31, CZ-370 05 České Budějovice

³⁾ Katedra ekologie a ŽP, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého,
Tř. Svobody 26, CZ-772 00 Olomouc

Keywords: Araneae, Carabidae, *Carabus variolosus*, Diplopoda, faunistics, Chilopoda, Isopoda: Oniscidea, Opiliones, fir-beech forest, Vsetínské vrchy Hills, Czech Republic

Abstract. Based on their biological diversity, remnants of seminatural fir-beech woodlands are one of the most valuable habitats of the Vsetínské vrchy Hills (Western Carpathians, Czech Republic). Due to intensive forestry, these habitats are declining across Central Europe.

So far, few studies have been conducted of the composition of epigeic invertebrates in natural forests of the region. This study covers epigeic invertebrate fauna (isopods, harvestmen, millipedes, centipedes and ground beetles) inhabiting two reserves (capitals denote the locality: HP - the Halvovský potok Nature Reserve, K - the Kutáný Nature Reserve) in the central part of the Vsetínské vrchy Hills. Twelve pitfall traps per reserve were exposed for one month in spring and repeatedly in summer 2005. The traps were localized so as to catch local variability of microhabitat conditions.

In total, 759 adult individuals of 51 epigeic invertebrate species were identified (4 isopods, 1 harvestman, 7 centipedes, 25 ground beetles, 9 spiders and 5 millipedes which 1 species of them was identified only to genus level). The majority of species were recorded from the locality HP (42 species), while 37 species were found in K as well. There was a large difference in presence of millipedes and centipedes between two reserves. Higher diversity was found in HP, where almost all species collected were present. There were no differences between the local communities of ground beetles between HP and K. When compared to previous studies, the abundance of some species was lower (especially *Carabus obsoletus* Sturm, 1815 and *Cychrus attenuatus* (Fabricius, 1792)). *Carabus variolosus* Linné, 1787 (protected by European law) occurred in high numbers in both reserves. The spider's diversity was higher in K. There were scree forests species which were surprisingly absent from HP (*Harpactea lepida* (C. L. Koch, 1838), *Tegenaria silvestris* L. Koch, 1872).

The results highlight to indispensableness of insular remnants of natural fir-beech stands for maintaining regional species diversity.

ÚVOD

Zbytky jedlobukových přírodních lesů představují jedny z nejcennějších biotopů, které se ve Vsetínských vrších vyskytují. Místní lesy si udržovaly polopřirozený charakter až do poloviny 19. století. Do té doby se zde uplatňovala pouze toulavá seč a extenzivní pastva. V padesátých letech 19. století byla velká většina přístupných lesních porostů holosečně vytěžena. Rozsáhlé holiny byly osázeny nepůvodními smrkovými monokulturami, s čímž se často pokračuje dodnes. S organizovanou státní ochranou zbylých původních porostů bylo započato až po roce 1945, kdy byly uzákoněny dvě lesní rezervace i ve Vsetínských vrších (MACKOVČIN & JATIOVÁ 2002).

Po roce 1989 se výrazně zvýšil zájem o ochranu zbylých přírodních lesů. V devadesátých letech tak byla vyhlášena řada maloplošných lesních rezervací a další stále čekají na zajištění zákonné ochrany. Vyhlášené rezervace jsou většinou lokalizovány na těžko přístupných místech v koncových partiích údolí Vsetínských vrchů, mnohdy se suťovým podkladem. Jejich rozloha kolísá pouze v jednotkách až několika málo desítkách hektarů (PAVELKA & TREZNER 2001). Vyhlášovány byly vždy porosty typu „přírodní les“ (VRŠKA & HORT 2004), ve kterých byla dlouhodobě odkládána těžba. Všechny lesy byly ale v minulosti do jisté míry ovlivněny činností člověka. Pralesy sensu stricto se již ve Vsetínských vrších nevyskytují.

V sedmdesátých a osmdesátých letech byl opakovaně uskutečněn výzkum epigeické fauny v Přírodní rezervaci (dále jen PR) Kutaný (BRABEC 1997). Důraz byl kladen hlavně na čeled' střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae). Další skupiny brouků a členovců nebyly dosud komplexně zpracovány a jsou uloženy ve sbírkách Muzea regionu Valašsko ve Vsetíně.

V přírodě blízkých porostech provedl PAVELKA (2002) na vhodných habitatech v okrese Vsetín průzkum rozšíření druhu *Carabus variolosus* Fabricius, 1787, na nějž navázali SPITZER & VALCHÁŘOVÁ (2006) průzkumem mikrohabitatových preferencí tohoto druhu v prostoru Javorníků a Vsetínských vrchů.

Pavouky v PR Kutaný chytala pomocí zemních pastí v roce 1988 SECHTEROVÁ (1992), v blíže neurčených jedlobukových porostech v okolí Vsetína pavoukovec chytali také účastníci arachnologické exkurze v roce 1998 (srovn. BUCHAR & RŮŽIČKA 2002). Přesto je arachnofauna jedlobukových lesů Vsetínských vrchů málo prozkoumána a informace o výskytu jednotlivých druhů jsou stále neúplné.

Tento příspěvek přináší první informace o výsledcích orientačního průzkumu epigeických členovců - střevlíkovitých (Carabidae), stonožek (Chilopoda), mnohonožek (Diplopoda), suchozemských stejnoožců (Isopoda: Oniscidea), pavouků (Araneae) a sekáčů (Opiliones) na dvou lokalitách - v PR Kutaný (dále K) a Přírodní rezervaci Halvovský potok (dále HP).

Obě lokality leží v centrální části hřebene Vsetínských vrchů. Ačkoli se jedná o lokality, které jsou od sebe vzdálené jen asi 1500 m, velmi výrazně se liší strukturou lesního porostu i povahou povrchu lokality. Rezervace Kutaný byla vyhlášena již v roce 1969, lesní porosty v nejstarší části rezervace jsou dnes již ve stádiu samovolného rozpadu. Povrch lokality je víceméně homogenní, jen výjimečně je narušován drobnými lokálními kamenitými sesuvy. PR Halvovský potok byla vyhlášena až v roce 1999 a pomineme-li mladý les, který je také do území rezervace zahrnut, jedná se dosud o vitální homogenní jednoetážový středně starý jedlobukový porost lokalizovaný na balvanitém suťovisku.

V této práci je na základě dat získaných v průběhu jednoho roku srovnávána struktura společenstva epigeických členovců a jsou diskutovány rozdíly pramenící z nestejně povahy porostů obou rezervací.

MATERIÁL A METODIKA

PR Kutaný (49°22'N, 18°5'E; mapovací faunistický čtverec: 6674) leží v katastru obce Halenkov (okres Vsetín) na jihovýchodním svahu centrálního hřebene Vsetínských vrchů v pramenné části potoka Dinotice. Rozkládá se v nadmořské výšce 610-770 m a jeho výměra činí cca 15 ha. Horní okraj rezervace leží přibližně 200 m jihovýchodně od turistické chaty Cáb. Geologický podklad území je tvořen soláňskými vrstvami magurského flyše. Svahy jsou narušeny až deset metrů hlubokými erozními rýhami zdrojnic potoka Ráztočný. Půdním typem jsou hnědé lesní půdy, na severu ojediněle vystupují skupiny balvanů. Jedná se o asi 180 let starý jedlobukový porost s dominantním zastoupením buku lesního (*Fagus sylvatica* L.), běžně

je zastoupena i jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) a javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.). Přimíseny jsou i další druhy, například smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karsten) a roztroušeně i jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior* L.). Porost je víceetážový, nestejnověký. Ve dvou nejstarších jádrových částech je většina stromů již odumřelá, je zde velké množství vývrátů, zlomů i stojících mrtvých pahýlů. Jedno z pramenných míst potoka Dinotice leží přímo v prostoru nejstarší části rezervace, vzniklý potok se rychle zvětšuje a protéká dále celou rezervací. V rezervaci je zastoupena typická flóra květnaté karpatské jedlobučiny svazu *Dentario enneaphylli-Fagetum* (MACKOVČIN & JATIOVÁ 2002). V rozvolněných starých částech rezervace je pokryvnost bylinného patra vysoká (až 100%), v zapojených porostech nižšího věku je tato pokryvnost maximálně poloviční.

PR Halvovský potok (49°22'N, 18°5'E; mapovací faunistický čtverec: 6674) leží na katastru města Vsetín (okres Vsetín) v nadmořské výšce 595-680 m. Lokalita má rovněž jihovýchodní expozici. Leží v pramenné části potoka Jasenice. Celková výměra rezervace je cca 20 ha. Geologický podklad je identický jako u lokality K, balvanité a skalnaté výchozy jsou zde však mnohem častější. Jedná se o porost rozdělený předchozí těžbou na dvě části. Polovina rezervace je lokalizována na pískovcovém balvanitém suťovém poli. Druhá polovina rezervace s minimem skalnatých výchozů je oddělena od první mladou výsadbou smrku ztepilého. Lesnický se jedná o jedlobukový porost s dominantním zastoupením buku lesního. Významný podíl zde má jedle bělokorá, přimíšen je i javor klen a vzácně i smrk ztepilý. Nejstarší stromy dosahují věku přibližně 160 let, množství odumřelých, rozpadajících se stromů je nízké. V centrální části došlo v nedávné době k polomům, jinak je porost zapojený a dosud v dobrém stavu. Porost byl před rokem 1999 ze všech stran obtěžen, přičemž na vzniklých holinách byl takřka na celém území vysazen smrk. V prosvětlených částech na okrajích porostu narozdíl od lokality K velmi dobře zmlazuje jedle, která v omezenější míře rovněž zmlazuje i v centrálních částech starého lesního porostu (TKAČIKOVÁ & TKAČÍK 2005). V rezervaci je zastoupena typická flóra květnaté karpatské jedlobučiny svazu *Dentario enneaphylli-Fagetum* (MACKOVČIN & JATIOVÁ 2002).

Epigeická fauna byla zkoumána v roce 2005 metodou zemních pastí. V každém porostu bylo instalováno celkem 12 pastí s minimálně 40metrovými rozestupy tak, aby pokryly všechny dostupné základní typy mikrohabitatů (potok; místa s velkým množstvím padlého, trouchnivějícího dřeva; kamenité pole; suchá, osluněná místa; místa s vysokou pokryvností bylinného patra). Pozice pastí byly voleny přímo nebo co nejbližší jednotlivým mikrohabitatům (např. vegetace prostý štěrkovitý náplav v potoce či místo s nejvyšší koncentrací rozpadajících se kmenů). Pastí tvořily sklenice o objemu 1 l a průměru 15 cm a byly exponovány dvakrát vždy po dobu 1 měsíce (12.V.-15.VI.2005; 23.VII-30.VIII.2005). Konzervantem byl zvolen 4-5 % roztok formaldehydu (PEKÁR 2002). Pastí kryly stříšky z přírodního materiálu (silnější kusy kůry, dřev). Pro skupinu pavouků byl zpracován materiál jen z druhého výběru pastí.

Nomenklatura, údaje o výskytu v ČR, stanovištních nárocích a stupni ohrožení pro skupinu střevlíkovitých byly převzaty z prací HŮRKY (1996) a HŮRKY et al. (1996); mnohonožky (Diplopoda) byly determinovány podle STOJALOWSKÉ (1961) a BLOWERA (1985); stonožky (Chilopoda) s využitím BROLEMANN (1930), EASONA (1964) a KACZMARKA (1979). Suchozemští stejnonožci (Isopoda: Oniscidea) byli determinováni podle FRANKENBERGERA (1959) a GRUNERA (1966); pavouci podle HEIMERA & NENTWIGA (1991) a ROBERTSE (1993). Údaje o výskytu v ČR a stanovištních nárocích byly převzaty z BUCHARA & RŮŽIČKY (2002). Systém a nomenklaturu jednotlivých druhů jsme použili podle zavedeného nejnovějšího systému PLATNICKA (2007). Sekáči jsou určeni podle ŠILHAVÉHO (1956). Materiál byl determinován autory a je uložen v jejich sbírkách. Plná vědecká jména jednotlivých zjištěných druhů jsou uvedena v tab. 1.

VÝSLEDKY

Celkem bylo na obou lokalitách v zemních pastech zachyceno 908 jedinců vybraných skupin epigeických členovců, kteří byli určeni jako zástupci 51 druhů: 4 druhy stejnonožců (263 ex.), 1 druh sekáče (8 ex.), 7 druhů stonožek (22 ex.), 25 druhů střevlíků (455 ex.), 9 druhů pavouků (149 ex.) a 5 taxonů mnohonožek (11 ex. - z nich jeden exemplář juvenilní mnohonožky byl určen pouze do rodu). Na lokalitě HP se vyskytovalo 42 druhů. Faunu lokality K představovalo 37 druhů. Celkem 28 druhů bylo společných oběma lokalitám.

Všechny 4 druhy suchozemských stejnonožců se vyskytovaly jak na lokalitě K, tak i na lokalitě HP. Jako nejpočetnější byly zaznamenány druhy *Protracheoniscus politus* (51 %) a *Ligidium hypnorum* (38 % všech determinovaných jedinců na obou lokalitách). Další dva druhy se v úlovcích vyskytovaly nepoměrně vzácněji: *Trachelipus*

Tab. 1. Přehled všech zjištěných druhů sledovaných skupin a počty odchytených jedinců na lokalitách K a HP. Druhy označené * jsou dále komentovány.

Tab. 1. Survey of all recorded species of the studied systematic groups and numbers of collected specimens in the K and HP localities. Species indicated with* are commented.

	PR Kutaný (K)	PR Halvovský potok (HP)
Isopoda: Oniscidea		
<i>Ligidium germanicum</i> Verhoeff, 1901*	5	7
<i>Ligidium hypnorum</i> (Cuvier, 1792)	41	60
<i>Protracheoniscus politus</i> (C. L. Koch, 1841)*	42	92
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)*	2	14
Chilopoda		
<i>Lithobius agilis</i> C. L. Koch, 1847*	0	1
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. Koch, 1844*	1	1
<i>Lithobius erythrocephalus</i> C. L. Koch, 1847	0	1
<i>Lithobius forficatus</i> Linné, 1758	2	1
<i>Lithobius mutabilis</i> L. Koch, 1862	2	11
<i>Lithobius nodulipes</i> Latzel, 1880*	0	1
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1814)	0	1
Diplopoda		
<i>Glomeris hexasticha</i> Brandt, 1833*	0	1
<i>Glomeris verhoeffi fagivora</i> (Verhoeff, 1906)*	3	3
<i>Leptoilulus</i> sp. Verhoeff, 1894	0	1
<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)*	0	1
<i>Unciger foetidus</i> (C. L. Koch, 1838)	1	1
Opiliones		
<i>Oligolophus tridens</i> (C. L. Koch, 1836)	3	5
Araneae		
<i>Eurocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	1	0
<i>Coelotes terrestris</i> (Wider, 1834)	28	16
<i>Cybaeus angustiarum</i> L. Koch, 1868*	42	53
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	0	1
<i>Harpactea lepida</i> (C. L. Koch, 1838)	1	0
<i>Histoipona torpida</i> (C. L. Koch, 1834)	2	2
<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830	0	1
<i>Tegenaria silvestris</i> L. Koch, 1872*	1	0
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	1	0
Coleoptera: Carabidae		
<i>Abax ovalis</i> (Duftschmid, 1812)	11	12
<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	21	90
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	2	0
<i>Carabus auronitens</i> Fabricius, 1792	6	5
<i>Carabus convexus</i> Fabricius, 1775*	0	1
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	3	6
<i>Carabus glabratus</i> Paykull, 1790	18	3
<i>Carabus linnei</i> Panzer, 1810*	1	5
<i>Carabus nemoralis</i> O. F. Müller, 1764	0	1
<i>Carabus obsoletus</i> Sturm, 1815*	2	0
<i>Carabus scheidleri helleri</i> Ganglbauer, 1892*	0	22

Tab. 1. Pokračování
 Tab. 1. Continuation

	PR Kutaný (K)	PR Halvovský potok (HP)
<i>Carabus variolosus</i> Fabricius, 1787*	6	3
<i>Carabus violaceus</i> Linné, 1787	74	26
<i>Cychrus attenuatus</i> (Fabricius, 1792)*	12	9
<i>Cychrus caraboides</i> (Linné, 1758)	0	2
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	1	1
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)	1	0
<i>Pterostichus aethiops</i> Panzer, 1796	4	2
<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, 1838	50	13
<i>Pterostichus foveolatus</i> (Duftschmid, 1812)	7	1
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	8	0
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	2	1
<i>Pterostichus pilosus</i> (Host, 1789)*	4	0
<i>Pterostichus unctulatus</i> (Duftschmid, 1812)	6	12
<i>Trichotichnus laevicollis</i> (Duftschmid, 1812)	0	1

ratzeburgii (6 %) a *Ligidium germanicum* (5 %). Relativně vzácně byl na obou lokalitách zaznamenán sekáč druhu *Oligolophus tridens*.

Mezi stonožkami (Chilopoda) dominoval druh *Lithobius mutabilis* (celkem bylo na obou lokalitách zaznamenáno 13 jedinců tohoto druhu, tj. 59 % všech determinovaných stonožek). Zástupci dalších 5 druhů rodu *Lithobius* byli zaznamenáni pouze v jednom až třech exemplářích. Rod *Strigamia* byl reprezentován jedním jedincem druhu *Strigamia acuminata*. Na lokalitě K byly zjištěny pouze tři druhy stonožek, zatímco na lokalitě HP se vyskytovalo všech 7 zjištěných druhů.

Zjištěny byly dva druhy mnohonožek rodu *Glomeris*, jeden druh rodu *Megaphyllum* a jeden druh rodu *Unciger*. Obdobně jako u stonožek bylo na lokalitě K zjištěno výrazně méně druhů (pouze 2). Fauna lokality HP opět zahrnovala všech 5 zjištěných taxonů (jeden juvenilní exemplář rodu *Leptoiulus* nebyl blíže určen).

Relativně malý počet zjištěných druhů pavouků bylo ovlivněno spíše intenzitou sběru a velikostí determinovaného vzorku než kvalitou lokalit. Nejčastějšími byly druhy *Cybaeus angustiarum* a *Coelotes terrestris*, které tvořily 63 %, respektive 25 %, všech jedinců. Společenstvo pavouků lokality K (7 druhů) bylo bohatší než lokality HP (5 druhů). Navíc byli na lokalitě K zaznamenáni zástupci druhů obývajících suťové lesy (*Harpactea lepida* a *Tegenaria silvestris*), které nebyly na lokalitě HP zjištěny (a to přesto, že množství skalnatých výchozů na lokalitě K je v porovnání s lokalitou HP zanedbatelné).

Nejpočetněji zastoupeným rodem střevlíků byli zástupci rodů *Carabus* (10 druhů), *Pterostichus* (7 druhů) a *Abax* (3 druhy). Nejčastěji se vyskytoval druh *Abax parallelepipedus* (111 exemplářů), dále *Carabus violaceus* (100 ex.) a *Pterostichus burmeisteri* (63 ex.). Z méně častých druhů byli zaznamenáni střevlíci *Carabus variolosus* (9 ex.), *Carabus obsoletus* (2 ex.) a *Cychrus attenuatus* (21 ex.). Na obou lokalitách byl determinován stejný počet druhů střevlíkovitých (20 druhů), lokality navzájem sdílely 15 druhů střevlíků (tab. 1).

Komentáře k zajímavým nálezům

Isopoda: Oniscidea

Ligidium germanicum

V ČR není příliš hojný, potvrzen na různých lokalitách na Moravě (Podyjí, Moravský kras, Litovelské Pomoraví, Jeseníky) i v Čechách (Šumava a Novohradské hory, Doupovské hory). Vystupuje i do vyšších nadmořských výšek - 1400 m (GRUNER 1966). Druh byl nacházen sporadicky po celém území obou lokalit.

Protracheoniscus politus

V lesích poměrně běžný druh, ale je znám i z lučních ekosystémů. Tento druh je udáván jako jihovýchodoevropský (FOLKMANOVÁ et al. 1955) nebo středoevropský (FLASAROVÁ 1958). Obývá listnaté a smíšené lesy, vyskytuje se v tlejícím listí, ve vlhkém humusu či pod kůrou starých stromů. V HP jsme zaznamenali hojnější výskyt, soustředěný do míst s velkým množstvím listového opadu a vysokou pokrývností zmlazujících stromků, než v K, kde se vyskytoval méně často a spíše plošně.

Trachelipus ratzeburgii

Vyskytuje se v celé střední Evropě a v západní polovině karpatského oblouku, běžný druh našich lesů všech typů vyskytující se až po horní hranici lesa (FRANKENBERGER 1959). Typicky ho najdeme pod kůrou padlých stromů (RADU 1985). Na lokalitě HP byl druh výrazně hojnější v porovnání s lokalitou K. Druh byl zaznamenán vždy v těsném okolí většího množství padlého trouchnivějšího dřeva.

Chilopoda

Lithobius agilis

Běžný středoevropský druh s výskytem od západní Evropy až do Karpat. Bývá nalézán nejčastěji ve smíšených lesích v kamení (FOLKMANOVÁ et al. 1955) nebo v listnatých lesích. Druh byl zjištěn jen na lokalitě HP v pasti umístěné ve středu suťoviska.

Lithobius dentatus

Relativně rozšířený druh, nicméně nepřiliš početný. Obývá lesy (GULIČKA 1957). Druh byl zjištěn na obou zkoumaných lokalitách v jednom exempláři na místech s homogenním povrchem a s nulovou pokrývností bylinného patra.

Lithobius nodulipes

Vyskytuje se v lesích po celém území ČR. Jedná se o relativně vzácnou stonožku, která má centrum rozšíření v JV Evropě (DOBRORUKA 1959, FOLKMANOVÁ et al. 1955). Žije na různých typech stanovišť, hlavně v listnatých i smíšených porostech (FOLKMANOVÁ & LANG 1960). Preferuje vápenité podloží. Druh byl zjištěn jen na lokalitě HP poblíž prameniště a hromady tlejícího bukového dřeva.

Diplopoda

Glomeris hexasticha a *G. verhoeffi fagivora*

Oba dva druhy preferují listnaté (v podhorských oblastech bukové) až smíšené lesy (FOLKMANOVÁ et al. 1955, LANG 1954). Oba druhy byly nalezeny vždy v těsné blízkosti hromady rozpadajícího se bukového dřeva.

Megaphyllum projectum

Jde o petrofilní druh se širokou ekologickou tolerancí (FOLKMANOVÁ et al. 1955), důležitý dekompozitor opadavých lesů, zvláště s vápencovým podložím. Najdeme ho v nižších nadmořských výškách i v horských polohách (TAJOVSKÝ 1997) v celé Evropě. Dává přednost chladnějšímu a vlhčímu počasí, proto více aktivuje na jaře a na podzim. Druh byl zjištěn jen na lokalitě HP na osluněném prameništi s bohatou bylinnou vegetací.

Araneida

Cybaeus angustiarum

V ČR poměrně hojný druh. Hojněji se však tento vlhkomilný pavouk vyskytuje prakticky jen v zachovalých lesích s dostatkem rozkládající se dřevní hmoty, v hospodářským monokulturách se vyskytuje spíše výjimečně. Charakteristický je obzvláště pro vlhké lesy vyšších poloh.

Tegenaria silvestris

Hojný druh nalézáný pod kameny, zejména v suťových a kamenitých lesích. Tento druh, stejně jako další druh charakteristický pro suťové lesy *Harpactea lepida*, byl zaznamenán pouze na méně kamenité lokalitě K!

Coleoptera: Carabidae

Carabus convexus

Druh je v Čechách i na Moravě plošně rozšířen, vystupuje i vysoko do pahorkatin. Druh byl zjištěn jen na lokalitě HP na ploše v těsné blízkosti potoka.

Carabus linnei

Druh typický pro lesy rozsáhlejších horských masívů. Nad hranicí přibližně 700 m n.m. se jedná o dominantní druh. Byl nalezen na obou lokalitách vždy na podmáčených místech (prameniště, blízkost potoka).

Carabus obsoletus

Druh karpatského oblouku, na Moravě s ojedinělým výskytem. Na lokalitě K byli chyceni pouze dva jedinci tmavého zbarvení. V minulosti se zde vyskytoval hojně (BRABEC 1997). Zaznamenáni byli na kraji osvětleného sesuvu v centrální části rezervace. Toto místo je kamenitého charakteru a takřka úplně kryto bylinnou vegetací a zmlazením buku lesního.

Carabus scheidleri helleri

Druh byl nalezen v počtu 22 exemplářů pouze v HP. Bohužel nebyl potvrzen z lokality K, ačkoli se zde dříve také vyskytoval (BRABEC 1997). Všichni jedinci byli zaznamenáni na prosvětleném kraji porostu v místech s nejsilnějším zmlazením jedle bělokoré.

Carabus variolosus

Druh byl potvrzen na obou lokalitách, kde žije kolem tavných potůčků hojně a plošně. Vyskytuje se zde jak v okolí lesních, bohatě vegetací porostlých pramenišť, tak i přímo v kamenitých potocích. Na lokalitě HP sleduje druh i dnes podmáčené opuštěné cesty zařezané v pravidelných rozestupech kolmo do svahu. Terasy těchto původních lesních cest mají dnes charakter bažinek a jsou jen velmi mírně porostlé vegetací. HŮRKA et al. (1996) řadí tento druh do kategorie R (reliktní), FARKAČ et al. (2006) pak do kategorie VU (zranitelný).

Cychrus attenuatus

Druh zjištěný relativně hojně a plošně na obou lokalitách. Na lokalitě HP vyhledával spíše místa s kamenitým podkladem. Ačkoli je HŮRKOU (1996) hodnocen jako vzácnější, je zde mnohem hojnější než příbuzný druh *C. caraboides*. HŮRKA et al. (1996) řadí tento druh do kategorie R (reliktní).

Pterostichus pilosus

Druh karpatských pohoří, v Čechách chybí, na Moravě je jeho výskyt lokální, je vázán na horské polohy Beskyd a Vsetínských vrchů. BRABEC (1997) tento druh na lokalitě K nenalezl. Nám se jej podařilo prokázat v pastech umístěných na nahromaděném materiálu (dřeva a štěrku) přímo v potoku na lokalitě K.

DISKUSE

Zjištěné druhové spektrum (51 druhů) vybraných taxonů epigeických členovců bylo průměrně bohaté a bylo tvořeno většinou lesními druhy nebo druhy s širší ekologickou valencí. Stejně tak všechny zjištěné druhy pavouků patří mezi běžné lesní druhy. Nebyl zjištěn žádný druh vázaný na nenarušená stanoviště, zároveň však ani jeden z nalezených pavouků nepatří mezi druhy charakteristické pro silně narušené biotopy (HŮRKA et al. 1996, BUCHAR & RŮŽIČKA 2002). Další zjištěné druhy členovců jsou spíše druhy všeobecně se vyskytující, bez těsné vazby na specifický biotop. Většina druhů však preferuje lesní porosty. V případě střevlíků naprosto dominovaly lesní druhy, většina z nich byla i typická pro lesy pahorkatin nebo hor. Kromě dvou druhů řadí HŮRKA et al. (1996) všechny střevlíky do kategorie A - druhy se středně silnou vazbou na biotopy. Dva zjištěné druhy (*Carabus variolosus* a *Cychrus attenuatus*) řadí do kategorie R (reliktní) - druhy se silnou vazbou na specifický biotop.

Pestřejší společenstvo epigeických členovců bylo nalezeno na lokalitě HP (42 druhů), ačkoli se jedná o homogenní stejnověký porost s malým množstvím rozpadajícího se dřeva. Velká většina porostu je zde však lokalizována na balvanitém suťovém poli, což se zřejmě pozitivně odrazilo na bohatosti druhového složení epigeických členovců. Na lokalitě K je přítomno výrazně víc ležícího dřeva v různém stádiu rozpadu - od čerstvě padlých kmenů po konečné stadium rozpadu. Tato skutečnost se ovšem plně nepromítla do zaznamenané bohatosti epigeické fauny (pouze 30 druhů). Tyto potenciálně velmi hodnotné mikrohabitáty jsou jistě obývány více druhy členovců, než bylo zjištěno pomocí zemních pastí (mnohonožky byly zachyceny hlavně v pastech v těsné blízkosti rozpadajících se kmenů stromů, ale pouze v nízkých počtech). Šíře druhového spektra mnohonožek a stejnonožců se zřejmě metodami, které jsme použili, nedá uspokojivě zachytit (mnohonožky nejsou obecně dostatečně pohyblivé a jen zřídka opouštějí ideální mikrostanoviště). Pro detailní poznání společenstev výše zmíněných skupin by bylo nutno provést i individuální sběr pod kůrou a v rozpadajícím se dřevě, jakožto i odběr standardizovaných půdních vzorků. Takovýto odběr vzorků srovnatelné kvality by však byl zvláště v případě lokality HP díky balvanitému suťovisku a nedostatku rozpadajících se kmenů stromů velmi problematický, ba nemožný.

Je otázkou, v jaké míře se na rozdílech v druhové pestrosti promítla přítomnost balvanitého suťoviska na lokalitě HP. Na lokalitě HP byla například v jednom exempláři nalezena mnohonožka *Megaphyllum projectum*, která je považována za petrofilní (FOLKMANOVÁ et al. 1955). Poměrně běžná stonožka *Lithobius agilis*, která je také nacházena převážně na kamenitém podkladě (FOLKMANOVÁ et al. 1955),

byla zjištěna také pouze na této lokalitě, a to přímo v centru suťoviska. Druh zjištěný opět jen na lokalitě HP *Glomeris hexasticha* je výjimečně nacházen i v jeskyních (LANG 1954), běžněji se ovšem vyskytuje pod uvolněnými kusy kůry, v mechu či pod kameny. Mnohonožky byly ovšem v pastech zachyceny pouze v nízkých počtech. Pro lepší možnosti interpretace by bylo nutné zpřesnit průzkum i použitím invazivních metod (ruční sběr).

V kontrastu s ostatními skupinami epigeických členovců byl větší počet druhů pavouků zjištěn na lokalitě K (7 druhů) než na lokalitě HP (5 druhů). Na lokalitě K byly navíc překvapivě zaznamenány dva druhy suťových pavouků (*Harpactea lepida* a *Tegenaria silvestris*), přičemž jejich výskyt nebyl potvrzen z lokality HP. Pro přesnější závěry bude proto potřeba v budoucnu získat větší množství dat.

V roce 1988 bylo komplexním průzkumem za použití zemních pastí s delší a opakovanou expozicí a individuálního sběru na lokalitě K zjištěno 22 druhů pavouků (SECHTEROVÁ 1992). Naše výsledky ovlivněné nižší intenzitou sběru a použitou metodikou obsahují pouze 9 druhů pavouků, i přesto však byly zjištěny 3 druhy pro PR Kutany dosud neznámé (*Haplodrassus silvestris*, *Tegenaria silvestris* a *Trochosa terricola*). To jen potvrzuje, jak málo je arachnofauna jedlobukových lesů Vsetínských vrchů prozkoumána. Ke zjištění kompletní arachnofauny území je nutné exponovat pasti po delší část sezony a obohatit materiál i o individuální sběr na vegetaci a kůře stromů.

V porovnání s ostatními skupinami epigeických členovců (kromě pavouků), kdy byla na lokalitě K zjištěna často výrazně nižší druhová pestrost, jsou obě sledované lokality co se týče počtu druhů střevlíků stejně bohaté (20 druhů). Obdobné byly i celkové abundance střevlíkovitých (K - 239 ex.; HP - 216 ex.). Zde se nijak neprojevil efekt rozdílné povahy porostů a povrchu lokality. Deset druhů střevlíků bylo zaznamenáno pouze na jedné ze sledovaných lokalit. Nejzřetelnější rozdíl byl mezi oběma lokalitami v počtech druhu *Pterostichus niger* (HP - 0 ex.; K - 8 ex.) a *Carabus scheidleri helleri* (HP - 22 ex.; K - 0 ex.). Nebyl zjištěn žádný druh střevlíka, který by v závislosti na pozici pasti upřednostňoval suťovisko před jinými habitaty.

Zjištěné druhové spektrum střevlíkovitých je na lokalitě K pouze mírně chudší, než jaké zaznamenal BRABEC (1997) v 70. a 80. letech, který zde určil 26 druhů střevlíkovitých (Brabec se nevěnoval sběru dat na lokalitě HP). Jelikož byla v obou případech použita shodná metodika zemních pastí, je tento rozdíl pravděpodobně dán rozdílnou intenzitou sběru - vzorky byly Brabcem získávány celoroční expozicí pastí a mnohaletým opakováním. Možné rozdíly dané postoupivší sukcesí není možné na základě našich dat analyzovat. Celkem 11 druhů z původních 26 nebylo znovu na území rezervace nalezeno, naopak byla zaznamenána přítomnost pěti nových druhů (*Abax parallelus*, *Platynus assimilis*, *Pterostichus aethiops*, *P. pilosus* a *P. unctulatus*). Některé, hlavně malé druhy střevlíků (např. rod *Trechus*), nebyly v pastech nalezeny vůbec, ačkoli je Brabec pro lokalitu uvádí. Při náhodném odběru vzorků prosíváním naplavenin pro malakologické účely jsme na obou lokalitách v roce 2006 získali desítky kusů střevlíků rodu *Trechus* (údaje získané tímto způsobem nejsou v práci zahrnuty). Tyto malé druhy se ale obecně do zemních pastí chytají s nízkou úspěšností (PETRUŠKA 1978; JAROŠÍK 1992).

BRABEC (1997) určil 7 druhů střevlíků, kteří tvořili největší procento odchycených exemplářů (*Abax parallelepipedus*, *Carabus glabratus*, *C. violaceus*, *C. obsoletus*, *Cychrus attenuatus*, *Pterostichus burmeisteri* a *P. foveolatus*). V porovnání se stavem v roce 2005 je patrný výrazný pokles početností u druhů *P. foveolatus* a hlavně u *C. obsoletus*. BRABEC (1997) řadí druh *C. obsoletus* dokonce

mezi druhy subdominantní (70. léta) a recedentní (80. léta). Výrazný pokles početnosti druhu *Carabus obsoletus* tak byl již mezi 70. a 80. léty. Stav populace tohoto druhu je tedy možné od začátku 70. let do současnosti odhadnout jako neustále klesající. Dále byly také nalezeny některé další druhy v daleko menším procentuelním zastoupení než dříve (např. *Cychrus attenuatus*). Ostatní uvedené druhy stále patří k nejčastěji zaznamenávaným druhům.

Pro komplexní prozkoumání lokality z hlediska širokého druhového spektra epigeických členovců se značně variabilními životními nároky by samozřejmě bylo zapotřebí použít kombinace více sběrných metod. Samotná metoda zemních pastí je efektivní v odhadu populací členovců pouze větších rozměrů. V průzkumech těchto i dalších rezervací ve Vsetínských vršcích a Javornících budeme dále pokračovat v letech 2006-2008.

ZÁVĚR

Zjištěná bohatost druhového spektra stonožek, mnohonožek a suchozemských stejnonožců byla vyšší na lokalitě HP (kde bylo nalezeno všech 17 zjištěných druhů) než na lokalitě K (kde bylo nalezeno pouze 10 druhů). Na lokalitě HP se častěji vyskytovaly druhy s alespoň částečnou vazbou na kamenitý podklad biotopu. U pavouků byl počet druhů mírně vyšší na lokalitě K než na lokalitě HP (7 resp. 5 druhů). Byly však zaznamenány dva druhy pavouků suťových lesů (*Harpactea lepida*, *Tegenaria silvestris*), a to překvapivě na lokalitě K.

Diverzita střevlíkovitých byla na obou lokalitách obdobná. Jak na lokalitě HP, tak i na lokalitě K bylo nalezeno 20 druhů. Výrazný rozdíl nebyl zjištěn ani ve struktuře obou společenstev. Nebyl nalezen žádný druh střevlíka, který by byl uváděn jako druh preferující suťoviska.

Rozdílná povaha obou lokalit se tak částečně projevila na zjištěné druhové bohatosti epigeických členovců. Větší vliv na kvalitu společenstva epigeických členovců měla dle našich výsledků přítomnost balvanitého suťoviska než množství rozpadajícího se dřeva.

V porovnání s výsledky učiněnými BRABCEM (1997) byl zjištěn pokles abundance u několika druhů střevlíků, především *Carabus obsoletus* a *Cychrus attenuatus*. Významné je zjištění hojného výskytu celoevropsky chráněného druhu střevlíka *Carabus variolosus*, který se v prostředí horských potůčků, pramenišť i druhotných biotopů vyskytoval plošně a početně. Bohužel se nepodařilo pomocí zemních pastí prokázat výskyt malých druhů střevlíků (např. rod *Trechus*), ačkoli zde tyto druhy prokazatelně žijí, jak bylo autory zjištěno při předchozím sběru projevů pro malakologické účely.

Výsledky ukazují na vysokou biologickou hodnotu zkoumaných lokalit. Ve výzkumech v dalších zbytcích původních porostů budeme dále pokračovat.

Poděkování. Autoři děkují Petře Dufkové za pomoc se sběrem vzorků v terénu. Dále pak Tomáši Kašparovi za výraznou pomoc při zpracovávání vzorků. Naše díky patří i dalším pracovníkům Muzea regionu Valašsko ve Vsetíně, kteří nám byli při zajišťování průzkumu jakkoli nápomocni. Práce byla podpořena Muzeem regionu Valašsko ve Vsetíně a částečně financována Přírodovědeckou fakultou Jihočeské univerzity v rámci grantu MSM 6007665801.

LITERATURA

- BLOWER J. G. 1985: Millipedes. The Linnean Society, Synnopses of the British Fauna, 35. London, E. J. Brill, Dr W. Blackhuys, 242 pp.
- BRABEC L. 1997: Střevlíkovití (Coleoptera: Carabidae) okresu Vsetín. Zpravodaj OVM Vsetín 1997: 13-28.
- BROLEMANN H.W. 1930: Chilopodes. Faune de France, 25. Paris, 406 pp.
- BUCHAR J. & RŮŽIČKA V. 2002: Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres Publishers, Praha, 349 pp.
- DOBROUKA L. J. 1959: Chilopoda státní přírodní rezervace Mohelno. Ochrana přírody, 14: 104-106.
- EASON E. H. 1964: Centipedes of the British Isles. London, Frederick Warne & Co Ltd., 294 pp.
- FARKAČ J., KRÁL D. & ŠKORPÍK M. (eds.) 2006: Červený seznam ohrožených druhů ČR. Bezobratlí. Agentura ochrany a krajiny, Praha, 760 pp.
- FLASAROVÁ M. 1958: K poznání moravskoslezských Oniscoideí. Časopis Slezského Muzea Opava, (A), 7: 100-130.
- FOLKMANOVÁ B., KOČIŠ M. & ZLÁMALOVÁ M. 1955: Příspěvky k poznání některých edafických skupin členovců z údolí Dyje. Věstník Československé Zoologické Společnosti, 19: 306-330.
- FOLKMANOVÁ B. & LANG J. 1960: Příspěvek k poznání stonožek Rychlebských hor. Přírodovědný časopis slezský, 21: 355-372.
- FRANKENBERGER Z. 1959: Stejnonožci suchozemští - Oniscoidea. Fauna ČSR, svazek 14. NČSAV, Praha, 216 pp.
- GRUNER H. E. 1966: Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. 2. Lieferung. Die Tierwelt Deutschlands, 53. Teil, Jena: 151-380.
- GULIČKA J. 1957: Kvalitativno-quantitativny rozbor pôdnej fauny Čierneho lesa (Ostrov). Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Zoologia, 2: 119-139.
- HEIMER S. & NENTWIG W. 1991: Spinnen Mitteleuropas. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 543 pp.
- HŮRKA K. 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín, 566 pp.
- HŮRKA K., VESELÝ P. & FARKAČ J. 1996: Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. Klapalekiana, 32: 15-27.
- JAROŠÍK V. 1992: Pitfall trapping and species-abundance relationships: a value for carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). Acta entomologica bohemoslavaca, 89: 1-12.
- KACZMAREK J. 1979: Pareczniki (Chilopoda) Polski. Poznań, Wydawnictwo naukowe UAM, 100 pp.
- LANG J. 1954: Mnohonožky. Fauna ČSR, sv. 2. NČSAV, Praha, 188 pp.
- MACKOVČIN P. & JATIOVÁ M. (eds.) 2002: Chráněná území ČR 2: Zlínsko. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR & EkoCentrum Brno, Praha, pp. 376.
- PAVELKA J. & TREZNER J. (eds.) 2001: Příroda Valašska. Český svaz ochránců přírody, ZO 76/06 Orchidea, Vsetín, 504 pp.
- PAVELKA K. 2002: Zpracování podkladů pro soustavu NATURA 2000 v České republice pro druh brouka (Coleoptera): *Carabus variolosus*. [ms.]. Depon in: Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, 8 pp.
- PEKÁR S. 2002: Differential effects of formaldehyde concentration and detergent on the catching efficiency of surface active arthropods by pitfall traps. Pedobiologia, 4: 539-547.
- PETRUŠKA F. 1978: K možnosti úniku jednotlivých složek epigeické fauny polí z formalinových zemních pastí (Coleoptera). Acta Universitatis Palackianae Olomucensis, Biologica, 31: 99-124.
- PLATNICK N. I. 2007: The World Spider Catalog, version 7.5. American Museum of Natural History. [počítačová síť INTERNET], www.research.amnh.org (www), adresář: /entomology/spiders/catalog, soubor: index.html.
- RADU V. G. 1985: Crustacea, Isopoda, Crinochaeta. Fauna RSR, Vol. 4, fasc. 14. Bucuresti, ARSR, 160 pp.

- ROBERTS M. J. 1993: The Spiders of Great Britain and Ireland: Pts. 1 & 2. Harley Books, Colchester, 713 pp.
- SECHTEROVÁ E. 1992: Analýza epigeické arachnofauny lesních biotopů Beskyd (Araneae, Opiliones). Ph.D. thesis, Ústav Ekologie Průmyslové Krajiny, Ostrava, 205 pp.
- SPITZER L. & VALCHÁŘOVÁ J. 2006: Monitoring populací druhu *Carabus variolosus* a zjištění biotopových nároků druhu na vybraných lokalitách na Vsetínsku. [ms.]. Depon in: Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, 41 pp.
- STOJAŁOWSKA W. 1961: Krocionogi (Diplopoda) Polski. Warszawa, PWN, 216 pp.
- ŠILHAVÝ V. 1956: Sekáči - Opilionidea. Fauna ČSR, svazek 7. NČSAV, Praha, 294 pp.
- TAJOVSKÝ K. 1997: Distribution of millipedes along an altitudinal gradient in three mountain regions in the Czech and Slovak Republics. *Entomologica Scandinavica, Suppl.*, 51: 225-233.
- TKAČÍKOVÁ J. & TKAČÍK J. 2005: Ústup jedle v maloplošných chráněných územích na Valašsku na příkladu PR Kutaný. *Valašsko - Vlastivědná revue*, 15: 24-25.
- VRŠKA T. & HORT L. 2004: Příspěvek k ustálení terminologie zejména pro lesy v chráněných územích. *Ochrana přírody* 59: 2, 35-37.

Publikace II

Lukáš Spitzer, Ondřej Konvička, Robert Tropek, Magdaléna Roháčová, Ivan H. Tuf & Oldřich Nedvěd (2010): Společenstvo členovců (Arthropoda) zimujících na jedli bělokoré (*Abies alba*) na Valašsku (okr. Vsetín, Česká republika) (Assemblage of overwintering arthropods on white fir (*Abies alba*) in the Moravian Wallachia region (West Carpathians, Czech Republic)). – Čas. Slez. Muz. Opava (A), 59: 217–232.

Vzhledem k tomu, že při průzkumu společenstva střeblíkovitých pomocí zemních pastí v přírodě blízkých lesích v přírodních rezervacích (SPITZER et al. 2007) nebyly takřka vůbec zastíženy malé druhy střeblíků a arborikolní střeblíci (cf. ANDERSEN 1995; HŮRKA 1996), přistoupili jsme k použití metody sledování bezobratlých individuálním sběrem zimujících bezobratlých pod šupinkami kůry na kmenech stojících jedlí; tj. druhu stromu, který je přirozenou složkou jedlobučin středních poloh dle ZLATNÍKA (1954) a který v současnosti mizí ze zastoupení i v přírodních rezervacích (LEIBUNDGUT 1990; SCHERZINGER 1996). Sběr materiálu spočíval v opatrném fyzickém odstraňování odchlípujících se šupinek borky jedle a ve vizuálním vyhledávání a sběru přezimujících členovců pomocí exhaustoru ve výšce napojení posledního kořenového náběhu (kvůli eliminaci části kmene se zvýšenou vlhkostí pocházející ze sněhu a listového opadu) do výšky kmene 150 cm. Vybírání byli jedinci jedle bělokoré o obvodu v prsní výšce nad 1 m, kde již dochází k samovolnému lokálnímu uvolňování šupin svrchních vrstev borky.

Zaměřili jsme se na srovnání fauny samostatně stojících stromů, stromů polozastíněných v ekotonech světlin a pasek a dále stromů zastíněných v zapojeném porostu. Získaný materiál všech skupin byl určen a vyhodnocen. Celkem bylo na 77 stromech zaznamenáno 2079 jedinců členovců. Na druhovou úroveň bylo identifikováno 1923 exemplářů příslušejících k 61 druhům. Dalších 156 exemplářů nebylo možno identifikovat na druhovou úroveň (jednalo se o nedeterminovatelná vývojová stádia či determinčně obtížné skupiny). Převážně se vzhledem k lokaci výzkumných ploch uvnitř rozsáhlých lesních porostů vyskytovaly druhy vyložené lesní. Přesto byly nalezeny i druhy vázané na otevřenou krajinu, případně na náhradní biotopy, jako jsou aleje či parky (SELYEMOVÁ et al. 2007, HŮRKA 1996). Nejbohatší zimující společenstva byla zjištěna na stromech uvnitř porostu, o něco chudší kvantitativně i kvalitativně byla společenstva na stromech na okraji porostu (zde byla většina jedinců nalezena zejména na poloosluněné straně kmene obrácené směrem dovnitř porostu). Podobně v případě, že byla ponechána větší skupina jedlí, byli jedinci nacházeni převážně na straně obrácené do středu skupinky. Velmi málo jedinců všech skupin členovců bylo nalézáno na ponechaných solitérních výstavicích na pasekách. Značně se zde totiž mění mikroklima pod šupinkami kůry, které vysychají, následně se samovolně odlupují a neposkytují tak zimujícím členovcům dostatečnou ochranu před vnějšími nepříznivými vlivy počasí a predátory (KŘÍSTEK & URBAN 2004).

V případě skupiny střevlíkovitých bylo determinováno pět druhů, všechny patřící mezi druhy, které nežijí epigeickým způsobem života. Všechny druhy jsou HŮRKOU et al. (1996) klasifikovány v kategorii A. Ve dvou případech se navíc jednalo o druhy, které jsou HŮRKOU et al. (1996) klasifikovány jako adaptabilní druhy s vazbou na stromy poblíž vodotečí (STANOVSKÝ & PULPÁN 2006). Oba dva arborikolní druhy byly zjištěny výhradně na osluněných stromech či na stromech rostoucích v ekotonu lesa v polostínu. Jejich výskyt v rámci uzavřených lesů narušených jen pasekami a přirozenými světlinami a koryt potoků podporuje teorii o dlouhodobé existenci narušených a polootevřených lesů ve středních polohách. Ani jeden z těchto druhů nebyl zjištěn metodou sběru zemními pastmi v obdobných biotopech (SPITZER et al. 2007).

Společenstvo členovců (Arthropoda) zimujících na jedli bělokoré (*Abies alba*) na Valašsku (okr. Vsetín, Česká republika)

Lukáš Spitzer, Ondřej Konvička, Robert Tropek, Magdaléna Roháčová,
Ivan H. Tuf & Oldřich Nedvěd

Assemblage of overwintering arthropods on white fir (*Abies alba*) in the Moravian Wallachia region (West Carpathians, Czech Republic). – Čas. Slez. Muz. Opava (A), 59: 217-232, 2010.

Abstract: Assemblage of arthropods overwintering under bark scales of the white fir in the Moravian Wallachia region (West Carpathians, Moravia, Czech Republic) is described. We monitored altogether 77 full grown tree individuals in 12 localities and altogether collected 2079 individuals of arthropods. Part of them, 1923 individuals were belonging to 61 species of arthropods, remaining 156 individuals were not identified to the species level. The most represented groups were beetles, namely the fungus weevil *Brachytarsus nebulosus* and the ladybird *Aphidecta obliterata*. Ground beetles of the genus *Dromius* were also abundant. Findings of locally distributed ground beetles *Dromius angustus*, *D. quadraticollis*, longhorn beetle *Pogonocherus ovatus* and *Sphaeriestes aeratus* were interesting from the faunistic point of view. Dominant species among true bugs were *Gastrodes abietum* and *G. grossipes*. Dominant spider species were *Segestria senoculata* and *Diaea dorsata*; findings of *Centromerus brevivulvatus* and *Moebelia penicillata* were remarkable. Exceptional was also centipede fauna including relict species *Lithobius borealis* and *L. pelidnus* and snakefly *Inocellia crassicornis*. Arthropod assemblages were surprisingly rich and show common use of fir bark for living and overwintering. The proportion of white fir should thus be increased in natural and semi-natural woodland. This could be done by replacement of clear cutting by selective cutting methods whit accent to natural rejuvenation of white fir seedlings.

Keywords: faunistics, endangered species, *Abies alba*, Araneae, Coleoptera, Heteroptera, Chilopoda, Raphidioptera, eastern Moravia.

Úvod

Přezimování bezobratlých živočichů patří mezi často studovaná témata. Strategií, jak přežít nepříznivé podmínky mimo vegetační sezónu, je celá řada (cf. Nedvěd 2000). Mezi často zmiňované strategie patří migrace na větší (např. u motýla *Danaus plexippus* (Linnaeus, 1758) (Gibo 1981)) či menší vzdálenost (např. u sluněčka *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773) (Nalepa et al. 2000)). Další variantou je vyhledání úkrytu přímo v místě nebo poblíž biotopu vývoje druhu. Zimující živočich je zde nucen bránit se nebezpečí úhynu vystavením kriticky nízkým teplotám, které nedokáže pokrýt zvýšeným zastoupením protimrazových substancí v hemolymfě (Nedvěd 2000; Prinzing 2001). Pokud je pokles teploty pod letální hladinu nepravděpodobný, je obvyklou strategií zimování na otevřených, vnějším klimatickým podmínkám exponovaných místech, příkladem mohou být sluněčka (Coleoptera: Coccinellidae). V podhorských podmínkách však hrozí náhodné extrémní výkyvy teplot, často bez přítomnosti ochranné sněhové pokrývky. Bezobratlí pak často volí strategii zimování v úkrytech, např. v půdě, v listovém a trouchnivějším opadu či pod kůrou živých stromů (cf. Starý et al. 1987). Strategiemi přezimujících brouků a jejich preferencemi pro typ úkrytu se zabýval Pavel (2009). Podle studie společenstev hmyzu zimujícího pod kůrou různých druhů stromů jsou pro zimující bezobratlé ideální stromy s rozpukanou borkou odhalující přístup k vnitřním vrstvám borky (Pavel 2007), kde se dá předpokládat nejvyšší a nejstabilnější teplota a vlhkost (Prinzing 2003a). Toto je typické např. pro starší jedince jilmu horského (*Ulmus glabra*), jedle bělokoré (*Abies alba*) nebo javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*). Naopak buk lesní (*Fagus sylvatica*) charakterem své borky nenabízí dostatečné množství vhodných úkrytů. Zimující jedinci mohou patřit k fytofágům

specializovaným na daný druh stromu či k indiferentním druhům, které vyhledávají úkryt pouze podle jeho kvality a vhodnosti (Prinzing 2003b), ne podle druhové příslušnosti stromu. Úkryty nemusí být obsazeny pouze zimujícími bezobratlými ve stavu hibernace, ale mohou být vzhledem ke stabilní teplotě využívány i jako loviště pro živočichy, kteří jsou schopní aktivity i za teplot blízkých bodu mrazu, např. larvy dlouhošíjek (Raphidioptera) či páteříčků (Coleoptera: Cantharidae) (Hůrka & Čepická 1978).

V přirozených lesích středních poloh Valašska v minulosti převládaly jedlobučiny s příměsí smrku, javoru a dalších dřevin (Vrška 1998; Pavelka & Trezner 2001; Vrška et al. 2001). Vzhledem k tomu, že javor klen i jilm horský dosahují v podhorských oblastech obvykle marginálního zastoupení v porostech (Zlatník & Zvorykin 1935), koncentrují se zimující jedinci na zbývajících druzích stromů, zejména na jehličnanech. Borka smrků zůstává po celý dospělý život stromu v zásadě podobná a nabízí jen velmi malé úkryty bez možnosti proniknout do jejích hlubších vrstev. Borka jedlí je charakteristická lehce se odlupujícími nejsvrchnějšími většími šupinami kůry, které umožňují bezobratlým sledovat při hledání zimoviště hlouběji uložené praskliny až k nepromrzající vrstvě těsně přiléhající k sekundárním meristémům (Křístek & Urban 2004).

Borka jedlí se však s rostoucím věkem a pozicí stromu v porostu a v souvislosti s holosečným hospodařením výrazně mění (Příhoda 1959). Pokud je strom ponechán soliterně jako tzv. výstavek či na hranici porostu, bývá pravidelně vystaven výrazným změnám vnějších klimatických podmínek a často trpí tzv. korní spálou (velikost odlupujících se šupin borky se zvětšuje, snižuje se i jejich přilnavost k hlubším vrstvám borky). Toto vede k porušení stabilního vlhkostně-teplotního prostředí v hlubších vrstvách borky (cf. Jančařík 2004).

Jedle bělokora (*Abies alba*) patří mezi nejvýrazněji ubývající dřeviny v lesích střední Evropy (Chmelař 1958). V porovnání s přirozeným stavem došlo k řádovému poklesu jejího zastoupení v komerčních lesích (Tkačiková & Tkačik 2005; Vrška et al. 2009). V minulosti došlo k výrazným změnám v proporčním zastoupení jednotlivých dřevin. V polovině 18. století došlo v důsledku lesní pastvy ke snížení podílu buku lesního (z přirozeného podílu 66 % na 25 %) a k výraznému nárůstu zastoupení jedle bělokora (z přirozeného podílu 15 % až na 63 %). Ostatní vzácnější dřeviny si udržely stabilní podíly v jednotkách procent. Smrk se stále vyskytoval jen v nejvyšších polohách. Jednotné hospodaření vedoucí k monokulturním smrčinám na konci 20. století vedlo naopak k silnému potlačení zastoupení jedle až k nepatrným 3 % (Pavelka & Trezner 2001). Kolísání zastoupení jednotlivých druhů stromů v porostech ponechaných přirozenému vývoji je také známé, dáno je to i takřka dvojnásobnou dobou dožití jedle v porovnání s bukem. V dlouhodobém horizontu vede i vzhledem k nedostatečným rozlohám přirozených lesů k poklesu zastoupení jedlí (Leibundgut 1990; Scherzinger 1996). Jedle dříve pravděpodobně nejlépe zmlazovala při pomístních větrných polomech či sesuvech, kdy došlo k částečnému otevření porostu (Šamonil et al. 2009). Dnešní nízké zastoupení jedle je způsobeno jednak absencí těchto přirozených světlin, které jsou záhy zalesněny, jednak faktem, že jedle nepatří mezi žádané dřeviny z hlediska potřeb dřevařského průmyslu a není tak často vysazována a zřejmě i absencí lesní pastvy skotu a prasat. Negativně se na zastoupení jedle vzhledem k její nižší rezistenci na znečištění ovzduší projevil i rozmach těžkého průmyslu na velkém území České republiky, v podmínkách Valašska zejména na Ostravsku (cf. Tkačiková & Tkačik 2005). V kombinaci s dalšími faktory, s potlačením přirozeným zmlazením jedle tlakem zvěře a nevhodným světelným podmínkám v keřovém patru lesa způsobenými lesnickou preferencí stejnověkých porostů došlo v mnoha oblastech až k vymizení jedle z lesních porostů. Proces snižování zastoupení proběhl intenzivněji v komerčních lesích, nevyhnul se však ani přírodě blízkým lesům v rezervacích (Vyskot 1968; Batelka 1979; Vrška et al. 2001).

V tomto příspěvku přinášíme poznatky o druzích členovců zjištěných pod borkou jedle bělokoré a zhodnocení jejího významu pro zimující společenstva.

Materiál a Metodika

Studovaná oblast

Materiál byl sbírán ve středních nadmořských výškách (350–700 m n. m.) bývalého okresu Vsetín. Jde o navzájem propojený komplex lesnaté pahorkatiny v povodí řeky Vsetínské Bečvy tvořený hřebeny Javorníků, Hostýnsko-Vizovických a Vsetínských vrchů. Pahorkatina je tvořena bohatou mozaikou luk, pastvin a lesů. Podíl lesů dosahuje cca 55 % území. V lesních porostech dominuje smrk (*Picea abies*), cca 25 % zaujímají listnaté lesy s převládajícím bukem lesním (*Fagus sylvatica*), který je doprovázen minoritním javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*) dosahujícím zastoupení kolem 1 % a jedlí bělokorou (*Abies alba*) s cca 3% zastoupením (Pavelka & Trezner 2001). Geomorfologicky oblast spadá do Hostýnsko-vsetínské hornatiny a severního výběžku Vizovické vrchoviny (Czudek 1972). Nejvyšší horou je Velký Javorník (1071 m n. m.), jehož vrchol leží na slovenské straně pohoří. Geologický podklad tvoří komplexy slepence, jílovitých pískovců magurského flyše a dalších převážně kvartérních usazenin zlínského souvrství račanské jednotky (Pavelka & Trezner 2001). Dle Quitta (1971) leží vyšší polohy Vsetínského bioregionu v chladných klimatických regionech CH6 a CH7. Podnebí je teplejší a sušší než v severněji položených částech Moravskoslezských Beskyd (oblast leží v částečném srážkovém stínu Hostýnské vrchoviny, má tak kontinentálnější charakter). Průměrná teplota klesá s narůstající nadmořskou výškou z 8,0 °C (Vsetín) na 5,0 °C na horských hřebetech. Průměrný roční úhrn srážek narůstá na výškovém gradientu od 768 mm (Bystřička) po 1100 mm (horské hřbety) (Culek 1996).

Sběr dat

Zimující členovci byli sbíráni od prosince 2007 do března 2008. Celkem byli členovci sebráni ze 77 jedinců jedle bělokoré na 12 lokalitách během osmi návštěv (Tab. 1).

Sběr materiálu spočíval v opatrném fyzickém odstraňování odchlupujících se šupinek borky jedle a ve vizuálním vyhledávání a sběru přezimujících členovců pomocí exhaustoru ve výšce napojení posledního kořenového náběhu (kvůli eliminaci části kmene se zvýšenou vlhkostí pocházející ze sněhu a listového opadu) do výšky kmene 150 cm. Vybírání byli jedinci jedle bělokoré o obvodu v prsní výšce nad 1 m, kde již dochází k samovolnému lokálnímu uvolňování šupin svrchních vrstev borky.

Cílové skupiny členovců

Determinace byla zaměřena na nejčastěji se vyskytující skupiny členovců (Coleoptera, Raphidioptera, Heteroptera, Araneae a Chilopoda – dále v textu uváděno v tomto pořadí), sbírání byli ale i zástupci dalších skupin (Neuroptera, Lepidoptera, Plecoptera a další). Získaný materiál byl determinován na co nejnižší (druhovou) taxonomickou úroveň a reprezentativní vzorek je uložen ve sbírce Muzea regionu Valašsko (Vsetín).

Nomenklatura byla převzata z následujících prací a materiál jednotlivých skupin určili: Coleoptera – Hůrka (1996), Jelínek (1993), Benedikt (2010) (Carabidae: L. Spitzer det.; Coccinellidae: O. Nedvěd det.; Curculionidae, Chrysomelidae: P. Boža det.; Latridiidae: P. Průdek det.; část Salpingidae: J. Ch. Vávra det.; ostatní skupiny: O. Konvička det.); Heteroptera – Aukema & Rieger 1996, 1999, 2001 (M. Roháčová det.); Araneae – Platnick (2010) (R. Tropek det.); Chilopoda – Barber (2009) (I. H. Tuf det.), Raphidioptera – Aspöck et al. (2001) (O. Pultar det.), Thysanoptera – Kratochvíl (1957) (O. Nedvěd det.).

Prezentace faunistických dat

Pro identifikaci lokalit (Tab. 1) bylo užito členění faunistických čtverců dle Zeleného (1972), přičemž pro účely podrobnějšího zmapování charakteru výskytu byly tyto jednotlivé čtverce rozděleny na další 4 „podčtverce“, a ty označeny písmeny a (severozápadní), b (severovýchodní), c (jihozápadní), d (jihovýchodní). Přesná příslušnost k danému podčtverci byla ověřována na základě GPS souřadnic (zdroj <http://www.mapy.cz>) pomocí webového nástroje (<http://www.biolib.cz/cz/toolKFME/>).

Celkem bylo sbíráno na 12 lokalitách (viz Tab. 1). Materiál získaný na všech stromech na jednotlivých lokalitách je prezentován v sumarizované podobě v Tab. 2 a 3.

V textu jsou užity následující zkratky a pojmy: det. = určil, ex. = exemplář(e), NPR = Národní přírodní rezervace, observ. = pozorováno, nepubl. data = nepublikovaná data.

Tab. 1. Přehled zkoumaných lokalit, data sběru a příslušnosti k faunistickému kvadrátu. Uveden je i počet osnímkovaných stromů, včetně průměrného obvodu stromu v cm a jeho směrodatné odchylky (SD). Dále je uveden počet zaznamenaných druhů a jedinců členovců (Σ spp. / Σ ex.) a očekávaný počet druhů a jedinců členovců (Σ spp. / Σ ex.) při daném počtu osnímkovaných stromů.

Tab. 1. Overview of localities studied, dates of sampling (Datum sběru) and faunistic grid cell classification (Faun. čtverec). Number of sampled trees (Σ stromů), their average circumference in cm (Průměrný obvod) including standard deviation (SD). Number of collected arthropod species and individuals (Zaznamenaná Σ spp. / Σ ex.) per locality and number of expected arthropod species and individuals (Očekávaná Σ spp. / Σ ex.) according to the number of trees sampled.

Lokalita	Datum sběru	Faun. čtverec	Σ stromů	Průměrný obvod (cm) \pm SD	Zaznamenaná Σ spp. / Σ ex.	Očekávaná Σ spp. / Σ ex.
Vsetín-Bečevná	22.12.2007	6673d	13	160 \pm 45	24 / 187	30 / 260
Vsetín-Červenka	23.12.2007	6674c	13	176 \pm 25	24 / 162	30 / 260
Růžďka-Dušná	21.1.2008	6674a	9	137 \pm 42	23 / 98	25 / 196
Vsetín-Poschlá	4.2.2008	6673b	6	112 \pm 16	30 / 149	21 / 143
Huslenky-Kýchová	11.2.2008	6774b	10	212 \pm 20	27 / 279	27 / 213
Huslenky-Papajské sedlo	25.2.2008	6775a	9	124 \pm 15	32 / 401	25 / 196
Jarcová	28.2.2008	6573d	5	162 \pm 23	16 / 111	20 / 125
Brňov-Brdo	29.2.2008	6573d	5	126 \pm 14	26 / 318	20 / 125
Malá Lhota	29.2.2008	6574c	1	144	10 / 39	10 / 36
Velká Lhota-Paseky	29.2.2008	6574c	2	148 \pm 17	22 / 97	14 / 61
Velká Lhota-U Přehradý	5.3.2008	6574c	3	125 \pm 17	13 / 62	16 / 84
Valašská Bystřice	5.3.2008	6574d	1	160	7 / 20	10 / 36

Popis zkoumaných lokalit

Vsetín-Bečevná: jedlobukový porost s přimíšeným smrkem, stáří kolem 100 let. Zkoumané stromy na otevřeném prostoru na hřebeni byly převážně ve špatném stavu, s proschlou korunou a intenzivně napadené jmelím. Stromy v zapojeném porostu níže pod hřebenem na východním svahu směrem k řece Bečvě byly mladšího věku, vitální, s velkými, lehce se odlupujícími šupinami kůry. V okolí lokality se nacházejí velké mladé vysázené monokultury smrku, na které navazuje intravilán místní části Rokytnice města Vsetína. Naopak celý svah nad řekou Bečvou je na ploše několika desítek hektarů tvořen zachovalým, starým smíšeným lesem.

Vsetín-Červenka: smíšený porost, stáří 80–100 let (v současnosti již vykácen). Zastoupení buku lesního dosahovalo 50 %, zastoupení smrku a jedle bylo vyrovnané na 25%. Porost se nacházel na jižním svahu, obklopen byl nesečenou lesní loukou a mladými lesy přirozeného zmlazení buku a smrkových výsadb. Osnímkovány byly stromy v ekotonu lesa a louky, v zapojeném porostu i solitéry ponechané na rok staré pasece. Stromy byly převážně vitální, osnímkovány byly i dva prosychající stromy. Středem lokality protéká potok Červenka, který při zvýšené hladině zaplavoval paty některých osnímkovaných stromů.

Růžďka-Dušná: přibližně 100 let starý bukový porost s vzácně přimíšenou jedlí, smrkem a třešní ptačí. Osnímkovány byly stromy v ekotonu lesa a louky, v zapojeném porostu i solitéry ponechané na rok staré pasece. Všechny zkoumané stromy byly vitální. Okolí lokality je z poloviny tvořeno tradiční zemědělskou krajinou se sady, pastvinami a remízky, druhou polovinu tvoří zachovalé staré listnaté lesy obdobné jako na zkoumané lokalitě.

Vsetín-Poschlá: jedná se o rozsáhlý převážně jehličnatý les, 60–70 let starý, s dominancí smrku, zhruba 20% zastoupením jedle a 10% zastoupením buku. Jedinci jedle dosahovali stáří zhruba 100 let, byli v dobrém zdravotním stavu. Lokalita je rozdělena na porost o malé rozloze na severním svahu těsně nad řekou Bečvou a na porost v těsném okolí bývalého lomu. Osnímkovány byly stromy v ekotonu lomu (časté zastoupení pionýrských dřevin, např. břízy bělokoré) a stromy v zapojeném mladším porostu bez zmlazení a keřového patra.

Huslenky-Kýchová: jedná se o 120 let starý jedlobukový porost v korytě potoka se strmými svahy s navazující jednoletou pasekou s ponechanými výstavky jedle na jižním svahu. Osnímkovány byly všechny typy pozice

stromu (solitér, ekoton s pasekou i zapojený porost). V lesním porostu bylo velmi bohaté zmlazení všech druhů přítomných dřevin. Část stromů je při zvýšené hladině pravidelně zaplavována blízkým potokem.

Huslenky-Papajské sedlo: jedná se o 100 let starý zapojený jedlobukový porost s malými světlinami a pasekami (o rozloze maximálně několik arů). Porost je lokalizován na prudkém jižním svahu. Osnímkované stromy byly vitální a rostly převážně v zapojeném porostu s bohatým zmlazením všech druhů přítomných dřevin.

Jarcová: jedná se o izolovaný 100 let starý lesní porost o rozloze cca 1 ha obklopený zčásti mladými výsadbami a zahrádkami se sady. Porost je z 90 % jehličnatý s výraznou převahou smrku nad jedlí a modřínem. Listnaté dřeviny nedosahují ani 10 %. Porost je lokalizován na severním svahu. Osnímkovány byly převážně prosychající stromy v zapojeném porostu.

Brňov-Brdo: jedná se o sedmdesátiletý převážně jehličnatý porost, který je momentálně těžen a dělen na paseky clonnou sečí. Porost je lokalizován ve vrcholové části kopce Brdo, s převážně západní orientací. Osnímkovány byly stromy v ekotonu s čerstvými pasekami a stromy v zapojeném lese. Stromy byly v dobrém zdravotním stavu. Lokalita se nachází uprostřed většího komplexu lesa obdobného charakteru.

Malá Lhota: jedná se o stoletý porost na severním svahu těsně pod hřebenem. Tvořen je zakrslým a postupně odumírajícím jedlobukovým porostem s přimíšeným smrkem. Vlivem nepříznivých klimatických podmínek je porost otevřený, s nízkým korunovým zápojem. Osnímkován byl jeden prosychající strom. Z jedné strany je obklopen kulturními loukami, na druhé straně se nachází mladé výsadby, převážně čistě smrkového charakteru.

Velká Lhota-Paseky: jedná se o zhruba 50letý čistě jehličnatý porost s převahou smrku. Porost zabírá plochu zhruba 0,5 hektaru na vrcholu kopce. Obklopen je kulturními smrčínami z 33 %, zbylou částí přiléhá ke kulturním loukám. Osnímkovány byly dva vitální stromy v zapojeném porostu velmi hustého mladého smrkového podrostu.

Velká Lhota-U Přehradý: snímkovány byly stromy v hlubokém korytě potoka. Porost byl převážně jehličnatý s převahou smrku a přimíšeným javorem klenem. Stromy jedle dosahovaly stáří minimálně 80 let. Lesní porost se nacházel v korytě potoka tekoucího jihozápadním směrem, takže ze všech stran byl obklopen zahrádkami, loukami a chatami. Osnímkovány byly stromy s periodicky zaplavovanou patou stromu v dobrém zdravotním stavu.

Valašská Bystřice: osnímkován byl jeden asi 60 let starý jedinec v mladém smíšeném lese vzniklém pravděpodobně přirozeně na louce ponechané ladem. Les vykazoval nízký zápoj a stromy vysoké zavětvení až na zem, které spolu s masivním zmlazením všech druhů dřevin zastíňovalo povrch kmene. Lesní porost je obklopen převážně neudržovanými lesy vzniklými přirozeně sukcesí opuštěných ploch či vzrostlými komerčními jedlobukovými lesy.

Výsledky

Celkem bylo na 77 stromech zaznamenáno 2079 jedinců členovců. Na druhovou úroveň bylo identifikováno 1923 exemplářů příslušejících k 61 druhům (viz Tab. 2). Další 156 exemplářů nebylo možno identifikovat na druhovou úroveň (jednalo se o nedeterminovatelná vývojová stádia či determinčně obtížné skupiny, viz Tab. 3).

Nejpočetněji byli zastoupeni brouci (Coleoptera) 28 druhů / 1179 jedinců, dále ploštice (Heteroptera) 11 druhů / 304 jedinců, dlouhošijky (larvy) (Raphidioptera) 6 druhů / 199 jedinců, pavouci (Araneae) 12 druhů / 133 jedinců, stonožky (Chilopoda) 2 druhy / 52 jedinců, třásněnky (Thysanoptera) 1 druh / 53 jedinců. Škvoři (Dermaptera) byly zastoupeni 1 druhem / 1 jedincem.

Průměrně bylo zaznamenáno 21,2 druhů (SD = 7,9) na lokalitu. Druhově i početně nejbohatší byla lokalita Huslenky-Papajské sedlo (32 druhů) a Vsetín-Poschlá (30 druhů). Druhově nejchudší byla dvojice lokalit Malá Lhota a Valašská Bystřice (zde byl ovšem vždy osnímkován pouze jeden strom). Počet druhů a počet jedinců rostly s počtem osnímkovaných stromů na jedné lokalitě podle mocninné funkce ($y = 10,09 \cdot x^{0,421}$, $R^2 = 0,67$; $y = 36,03 \cdot x^{0,771}$, $R^2 = 0,65$). Očekávaný počet druhů a jedinců na jednotlivých lokalitách podle těchto rovnic a příslušného počtu osnímkovaných stromů na jednotlivých lokalitách je uveden v Tab 1.

Mezi brouky (Coleoptera) dominovaly druhy *Brachytarsus nebulosus* (Anthribidae), 551 ex.; *Aphidecta obliterata* (Coccinellidae), 216 ex.; *Rhynchaenus fagi* (Curculionidae), 64 ex.; *Dromius fenestratus* (Carabidae), 59 ex.; *Pogonocherus ovatus* (Cerambycidae), 54 ex.; a *Dromius agilis* (Carabidae), 46 ex. Ve větších počtech byli rovněž zjištěni zástupce čeledi Latridiidae, konkrétně *Corticarina similata*, 33 ex.; *Corticaria longicornis*, 31 ex.; a *Enicmus rugosus*, 27 ex. Mezi nejzajímavější nálezy patřili brouci druhů *Dromius quadraticollis*, *Dromius angustus*, *Sphaeriestes aeratus* a *Tetratoma ancora*.

Mezi plošticemi (Heteroptera) dominovali zástupci čeledi Rhyparochromidae, zejména *Gastrodes abietum*, 130 ex., a *Gastrodes grossipes*, 107 ex., oba vázané na šišky jehličnanů (Wachmann et al. 2007). Další druhy ploštic se vyskytovaly spíše vzácně a jejich početnosti dosahovaly maximálně 25 jedinců u druhu *Pinalitus atomarius* (Miridae).

Z pavouků (Araneae) dominovaly zjištěnému druhovému spektru tři druhy: *Segestria senoculata* (Segestriidae), 51 ex.; *Diaea dorsata* (Thomisidae), 39 ex., a *Moebelia penicillata* (Linyphiidae), 20 ex. Další druhy byly zjištěny jen vzácně a ojediněle. Zajímavý byl nález jednoho exempláře druhu *Centromerus brevivulvatus* (Linyphiidae).

Třída stonožek (Chilopoda) byla zastoupena dvěma druhy čeledi Lithobiidae, oba dva v relativně vyrovnaných abundancích: *Lithobius pelidnus*, 23 ex. a *Lithobius borealis*, 27 ex.

Řád dlouhošíjek (Raphidioptera) byl reprezentován třemi hojnými druhy: *Inocellia crassicornis*, 83 ex., *Raphidia ophiopsis*, 64 ex. a *Phaeostigma notata*, 35 ex. Další tři druhy byly nalézány vzácně či ojediněle.

Komentáře k vybraným druhům

BROUCI (COLEOPTERA)

Ampedus erythrogonus: vyskytuje se od pahorkatin do horského pásma v lesích různého složení po celém území ČR, jedná se o řídkěji nalézáný druh (Laibner 2000). Vývojem vázaný na odumřelé rozkládající se dřevo jehličnatých dřevin (O. Konvička, observ.). V rámci studie nalezen na čtyřech lokalitách.

Aphidecta obliterata: je hojné slunéčko vázané na jehličnaté stromy, potravní specialista na mšice korovnice čeledi Adelgidae (Pschorn-Walcher & Zwölfer 2009). Na Poľaně na Slovensku ve smrkovém lese nejhojnější slunéčko (50 % jedinců), s optimem výskytu v nadmořské výšce kolem 900 m (Selyemová et al. 2007).

Dromius angustus: v oblasti nehojný a lokální druh preferující jehličnaté stromy (Stanovský & Pulpán 2006). V rámci studie byl druh nalezen jen na dvou lokalitách (Tab. 2). V porovnání s dalšími zjištěnými zástupci rodu *Dromius* se jednalo o nejvzácnější druh, byli nalezeni pouze 2 jedinci. Boháč (2005) považuje tento druh za zástupce společenstva biotopů silně ovlivněných nebo vytvořených člověkem (aleje). Druh ovšem žije prokazatelně i v běžné přírodě, vykazuje zde podle našeho zjištění tendenci pro stromy s osluněnou patou kmene. V našem případě byli jedinci *D. angustus* zjištěni na solitérním stromu ponechaném na pasece a na osluněném stromu na okraji paseky. Hůrka et al. (1996) ho řadí mezi druhy adaptabilní.

Dromius quadraticollis: podobně jako předcházející druh se v oblasti vyskytuje pouze lokálně, i když je poněkud hojnější. Je vázán na lesní porosty v blízkosti vodotečí, kde preferuje stanoviště původní stromy (olše, smrky, javor klen) (Stanovský & Pulpán 2006). V rámci studie byl druh nalezen na třech lokalitách (Tab. 2), vždy poblíž potoka uvnitř porostu, ve dvou případech přímo na stromech s periodicky zaplavovanou patou kmene. Naopak Boháč (2005) druh hodnotí jako druh biotopů silně ovlivněných nebo vytvořených člověkem (aleje). Naše zjištění ukazují na širší ekologickou valenci druhu. Hůrka et al. (1996) ho řadí mezi druhy adaptabilní.

Orchesia undulata: v rámci ČR se jedná o relativně běžný druh, který se vyvíjí v odumřelých, dřevokaznými houbami porostlých větvích a kmenech. Vyskytuje se tedy spíše v zachovalejším prostředí. V rámci studie byl nalezen na jedné lokalitě (Vsetín-Červenka), na prosychajícím stromě uvnitř porostu s velkými, dobře odstranitelnými šupinami kůry. Z území okresu Vsetín dosud neznámý druh.

Pogonocherus ovatus: v rámci ČR nehojný tesařík, který je svým vývojem vázán především na jedli (Sláma 1998). V oblasti Valašska a Beskyd se druh vyskytuje stále relativně hojně (Szopa 2002; Konvička 2005; Konvička & Spitzer 2009). V rámci této studie byl nalezen na devíti lokalitách. Nejčastěji se druh vyskytoval na poloosluněných stromech na krajích porostu. Vyhýbal se solitérním, plně osluněným stromům (např. výstavkům ponechaným na pasekách, trpícím korní spálou). Potenciálně je ohrožen hlavně úbytkem zastoupení jedle bělokoré v lesních porostech (Konvička & Spitzer 2009). V Červeném seznamu bezobratlých hodnocen jako téměř ohrožený (Rejzek 2005).

Sphaeriestes aeratus: v rámci ČR se jedná o vzácný a velmi zřídka nalézáný druh. Z Moravy byl nález druhu publikován teprve nedávno (Vávra 2002). Další lokality z okresu Vsetín uvádí Konvička (2010). Vávra (2002) uvádí nálezy při smýkání v interiéru a podél hrany smrkového lesa. Konvička (2010) našel téměř všechny jedince při zimování pod šupinami kůry jedle. O bionomii druhu nejsou známy žádné podrobnější informace. V Červeném seznamu bezobratlých hodnocen jako ohrožený (Jelínek 2005). V rámci studie byl nalezen na jedné lokalitě (Vsetín-Červenka), nalezen byl na prosychajícím stromě na okraji porostu s malými, špatně odstranitelnými šupinami kůry.

Tetratoma ancora: jedná se o vzácnější a zřídka nalézáný druh, který se vyskytuje na odumírajících větvích a na nich rostoucích dřevokazných houbách (Bocák et al. 1982) v zachovalejších listnatých porostech. V dřevních houbách také probíhá vývoj druhu. Přestože je v posledních letech nalézán častěji (Franc 2008), lze jej na základě biotopové preference označit za potenciální bioindikační druh. V rámci studie nalezen na jedné lokalitě (Vsetín-Poschlá) na vitálním stromě s dobře odstranitelnými šupinami kůry, který rostl na okraji porostu. Z území okresu Vsetín dosud neznámý druh.

PLOŠTICE (HETEROPTERA)

Dufouriellus ater: široce rozšířený, avšak pouze lokálně nalézáný dravý druh, který žije pod uvolněnou suchou borkou mrtvých stromů. Bývá nalézán i v chodbách kůrovců (Wachmann et al. 2006). V rámci této studie nalezen jediný kus na lokalitě Huslenky-Kýchová na solitérní prosychající jedli ponechané na rok staré pasece.

PAVOUCI (ARANEAE)

Centromerus brevivulvatus: vzácněji nalézáný druh lesů nižších a středních poloh, ojediněle i otevřených stanovišť, vyskytuje se však v kulturních smrčínách. Na Moravě byl dosud znám pouze z lesostepí a pastvin okolí Mohelna a Oslavan (cf. Buchar & Růžička 2002). V rámci naší studie byl zjištěn pouze jeden exemplář na lokalitě Huslenky-Papajské sedlo. Nalezen byl na zastíněném kmeni stromu uvnitř porostu s malými, těsně přiléhajícími a špatně odstranitelnými šupinkami kůry. V okolí porostu převažovala jedle bělokorá a buk lesní. Buchar & Růžička (2002) ho řadí mezi druhy přirozených a polopřirozených stanovišť.

Moebelia penicillata: vzácněji nalézáný pavouk převážně světlých lesů, lesních lemů a polootevřených stanovišť (zahrady, aleje), známý je rovněž z kulturních smrkových monokultur (Buchar & Růžička 2002). My jsme jej zjistili v hojnějším počtu na pěti studovaných lokalitách (Tab. 2). Buchar & Růžička (2002) jej řadí mezi druhy přirozených a polopřirozených stanovišť.

STONOŽKY (CHILOPODA)

Lithobius borealis: vzácně nalézáná stonožka, u nás dosud zastížená např. v Poodří, v Polabí, v Beskydech a v SV Čechách (Laška 2004). Nicméně historické nálezy jsou poměrně pochybné, kvůli komplikované taxonomické situaci s odlišením od druhu *L. lapidicola* Meinert, 1872 (Barber 2009). Druh střeoevropský, zasahující od Středozeší do Skandinávie. V rámci České republiky považovaný za reliktní druh podhorských a horských lesů (Tuf & Tufová 2008). V rámci tohoto průzkumu byl druh nalezen ojedinele na třech lokalitách a hojně na jedné lokalitě (Huslenky-Papajské sedlo). Zjištěn byl vyváženě na stromech uvnitř a na okraji porostu. Pouze jeden jedinec z celkem 27 jedinců byl nalezen na solitérním stromě na pasece. Na Vsetínsku dosud zastížen na vrchu Grůň (Folkmanová 1954).

Lithobius pelidnus: vzácněji nalézáná stonožka, u nás dosud převážně v pohraničních pohořích, jako jsou Lužické hory, Jizerské hory, Krušné hory (I. H. Tuf, unpubl. data), Labské pískovce, Rychlebské hory, Žofínský prales, ale i jiná extrémnější stanoviště (Mohelenská hadcová step, Podyjí) (Laška 2004). Druh s těžištěm areálu ve střední Evropě, v rámci České republiky považovaný za reliktní druh podhorských a horských poloh (Tuf & Tufová 2008). V rámci tohoto průzkumu byl druh nalezen velmi vzácně na čtyřech lokalitách a hojně na jedné lokalitě (Huslenky-Papajské sedlo). Zjištěn byl převážně na stromech uvnitř porostu, méně často na stromech na okraji porostu. Nebyl zjištěn na solitérním stromě na pasece. Druh nově doložený pro Vsetínsko.

DLOUHOŠÍJKY (RAPHIDOPTERA)

Inocellia crassicornis: se udává jako nejvzácnější z druhů dlouhošíjek v ČR, jde o eurosibiřský prvek, vyskytující se na jehličnanech ve středních polohách (Aspöck 2002). V naší studii to byl nejhojnější druh i přes celkově vyšší nadmořskou výšku lokalit.

Raphidia ophiopsis, druhý nejpočetnější druh v našich sběrech, žije právě především v jehličnatých lesích (Aspöck 2002).

Diskuse

Zjištěné společenstvo bezobratlých zimujících na jedli bělokoré bylo značně bohaté. Jedle bělokorá nabízí svou strukturou kůry hojně úkryty různé velikosti a kvantity. Tento prostor je využíván velmi širokým spektrem zástupců nejrůznějších skupin bezobratlých – počínaje stonožkami a mnohonožkami (Myriapoda), štirky (Pseudoscorpionida), pavouky (Araneae) a konče mnoha řády hmyzu (Insecta). Na stromech zimovali nejčastěji zástupci brouků (Anthribidae, Carabidae, Coccinellidae a Latridiidae). Velmi často se vyskytovaly ploštice (Heteroptera). Zástupce třásněnek (Thysanoptera) *Phlaeothrips coriaceus* se na kůře a pod ní zdržuje celoročně. Hojní byli i zástupci blanokřídých (Hymenoptera) a dvoukřídých (Diptera), ojedinele se vyskytovali dospělci síťokřídých (Neuroptera), křísů (Auchenorrhyncha) či pošvatek (Plecoptera) nebo larvy dlouhošíjek (Raphidioptera).

Zhodnocení druhové bohatosti lokalit

Pro přesnější vyhodnocení druhové bohatosti na jednotlivých lokalitách jsme odhadli očekávanou druhovou diverzitu (Tab. 1) na základě celého souboru dat v závislosti na počtu osnímkovaných stromů. Druhově nejbohatší byla dvojice lokalit Huslenky-Papajské sedlo a Vsetín-Poschlá, přičemž jejich druhová bohatost byla dokonce výrazně vyšší, než činil odhad. Velký rozdíl mezi očekávanou a zjištěnou druhovou bohatostí byl zaznamenán i na lokalitě Velká Lhota-Paseky. Ve všech třech případech se jednalo o věkově a prostorově rozrůzněné lesní porosty.

Porost na lokalitě Huslenky-Papajské sedlo se svou strukturou blíží přírodní jedlobučině, celá lokalita je zahrnuta v 1. zóně ochrany CHKO Beskydy. Tomu odpovídá i lesní hospodaření s důrazem kladeným na maloplošnou obnovu porostu a potlačením holosečným hospodařením. Zjištěná vysoká

druhá bohatost tohoto zachovalého, přírodě blízkého porostu proto není překvapivá (cf. Müller et al. 2005). Na lokalitě Vsetín-Poschlá se jedná o polopřirozeně vzniklé porosty po opuštění území původně narušeného těžbou kamene. Na lokalitě Velká Lhota-Paseky je vysoká míra rozrůzněnosti porostu dána přirozeným zahuštěním řídkého lesního porostu. Bohatá nabídka různých mikrohabitatů (různě osluněných starých a mladých stromů a keřů) zde zajišťuje přežití bohatého společenstva členovců (cf. Vodka et al. 2009). U ostatních lokalit panovala buď shoda zjištěné druhové bohatosti s očekávanou, či zde bylo spektrum členovců mírně chudší oproti očekávaným hodnotám.

Struktura zimujícího společenstva

Většina nalezených druhů pod kůrou pouze hibernovala, časté byly však i nálezy členovců, kteří pod kůrou žijí trvale a druhů, které jsou schopny lovit i v zimním období za trvale snížené teploty.

Z druhů trvale žijících na povrchu kůry nebo v jejích prasklinách jsme zjistili třásněnku *Phlaeothrips coriaceus*, pestrokrovečnika *Thanasimus formicarius*, hladěnku *Dufouriellus ater* a podkornici rodu *Aradus*. Naproti tomu larvy páteříčků rodu *Cantharis* patří spíše mezi epigeické predátory, zatoulávající se ale i na stromy. Z dalších druhů, jež na kůře a v jejích prasklinách žijí celoročně, jsme zjistili hlavně larvy dlouhošíjek a stonožky (Davidson 1930). Stonožky jsou přitom obvykle považovány za skupinu, která obývá hlavně vrstvu opadu a jejich vazba na stromy je spíše fakultativní (cf. Larkin & Elbourn 1964; Thunes et al. 2004; Barber 2009). Jsou nicméně známy celoroční potravní aktivitou (Paquin 2004). V zimě využívají stabilně bohatou potravní nabídku nebránících se přezimujících členovců, ale např. i chvostoskoků, kteří jsou aktivní i za snížených teplot (Block & Zettel 2003). Podobně jsou na přezimujících bezobratlých závislí i obratlovci, zejména přezimující ptáci (Veselovský 2001).

Ze studovaných skupin členovců pod kůrou jedle zimovaly jak druhy typické pro lesní prostředí (např. slunéčko *Aphidecta obliterata*, kovařík *Ampedus erythrogonus*, cedivka *Amaurobius fenestralis* či ploštice *Gastrodes abietum* a *G. grossipes*), tak i druhy žijící spíše v otevřených biotopech, často v zemědělské krajině (např. nosatec *Anthonomus pomorum*) (Hůrka 2005).

Dospělci ploštic *Gastrodes abietum* a *G. grossipes* byli v průběhu tohoto průzkumu nalézáni pod borkou jedlí, ačkoliv jedle není jejich hlavní živnou rostlinou. Podle Wachmanna et al. (2007) se oba tyto na jehličnany vázané druhy v průběhu zimy zdržují v šíškách svých živných stromů, kde mnohdy zimují spolu s dospělci i nymfy, výskyt pod šupinkami borky byl popisován jako ojedinělý. Southwood & Leston (1959) naopak uvádějí, že jakmile šišky spadnou na zem, ploštičky je opouštějí a ukrývají se pod borkou nejbližších stromů. Zimování pod borkou však pravděpodobně souvisí spíše se samotným rozpadem šišek, které se u jedlí rozpadají již na stromech. Druh *Gastrodes abietum* obvykle nevstupuje do diapauzy, rovněž hibernace *Gastrodes grossipes* je nekompletní a v průběhu mírné zimy lze pozorovat jedince lezoucí po kmenech stromů (Stehlík & Vavřínová 1997). Další dva abundantní druhy ploštic *Orius minutus* a *Pinalitus atomarius* patří k druhům s výraznou preferencí k jedlím, přičemž stoupající podíl druhu *P. atomarius* v horských polohách vyplývá právě z autochtonního výskytu jedle ve vyšších polohách (cf. Prinzing 2003a; Gossner 2005). Jedli jako primární živnou rostlinu klopušky *P. atomarius* potvrzují ve své studii i Floren & Gogala (2002). Převahu v námi zjištěném společenstvu zimujících ploštic představují druhy, které žijí na bylinné vegetaci nebo na listnácích a jedli využívají jen jako vhodný zimný úkryt.

Výběr mikrostanoviště k přezimování

Nejbohatší zimující společenstva byla zjištěna na stromech uvnitř porostu, o něco chudší kvantitativně i kvalitativně byla společenstva na stromech na okraji porostu (zde byla většina jedinců nalezena zejména na poloosluněné straně kmene obrácené směrem dovnitř porostu). Podobně v případě, že byla ponechána větší skupina jedlí, byli jedinci nacházeni převážně na straně obrácené do středu skupinky. Velmi málo jedinců všech skupin členovců bylo nalézáno na ponechaných soliterních výstavech na pasekách. Značně se zde totiž mění mikroklíma pod šupinkami kůry, které vysychají, následně se samovolně odlupují a neposkytují tak zimujícím členovcům dostatečnou ochranu před vnějšími nepříznivými vlivy počasí a predátory (Křístek & Urban 2004).

Společenstva se lišila i v rámci výškového rozdělení na kmene stromu. Střevlíci (Carabidae) a stonožky (Chilopoda) vyhledávali hlavně nižší partie kmenů. Často zimovali hned nad kořenovými náběhy, kde byla výrazně vyšší vlhkost než v navazujících částech kmene. Naopak tesařík *P. ovatus* či

slunéčko *A. obliterata* zimovali vždy v sušších a vyšších partiích kmene, podobně jako u ploštic (Heteroptera). Pavouci (Araneae) byli nalézáni relativně stejnoměrně po celém studovaném výškovém gradientu kmene.

Faunistické poznámky

Rozšíření většiny brouků Valašska není dosud příliš dobře prozkoumáno. Přesto bylo z území publikováno několik příspěvků mapujících hlavně celorepublikově nejprobádanější skupiny brouků – např. Carabidae a Cerambycidae – ale i faunisticky méně zkoumané čeledi. Brabec (1997) uvádí výskyt druhu *Dromius agilis* vzácně z území obce Veselá (6574), *Dromius quadrimaculatus* vzácně z území Kladerub (6473) a *Dromius fenestratus* vzácně z lokality Grapa u Horní Bečvy (6576). Vzácnost byla dána pravděpodobně použitou metodou monitoringu – zemními pastmi. Další námi zjištěné druhy střevlíků uvádí vesměs z oblasti severní části Beskyd Stanovský & Pulpán (2006). Nejlépe je pravděpodobně prozkoumána fauna jedlobukových lesů beskydské NPR Mionší (k.ú. Horní a Dolní Lomná, 6477). Odtud je udáván kovařík *Ampedus erythrogonus* již Heyrovským (1967), výskyt druhu zde poté potvrdil Boháč & Matějček (2008). V NPR Mionší byly také nalezeny i námi zjištěné běžné druhy *Dromius fenestratus*, *Adalia bipunctata* a *Salpingus planirostris* (Boháč & Matějček 2008) a vzácný *Sphaeristes aeratus* (Vávra 2002). Nálezy *S. aeratus* z Valašska publikoval Konvička (2010). Výskyt druhu tesaříka *P. ovatus* z celého území Valašska shrnuli Konvička (2005) a Konvička & Spitzer (2009). Pokud jde o zástupce řádu Heteroptera, zjištěné v rámci této studie, z regionu Valašsko byly zatím publikovány pouze ojedinělé nálezy *Gastrodes abietum* a *G. grossipes* (Balthasar 1945; Stehlík & Vavřínová 1997).

Z hlediska pavouků je nejlépe prozkoumána fauna některých lesních porostů. Sechterová (1992) podává přehled zjištěných druhů pavouků rezervací Razula (k.ú. Velké Karlovice, 6676) a Kutaný (k.ú. Halenkov, 6674), Spitzer et al. (2007) shrnují výsledky průzkumu rezervací Kutaný a Halvovský potok (k.ú. Vsetín, 6674). Při obou průzkumech byly zjištěny převážně běžnější lesní druhy. Obsáhlejší data o výskytu pavouků v okrese Vsetín přinesla arachnologická exkurze v září 1998 (Majkus 2000). Zaměřena byla převážně na individuální sběr na různých stanovištích a vedla k objevení celé řady faunisticky i ochranařsky významných druhů. Celková prozkoumanost arachnofauny studované oblasti je však stále velmi malá. Vzhledem k jejímu významu pro jiné skupiny živočichů je každá další práce přínosem.

Nízká shoda s publikovanými údaji o rozšíření námi zjištěných druhů je velmi pravděpodobně dána odlišnou metodou sběru (omezena pouze na individuální sběr zimujících jedinců), která nebyla doprovázena dalšími standardními metodami (např. smyky vegetace, zemní pasti). Naznačuje to nutnost použití metody přímého sběru zimujícího hmyzu pro popis celého společenstva různých skupin členovců.

Nicméně tato nízká shoda může být mimo jiné dána také dosavadním přehlížením jedlí a jehličnanů obecně jako významného biotopu pro výskyt a vývoj bezobratlých živočichů. V nedávné komplexní studii členovců obývajících koruny norských borovic (Thunes et al. 2004) bylo 19 % zastížených druhů do té doby z Norska neznámých. Tímto způsobem by bylo možné vysvětlit i například i výskyt stonožky *L. borealis*, která se běžnými metodami (zemní pasti, tepelná extrakce půdních vzorků) dá na lokalitě zastihnout jen vzácně, zatímco na jedlích byla relativně běžná. Její vazba na stromy (vyskytovala se i na norských borovicích, Thunes et al. 2004) může být běžná a dosud přehlížená. Podobná může být i situace u dalších zjištěných druhů.

Jedle – ohrožené mikrostanoviště

Jedle bělokorá, jakožto významné mikrostanoviště pro zimující hmyz, se v rámci lesnatějších oblastí Valašska vyskytuje jen lokálně. Takřka vždy se navíc jedná o jedince rostoucí v torzech původního zapojeného porostu, který bude v souladu s lesním hospodářským plánem v blízké době obnoven. Souběžně s tímto dochází k postupnému mizení jedle i z rezervací, příčinou je jak přezvěření redukující přežívání semenáčů z výsadeb i přirozeného zmlazení jedle, tak i pro jedli nevhodné postupy při obnově lesa v jejich blízkém okolí (Tkačiková & Tkačik 2005). V porovnání s ostatními oblastmi České republiky ale není situace jejího průměrného zastoupení ve větších porostních celcích Valašska tak tragická (cf. Culek 1996; Vrška et al. 2001).

Nejvhodnější by bylo v porostech přirozenějšího charakteru úplně ustoupit od holosečného hospodaření přinejmenším v chráněných územích. V případě použití výběrové těžby by došlo k

přirozené obnově zastoupení jedle (Vrška et al. 2009). Pokud už je praktikováno holosečného hospodaření (přípustné pouze v porostech nižší biologické kvality a/nebo v porostech určených pro hospodářské využití), je vhodné nenechávat pouze osamocené solitérní výstavky, ale ponechávat vybranou skupinu či skupiny jedlí o počtu minimálně 5–6 vzrostlých stromů. Společenstva členovců zřejmě vyžadují pro úspěšné přezimování alespoň částečně stabilní vlhkostní podmínky a není pro ně vhodný přímý osvit borky a přímé vystavení dalším povětrnostním podmínkám. Výstavky by měly být každopádně ponechány na dožití a do stádia samovolného rozpadu jako podpora dalších ohrožených saproxylických druhů i jako zdroj diaspor pro přirozenou obnovu jedle v okolních porostech (cf. Schawaller et al. 2005).

Poděkování: Rádi bychom poděkovali Jiřímu Benešovi, Martinu Konvičkovi a Petru Kmentovi za korekce textu a podnětné připomínky. Za determinaci brouků děkujeme Petru Božovi (Chrysomelidae: Alticinae; Curculionidae) a Pavlu Průdkovi (Latridiidae) a Jiřímu Vávrovi za determinaci druhu *Sphaeriestes aeratus*, za determinaci dlouhošijek děkujeme Oldřichu Pultarovi. Práci financovaly a podpořily Muzeum regionu Valašsko (Vsetín), Správa CHKO Bílé Karpaty (Luhačovice), ČSOP (*Ochrana biodiverzity*, č. 51050108), Ministerstvo školství, mládeže a tělovýchovy ČR (MŠMT 6007665801 a LC06073).

Literatura

- Aspöck H. (2002): The biology of Raphidioptera: a review of present knowledge. In Sziráki, G. (ed.). Neuropterology (2000). Proceedings of the Seventh International Symposium on Neuropterology (6-9 August 2000, Budapest, Hungary). – Acta Zool. Acad. Sci. Hung. 48 (Suppl. 2): 35–50.
- Aspöck H., Hölzel H. & Aspöck U. (2001): Kommentierter Katalog der Neuropterida (Insecta: Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera) der Westpaläarktis. – Denisia 2: 1–606.
- (1996): Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region. Vol. 2. Cimicomorpha I. The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 361 pp.
- (1999): Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region. Vol. 3. Cimicomorpha II. The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 577 pp.
- (2001): Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region. Vol. 4. Pentatomomorpha I. The Netherlands Entomological Society, Amsterdam, 346 pp.
- Balthasar V. (1945): Nové nálezy ploštic na Moravě. Opuscula heteropterologica IV. – Ent. Listy, 9: 5–9.
- Barber A. D. (2009): Centipedes. Synopses of the British Fauna (New Series) No. 58. Field Studies Council, Shrewsbury, 228 pp.
- Batelka J. (1979): Zhodnocení vývoje porostní struktury a dřevinné skladby pralesa Bumbálka. – Lesnictví, 25: 531–550.
- Benedikt S. (2010): Check-list nosatců. – Klapalekiana, 46: in press.
- Block W. & Zettel J. (2003): Activity and dormancy in relation to body water and cold tolerance in a winter-active springtail (Collembola). – Eur. J. Entomol., 100: 305–312.
- Bocák L., Fornůšek R. & Jeniš I. (1982): Seznam zjištěných druhů čeledi Serropalpidae z okolí Olomouce. – Zpr. Čs. Společ. Ent. ČSAV, 18: 23–26.
- Boháč J. (2005): Brouci – střevlíkovití. 8 pp. In: Kučera T. (ed.) 2005: Červená kniha biotopů České republiky. Dostupný z: <http://www.usbe.cas.cz/cervenakniha>.
- Boháč J. & Matějčík J. (2008): Beetles (Coleoptera) of the National Nature Reserve Mionší in Beskydy Mts. (Silesia, Czech Republic). – Čas. Slez. Muz. Opava (A), 57: 1–19.
- Brabec L. (1997): Střevlíkovití (Coleoptera: Carabidae) okresu Vsetín. – Zprav. Okr. Vlastiv. Muz. Vsetín, 197: 13–28.
- Buchar J. & Růžička V. (2002): Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres Publishers, Praha, 349 pp.
- Culek M. (ed.) (1996): Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha, 348 pp.
- Czudek T. (ed.) (1972): Geomorfologické členění ČSR. Stud. Geogr., 23: 1–137 pp.
- Davidson V. S. (1930): The tree layer society of the maple-red oak climax forest. – Ecology, 11: 601–606.
- Floren A. & Gogala A. (2002): Heteropteren from beech (*Fagus sylvatica*) and silver fir (*Abies alba*) of the primary forest reserves Rajhenavski Rog, Slovenia. – Acta Ent. Slov., 10: 25–32.
- Folkmanová B. (1954): Příspěvek k poznání slezských stonožek z Beskyd. – Přírodov. Sbor. Ostrav Kraje, 15: 194–219.
- Franc V. (2008): Distribution and ecosozological problems of the species of the family Tetratomidae (Coleoptera) in Slovakia and Europe. – Entomofauna Carp., 20: 51–54.
- Gibo D. L. (1981): Altitudes attained by migrating monarch butterflies, *Danaus p. plexippus* (Lepidoptera: Danaidae), as reported by glider pilots. – Can. J. Zool., 59: 571–572.

- Gossner M. (2005): The importance of silver fir (*Abies alba* Mill.) in comparison to spruce (*Picea abies* (L.)Karst.) and oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) for arboreal Heteroptera communities in Bavarian forests. – *Waldoekol. online*, 2: 90–105.
- Heyrovský L. (1967): Faunistické zprávy. – *Zpr. Čs. Společ. Ent. ČSAV*, 3: 14.
- Hůrka K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín, 566 pp.
- (2005): Brouci České a Slovenské republiky. Kabourek, Zlín, 390 pp.
- Hůrka K. & Čepická A. (1978): Rozmnožování a vývoj hmyzu. SPN Praha, 224 pp.
- Hůrka K., Veselý P. & Farkač J. (1996): Die Nutzung der Laufkafer (Coleoptera: Carabidae) zur Indikation der Umweltqualität. – *Klapalekiana*, 32: 15–26.
- Chmelař J. (1958): Ústup jedle v pralesové rezervaci „Mionší“ v Moravskoslezských Beskydech. – *Acta Dendrol. Čechosl.*, 1: 6–20.
- Jančařík V. (2004): Korní nekrózy buku. – *Lesn. práce*, 79: 314–316.
- Jelínek J. (ed.) (1993): Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera). Seznam československých brouků. – *Folia Heyrovsk., Suppl.*, 1: 3–172
- (2005): Salpingidae, p. 525. In: Farkač J., Král D. & Škorpík M. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. AOPK ČR, Praha, 760 pp.
- Konvička O. (2005): Tesařici (Coleoptera: Cerambycidae) Valaška: implikace poznatků v ochraně přírody. – *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 54: 141–159.
- (2010): Příspěvek k faunistice brouků Valaška. – *Acta Carp. Occid.*, in press.
- Konvička O. & Spitzer L. (2009): Příspěvek k faunistice tesaříka *Pogonocherus ovatus* (Coleoptera: Cerambycidae) na Valašsku (Západní Karpaty, Česká republika). – *Acta Mus. Beskid.*, 1: 103–107.
- Kratochvíl J. (1957): Klíč zvířeny ČSSR. Díl II. Trásnokřídílí, blanokřídílí, řásnokřídílí, brouci. Nakl. ČSAV, Praha, 748 pp.
- Křístek J. & Urban J. (2004): Lesnická entomologie. Academia, Praha, 445 pp.
- Laibner S. (2000): Elateridae České a Slovenské republiky. Elateridae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín, 292 pp.
- Larkin P. A. & Elbourn C. A. (1964): Some observations on the fauna of dead wood in live oak trees. – *Oikos*, 15: 79–92.
- Laška V. (2004): Atlas rozšíření stonožek (Chilopoda) České republiky. Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, Olomouc, Ms., 87 pp.
- Leibundgut H. (1990): Waldbau als Naturschutz. Stuttgart, 123 pp.
- Majkus Z. (ed.) (2000): Arachnofauna vybraných lokalit Vsetínska. – *Biologica-Ecologica*, 192 (6-7): 57–70.
- Müller J., Bussler H., Bense U. et al. (2005): Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. – *Waldoekol. online*, 2: 106–113.
- Nalepa C. A., Kidd K. A. & Hopkins D. I. (2000): The Multicolored Asian Lady Beetle (Coleoptera: Coccinellidae): Orientation to Aggregation Sites. – *J. Entomol. Sci.*, 35: 150–157.
- Nedvěd O. (2000): Snow white and the seven dwarfs: a multivariate approach to classification of cold tolerance. – *Cryo-Letters*, 21: 339–348.
- Paquin P. (2004): A winter pitfall technique for winter-active subnivean fauna. – *Ent. News*, 115: 146–156.
- Pavel F. (2007): Druhová diverzita, početnost, ekologický a lesnický význam brouků zimujících v kůře stromů. Bakalářská práce. Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Brno, 36 pp.
- (2009): Druhová diverzita synuzií brouků využívajících různé strategie přezimování. Diplomová práce. Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Brno, 54 pp.
- Pavelka J. & Trezner J. (eds.) (2001): Příroda Valaška. Český svaz ochránců přírody, ZO 76/06 Orchidea, Vsetín, 504 pp.
- Platnick N. I. (2010): The World Spider Catalog, Version 10.5. <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/>
- Prinzing A. (2001): Use of shifting microclimatic mosaic by Arthropods on exposed tree trunks. – *Ann. Ent. Soc. Amer.*, 94: 210–218.
- (2003a): Are generalists pressed for time? An interspecific test of the Time-limited Disperser Model using corticolous arthropods. – *Ecology*, 84: 1744–1755.
- (2003b): Accessibility of high temperature and high humidity for the mesofauna of harsh habitat – the case of exposed tree trunks. – *J. Therm. Biol.*, 28: 403–412.
- Příhoda A. (1959): Lesnická fytopatologie. SZN, Praha, 363 pp.
- Pschorn-Walcher H. & Zwölfer H. (2009): The Predator Complex of the White-Fir Woolly Aphids (Genus *Dreyfusia*, Adelgidae). – *Z. Angel. Ent.*, 39: 63–75.
- Quitt E. (1971): Klimatické oblasti Československa. – *Stud. Geogr.*, 16: 1–74.
- Rejzek M. (2005): Cerambycidae (tesaříkovití), pp. 530–532. In: Farkač J., Král D. & Škorpík M. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. AOPK ČR, Praha, 760 pp.
- Sechterová E. (1992): Analýza epigeické arachnofauny lesních biotopů Beskyd (Araneae, Opiliones). [Dizertační práce]. Ústav Ekologie Průmyslové Krajiny, Ostrava, 205 pp.

- Selyemová D., Zach P., Némethová D., Kulfan J., Úradník M., Holecová M., Kršiak B., Vargová K. & Olšovský T. (2007): Assemblage structure and altitudinal distribution of lady beetles (Coleoptera, Coccinellidae) in the mountain spruce forests of Poľana Mountains, the West Carpathians. – *Biológia*, 62 (5): 610–616.
- Schawaller W., Reibnitz J. & Bense U. (2005): Käfer im Holz. Zur Ökologie des natürlichen Holzabbaus. – Stuttgart. Beitr. Naturkunde, Serie C, 58: 1–80.
- Scherzinger W. (1996): Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. – Laufener Seminar - Beitr., 5: 30–42.
- Sláma M. E. F. (1998): Tesaříkovití – Cerambycidae České a Slovenské republiky (Brouci – Coleoptera). Milan Sláma, Krhanice, 383 pp.
- Southwood T. R. E. & Leston D. (1959): Land and water bugs of the British Isles. Frederic Warne & Co., Ltd., London and New York, 436 pp.
- Spitzer L., Tuf I. H., Tuřová J. & Tropek R. (2007): Příspěvek k poznání epigeických bezobratlých dvou přírodních jedlobukových lesů ve Vsetínských vrších (Česká republika). – *Práce a Stud. Muz. Beskyd (Přir. Vědy)*, 19: 71–82.
- Stanovský J. & Pulpán J. (2006): Střevlíkovití brouci Slezska (severovýchodní Moravy). – Muzeum Beskyd Frýdek-Místek, 159 pp.
- Starý B., Bezděčka P., Čapek M., Starý P., Šedivý J. & Zelený J. (1987): Užitečný hmyz v ochraně lesa. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 101 pp.
- Stehlík J. L. & Vavřínová I. (1997): Results of the investigations on Hemiptera in Moravia made by the Moravian Museum (Lygaeidae II). – *Acta Mus. Morav., Sc. biol.*, 82: 57–108.
- Szopa R. (2002): Příspěvek k poznání tesaříkovitých (Coleoptera: Cerambycidae) Jablunkovské brázdy a blízkého okolí. – *Klapalekiana*, 38: 63–83.
- Šamonil P., Antolík L., Svoboda M. & Adam D. (2009): Dynamics of windthrow events in a natural fir-beech forest in the Carpathian mountains. – *Forest Ecol. Manag.*, 257: 1148–1156.
- Thunes K. H., Skartveit J., Gjerde I., et al. (2004): The arthropod community of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) canopies in Norway. – *Entomol. Fennica*, 15: 65–90.
- Tkačiková J. & Tkačík J. (2005): Ústup jedle v maloplošných chráněných územích na Valašsku na příkladu PR Kutaný. Valašsko – Vlastiv. Rev., 15: 24–25.
- Tuf I. H. & Tuřová J. (2008): Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. – *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 57: 37–44.
- Vávra J. Ch. (2002): Faunistic records from the Czech Republic – 149. Carabidae, Staphylinidae, Nitidulidae, Salpingidae, Anthribidae. – *Klapalekiana*, 38: 119–122.
- Veselovský Z. (2001): Obecná ornitologie. Academia, Praha, 360 pp.
- Vodka Š., Konvička M. & Čížek L. (2009): Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history. – *J. Insect Conserv.*, 13: 553–562.
- Vrška T. (1998): Pales Salajka po 20 letech (1974–1994). – *Lesnictví-Forestry*, 44: 153–181.
- Vrška T., Hort L., Odehnalová P., Adam D. & Horal D. (2001): The Razula virgin forest after 23 years (1972–1995). – *J. Forest Sci.*, 47: 15–37.
- Vrška T., Adam D., Hortl L., Kolář T. & Janík D. (2009): European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians - a developmental cycle or a linear trend induced by man? – *Forest Ecol. Manag.*, 258 (2009): 347–356.
- Vyskot M. (1968): Porostní struktura a přirozená obnova v pralesovité rezervaci Bumbálka. – *Lesn. Čas.*, 14: 607–620.
- Wachmann E., Melber A. & Deckert J. (2006): Wanzen. Band 1. Dipsocoromorpha, Nepomorpha, Gerromorpha, Leptopodomorpha, Cimicomorpha (Teil 1). Goecke & Evers, Keltern, 264 pp.
- (2007): Wanzen. Band 3. Pentatomomorpha I. Aradidae, Lygaeidae, Piesmatidae, Berytidae, Pyrrhocoridae, Alydidae, Coreidae, Rhopalidae, Stenocephalidae. Goecke & Evers, Keltern, 272 pp.
- Zelený J. (1972): Návrh členění Československa pro faunistický výzkum (s 5 obr.). – *Zpr. Čs. Společ. Ent. ČSAV.*, 8: 3–16.
- Zlatník A. & Zvorykin I. (1935): Studie o státních lesích na Podkarpatské Rusi. – *Sbor. Výzk. Úst. Zeměd. RČS*, sv. 127, Brno.



Obr. 1: Běžník *Diaea dorsata* (Fabricius, 1777) pod šupinkami kůry jedle bělokoré, lokalita Huslenky-Kýchová.
Fig. 1: Crab spider *Diaea dorsata* (Fabricius, 1777) under bark scales of the white fir, loc. Huslenky-Kýchová.



Obr. 2: Výstavky jedle ponechané na pasece. Lokalita Huslenky-Kýchová.
Fig. 2: White fir standard trees left on the clearing, locality Huslenky-Kýchová.

Tab. 2. Přehled zaznamenaných druhů členovců na jednotlivých lokalitách. Uveden je počet exemplářů sumarizovaný pro všechny osmímkované stromy.

Tab. 2. List of arthropod species found on individual localities. Numbers are total counts of arthropod individuals on all sampled trees on particular localities.

Druh		Skupina	Čeleď	Vsetín-Bečevná	Vsetín-Červenka	Růžka-Dušná	Vsetín-Poschlá	Huslenky-Kýchová	Huslenky-Papajské sedlo	Jarcová	Brňov-Brdo	Malá Lhota	Velká Lhota-Paseky	Velká Lhota-U Přehrady	Valasská Bystřice
<i>Amaurobius fenestralis</i>	(Strom, 1768)	Araneae	Amaurobiidae	0	3	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0
<i>Anyphaena accentuata</i>	(Walckenaer, 1802)	Araneae	Anyphaenidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Araneus sturmi</i>	(Hahn, 1831)	Araneae	Araneidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Centromerus brevivulvatus</i>	Dahl, 1912	Araneae	Linyphiidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Clubiona subsultans</i>	Thorell, 1875	Araneae	Clubionidae	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cryphoeca silvicola</i>	(C. L. Koch, 1834)	Araneae	Hahniidae	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Diaea dorsata</i>	(Fabricius, 1777)	Araneae	Thomisidae	3	7	1	3	12	10	0	1	0	1	0	1
<i>Keijia tincta</i>	(Walckenaer, 1802)	Araneae	Theridiidae	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Linyphia triangularis</i>	(Clerck, 1757)	Araneae	Linyphiidae	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moebelia penicillata</i>	(Westring, 1851)	Araneae	Linyphiidae	5	2	0	0	7	1	0	2	0	3	0	0
<i>Segestria senoculata</i>	(Linnaeus, 1758)	Araneae	Segestriidae	0	2	6	3	9	4	0	15	0	6	6	0
<i>Theridion mystaceum</i>	Koch, 1870	Araneae	Theridiidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Adalia bipunctata</i>	(Linnaeus, 1758)	Coleoptera	Coccinellidae	0	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ampepus erythrogonus</i>	(P.W. et J.Müller, 1821)	Coleoptera	Elateridae	3	3	0	0	7	3	0	0	0	0	0	0
<i>Anthonomus pomorum</i>	(Linnaeus, 1758)	Coleoptera	Curculionidae	9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphidecta oblitterata</i>	(Linnaeus, 1758)	Coleoptera	Coccinellidae	8	13	15	5	59	84	1	10	0	13	5	3
<i>Brachytarsus nebulosus</i>	(Förster, 1770)	Coleoptera	Anthribidae	63	30	13	63	18	58	51	197	22	7	25	4
<i>Calodromius spilotos</i>	(Illiger, 1798)	Coleoptera	Carabidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0
<i>Corticaria longicornis</i>	(Herbst, 1783)	Coleoptera	Latridiidae	7	12	0	0	2	4	0	4	0	1	1	0
<i>Corticarina parvula</i>	(Mannerheim, 1844)	Coleoptera	Latridiidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Corticarina similata</i>	(Gyllenhal, 1827)	Coleoptera	Latridiidae	0	1	0	0	0	4	13	13	0	2	0	0
<i>Dromius agilis</i>	(Fabricius 1787)	Coleoptera	Carabidae	0	0	0	3	4	15	4	5	1	14	0	0
<i>Dromius angustus</i>	Brullé, 1834	Coleoptera	Carabidae	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dromius fenestratus</i>	(Fabricius, 1794)	Coleoptera	Carabidae	0	0	1	1	0	27	2	16	2	8	2	0
<i>Dromius quadraticollis</i>	Morawitz, 1862	Coleoptera	Carabidae	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0
<i>Dromius quadrimaculatum</i>	(Linnaeus, 1758)	Coleoptera	Carabidae	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0
<i>Enicmus rugosus</i>	(Herbst, 1793)	Coleoptera	Latridiidae	1	1	0	0	0	15	4	5	0	1	0	0
<i>Furcipes rectirostris</i>	(Linnaeus, 1758)	Coleoptera	Curculionidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Litangus comexus</i>	(Fourcroy, 1785)	Coleoptera	Mycetophagidae	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mecinus pyraster</i>	(Herbst, 1795)	Coleoptera	Curculionidae	3	0	7	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Mycetophagus atomarius</i>	(Fabricius, 1787)	Coleoptera	Mycetophagidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Orchesia undulata</i>	Kraatz, 1853	Coleoptera	Melandryidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phyllotreta undulata</i>	Kutsch., 1860	Coleoptera	Chrysomelidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pogonocherus ovatus</i>	(Goeze, 1777)	Coleoptera	Cerambycidae	12	3	3	7	8	12	4	4	1	0	0	0
<i>Rhynchaenus fagi</i>	(Linnaeus, 1758)	Coleoptera	Curculionidae	0	0	0	11	36	17	0	0	0	0	0	0
<i>Salpingus planirostris</i>	(Fabricius, 1787)	Coleoptera	Salpingidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scymnus ferrugatus</i>	(Moll, 1785)	Coleoptera	Coccinellidae	7	0	2	3	0	0	7	1	0	1	0	0
<i>Sphaeriestes aeratus</i>	Mulsant, 1859	Coleoptera	Salpingidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetratoma ancora</i>	Fabricius, 1790	Coleoptera	Tetratomidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thanasinus formicarius</i>	(Linnaeus, 1758)	Coleoptera	Cleridae	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Forficula auricularia</i>	Linnaeus, 1758	Dermoptera	Forficulidae	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>Anthocoris confusus</i>	Reuter, 1884	Heteroptera	Anthocoridae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Deraeocoris lutescens</i>	(Schilling, 1837)	Heteroptera	Miridae	3	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Dufouriellus ater</i>	(Dufour, 1833)	Heteroptera	Anthocoridae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gastrodes abietum</i>	Bergroth, 1914	Heteroptera	Rhyparochromidae	10	9	16	7	14	32	3	15	3	13	2	6
<i>Gastrodes grossipes</i>	(De Geer, 1773)	Heteroptera	Rhyparochromidae	2	2	4	4	24	36	4	4	2	10	11	4
<i>Heterorius majusculus</i>	(Reuter, 1879)	Heteroptera	Anthocoridae	0	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Heterorius minutus</i>	(Linnaeus, 1758)	Heteroptera	Anthocoridae	0	0	2	1	1	0	7	1	0	1	0	0
<i>Lygus rugulipennis</i>	Poppius, 1911	Heteroptera	Miridae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthops campestris</i>	(Linnaeus, 1758)	Heteroptera	Miridae	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Orthops kalmii</i>	Linnaeus, 1758)	Heteroptera	Miridae	2	2	0	1	2	1	0	1	0	0	0	0
<i>Pinalitus atomarius</i>	(Meyer-Dür, 1843)	Heteroptera	Miridae	4	0	3	1	14	1	0	1	0	0	0	1
<i>Lithobius borealis</i>	Meinert, 1868	Chilopoda	Lithobiidae	0	0	3	1	0	22	0	0	0	0	1	0
<i>Lithobius pelidnus</i>	Haase, 1880	Chilopoda	Lithobiidae	0	0	1	1	0	21	1	0	0	0	1	0
<i>Inocellia crassicornis</i>	(Schummel, 1832)	Raphidioptera	Inocelliidae	3	17	5	6	17	18	4	5	3	5	0	0
<i>Dichrostigma flavipes</i>	(Stein, 1863)	Raphidioptera	Raphidiidae	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Phaeostigma notata</i>	(Fabricius, 1781)	Raphidioptera	Raphidiidae	6	4	1	7	8	3	1	3	0	2	0	0
<i>Puncha ratzeburgi</i>	(Brauer, 1876)	Raphidioptera	Raphidiidae	1	1	1	0	8	0	0	1	0	0	0	1
<i>Raphidia ophiopsis</i>	Linnaeus, 1758	Raphidioptera	Raphidiidae	20	12	8	3	10	0	0	7	0	0	4	0
<i>Xanthostigma xanthostigma</i>	(Schummel, 1832)	Raphidioptera	Raphidiidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phlaeothrips coriaceus</i>	(Haliday 1836)	Thysanoptera	Phlaeothripidae	11	33	0	2	7	0	0	0	0	0	0	0

Tab. 3. Přehled jedinců nedeterminovaných na druhovou úroveň na jednotlivých lokalitách, sumarizováno pro všechny osnímkované stromy. Materiál je uložen ve sbírce Muzea regionu Valašsko (Vsetín) a připraven k další determinaci.

Tab. 3. List of arthropod taxa not identified to the species level. Numbers are total counts of arthropod individuals on all sampled trees on particular locality. Specimens are deposited in the collection of Museum of the region Wallachia (Vsetín) for future identification.

Druh	Stav	Skupina	Čeleď	V setín-Bečevná	V setín-Červenka	Růždka-Dušná	Vsetín-Poschlá	Huslenky-Kýchová	Huslenky-Papajské sedlo	Jarcová	Brňov-Brdo	Malá Lhota	Velká Lhota-Paseky	Velká Lhota-U Přehradý	Valašská Bystřice
<i>Clubiona</i> sp.	juvenil	Araneae	Clubionidae	3	18	0	1	0	2	3	0	0	0	0	0
<i>Clubiona</i> sp.	juvenil	Araneae	Clubionidae	3	18	0	1	0	2	3	0	0	0	0	0
<i>Dictyna</i> sp.	juvenil	Araneae	Dictynidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dictyna</i> sp.	juvenil	Araneae	Dictynidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gnaphosidae</i> sp.	juvenil	Araneae	Gnaphosidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae</i> sp.	juvenil	Araneae	Linyphiidae	1	2	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0
<i>Thanatus</i> sp.	juvenil	Araneae	Philodromidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Philodromus</i> sp.	juvenil	Araneae	Philodromidae	16	21	14	2	3	1	2	0	0	0	0	0
<i>Heliophanus</i> sp.	juvenil	Araneae	Salticidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Theridiidae</i> sp.	juvenil	Araneae	Theridiidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xysticus</i> sp.	juvenil	Araneae	Thomisidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
sp.		Auchenorhyncha	Cicadellidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cantharis</i> sp.	larva	Coleoptera	Cantharidae	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
sp.		Coleoptera	Trogossitidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sp.		Diptera	Chironomidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sp.		Diptera	Phoridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aradus</i> sp.		Heteroptera	Aradidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pentatomidae</i> sp.	nympha	Heteroptera	Pentatomidae	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
sp.		Hymenoptera	Ichneumonidae	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Asolcus</i> sp.		Hymenoptera	Scelionidae	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
sp.		Lepidoptera		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
sp.		Neuroptera		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
sp.		Plecoptera		0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Adresy autorů: Lukáš Spitzer, Muzeum regionu Valašsko, Horní náměstí 2, CZ-755 01 Vsetín, Česká rep., Entomologický ústav, Biologické centrum AV ČR, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, ČR; Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, ČR, e-mail: spitzerl@yahoo.com

Ondřej Konvička, AOPK ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty, Nádražní 318, CZ-763 26 Luhačovice, ČR, e-mail: brouk.vsetin@centrum.cz

Robert Tropek, Entomologický ústav, Biologické centrum AV ČR, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, ČR; Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, ČR, e-mail: robert.tropek@gmail.com

Magdaléna Roháčová, Muzeum Beskyd, Hluboká 66, CZ-738 01 Frýdek-Místek, ČR, e-mail: rohacova.magda@centrum.cz

Ivan H. Tuf, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého, Tř. Svobody 26, CZ-772 00 Olomouc, ČR, e-mail: ivan.tuf@upol.cz

Oldřich Nedvěd, Entomologický ústav, Biologické centrum AV ČR, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, ČR; Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, ČR, e-mail: nedved@prf.jcu.cz

Publikace III

Lukas Spitzer, Martin Konvicka, Jiri Benes, Robert Tropek, Ivan H. Tuf, Jana Tufova (2008):
Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates?
Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation* 141 (2008) 827–837.

Výsledky studia vyšších rostlin, společenstev motýlů a saproxylických brouků a v neposlední řadě i ornitocenóz podporují teorii o dlouhodobé existenci rozvolněného listnatého opadavého lesa. Lesní porosty musely být výrazněji prosvětlenější a strukturovanější, než je tomu dnes v komerčních vysokokmenných a stejnověkových porostech a například i v bezzásahových lesních rezervacích (BUCKLEY 1992; VERA 2000; BENEŠ et al. 2006). Tato hypotéza je podporována a je konzistentní se specializací mnoha nyní ohrožených druhů na staré způsoby managementu lesa, jako je pěstování pařezin a středního lesa, ale i např. osekávání stromů na letninu, existence hlavatých vrb či dlouhodobá relokační živin v nejvyšším půdním profilu lesní pastvou. Efekty výše popsaných metod bohužel nebyly dostatečně známy na příkladu epigeických bezobratlých, ba mnohdy nepodložená ochrana nedostatečně epigeických bezobratlých mohla dokonce jít proti tradičním způsobům obhospodařování lesa (eroze, nedostatek úkrytů a podobně).

Pomocí zemních pastí jsme studovali složení společenstva vybraných skupin epigeických bezobratlých (střevlíkovití, pavoukovci – pavouci a sekáči, stonožky a mnohonožky a suchozemští stejnonožci, zde vyhodnocovány jako jedna skupina). Výše zmíněná společenstva byla studována v největším zbývajícím komplexu lesních porostů na jižní Moravě, v Milovickém lese poblíž obce Bulhary. Tento porost je posledních 50 let využíván z větší části jako obora. Před 2. světovou válkou byl však takřka celý tradičně obhospodařovaný, přičemž v menšině byly porosty určené k produkci stavební kulatiny dle soudobých měřítek. I v současnosti jsou zde díky existenci obory vynucující vnitřně strukturovaný porost částečně zachovány původní lesnické přístupy, např. pěstování pařezin či středního lesa.

Pro vyhodnocení vlivu zvěře a charakteru lesa jsme zvolili vyrovnaný design umožňující nám souběžně vyhodnotit vliv prosvětlenosti lesa (otevřený a stinný) a vliv chovu zvěře (pokusné plochy vně a uvnitř obory). Signifikantně nejvíce jedinců i druhů všech tří skupin bezobratlých bylo zaznamenáno v otevřeném prosvětleném lese. Rozdíly přineslo vyhodnocení vlivu chovu zvěře (zde příliš vysoké stavy zvěře). Pavoukovci preferovali otevřený les a byli nejcitlivější ve vztahu ke zvěři, kdy se nejvíce druhů s vysokou ochránářskou hodnotou vyskytovalo v lesních porostech s vyloučením chovu vysoké zvěře. Střevlíkovití a zbývající skupiny bezobratlých (stonožky, mnohonožky a suchozemští stejnonožci) preferovali otevřený prosvětlený les mimo oboru. Ve stinném vysokokmenném lese nebyl zjištěn vliv chovu zvěře. Nejméně druhů a jedinců těchto skupin bylo zaznamenáno ve světlém lese s vysokou hustotou chované zvěře. Ordinance (CCA) ukázaly, že

na střevlíkovité a pavoukovce měly vliv jak struktura lesa, tak i oborový chov zvěře, zatímco na zbývající bezobratlé měla vliv jen struktura lesa a nikoli chov zvěře.

Ochranařsky významné druhy podle kategorizace dle HŮRKY et al. (1996), BUCHARA (1983) a TUFA & TUFOVÉ (2008) byly téměř výhradně asociovány se světlými lesními porosty. Souběžná analýza ukázala na signifikantní efekt složení vegetačního patra (E1).

Naše výsledky jednoznačně podporují potřebnost znovuzavedení původních lesnických přístupů. Bez obnovení pařezin a středních lesů není možné zachovat bohatou a ohroženou půdní faunu bezobratlých v oblasti opadavých nížinných lesů.

Výsledky zároveň ukazují na chybný přístup v péči o stávající lesní rezervace v této oblasti České republiky. Bezzásahový režim v těchto rezervacích vede k zapojení porostů, zvýšenému zástínu a vymizení citlivých druhů bezobratlých vyžadujících prosvětlenost porostu. Zároveň výsledky ukazují na nebezpečnost intenzivního chovu zvěře v těchto porostech. Ukazuje se, že ochrana zjištěného bohatého společenstva epigeických bezobratlých včetně indikačních druhů není s oborovým hospodařením slučitelná. Intenzivní chov vysoké zvěře ve vysokých denzitách totiž na rozdíl od příležitostné pastvy divokých zvířat či lesní pastvy domácích zvířat vede k devastaci vegetačního krytu, jehož kvalita má dle našich výsledků největší vliv na dlouhodobé přežití bohatých společenstev půdních bezobratlých.

available at www.sciencedirect.comjournal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities

Lukas Spitzer^{a,b}, Martin Konvicka^{b,c,*}, Jiri Benes^c, Robert Tropek^b, Ivan H. Tuf^d, Jana Tufova^d

^aRegional Museum Vsetin, Horni Namesti 2, CZ-755 01 Vsetin, Czech Republic

^bFaculty of Sciences, University of South Bohemia, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic

^cInstitute of Entomology, Czech Academy of Sciences, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic

^dFaculty of Science, Palacky University, Svobody 26, CZ-772 00 Olomouc, Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 28 June 2007

Received in revised form

9 December 2007

Accepted 4 January 2008

Keywords:

Epiedaphic invertebrates

Coppice

Forest pasture

Relic species

Reserve management

Woodland conservation

ABSTRACT

The demise of traditional woodland management techniques, such as coppicing or woodland pasture, is causing a gradual closure of formerly sparse lowland woods across Central Europe. It is established that these processes threaten such organisms as butterflies and higher plants. Effects on other groups, such as epigeic invertebrates, are little known, hindering rational conservation decisions. We investigated the effects of stand openness on three epigeic groups, carabids (Carabidae), arachnids (Araneae + Opiliones) and myriapods-isopods (Chilopoda + Diplopoda + Oniscidea), in a lowland deciduous wood in the Czech Republic. Situating some of the traps in an intensive deer park allowed a simultaneous assessment of effects of high vs. low ungulate densities. Carabids reached the highest species richness in either sparse stands with low game or dense stands, high game. More arachnids occurred under low game and in sparse stands than under high game density and in dense stands. The highest richness of myriapods-isopods was in sparse stands with low game. Ordinations revealed that species of conservation concern ('relic species' according to C. European authors) tended to be associated with sparse stands and low game. A considerable proportion of epigeic woodland invertebrates, including many species of conservation concern, depends on preserving highly heterogeneous sparse canopy conditions. Restoring such conditions in selected areas will benefit these sensitive open woodland specialists while causing minimum harm to specialists of dense stands, that likely prosper in commercially managed high forests.

© 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Deciduous woodlands of lowland temperate Europe have become increasingly dense and shady during the 20th century

due to replacement of millennia-old management techniques, such as woodland pasture, coppicing or litter harvest, by growing of even-aged high forests (Rackham, 1998; Warren and Key, 1991). Conservationists have long regarded

* Corresponding author. Address: Institute of Entomology, Czech Academy of Sciences, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic. Tel.: +420 38 777 5312; fax: +420 38 531 0354.

E-mail address: konva@entu.cas.cz (M. Konvicka).

0006-3207/\$ - see front matter © 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.

doi:10.1016/j.biocon.2008.01.005

the woodland closure as a beneficial process, returning the human-disturbed woodlands to a more natural state (Ellenberg, 1988; Vrska, 2006). More recently, it has been proposed that European temperate woodlands would be rather open even in the absence of human intervention as a result of activity of wild ungulates (Vera, 2000; Bakker et al., 2004) and natural disturbances (Reindl, 1997; Lindbladh et al., 2003; Bouget and Duelli, 2004). The ensuing debate has tremendous implications for conservation strategies. Had woodlands of lowland temperate Europe resembled an open savannah in a natural state, increasing shading of both commercially managed forests and minimum-intervention reserves would alter woodland biodiversity, even if the woods have retained a 'natural' tree species composition (cf. Decocq et al., 2004; Benes et al., 2006). The non-intervention strategy, often proposed for reserves, would be contradictory to conservation, because reserves would develop into brand-new habitats, not existing in temperate lowland Europe for millennia.

The deleterious impact of woodland closure is well documented for such conspicuous organisms as higher plants (Peterken and Francis, 1999; Strandberg et al., 2005), butterflies (Warren, 1991; Bergman and Kindvall, 2004; Freese et al., 2006), orthoptera (Theuerkauf and Rouys, 2006), saproxylic beetles (Ranius and Jansson, 2000; Lindhe et al., 2005), and birds (Fuller and Henderson, 1992; Hansson, 2001). Impacts on other groups of organisms are much less known, hindering rational debate about conservation strategies. Proposals for active management of woodland reserves established for specific open-canopy species are easily downgraded by arguing that the management may threaten other components of biodiversity, in particular the less conspicuous ones.

Another little studied aspect of the conservation management of European lowland woods is the increasing density of wild ungulates (Fuller and Gill, 2001; Cote et al., 2004). Pasture for domestic animals had represented an important woodland use until ca. one century ago (Vera, 2000; Konvicka et al., 2008) and it might be expected that high densities of deer and other wild ungulates should benefit specialised species of open forests. Many intensive game parks exist across Europe and some have retained a considerable proportion of open structures such as glades and coppiced panels that supply game animals with browsing and shelter. Presence of such structures increases the suitability of woodlands for wildlife (Stewart, 2001; Ewald et al., 2006), but too high game densities threaten more sensitive species (Chytrý and Danihelka, 1993; Benes et al., 2006).

This study assesses the relative effects of stand openness and game density on richness and species composition of carabid beetles (Carabidae), spiders (Araneae), harvestmen (Opiliones), centipedes (Chilopoda), millipedes (Diplopoda) and woodlice (Isopoda: Oniscidea) in the Milovický Wood, southeastern Czech Republic. The wood harbours a rich fauna and flora and its managers still locally maintain traditional coppice management. A part of the wood is used for intensive game keeping, allowing comparison of impacts of high versus low ungulate densities simultaneously with impacts of stand openness.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The Milovický Wood (Fig. 1; 48°49'N, 16°42'E, alt. 250 m) represents the largest complex of Pannonian thermophilous woods in the Czech Republic. It covers over 20 km² of rolling hills built by base-rich sediments and covered by quaternary deposits, situated in a region of warm and relatively dry climate (mean annual temperature: 9 °C, mean precipitation: 550 mm) at a crossroad between the Hercynian highlands, the Carpathians and the lowlands of Pannonia.

Until the mid-20th century, the wood was managed by coppicing, a management technique in which wood is harvested in short rotation to be used as fuel (locally: 20–40 years) and subsequently regenerates vegetatively from stumps and roots. Later on, the technique was abandoned in favour of singling, i.e. selecting most vigorous of coppice branches in order to achieve a structure akin to generative high forest. As hopes to produce good timber soon failed, two large game parks for red deer (*Cervus elaphus*), fallow deer (*Dama dama*) and mouflon (*Ovis ammon*), covering ca. 17 km², were established there in the 1960s (Fig. 1). The stocking was quite high until the early 1990s, when conservation concerns led to a reduction of game densities to the current ca. 0.5 deer per hectare (details: Benes et al., 2006).

A majority of the wood consists of mature (>80 years) singled oak coppice. Prevailing trees are oaks (*Quercus petraea*, *Q. pubescens*) and hornbeam (*Carpinus betulus*), accompanied by ash (*Fraxinus excelsior*), lime (*Tilia platyphyllos* and *T. cordata*) and elm (*Ulmus laevis*). To promote regeneration of oak, over 200 ha of fenced "regeneration blocks", have been established in the last few years. Proceeding by strips 30–50 m wide and not exceeding one hectare in area, they are sequentially thinned to canopy cover of 10–30%. It is expected that in most years, oak should germinate from seeds in the thinned stands. The thinning promotes vigorous regrowth of coppice species such as *Acer campestre*, *Corylus avellana*, *Crataegus* spp., and *Sorbus torminalis*. For a few years, the thinned panels resemble a traditional coppice with standards management, under which there are, amongst a lower layer harvested in short interval, sparsely growing mature trees, or standards, grown for timber. However, in contrast to the true coppice with standards, the mature trees are removed following an oak mast in the wood.

2.2. Study design

We sampled epigeic fauna using pitfall traps, set in a factorial 2*2 design under two levels of OPENNESS (dense vs. sparse stands) and two levels of GAME (game vs. no game). The dense stands were the singled oak coppice, all ca. 80 years old; the sparse stands with no game were fenced panels thinned to ca. 30% of canopy cover to facilitate oak regeneration; and the sparse stands with game were those coppiced to provide deer browse. We selected four sites for each of the four combinations, each with five traps, summing to sixteen sites and 80 traps.

We recorded the following additional variables for each trap: (i) percent cover of canopy layer, shrub layer (in 2 m

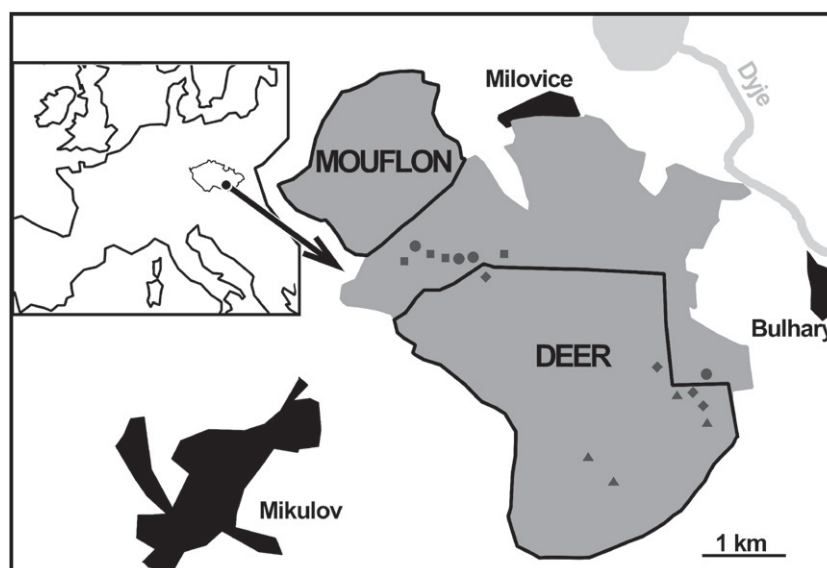


Fig. 1 – Map of the Milovický Wood, showing positions of trapping sites. Different symbols stand for the four combinations of OPENNESS and GAME factors: dense-game (diamonds), sparse-game (triangles), dense-no game (squares) and sparse-no game (circles).

height) and herb layer, estimated, respectively, in 20 m, 10 m and 5 m diameter circles around each trap; (ii) presence of all canopy layer species in 10 m diameter circles; (iii) presence of all shrub layer species in 5 m diameter circles; and (iv) percentage cover of forbs and grasses in 5 m diameter circles. All these variables were recorded on one date (1 May 2005) to rule out seasonal effects. In addition, latitudinal and longitudinal coordinates were taken for each trap.

2.3. Sampling of epigeic invertebrates

The traps were plastic cups of 1 l volume, 12 cm in diameter, containing a 4% solution of formaldehyde. Within sites, they were spaced at 8–10 meters in approximately straight lines, located in central parts of each stand, at a minimum distance of 30–40 m from other management types. They were exposed for three periods (1–23 May, 7–30 July, 9 September–2 October, all 2005) and were covered by lids for interim periods.

Throughout this paper, “arachnids” refer to spiders (Araneae) plus harvestmen (Opiliones), and “myriapods-isopods” refer to centipedes (Chilopoda), millipedes (Diplopoda) and woodlice (Isopoda: Oniscidea). Nomenclature follows Hurka (1996) for carabids; Buchar and Ruzicka (2002) for spiders; Klimes (2000) for harvestmen; Enghoff (2004) for millipedes and centipedes; and Schmalzfuss (2003) for woodlice.

2.4. Classifying the species

A straightforward approach to assess conservation value of the sampled species would be to compare their rarity and/or threat status (i.e., decline) (e.g., Benes et al., 2006; Tropek and Konvicka, 2008). This was not feasible in this case, because neither standard monitoring nor comprehensive distribution maps of the groups under study exist for the Czech Republic, with the exception of spiders (Buchar and Ruzicka, 2002). An alternative option was classifying the species into

“habitat quality categories”, designed by Buchar (1983) (originally for spiders) to assist monitoring of habitats. This scheme classifies all species into relics (“restricted to natural, undisturbed habitats”), adaptive (“able to colonise both undisturbed and moderately disturbed habitats”), and eurytopic (“colonising even heavily anthropically disturbed sites”). Hurka et al. (1996) expanded this scheme for carabids, Klimes (2000) for harvestmen, Tuf and Laska (2005) for centipedes, and Tuf and Tufova (2008) for millipedes and woodlice. An updated classification for arachnids by Buchar and Ruzicka (2002) used here occasionally mentions >1 category per species. To obtain unequivocal categories, we applied the stringent criterion that species falling in >1 category were considered as belonging to the weaker one (e.g., those belonging to adaptive and relic were considered adaptive).

2.5. Analyses

We analysed carabids, arachnids, and myriapods-isopods separately but following identical approaches.

Species accumulation curves for the four OPENNESS–GAME combinations were constructed using the software EstimateS 8.0 (Colwell, 2006), and 95% confidence limits (Winfree et al., 2007) were used to compare differences in their shapes.

Analyses of variance on log-transformed data, computed using the general linear models module in Statistica 7.0, were used to compare numbers of species and numbers of individuals per trap in different treatments. We used full-factorial repeated measures design with factors OPENNESS and GAME plus OPENNESS * GAME interaction, and with trapping PERIOD as a within-effect factor. To control for the effects of spatial positions of the traps, the latitudinal (x) and longitudinal (y) coordinates of each trap, both centered to zero mean and unit variance, plus the $x * y$ interaction, were forced to the model as (numeric) covariates.

Relative representation of species belonging to the eurytopic, adaptive and relic categories was compared using contingency tables. We compared numbers of species, and summed numbers of individuals belonging to the categories, caught in each of the OPENNESS–GAME combinations.

Species composition was analysed using canonical correspondence analysis (CCA) (CANOCO v 4.5), which ordinales the species composition of samples according to external predictors and tests for effects of the predictors using a Monte-Carlo test (999 permutations) (Leps and Smilauer, 2003). Each trap/period was treated as a sample. To account for spatial and temporal non-independence, we used a split-plot permutation design with the periods of trap exposure considered as time series and the lines of five traps considered as line transects.

We used CCA to ask four questions. The first one addressed the effect of OPENNESS and GAME, both separately and in combination. We also applied a variance partitioning procedure, which assesses the independent effects of individual variables by successively entering competing variables as covariate terms. Second, we asked how the composition of samples was affected by canopy, shrub and herb covers and composition; following tests for the groups of variables describing stand structure (i–iv in Study design, above), we used the CANOCO forward-selection procedure to obtain models combining these variables, herein abbreviated as STAND. The third set of models addressed potential spatial non-independence. These SPATIAL models were based on forward selection of x and y coordinates of each trap, their second-order polynomials and all possible interactions. Finally, we asked if the patterns related to OPENNESS and GAME would hold after controlling for STAND and SPATIAL effects. This was tested via partial-CCA with STAND and SPATIAL as covariables.

3. Results

3.1. Species richness

We trapped 54 species and 2377 individuals of carabids, 86 species and 5164 individuals of arachnids (Araneae 79/5030, Opiliones 7/134) and 31 species and 545 individuals of myriapods-isopods (Diplopoda: 11/165, Chilopoda 7/100, Isopoda 6/280). Four carabids, eleven carabids and six myriapods-isopods are classified as relic species (Table 1, Appendix 1).

As shown by patterns of species accumulation (Fig. 2), the highest richness of carabids occurred in dense-game stands, closely followed by sparse-no game stands. Sparse-game and dense-no game stands contained similar and

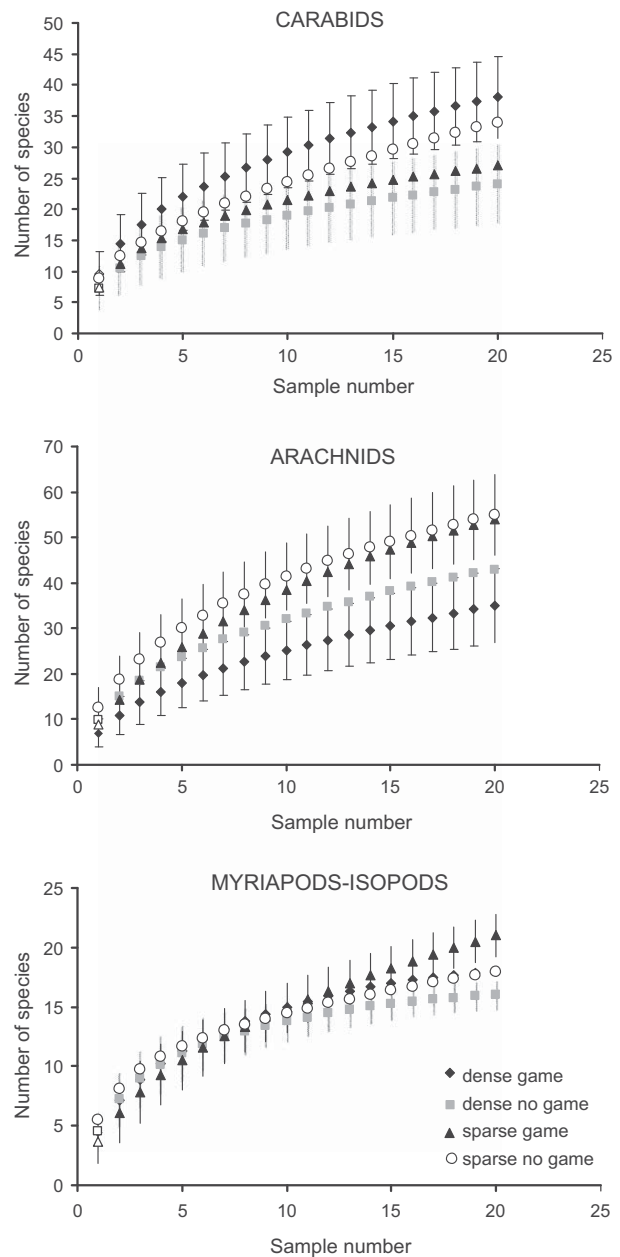


Fig. 2 – Species accumulation curves for pitfall catches of carabids, arachnids and myriapods-isopods trapped under four different combinations of OPENNESS and GAME in the Milovicky Wood. The bars are 95% confidence limits, depicted only for selected curves that are discussed in the text.

Table 1 – Summary data on pitfall traps catches from the Milovicky Wood

	Sparse-game Species/individuals	Sparse-no game Species/individuals	Dense-game Species/individuals	Dense-no game Species/individuals
Carabids	27/591	34/615	38/933	24/455
Arachnids	54/1063	55/2334	35/729	43/1197
Myriapods-isopods	21/100	18/274	18/192	16/183

considerably lower numbers of species. In arachnids, sparse-game and sparse-no game stands contained approximately equally high species richness, dense-no game stands were intermediate, whereas dense-game stands were poorest. In myriapods-isopods, the sparse-game stands returned the steepest curve not approaching an asymptote, whereas the curves for the other three situations had similar shapes, reaching asymptotes near the 15th sample.

In the analyses of variance controlled for spatial position of the traps (Table 2), the numbers of carabid species and individuals did not differ with regard to OPENNESS and GAME, but displayed a significant interaction. Sparse-no game stands hosted more carabids than sparse-game stands, whereas dense stands hosted similar numbers of species irrespective of GAME (Fig. 3a). The species richness of arachnids did not differ among the analysed situations, but sparse stands hosted more individuals than dense stands (Fig. 3b). More myriapod-isopod species were trapped in sparse stands (Fig. 3c). All three groups also displayed a prominent seasonality (Table 2). Numbers of species (all groups) and individuals (carabids and myriapods-isopods) were highest in spring and lowest in autumn.

3.2. Species composition

The four situations did not differ in relative representation of eurytopic, adaptive and relic species of carabids ($\chi^2_{6,df} = 1.61, p = 0.95$), arachnids ($\chi^2_{6,df} = 1.44, p = 0.96$) and myriapods-isopods ($\chi^2_{6,df} = 2.14, p = 0.91$). However, they differed with respect to numbers of individuals in the habitat quality categories in the case of carabids ($\chi^2_{6,df} = 264.44, p < 0.0001$) and arachnids ($\chi^2_{6,df} = 315.57, p < 0.0001$), but not myriapods-isopods ($\chi^2_{6,df} = 9.75, p = 0.14$). A surplus of individuals of eurytopic carabids originated from dense-game stands and a surplus of individuals of relic carabids originated from sparse-game and

sparse-no game stands. In arachnids, there was a surplus of individuals of adaptive species in sparse-no game stands (Fig. 4).

In the ordinations, both OPENNESS and GAME significantly affected the species composition of carabids and arachnids, whereas only OPENNESS affected myriapods-isopods (Table 3). For both carabids and arachnids, each of the tested factors displayed a significant effect even after setting the second factor of interest as a covariable.

For carabids (Fig. 5a), the first ordination axis distinguished between sparse and dense stands, whereas the second axis distinguished between game and no game. Species associated with sparse stands included, e.g., *Notiophilus rufipes*, *Carabus cancellatus* and *Cicindela campestris*. Species such as *Pterostichus melanarius* and *Harpalus affinis* displayed an association with dense stands. Species associated with game included, e.g., *Carabus granulatus*, *Abax parallelepipedus* and *Pterostichus oblongopunctatus*, whereas most species from sparse stands seemed to avoid high game density (*Notiophilus rufipes*, *Carabus ullrichi*). Out of four relic species, *Harpalus picipennis* and *Notiophilus rufipes* were associated with sparse stands, *Amara anthobia* with dense stands, whereas *Leistus rufomarginatus* did not display a clear association.

For arachnids (Fig. 5b), the first axis again distinguished between dense and sparse stands. Stands with game were more similar to dense stands according to arachnid composition, whereas stands without game were more similar to the sparse ones. Dense stands were suitable for such typical woodland species as *Centromerus sylvaticus* and *Harpactea rubicunda*, some widespread generalists (e.g., *Neriene clathrata*) and, unexpectedly, even a species associated with rocky steppes (*Megalephyphantes pseudocollinus*). Sparse stands hosted species typical for warm grasslands (e.g., *Xysticus lineatus* and *Ozyptila scabricula*), forest edges (e.g. *Ceratinella major*) and warm woodlands (e.g., *Ozyptila blackwalli* and

Table 2 – Results of repeated-measures ANOVAs comparing numbers of species and individuals of carabids, arachnids and myriapods–isopods trapped in Milovicky Wood. Full factorial 2 × 2 model with factors GAME and OPENNESS, repeated-measure factor PERIOD, and spatial positions of traps (x, y, x * y) forced to the model

	df	Carabids				Arachnids				Myriapods–isopods			
		Species		Individuals		Species		Individuals		Species		Individuals	
		F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Intercept	1	727.11	****	468.59	****	214.58	****	244.46	****	102.36	****	34.43	****
GAME	1	0.63	n.s.	0.01	n.s.	1.17	n.s.	0.29	n.s.	1.55	n.s.	0.77	n.s.
OPENNESS	1	1.91	n.s.	2.63	n.s.	2.82	n.s.	7.06	**	6.07	*	1.99	n.s.
GAME * OPENNESS	1	18.05	****	14.03	****	0.55	n.s.	0.97	n.s.	0.15	n.s.	1.42	n.s.
x	1	1.71	n.s.	0.17	n.s.	0.35	n.s.	0.01	n.s.	14.48	***	4.21	n.s.
y	1	4.18	n.s.	1.24	n.s.	1.10	n.s.	4.47	n.s.	2.23	n.s.	3.39	n.s.
x * y	1	0.01	n.s.	1.95	n.s.	1.42	n.s.	0.78	n.s.	0.38	n.s.	0.74	n.s.
Error	73												
PERIOD	2	21.91	****	9.56	***	31.07	****	49.61	n.s.	8.05	***	4.36	*
PERIOD * GAME	2	0.21	n.s.	0.20	n.s.	1.86	n.s.	0.78	n.s.	0.34	n.s.	3.44	*
PERIOD * OPENNESS	2	0.28	n.s.	3.74	*	1.37	n.s.	2.29	n.s.	0.46	n.s.	1.70	n.s.
PERIOD * GAME * OPENNESS	2	3.16	*	6.71	**	0.74	n.s.	0.47	n.s.	0.14	n.s.	0.87	n.s.
PERIOD * x	2	6.95	**	5.85	**	0.39	n.s.	0.01	n.s.	1.91	n.s.	3.09	*
PERIOD * y	2	3.19	*	3.74	*	1.56	n.s.	3.11	*	1.07	n.s.	1.81	n.s.
PERIOD * x * y	2	3.34	*	2.33	n.s.	0.55	n.s.	0.29	n.s.	1.79	n.s.	1.02	n.s.
Error	146												

n.s.: $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, **** $p < 0.0001$, ***** $p < 0.00001$.

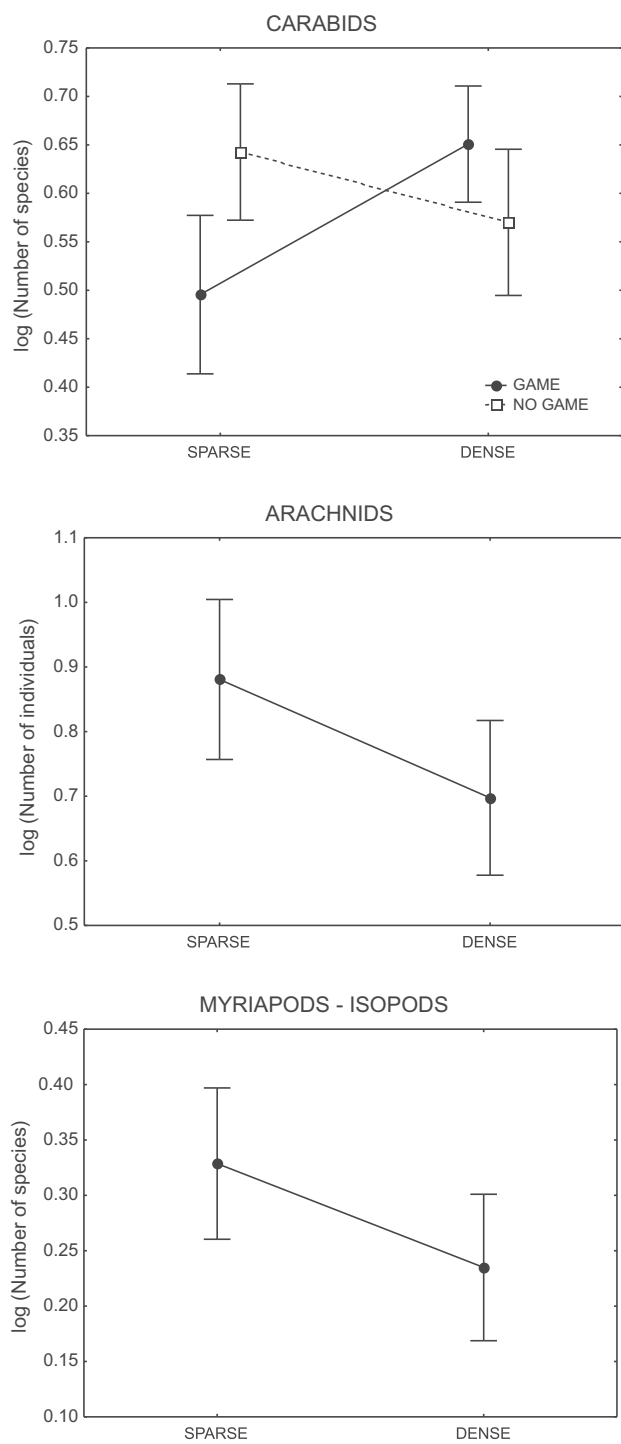


Fig. 3 – Results of repeated-measure ANOVA comparing carabids (numbers of species, A), arachnids (numbers of individuals, B) and myriapods–isopods (numbers of species, C) trapped under two levels of OPENNESS and GAME in the Milovicky Wood. Log-transformed mean numbers per trap and period with associated 0.95 confidence intervals are shown. See Table 2 for associated statistics.

Trichoncus affinis). Practically all relic arachnids inclined towards sparse stands, except for two species, *M. pseudocollinus* and *Scotina celans*. On the second axis, relic spiders such as

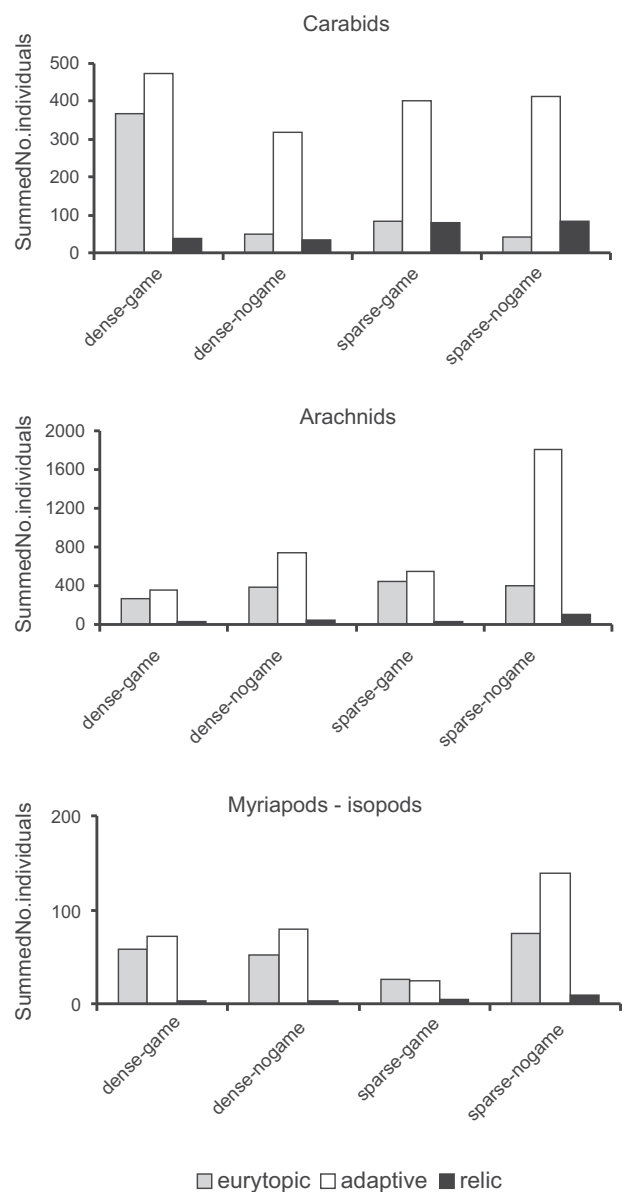


Fig. 4 – Summed numbers of individuals of carabids, arachnids and myriapods–isopods, trapped under four different combinations of OPENNESS and GAME and belonging to four habitat quality categories. Note that the combinations differed in representation of habitat association categories of carabids and arachnids, but not myriapods–isopods.

Ozyptila brevipes and *Xysticus robustus* displayed a preference for game, whereas such relic species as *Ozyptila blackwalli* and *S. celans* seemed to avoid high game density.

For myriapods-isopods (Fig. 5c), species associated with sparse stands included the relic chilopod *Stenotaenia linearis* and relic diplopods *Cylindroiulus arborum* and *Craspedosoma transsilvanicum*. A majority of species associated with dense stands were widespread adaptive species (e.g. *Ligidium hypnum*, *Unciger transsilvanicus* and *Leptoiulus proximus*), exceptions being the xerophilous millipede *Brachyiulus bagnalli*. The relic species *Lithobius lucifugus* was captured only in two individuals, always with game.

Table 3 – CCA analyses ordering the species composition of pitfall catches of epigeic invertebrates in the Milovicky Wood

Model ^a	Carabids			Arachnids			Myriapods–isopods								
	Eig ₁	% ₁	p	Eig _{all}	% _{all}	p	Eig ₁	% ₁	p	Eig _{all}	% _{all}	p			
~GAME	0.082	1.49	***				0.079	0.90	***				0.047	0.69	n.s.
~OPENNESS	0.078	1.46	***				0.115	1.30	**				0.085	1.24	***
~OPENNESS + GAME	0.086	1.57	***	0.158	2.88	***	0.115	1.30	***	0.194	2.20	***	0.094	1.75	***
~GAME OPENNESS	0.080	1.38	***				0.079	0.91	***				0.035	0.52	n.s.
~OPENNESS GAME	0.076	1.42	***				0.115	1.32	***				0.073	1.07	***
STAND ^b	0.090	1.64	***	0.243	4.42	***							–	–	–
SPATIAL ^c	0.149	2.71	***	0.175	3.19	***	0.100	1.14	***				–	–	–
~OPENNESS STAND	0.030	0.57	n.s.				0.047	0.55	n.s.				0.039	0.59	n.s.
~OPENNESS SPATIAL	0.076	1.43	***				0.101	1.16	***				–	–	–
~OPENNESS STAND + SPATIAL	0.022	0.43	n.s.				0.044	0.52	n.s.				–	–	–
~GAME STAND	0.061	1.16	***				0.077	0.90	***				0.032	0.48	n.s.
~GAME SPATIAL	0.040	0.75	*				0.080	0.92	*				–	–	–
~GAME STAND + SPATIAL	0.020	0.39	n.s.				0.055	0.65	n.s.				–	–	–
~OPENNESS + GAME STAND	0.061	1.16	***	0.091	1.73	***	0.079	0.92	*	0.118	1.38	*	0.046	0.69	n.s.
~OPENNESS + GAME SPATIAL	0.080	1.50	***	0.110	2.07	***	0.110	1.26	**	0.154	1.77	***	–	–	–
~OPENNESS + GAME STAND + SPATIAL	0.028	0.55	n.s.	0.042	0.82	n.s.	0.059	0.69	n.s.	0.095	1.11	n.s.	–	–	–

Eig₁ – eigenvalue of the first ordination axis; Eig_{all} – sum of all canonical eigenvalues; %₁ and %_{all} – percentage variation in species data accounted for by first and all ordination axes, respectively.

p – assessed via Monte-Carlo permutation tests: n.s. p > 0.05, *p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001.

a Model terms following ~ are explanatory variables, those following | are covariables.

b Obtained via a forward selection from variables describing each trap. Carabids ~ canopy cover + shrub cover + cover of grasses + *Acer campestre* (tree) + *A. campestre* (shrub); Arachnids ~ canopy cover + *Lonicera* sp. (shrub); Myriapods–isopods: ~ shrub cover + *Populus tremula* (tree).

c Obtained via a forward selection from variables describing spatial position of each trap. Carabids: ~y + y²; Arachnids: ~ x; Myriapods and isopods: no model selected.

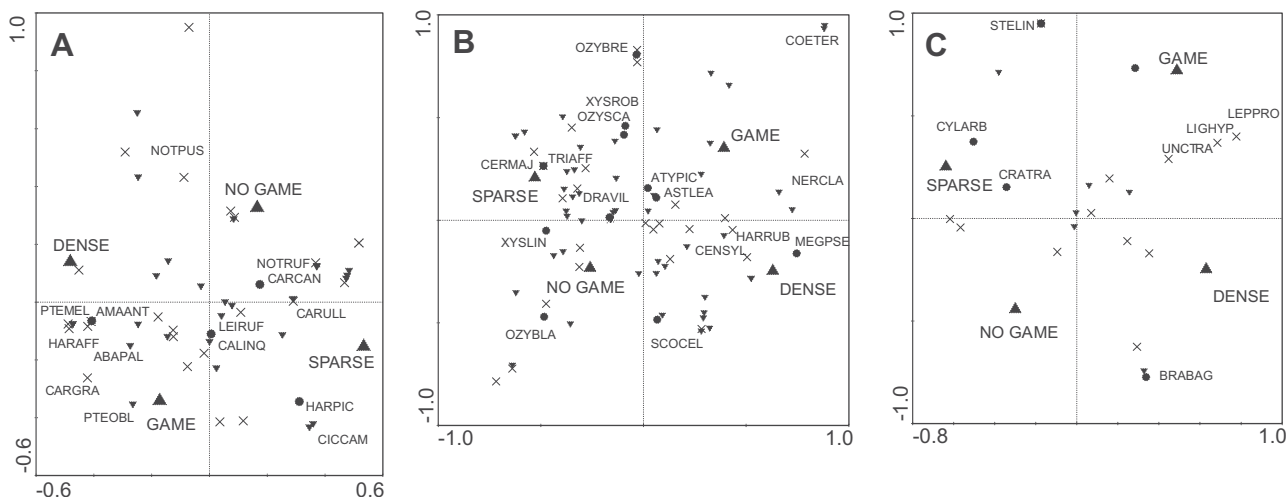


Fig. 5 – CCA ordinations of species composition of pitfall catches of carabids (A), arachnids (B) and myriapods–isopods (C) from the Milovicky Wood – models with GAME and OPENNESS as explanatory variables (~GAME + OPENNESS). Positions of all species are shown, different symbols stand for relic (filled circles), adaptive (filled triangles) and eurytopic (X-crosses) species. Abbreviations of species names are given for relic species and other species mentioned in the text.

Canopy and shrub covers were the strongest STAND predictors, entering the models for carabids (both) and arachnids (canopy cover) and arachnids and myriapods-isopods (shrub cover) (Table 3). The importance of canopy and shrub covers is also apparent from the partial ordinations, as OPENNESS lost its significance after treating the STAND predictors as covariables in the ordinations. SPATIAL variables affected

only carabids and arachnids. However, in contrast to STAND models, inclusion of SPATIAL covariables did not suppress the significant effects of OPENNESS and GAME for carabids and of OPENNESS for arachnids. It follows that for the species composition of carabids and arachnids, OPENNESS remained significant even after controlling for spatial positions of sites.

4. Discussion

Open and sparse stands within a European lowland deciduous wood differ in richness and species composition of three groups of epigeic invertebrates, and a majority of species considered as relic, and thus being of conservation concern, prefers sparse stands. However, details of the patterns differ among the three groups. Further differences among the groups arose with respect to response to ungulate density.

Carabids reached highest species richness and abundance in dense stands with game and in sparse stands without game. However, whereas practically all the species occurring in dense stands with game were widespread generalists (=eurytopic species), the sparse-no game stands hosted a considerable proportion of adaptive and relic species. In arachnids, sparse stands hosted higher numbers of individuals and in addition, species of conservation concern avoided high game densities. In myriapods-isopods, sparse stands hosted a higher number of species.

4.1. Mechanisms

A likely mechanism for the high species richness of sparse stands is the increased structural diversity, compared to even-aged dense stands. The sparse stands contain mature trees, scrub, tall and short herbaceous vegetation, and even bare ground. They are likely more akin to highly heterogeneous old-growth than even even-aged plantations (e.g., Latty et al., 2006). Niemela et al. (1996) showed, for boreal forests, that forest ground invertebrates strongly respond to small scale (10–15 m) heterogeneity. Oxbrough et al. (2005, 2006) documented the positive role of stand heterogeneity, including open spaces, for woodland spiders in Britain. Grgic and Kos (2005) reached similar conclusions for centipedes in Slovenia. Heterogeneous woodland architecture also increases the richness and density of herbivorous insects (e.g., Greatorex-Davies et al., 1993, 1994; Gittings et al., 2006), likely enhancing the prey supply for predatory carabids, arachnids and myriapods.

The role of prey supply is neatly illustrated by the high richness and abundance of carabids in dense-game stands. These catches mainly consisted of generalist small bodied-predators, often encountered in shady stands (cf. de Warnaffe and Lebrun, 2004) and likely attracted to the high density of larvae developing in ungulate faeces. In contrast, catches from sparse stands contained numerous carabids preying on larger-bodied herbivorous insects (cf. Trautner, 1996). Arachnids always displayed lower abundance in dense stands. This was likely due to less developed herb and shrub layers, because even many 'epigeic' spiders use herbs or shrubs for hunting (e.g., Buchar, 1968). A good case were crab spiders (Thomisidae) which included several relic species (e.g., *Ozyptila blackwalli*, *Xysticus lineatus*), all inclining towards sparse stands.

For the detritivorous diplopods and woodlice, the essential resource is plant litter (Poser, 1990; Jabin et al., 2004; Jabin et al., 2007; Topp et al., 2006). The more heterogeneous vegetation, the more diverse litter both in terms of amount and composition (Koivula et al., 1999; Gongalsky et al., 2005). A higher utilisation of rare litter types by detritophagous soil

fauna was documented experimentally (Seeber et al., 2006). The consumption of plant material by ungulates necessarily decreases litter amount and diversity.

4.2. Management and conservation implications

The preference of a significant proportion of woodland epigeic fauna for sparse stands is consistent with the notion that the recent biodiversity of lowland woods have been moulded by centuries and millennia of traditional woodland use. It is also consistent with the theories that natural woodlands of temperate Europe would be sparser than recent close-canopy high forests (Vera, 2000). What is routinely labelled as 'woodland fauna' in fact forms two rather distinct groups – a group of species depending on sparse woodlands and a group of species of dense, shady and humid stands. Indeed, these two groups are sometimes distinguished in descriptive literature (cf. Buchar, 1983; Hurka, 1996) and even bear different names in some national terminologies (e.g., 'Hainarten' vs. 'Waldarten' in German, translatable as 'grove species' and 'forest species'). Decocq et al. (2004) reached a similar conclusion for forest ground herbs. Gradual closing of lowlands forests, brought about by the shift of modern forestry towards growing even-aged high forests, is negatively affecting the specialised epigeic fauna of sparse woodlands, while supporting species preferring, or tolerating, dense stands.

We are not aware of other quantitative studies illustrating this pattern for epigeic invertebrates of lowlands of Central Europe. In contrast, the importance of traditional management for epigeic woodland invertebrates is increasingly recognised from Southern Europe, e.g. from Spain (Taboada et al., 2006) and Greece (Argyropoulou et al., 2005). Unlike in more northerly areas, traditionally managed woodlands still comprise considerable areas in Southern Europe (Grove and Rackham, 2001) and the transition towards growing even-aged stands is happening in recent years, so that currently practising ecologists are personally witnessing the ensuing biodiversity changes. In Central and Western Europe, the main transition had occurred a century ago. It had been so pervasive that at present, the coppiced panels in the Milovický Wood, maintained to benefit deer, represent the only substantial areas of active coppices in the entire Czech Republic.

Educated in a paradigm of dense climax woodlands, many Central European naturalists simply missed the connection between increasing rarity of sparse woodlands insects (the 'grove species') and increasing woodland closure. Many authors recognised that a considerable proportion of temperate woodland biodiversity prefers edge habitats (e.g., carabids: Magura, 2002; birds: Paquet et al., 2006), without addressing the crucial issues where edge species would occur in pre-cultural conditions and why would there be so many of them, given that edge habitats are, by definition, smaller than core habitats. This paradox is easily resolved by the assumption that the core habitats of the past consisted of relatively sparse stands.

A considerable proportion of our catches from sparse stands also consisted of species classified as 'thermophilous' or 'steppe specialist' by Central European authors (e.g., spiders *Xysticus lineatus* and *Ozyptila scabricula*, chilopod *Stenotania linearis*, diplopod *Cylindroiulus arborum*). Benes et al. (2006)

observed a similar pattern for butterflies in the same wood. Clearly, the recent dichotomy between woodland and grassland fauna is to a large extent artificial due to relatively recent woodland closure. For centuries and millennia, the lowland woodlands likely harboured more diversified conditions, including grassland-like glades.

The negative impacts of ungulates on species richness and the preferences of relic species might be disappointing for colleagues advocating reestablishment of woodland grazing as a restoration strategy for woodland habitats (e.g., Van Wieren, 1995; Kirby, 2004). Grazing had traditionally accompanied coppicing or alternated with it. However, compared to the high game densities at our study sites, facilitated by supplementary feeding (Benes et al., 2006), the densities of domestic animals traditionally grazed in woodlands had been rather low and seasonally varying. To use ungulates for opening up woodlands, the densities would have to be considerably lower than in recent intensive deer parks and measures such as temporary fencing would have to be applied.

In conclusion, restoring of traditional short-rotation coppicing (or coppicing with standards) would benefit relic epigeic invertebrates of European lowland woods. Generous restoration measures seem to be necessary for conservation areas, if they are to retain the biodiversity for which they were established. This might locally suppress populations of some of the species associated with dense stands, but this concern is rather unsubstantiated, as even-aged high forests will still be favoured by commercial forestry. The minimum-intervention strategy now preferred for lowland woodland reserves is probably impoverishing specialised relic fauna, and should be urgently reconsidered in favour of traditional management practices.

Key to species abbreviations (for Fig. 5)

Carabids: ABAPAL – *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher, 1783); AMAANT – *Amara anthobia* A. et G. B. Villa, 1833; CALINQ – *Calosoma inquisitor* (Linnaeus, 1758); CARCAN – *Carabus cancellatus* Illiger, 1798; CARGRA – *Carabus granulatus* Linnaeus, 1758; CARULL – *Carabus ullrichi* Germar, 1824; CICCAM – *Cicindela campestris* Linnaeus, 1758; HARAFF – *Harpalus affinis* (Schrank 1781); HARPIC – *Harpalus picipennis* (Duftschmid, 1812); LEIRUF – *Leistus rufomarginatus* (Duftschmid, 1812); NOTPUS – *Notiophilus pusillus* G. R. Waterhouse, 1833; NOTRUF – *Notiophilus rufipes* Curtis, 1829; PTEMEL – *Pterostichus melanarius* (Illiger 1798); PTEOBL – *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787).

Arachnids: ATYPIC – *Atypus piceus* (Sulzer, 1776); CENSYL – *Centromerus sylvaticus* (Blackwall, 1841); CERMAJ – *Ceratinella major* Kulczyński, 1894; COETER – *Coelotes terrestris* (Wider, 1834); DRAPPUM – *Drassyllus pumilus* (C. L. Koch, 1839); DRAVIL – *Drassyllus villicus* (Thorell, 1875); HARRUB – *Harpactea rubicunda* (C. L. Koch, 1838); MEGPSE – *Megalepthyphantes pseudocolinus* Saaristo, 1997; NERCLA – *Neriere clathrata* (Sundevall, 1830); OZYBLA – *Ozyptila blackwalli* Simon, 1875; OZYBRE – *Ozyptila brevipes* (Hahn, 1826); OZYSCA – *Ozyptila scabricula* (Westring, 1851); SCOCEL – *Scotina celans* (Blackwall, 1841); TRIAFF – *Trichoncus affinis* Kulczyński, 1894; XERMIN – *Xerolycosa miniata* (C. L. Koch, 1834); XYSLAN – *Xysticus lanio* C. L. Koch, 1835; XYSLIN – *Xysticus lineatus* (Westring, 1851); XYSLUC –

Xysticus luctator L. Koch, 1870; XYSROB – *Xysticus robustus* (Hahn, 1832).

Myriapods-isopods: BRABAG – *Brachyiulus bagnalli* (Brolemann, 1924); CRATRA – *Craspedosoma transsylvanicum* Verhoeff, 1897; CYLARB – *Cylindroiulus arborum* Verhoeff, 1928; GEOLIN – *Geophilus linearis* C. L. Koch, 1835; LEPRO – *Leptoiulus proximus* (Nemec, 1896); LIGHYP – *Ligidium hypnorum* (Cuvier, 1792); LITLUC – *Lithobius lucifugus* L. Koch, 1862; UNCTRA – *Unciger transsylvanicus* (Verhoeff, 1899).

Acknowledgements

We thank the Zidlochovice Enterprise, a division of Czech National Forests, Inc., for access to the wood and to forester P. Martinasek for logistic support. Pavel Foltan, Petra Dufková and Stepan Vodka helped with field work, Lukas Cizek and Vladimir Hula contributed fruitful comments, Oldrich Cizek helped with preparing the map and Matthew Sweney corrected the English. Two anonymous reviewers much improved quality of the paper. The study was funded by the Grant Agency of the Czech Republic (526/04/0417) and Czech Ministry of Education (6007665801, 153100014, LC06073).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at doi:10.1016/j.biocon.2008.01.005.

REFERENCES

- Argyropoulou, M.D., Karris, G., Papatheodorou, E.M., Stamou, G.P., 2005. Epiedaphic Coleoptera in the Dadia forest reserve (Thrace, Greece): the effect of human activities on community organization patterns. *Belgian Journal of Zoology* 135, 127–133.
- Bakker, E.S., Olff, H., Vandenbergh, C., De Maeyer, K., Smit, R., Gleichman, J.M., Vera, F.W.M., 2004. Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology* 41, 571–582.
- Benes, J., Cizek, O., Dovala, J., Konvicka, M., 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: the story of Milovicky Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237, 353–365.
- Bergman, K.O., Kindvall, O., 2004. Population viability analysis of the butterfly *Lopinga achine* in a changing landscape in Sweden. *Ecography* 27, 49–58.
- Bouget, C., Duelli, P., 2004. The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation* 118, 281–299.
- Buchar, J., 1968. Analyse der Wiesenaarachnofauna. *Acta Universitatis Carolinae Biologica* 1967, 1–8.
- Buchar, J., 1983. Artenklassifikation der Arachnofauna Bohmens als Mittel zur Bioindikation der Umweltqualität. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 8, 119–135.
- Buchar, J., Ruzicka, V., 2002. Catalogue of Arachnids of the Czech Republic. Peres Publishers, Prague.
- Chytry, M., Danihelka, J., 1993. Long-term changes in the field layer of oak and oak-hornbeam forests under the impact of deer and mouflon. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 28, 225–245.
- Colwell, R.K., 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. User's

- Guide and application published at: <<http://purl.oclc.org/estimates>>.
- Cote, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.P., Dussault, C., Waller, D.M., 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 113–147.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A., De Foucault, B., Delelis-Dusollier, A., Bardat, J., 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* 41, 1065–1079.
- de Warnaffe, G.D.B., Lebrun, P., 2004. Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 118, 219–234.
- Ellenberg, H., 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, New York.
- Enghoff, H. (Ed.), 2004. *Fauna Europaea: Myriapoda*. Fauna Europaea version 1.1, <<http://www.faunaeur.org>>.
- Ewald, J.A., Callegari, S.E., Kingdon, N.G., Graham, N.A., 2006. Fox-hunting in England and Wales: its contribution to the management of woodland and other habitats. *Biodiversity and Conservation* 15, 4309–4334.
- Freese, A., Benes, J., Bolz, R., Cizek, O., Dolek, M., Geyer, A., Gros, P., Konvicka, M., Liegl, A., Stettmer, C., 2006. Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Animal Conservation* 9, 388–397.
- Fuller, R.J., Gill, R.M.A., 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74, 193–199.
- Fuller, R.J., Henderson, A.C.B., 1992. Distribution of breeding songbirds in Bradefield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Study* 39, 73–88.
- Gittings, T., O'Halloran, J., Kelly, T., Giller, P.S., 2006. The contribution of open spaces to the maintenance of hoverfly (Diptera, Syrphidae) biodiversity in Irish plantation forests. *Forest Ecology and Management* 237, 290–300.
- Gongalsky, K.B., Savin, F.A., Pokarzhevskii, A.D., Filimonova, Z.V., 2005. Spatial distribution of isopods in an oak-beech forest. *European Journal of Soil Biology* 41, 117–122.
- Greatorex-Davies, J.N., Sparks, T.H., Jall, M.L., Marrs, R.H., 1993. The influence of shade on butterflies on ridges of coniferised lowland woods in southern England and implications for conservation management. *Biological Conservation* 63, 31–41.
- Greatorex-Davies, J.N., Sparks, T.H., Hall, M.L., 1994. The response of *Heteroptera* and *Coleoptera* species to shade and aspects in rides of coniferised lowland woods in southern England. *Biological Conservation* 67, 255–273.
- Grgic, T., Kos, I., 2005. Influence of forest development phase on centipede diversity in managed beech forests in Slovenia. *Biodiversity and Conservation* 14, 1841–1862.
- Grove, A.T., Rackham, O., 2001. *The Nature of Mediterranean Europe. An Ecological History*. Yale University Press, New Haven.
- Hansson, L., 2001. Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak-hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 10, 1865–1873.
- Hurka, K., 1996. Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlin.
- Hurka, K., Vesely, P., Farkac, J., 1996. Die Nutzung der Laufkafer (*Coleoptera*: Carabidae) zur Indikation der Umweltqualität. *Klapalekiana* 32, 15–26.
- Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H., Topp, W., 2004. Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in managed oak-beech forest. *Forest Ecology and Management* 194, 61–69.
- Jabin, M., Topp, W., Kulfan, J., Zach, P., 2007. The distribution pattern of centipedes in four primeval forests of central Slovakia. *Biodiversity and Conservation* 16, 3437–3445.
- Kirby, K.J., 2004. A model of a natural wooded landscape in Britain as influenced by large herbivore activity. *Forestry* 77, 405–420.
- Klimes, L., 2000. Checklist of harvestmen (Opiliones) of Czechia and Slovakia. *Ekologia Bratislava* 19 (suppl. 3), 125–128.
- Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y., Niemela, J., 1999. Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (*Coleoptera*, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22, 424–435.
- Konvicka, M., Novak, J., Benes, J., Fric, Z., Bradley, J., Keil, P., Hrcsek, J., Chobot, K., Marhoul, P., 2008. The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation*, in press.
- Latty, E.F., Werner, S.M., Mladenoff, D.J., Raffa, K.F., Sickley, T.A., 2006. Response of ground beetle (*Carabidae*) assemblages to logging history in northern hardwood-hemlock forests. *Forest Ecology and Management* 222, 335–347.
- Leps, J., Smilauer, P., 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lindbladh, M., Niklasson, M., Nilsson, S.G., 2003. Long-time record of fire and open canopy in a high biodiversity forest in southeast Sweden. *Biological Conservation* 114, 231–243.
- Lindhe, A., Lindelow, A., Asenblad, N., 2005. Saproxyllic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14, 3033–3053.
- Magura, T., 2002. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management* 157, 23–37.
- Niemela, J., Haila, Y., Punttila, P., 1996. The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography* 19, 352–368.
- Oxbrough, A.G., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P.S., Smith, G.F., 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. *Forest Ecology and Management* 212, 171–183.
- Oxbrough, A.G., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P.S., Kelly, T.C., 2006. The influence of open space on ground-dwelling spider assemblages within plantation forests. *Forest Ecology and Management* 237, 404–417.
- Paquet, J.Y., Vandevyvre, X., Delahaye, L., Rondeux, J., 2006. Bird assemblages in a mixed woodland-farmland landscape: the conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management* 227, 59–70.
- Peterken, G.F., Francis, J.L., 1999. Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK. *Biological Conservation* 91, 55–72.
- Poser, T., 1990. The influence of litter manipulation on the centipedes of a beech wood. In: Minelli, A. (Ed.), *Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology*. E.J. Brill, Leiden, pp. 235–245.
- Rackham, O., 1998. Savanna in Europe. In: Kirby, K.J., Watkins, C. (Eds.), *The Ecological History of European Forests*. CAB International, Wallingford, pp. 1–24.
- Ranius, T., Jansson, N., 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxyllic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95, 85–94.
- Reindl, J., 1997. Gypsy moth (*Lymantria dispar*) outbreak in Bavaria in 1992–1994. *Biologia* 52, 335–336.
- Schmalzfuss, H., 2003. World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A* 654, 1–341.
- Seeber, J., Scheu, S., Meyer, E., 2006. Effects of macro-decomposers on litter decomposition and soil properties in alpine pastureland: a mesocosm experiment. *Applied Soil Ecology* 34, 168–175.
- Stewart, A.J.A., 2001. The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. *Forestry* 74, 259–270.

- Strandberg, B., Kristiansen, S.M., Tybirk, K., 2005. Dynamic oak-scrub to forest succession: effects of management on understorey vegetation, humus forms and soils. *Forest Ecology and Management* 211, 318–328.
- Taboada, A., Kotze, D.J., Tarrega, R., Salgado, J.M., 2006. Traditional forest management: do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in an oak mosaic landscape? *Forest Ecology and Management* 237, 436–449.
- Theuerkauf, J., Rouys, S., 2006. Do Orthoptera need human land use in Central Europe? The role of habitat patch size and linear corridors in the Bialowieza Forest, Poland. *Biodiversity and Conservation* 15, 1497–1508.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J., Zach, P., 2006. Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology & Biochemistry* 38, 43–50.
- Trautner, J., 1996. Der Grosse Puppenräuber *Calosoma sycophanta* (Linné, 1758) in Südwestdeutschland (Coleoptera: Carabidae). *Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereins Frankfurt a. M.* 21, 81–104.
- Tropek, R., Konvicka, M., 2008. Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degradation and Development* 19, 104–114.
- Tuf, I.H., Laska, V., 2005. Present knowledge on centipedes in the Czech Republic: a zoogeographic analysis and bibliography 1820–2003. *Peckiana* 4, 143–161.
- Tuf, I.H., Tufova, J., 2008. Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in the Czech Republic. *Casopis Slezskeho Muzea Opava (A)*, in press.
- Van Wieren, S.E., 1995. The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society* 56 (A), 11–23.
- Vera, F.W.M., 2000. *Grazing Ecology and Forest History*. CAB International, Wallingford.
- Vrska, T., 2006. Developmental dynamics of virgin forest reserves in the Czech Republic. In: *Floodplain forests*, vol. 2. Academia, Prague.
- Warren, M.S., 1991. The successful conservation of an endangered species, the Heath fritillary butterfly *Mellicta athalia* in Britain. *Biological Conservation* 55, 37–56.
- Warren, M.S., Key, R.S., 1991. Woodlands: Past, present and potential for insects. In: Collins, N.M., Thomas, J.A. (Eds.), *The Conservation of Insects and Their Habitats*. Academic Press, London, pp. 155–212.
- Winfrey, R., Griswold, T., Kremen, C., 2007. Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation Biology* 21, 213–223.

Publikace IV

Robert Tropek, Tomas Kadlec, Martin Hejda, Petr Kocarek, Jiri Skuhrovec, Igor Malenovsky, Stepan Vodka, Lukas Spitzer, Petr Banar & Martin Konvicka (2012): Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 43 (2012): 13–18.

Ačkoli druhotné biotopy vzniklé těžební činností představují téměř 1 % plochy souše, stále není jejich význam pro uchování biodiverzity příslušných oblastí dostatečně doceněn. Naopak se stále z hlediska vlivu na životní prostředí dostávají do popředí jejich negativa (zvýšená větrná eroze, lokální poškození životního prostředí těžkými kovy a podobně) a jsou za vynaložení nemalých finančních částek rekultivovány tak, aby splňovaly představy společnosti o uvedení "poškozené" lokality do původního stavu. Potěžební biotopy, jako jsou skládky hlušiny, výsypky a jiné deponie, popílkoviště či přímo opuštěné těžební areály, nabízejí širokou škálu sukcesně mladých biotopů, které se jinak v recentní kulturní krajině vyskytují jen zřídka a které jsou rekultivací vesměs pravidelně zničeny a nahrazeny sterilními unifikovanými biotopy s minimem přidaných přírodních hodnot.

Studovali jsme biodiverzitu šesti různě starých černouhelných hald na Kladensku. Kladensko je oblastí s intenzivním velkoplošným zemědělstvím. Rovněž je to oblast s velmi hustým osídlením a intenzivním lesním hospodařením. Všechny tyto jevy bohužel zplošťují nabídku rozličných biotopů, které v krajině 19. století zaručovaly přežití mnoha rostlinných a živočišných specialistů. Srovnávány byly tři již rekultivované výsypky a tři výsypky přirozeně zarůstající vegetací, přičemž všechny byly lokalizovány v jedné malé oblasti.

Pro komplexní vyhodnocení biodiverzity na jednotlivých výsypkách jsme zvolili multitaxonomický přístup, kde vedle střevlíkovitých byla studována společenstva cévnatých rostlin, pavouků, orthopteroidního hmyzu, herbivorních brouků, kříšů, ploštic a denních motýlů a můr. Při vyhodnocování složení společenstev jsme kladli důraz na zjištěnou druhovou bohatost, ochranářskou hodnotu společenstev (dle Červeného seznamu České republiky) a jejich vazby na xerothermní trávníky a křoviny. Střevlíkovití a pavouci byli sbíráni pomocí zemních pastí, další skupiny buď smyky, nebo za použití dalších metod (transekty, fytoocenologický snímek) v roce 2008. Klasifikace střevlíkovitých dle HŮRKY et al. (1996) nebyla v této studii použita, protože obdobná klasifikace chyběla pro vyhodnocení dalších sledovaných skupin rostlin a živočichů.

Vyhodnocením výsledků jsme na haldách zjistili překvapivě velké zastoupení ohrožených druhů z jednotlivých skupin. Druhově bohatší společenstva převážně většiny sledovaných skupin byla zjištěna na nerekulitovaných plochách. Pouze společenstva kříšů a herbivorních brouků byla bohatší na rekultivovaných plochách, což je zřejmě dáno vyšší rostlinnou biomasou na těchto plochách. Analýza ale ukázala, že žádná ze zkoumaných skupin při reflexi jejich ochranářského statusu, respektive vazby na xerothermní trávníky a křoviny, nepreferovala již rekultivované haldy. Těžiště výskytu hodnotných společenstev na základě

indikačních druhů bylo bez výjimky na nerekvultivovaných haldách. Ukazuje se tak, že rekultivace (přísun zeminy s živinami a výsadba druhově málo bohatých trávníků a stromů) negativně ovlivňuje stávající hodnotná společenstva a způsobuje nejen faktický druhový pokles, ale i vymizení ochranářsky významných druhů rostlin a živočichů.

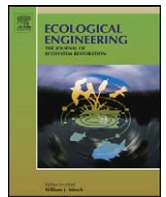
V případě společenstva střevlíkovitých bylo na rekultivovaných plochách zjištěno menší množství druhů. Všechny tři ohrožené druhy vedené na Červeném seznamu České republiky byly zjištěny pouze na nerekvultivovaných plochách ponechaných přirozené sukcesi. Nerekvultivované plochy taktéž signifikantně preferovaly druhy asociované s teplomilnými trávniky a křovinami.

Hodnota kladenských hald jako potenciálně velmi důležitých stanovišť pro uchování biodiverzity byla vyhodnocena na základě robustních dat analýzou společenstev nejen střevlíkovitých. Haldy jsou ve své oblasti stále velmi důležitým útočištěm ohrožených druhů původně pestřejší zemědělské krajiny, a to přesto, že v jejich okolí se vyskytuje jen minimum státem chráněných lokalit jako možných center šíření ohrožených druhů. Přítomnost bohatých společenstev bezobratlých a rostlin zde tak nasvědčuje dlouhodobé existenci těchto společenstev na haldách, které jsou mnohdy několik desítek let staré. Kladenské haldy jsou však pod stálým tlakem k provádění rekultivací, které velmi ohrožují jejich současnou funkci v zachování přírodního dědictví v této oblasti.



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Ecological Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoleng

Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps

Robert Tropek^{a,b,*}, Tomas Kadlec^{a,c,d}, Martin Hejda^{c,e}, Petr Kocarek^f, Jiri Skuhrovec^g, Igor Malenovsky^h, Stepan Vodka^{a,b}, Lukas Spitzer^{a,b}, Petr Banar^h, Martin Konvicka^{a,b}

^a Institute of Entomology, Biology Centre, Czech Academy of Sciences, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic

^b Faculty of Science, University of South Bohemia, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic

^c Faculty of Science, Charles University, Vinicna 7, CZ-128 43 Prague, Czech Republic

^d Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences, Kamycka 129, CZ-165 21 Prague, Czech Republic

^e Institute of Botany, Czech Academy of Sciences, CZ-252 43 Pruhonice, Czech Republic

^f Faculty of Science, University of Ostrava, Chittussiho 10, CZ-710 00 Ostrava, Czech Republic

^g Crop Research Institute, Drnovska 507, CZ-161 06 Praha 6 – Ruzyne, Czech Republic

^h Department of Entomology, Moravian Museum, Hviezdoslavova 29a, CZ-627 00 Brno, Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 16 May 2011

Received in revised form 10 October 2011

Accepted 29 October 2011

Available online 29 November 2011

Keywords:

Biodiversity conservation
Conservation legislation
Landscape restoration
Postindustrial biotopes
Spoil heaps
Spontaneous succession

ABSTRACT

Despite the increasing evidence that post-mining sites often provide biodiversity refuges in anthropogenically impacted landscapes, thus offering valuable analogues of natural habitats, technocratic methods still prevail over natural processes in restoration practice. Selection of the restoration approach, however, crucially affects the future conservation value of every site. As a contribution to recent debates, we studied the communities of vascular plants and seven arthropod groups (orthopteroids, spiders, leafhoppers, ground beetles, herbivorous beetles, true bugs, and butterflies and moths) colonising technically reclaimed versus spontaneously developed plots on black coal spoil dumps in the Kladno district, Czech Republic. In all studied groups, spontaneously developed sites hosted a high proportion of species of conservation concern, which were nearly absent from the technically reclaimed plots. Combined with existing single-taxon studies of diverse post-mining sites, and our previous similarly broad study of limestone quarries, our results provide strong evidence of the counterproductivity of costly technical reclamations of postindustrial sites with respect to biodiversity conservation. Relevant legislation should favour natural processes over technical reclamation when deciding the fates of post-mining localities. Technical reclamation should be reserved just for those cases of well-justified public concerns.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Post-mining sites, an unavoidable consequence of the mining industry, cover almost 1% of the world's land (Walker, 1992) and represent important land forms in many regions. Recently, it has been repeatedly documented that their dry, rugged and often sparsely vegetated surfaces often host endangered species of declining unproductive and/or periodically disturbed biotopes (e.g., Schulz and Wiegleb, 2000; Benes et al., 2003; Krauss et al.,

2009; Lundholm and Richardson, 2010), thus providing refuge and/or compensatory habitats for species that are rapidly declining from modern landscapes (Thomas et al., 1994; Dennis et al., 2004). On the other hand, the conservation potential of post-mining sites depends on their fate after the mining has been terminated (Prach and Hobbs, 2008; Tropek et al., 2010). The two most common contrasting approaches are (1) *technical reclamation*, typically comprising of covering the sites with fertile topsoil, sowing grass–herb mixtures and planting trees; and (2) *spontaneous succession* without any human intervention. Still rarely used is *directed succession*, when natural processes are actively influenced; e.g., through support of conservation-desired plants (by sowing or species-rich hay transferring), or suppressing invasive plants (Rydgren et al., 2010; Novak and Prach, 2010; Richardson et al., 2010).

Several recent papers, based on single-taxa (Hodacova and Prach, 2003; Holec and Frouz, 2005; Mudrak et al., 2010) and a broad multi-taxa study (Tropek et al., 2010), revealed that technical reclamation is both counterproductive for biodiversity, and

* Corresponding author at: Institute of Entomology, Biology Centre, Czech Academy of Sciences, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic. Tel.: +420 387775030; fax: +420 389022263.

E-mail addresses: robert.tropek@gmail.com (R. Tropek), lepidopter@seznam.cz (T. Kadlec), hejda@ibot.cas.cz (M. Hejda), petr.kocarek@osu.cz (P. Kocarek), jirislavskuhrovec@gmail.com (J. Skuhrovec), imalenovsky@mzm.cz (I. Malenovsky), vodka.stepan@atlas.cz (S. Vodka), spitzerl@yahoo.com (L. Spitzer), PetrBanar@seznam.cz (P. Banar), konva333@gmail.com (M. Konvicka).

economically costly. Simultaneously, the strongly positive effects of spontaneous and directed succession in diverse post-mining sites have been repeatedly showed (e.g., Bradshaw, 1997; Prach and Pysek, 2001; Wiegleb and Felinks, 2001; Benes et al., 2003). Despite this, the technical reclamations still prevail overwhelmingly (Prach and Hobbs, 2008; Prach et al., 2011), whereas non-technical restoration practices remain discouraged by national environmental laws (e.g., Schulz and Wiegleb, 2000; Prach and Hobbs, 2008; Prach et al., 2011). This situation is increasingly criticised by both non-governmental conservation groups and academia, advocating that it is both ethical and scientifically wiser to utilise the biodiversity conservation potential of once-exploited and subsequently abandoned localities (e.g., Rosenzweig, 2003; Prach et al., 2011; Tropek and Konvicka, 2011).

In this study, we compare the biodiversity conservation benefits of technical restoration versus spontaneous succession of black coal spoil dumps (after bituminous coal mining), a post-mining land form little appreciated in the conservation literature, using vascular plants and seven arthropod taxa. Our approach closely follows our previous study of limestone quarries (Tropek et al., 2010). Taken together, these studies should provide robust arguments for the ongoing legislative debates on the restoration of post-mining localities, and the utilisation of their conservation potential.

2. Methods

2.1. Study area

The study was carried out in the Kladno district, Central Bohemia, Czech Republic. It is a hilly, mildly warm and relatively dry (250–400 m a.s.l.; mean annual temperatures: 7–8.7 °C; annual precipitation: 450–500 mm) region covered by intensive farmlands, plantation forests, historically industrial (coal and steel) towns, and brownfields. The intensive land use and high degree of urbanisation (population density: 220 persons/km²) resulted in severe degradation of natural habitats. The region thus represents many industry-dominated regions of Europe.

Until the 1990s, when the mines were closed, the Kladno district ranked among the most important black (bituminous) coal mining areas in the Czech Republic. As a side effect of the mining, 37 spoil dumps, forming either hills or hillsides, are scattered in a 100 km² area. Little reclamation was carried out in the past, but the recent closures are generating pressure for rapid technical reclamation of these localities. As a consequence, the majority of them are now partly reclaimed or technical reclamation is planned in the near future, mainly by a fertile topsoil covering supplemented by commercial grass-herb mixture sowing and/or trees planting. Only a few spoil dumps still stay abandoned for spontaneous succession outside these pressures.

2.2. Taxonomic groups and species categorisation

We targeted vascular plants, and seven arthropod taxa: orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera, and Blattodea), spiders (Araneae), leafhoppers (Auchenorrhyncha), ground beetles (Coleoptera: Carabidae), herbivorous beetles (Coleoptera: Apionidae, Curculionidae, Dryophthoridae, Elateridae, Rhynchitidae), true bugs (Heteroptera), and day-active butterflies and moths (Lepidoptera) (see Appendix A for nomenclature references). The studied arthropods cover a broad diversity of life history features representing terrestrial invertebrates in general.

Besides *species richness*, we analysed the *conservation value* of the communities, based on the Czech Republic red lists (plants: Prochazka, 2001; arthropods: Farkac et al., 2005) distinguishing

six ranked threat categories (EX – considered as extinct in the Czech Republic; CR – critically endangered; EN – endangered; VU – vulnerable; NT – near threatened; and LI – low interest, not threatened), and the *xeric specialisation* of the communities, according to the species' requirements for xeric habitats, distinguishing three ranked categories (ST – restricted to well-preserved xeric grasslands; XE – common xerothermophilous species; and GE – widespread generalists or species of non-xeric habitats). Appendix A lists these categories (including references) for all recorded species.

2.3. Data sampling

We targeted open habitats as one of the most endangered habitats in Europe (WallisDeVries et al., 2002; Cremene et al., 2005). Only three spoil dumps in the area contained larger (>0.2 ha) treeless parts, not affected by any technical reclamation uses for >20 years, appropriate as non-reclaimed treatments in this study. For comparison, three treeless plots of similar age reclaimed by topsoil covering and grass-herb mixture sowing were chosen. Summarizing, six study plots (ca 0.2–0.3 ha) were established, three technically reclaimed and three left to spontaneous succession, within five black coal spoil dumps (Table 1). Two differently restored plots were situated in the same spoil dump, the other ones were established in distinct spoil dumps. The minimum (Prago Tragy and Ronna) and maximum (Max and Theodor) distances between the studied spoil dumps were 1.3 and 6.1 km, respectively.

We closely followed the sampling protocol used by Tropek et al. (2010), including the numbers of samples taken the season, to achieve as high as possible comparability between the two types (black coal spoil dumps and limestone quarries) of post-mining sites. In the center of each plot, a line of five 3 m × 3 m quadrates, situated 2 m apart, was established. Within each quadrate, the percentage cover of all vascular plant species was estimated in June 2008. Arthropods were sampled using a standardized pit-fall trap (diameter 9 cm, depth 15 cm, containing 5% formaldehyde) per a quadrate, exposed from 7 May to 19 August 2008 and emptied four times during the study period, at approximately four-week intervals. The entire vegetation within each quadrate was swept on each day of the traps emptying and all arthropods were killed and preserved. The pitfall and sweeping material were sorted to target taxa and identified as to species. Butterflies and moths were recorded on two intersecting linear transects per plot (50 m/5 min; Kadlec et al., in press). Each transect was walked five times during the study season (7–8 May, 6 June, 2–4 July, 28–29 July, 19 August), between 9:30 and 16:30 CEST and under suitable weather conditions (>17 °C, sunny, no wind).

2.4. Statistical analyses

All analyses were computed in Canoco for Windows 4.5 (ter Braak and Smilauer, 2002). To compare *species richness*, *conservation value* and *xeric specialisation* between the two restoration methods (METHOD: reclamation vs. succession), a redundancy analysis (RDA) with Monte-Carlo significance testing (999 permutations, full model) was used. For *species richness*, the response variables were the numbers of species in the eight studied taxa, summed per plot. For *conservation value* and *xeric specialisation*, we weighted the numbers of individuals of all species in each taxon, recorded per plot, by the ranked values denoting the respective species' red-list status (EX – 5; CR – 4; EN – 3; VU – 2; NT – 1; LI – 0) and xeric specialisation (ST – 2; XE – 1; GE – 0). Orthopteroids and vascular plants, containing none and a single red-listed species, respectively, were excluded from the *conservation value* analyses.

Table 1
Characterisation of individual study plots.

Spoil dump	Restoration method	Coordinates	Age (years) ^a	Species ^b	Red-listed species ^c	Specialised species ^d
Max	Reclamation	50°09'27"N, 14°03'28"E	36	169	2	11
Mayrau – R	Reclamation	50°09'48"N, 14°04'59"E	35	216	4	11
Mayrau – S	Succession	50°09'46"N, 14°04'53"E	35	203	11	19
Prago Tragý	Reclamation	50°09'57"N, 14°07'36"E	20	121	0	6
Ronna	Succession	50°10'40"N, 14°06'57"E	26	200	6	17
Theodor	Succession	50°10'56"N, 14°08'09"E	73	202	16	32

^a Age refers to the cessation of dumping.

^b Total number of all recorded species of the target groups.

^c Total number of all recorded species included in the national red lists (Prochazka, 2001; Farkac et al., 2005)

^d Total number of all recorded species specialised to well-preserved xeric grasslands (see Appendix A for details).

Canonical correspondence analysis (CCA) was used to test the effects of restoration *METHOD* on the species compositions of samples. We used square-root transformation and downweighting of rare species options. For all taxa except vascular plants and butterflies and moths, the pitfall-trapped and swept material from each quadrat and visit were combined to form a sample. The Monte-Carlo permutation test (999 runs, full model) design reflected the spatiotemporal arrangements of the samples: quadrates were permuted as line transects and visits as time series. For butterflies and moths, the two transects per plot were permuted as freely exchangeable within each visit. For vascular plants, only the lines of quadrates formed the permutation design. Because these permutation designs do not allow for empty cells, we added a fictional species with abundance = 1 to each sample (cf. Leps and Smilauer, 2003).

3. Results

We recorded 93 species of vascular plants, 728 individuals/19 species of orthopteroids, 1780/100 spiders, 930/59 leafhoppers, 1379/68 ground beetles, 461/56 herbivorous beetles, 828/78 true bugs, and 472/49 butterflies and moths. Out of the 522 recorded species, 26 (~5% of the total) are included on the national red-lists and 52 (~10% of the total) are considered as specialists of well-preserved xeric grasslands or forest steppes (see Appendix A). Total numbers of all, red-listed and xeric grassland specialised species per individual studied plots are summarized in Table 1.

The *species richness* (Fig. 1a) of the spontaneously developed plots was considerably higher for orthopteroids and true bugs, slightly higher for butterflies and moths, spiders, vascular plants, and ground beetles, and slightly lower for leafhoppers and herbivorous beetles (1st axis variation = 33.3%, $F = 1.996$, $p = 0.001$). The *conservation value* (Fig. 1b) of all studied groups was higher in the spontaneously developed plots: considerably higher for leafhoppers and butterflies and moths, and slightly higher for herbivorous beetles, true bugs, ground beetles, and spiders (1st axis variation = 43.1%, $F = 2.269$, $p = 0.001$). Similarly, the *xeric specialisation* (Fig. 1c) of almost all targeted groups was higher in the spontaneously developed plots: considerably higher for spiders, true bugs, orthopteroids and herbivorous and ground beetles, while no visible effects for leafhoppers and butterflies and moths were found (1st axis variation = 39.2%, $F = 2.581$, $p = 0.001$). Therefore, all the analyses pointed to negative impacts of technical reclamation, while none of them revealed any negative impact of spontaneous succession, on *species richness*, *conservation value* or *xeric specialisation*.

The CCA analyses revealed significant effects of the restoration *METHOD* on community compositions of all sampled taxa (Table 2). Species of conservation concern (red-listed and xeric specialists combined) preferred spontaneous succession to technical reclamation (Fig. 2). Appendix A presents individual species responses as 1st axis scores.

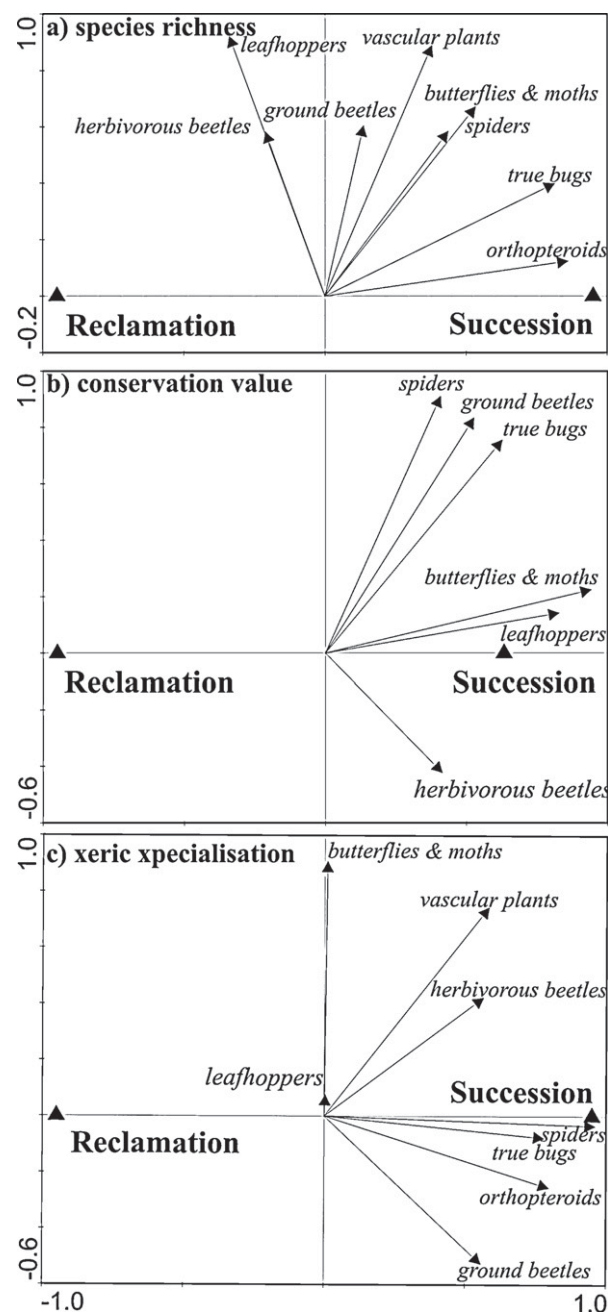


Fig. 1. Results of RDA ordination comparing differently restored black coal spoil dumps. (a) *Species richness* (number of species per plot); (b) *conservation value* (individuals recorded per plot weighted by their ranked red-list status); and (c) *xeric specialisation* (individuals recorded per plot weighted by ranked degree of xeric habitats requirements).

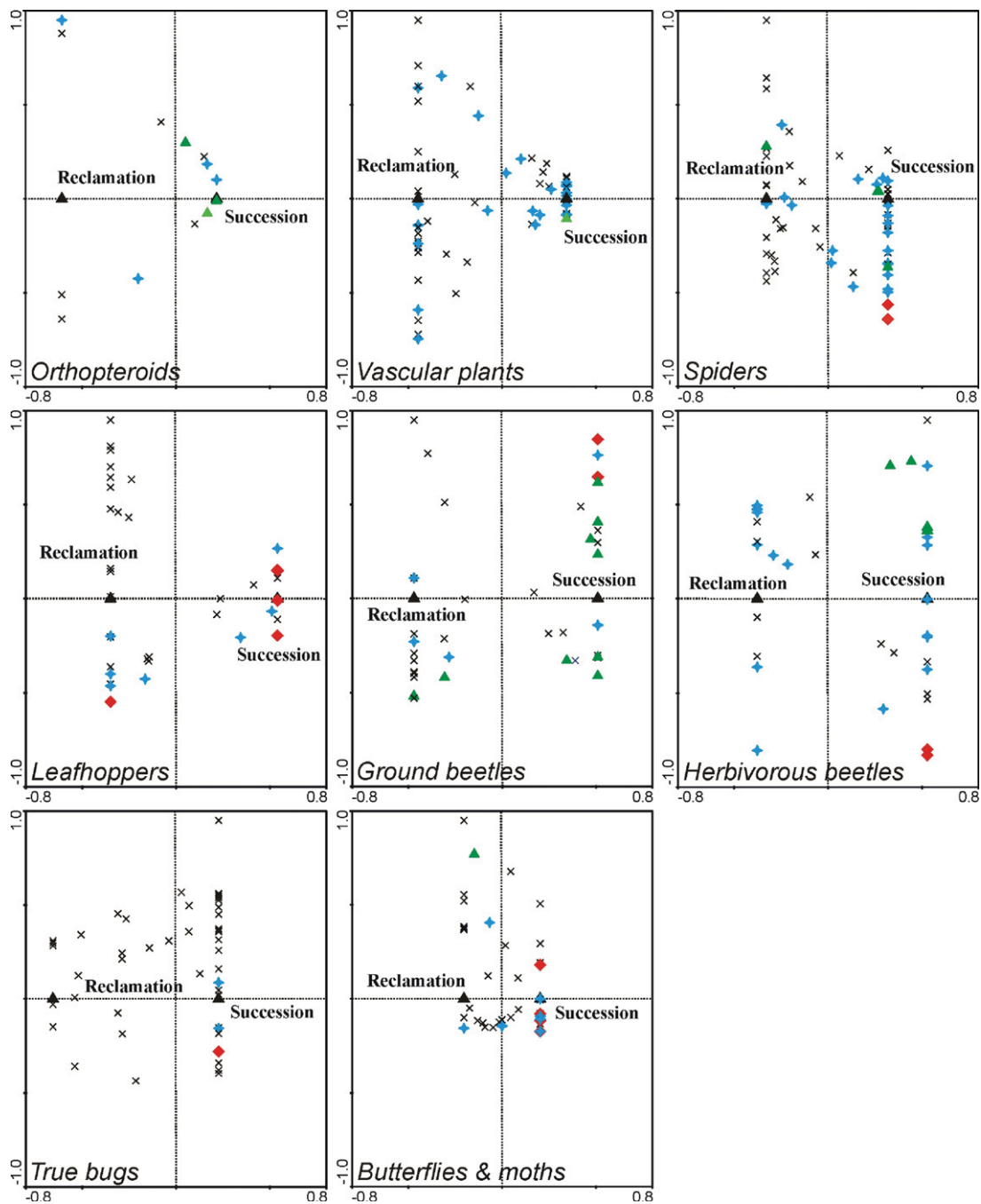


Fig. 2. CCA diagrams showing the relationships of vascular plants and seven studied arthropod groups to the restoration *METHOD*. Only species with the highest fits to the ordination models (>4%) are visualised. The symbols distinguish red-listed species (red diamonds), non red-listed species restricted to well-preserved xeric grasslands (green triangles), common xerothermophilous species (blue stars) and generalists plus species of non-xeric habitats (black crosses). See Table 2 for associated statistics and Appendix A for individual species' 1st axis ordination scores.

4. Discussion

In the heavily industrialised and agricultural Kladno district, a relatively high proportion of species colonising black coal spoil dumps are either nationally threatened, or represent xeric habitat specialists (see Table 1 and Appendix A). This illustrates a high conservation value of these land forms in the biologically depauperate landscape. Further, none of the studied groups of vascular plants and arthropods responded positively to technical reclamation, documenting that technical reclamation decreases the conservation value. Only leafhoppers and herbivorous beetles

displayed slightly higher species richness in technically reclaimed plots, but threatened and xeric specialist representatives of these groups still inclined towards spontaneous succession, and the species traits such as rarity or decline should be primarily considered in conservation prioritisation (Thomas et al., 1994; Tropek et al., 2008).

We interpret our results by the starkly contrasting impact of the two restoration methods on the resulting habitats structure. Covering sites by fertile soil diminishes microtopographic heterogeneity and increases nutrients, as was shown in Tropek et al. (2010) in detail. These conditions disfavour stress-tolerant

Table 2

Results of the canonical correspondence analyses (CCA) of the restoration *METHOD* impact on the community composition of the studied taxa.

	1st axis <i>F</i>	1st axis eigenvalue	% Explained variation ^a
Orthopteroids	17.3 ^{***}	0.33	12.8
Vascular plants	4.0 ^{***}	0.51	12.6
Spiders	14.8 ^{***}	0.47	11.1
Leafhoppers	11.3 ^{***}	0.35	8.8
Ground beetles	10.3 ^{***}	0.37	8.0
Herbivorous beetles	6.9 ^{***}	0.24	5.5
True bugs	6.7 ^{***}	0.31	5.4
Butterflies and moths	3.1 ^{***}	0.22	5.0

^a The variation in species data explained by the first ordination axis.

*** $P < 0.001$.

slowly growing plants, including rare xerothermophilous species (Prach et al., 1999), and this is further augmented by sowing mixtures of well-establishing competitive species. Following these arguments, we interpret the general negative response of vascular plants to technical reclamation in all analyses, consistently with the previous studies of limestone quarries (Tropek et al., 2010) and lignite spoil dumps (Hodacova and Prach, 2003; Mudrak et al., 2010).

The responses of prevalingly herbivorous arthropods (i.e., orthopteroids, leafhoppers, herbivorous beetles, true bugs, and butterflies and moths) are more complicated. The general preference of the red-listed species to spontaneous succession is consistent across all groups and corroborates the findings by Tropek et al. (2010). It could be easily attributed to the higher microhabitat heterogeneity of the spontaneously restored plots (e.g., Haddad et al., 2001; Tropek et al., 2010), and perhaps to a dependency of many endangered herbivores on stress-tolerant plants, many of which are declining (e.g., Dennis et al., 2004).

In terms of species richness, the technically restored plots hosted slightly richer communities of leafhoppers and herbivorous beetles. This pattern could be partly due to relatively low total species richness of the studied groups on the dumps, with a high proportion of the common generalists. Herbivorous generalists rarely appreciate the higher habitat heterogeneity of the spontaneously restored sites, preferring the higher productivity of technically reclaimed ones (Huston, 1979; Haddad et al., 2001). We also found no difference between leafhoppers and butterflies and moths communities, with regard to the restoration methods, in xeric specialisation. As the most specialised species of well preserved xeric grasslands preferred the spontaneously restored plots (Fig. 2), we explain this by non-significant patterns in less specialised xerothermophilous species. Xeric specialisation of these groups did not differ between restoration methods also in limestone quarries (Tropek et al., 2010) which would be caused by some unrevealed more general traits. Still, the overwhelming majority of individuals of highly specialised and/or endangered species preferred the spontaneous succession both in this study (Fig. 2) and in our previous study of limestone quarries (Tropek et al., 2010).

The communities of both prevalingly carnivorous groups (i.e., spiders and ground beetles) have positive affinities to the spontaneously restored plots in all analyses. While these results are in concordance with the limestone quarries study (Tropek et al., 2010) in case of spiders, ground beetles exhibited no significant response in the previous study. We interpret it by a higher proportion of the endangered and/or highly specialised ground beetles recorded on the black coal spoil dumps than in the quarries. As a rule, more specialised species of both groups require richly structured environments, provided by spontaneous succession but not by technical reclamation, which replaces structural diversity by

uniformity (Prach and Hobbs, 2008; Mudrak et al., 2010; Tropek et al., 2010).

The evidence that black coal spoil dumps left to spontaneous succession offer great conservation potential thus corroborates our earlier multi-taxa study of limestone quarries (Tropek et al., 2010). While the limestone quarries study targeted a protected area, where colonisation by endangered species from a rich regional species pool was expected, the present study originated from an anthropically impoverished region with very few natural habitats. Both studies and multiple single-taxa comparisons of lignite spoil dumps (Hodacova and Prach, 2003; Holec and Frouz, 2005; Mudrak et al., 2010) document that in increasingly homogenised landscapes, post-mining features left to spontaneous succession provide surrogate habitats for sensitive and declining specialists (reviewed in Lundholm and Richardson, 2010).

Spontaneous vegetation succession in post-mining sites is remarkably slower, creating heterogeneous mosaics of microhabitats such as open rocks, sparse grasslands and xeric scrubs (e.g., Wheater and Cullen, 1997; Prach and Pysek, 2001; Tropek et al., 2010). This heterogeneity is crucial for the coexistence of multiple species, whose original environments, such as riverine gravel beds, landslides or nutrient-poor grasslands, have declined across Europe (e.g., Benes et al., 2003; Schulz and Wiegler, 2000; Wenzel et al., 2006). The conservation value of spontaneously vegetated sites can be further augmented by such cheap interventions as sowing of conservation-desired plants from nearby natural habitats, and/or suppression of invasive and/or strongly competitive plants (Novak and Prach, 2010; Richardson et al., 2010). It follows that technical interventions such as levelling off sites, importing topsoil and sowing/planting fast growing plants should be avoided as hostile for biodiversity unless other public concerns (e.g., erosion risks, acid rock drainage, stream sedimentation, toxin leaks, public safety issues) outweigh it (Benes et al., 2003; Prach and Hobbs, 2008; Tropek et al., 2010). Admittedly, the available evidence mainly originates from densely populated temperate regions, where homogenisation of once-diverse land uses, rather than direct habitat loss, represents the greatest threat to biodiversity (e.g., Reif et al., 2009; Ekroos et al., 2010). The restoration goals might differ, e.g., in forested regions, where mining causes rapid attrition of otherwise intact land covers. Research on the conservation efficiency of various restoration methods from diverse regions is hence much needed. Still, we suppose that post-mining sites might offer valuable habitat surrogates in such long-cultivated regions as temperate and subtropical Asia, or regions with Mediterranean climate, where the biodiversity also long coexisted with traditional land use patterns (cf. Grove and Rackham, 2001; Katoh et al., 2009).

Even in temperate Europe, however, a strong discrepancy between the rapidly advancing knowledge and practical routines still exists. For reasons discussed elsewhere (Prach and Hobbs, 2008; Tropek et al., 2010; Lundholm and Richardson, 2010; Tropek and Konvicka, 2011), many national legislations strongly favour technical reclamation. No post-mining site is formally reserved for natural processes in the Czech Republic (Prach et al., 2011); only 15% of each mining region is reserved for spontaneous succession in Germany (Schulz and Wiegler, 2000); and the situation is likely to be similar elsewhere (e.g., Ursic et al., 1997; Carrick and Kruger, 2007).

In summary, the conservation potential of post-mining sites, the low cost of directed successional processes, and the moral imperative to slow down the biodiversity decline all advocate for replacement of costly reclamation schemes by spontaneous succession processes wherever possible. At present, the necessary legal changes are being intensively discussed, and we hope that our results will strengthen the endeavours

towards the more biologically benign restoration of post-mining sites.

Acknowledgements

We thank to A. Kodadkova and P. Foltan for help in the field, J. Sadlo, T. Gremlica and J. Benes for fruitful discussions, P. Vonicka and J. Mertlik for some revisions of species identification, M. Sweney for English improvements, and Z. Musilova for help with preparation of the figures. We are also grateful to the municipality of Kladno, Palivovy kombinat Usti and the owners of the dumps for access to the sites. The study was funded by the Faculty of Science, University of South Bohemia (SGA2009/005), the Czech Science Foundation (P504/12/2525, 206/08/H044, 206/08/H049), and the Czech Ministries of Education (MSM 6007665801, LC06073), Culture (MK 00009486201) and Agriculture (CZ0002700604).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at doi:10.1016/j.ecoleng.2011.10.010.

References

- Benes, J., Kepka, P., Konvicka, M., 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conserv. Biol.* 17, 1058–1069.
- Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecol. Eng.* 8, 255–269.
- Carrick, P.J., Kruger, R., 2007. Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. *J. Arid Environ.* 70, 767–781.
- Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A.A., Baur, A., Erhardt, A., Baur, B., 2005. Alterations of steppe-like grasslands in eastern Europe; a threat to regional biodiversity hotspots. *Conserv. Biol.* 19, 1606–1618.
- Dennis, R.L.H., Hodgson, J.G., Grenyer, R., Shreeve, T.G., Roy, D.B., 2004. Host plants and butterfly biology. Do host–plant strategies drive butterfly status? *Ecol. Entomol.* 29, 12–26.
- Ekroos, J., Heliola, J., Kuussaari, M., 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* 47, 459–467.
- Farkac, J., Kral, D., Skorpik, M. (Eds.), 2005. List of Threatened Species in the Czech Republic. Invertebrates. AOPK CR, Prague.
- Grove, A.T., Rackham, O., 2001. *The Nature of Mediterranean Europe: An Ecological History*. Yale University Press, New Haven.
- Haddad, N.M., Tilman, D., Haarstad, J., Ritchie, M., Knops, J.M.H., 2001. Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: a field experiment. *Am. Nat.* 158, 17–35.
- Hodacova, D., Prach, K., 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restor. Ecol.* 11, 385–391.
- Holec, M., Frouz, J., 2005. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* 49, 345–357.
- Huston, M., 1979. General hypothesis of species-diversity. *Am. Nat.* 113, 81–101.
- Kadlec, T., Tropek, R., Konvicka, M., in press. Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *J. Insect Conserv.*
- Katoh, K., Sakai, S., Takahashi, T., 2009. Factors maintaining species diversity in satoyama, a traditional agricultural landscape of Japan. *Biol. Conserv.* 142, 1930–1936.
- Krauss, J., Alfert, T., Steffan-Dewenter, I., 2009. Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *J. Appl. Ecol.* 46, 194–202.
- Leps, J., Smilauer, P., 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lundholm, J.T., Richardson, P.J., 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *J. Appl. Ecol.* 47, 966–975.
- Mudrak, O., Frouz, J., Velichova, V., 2010. Understorey vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecol. Eng.* 36, 783–790.
- Novak, J., Prach, K., 2010. Artificial sowing of endangered dry grassland species into disused basalt quarries. *Flora* 205, 179–183.
- Prach, K., Hobbs, R.J., 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restor. Ecol.* 16, 363–366.
- Prach, K., Pysek, P., 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17, 55–62.
- Prach, K., Pysek, P., Smilauer, P., 1999. Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system. *Restor. Ecol.* 7, 15–23.
- Prach, K., Rehoukova, K., Rehounek, J., Konvalinkova, P., 2011. Ecological restoration of central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. *Landscape Res.* 36, 263–268.
- Prochazka, F., 2001. Black and red list of vascular plants of the Czech Republic—2000. *Priroda* 18, 1–166.
- Reif, J., Storch, D., Vorisek, P., Stastny, K., Bejcek, V., 2009. Bird–habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodivers. Conserv.* 17, 3307–3319.
- Richardson, P.J., Lundholm, J.T., Larson, D.W., 2010. Natural analogues of degraded ecosystems enhance conservation and reconstruction in extreme environments. *Ecol. Appl.* 20, 728–740.
- Rosenzweig, M.L., 2003. *Win–Win Ecology: How the Earth's Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise*. Oxford University Press, New York.
- Rydgren, K., Nordbakken, J.F., Austad, I., Auestad, I., Heegaard, E., 2010. Recreating semi-natural grasslands: a comparison of four methods. *Ecol. Eng.* 36, 1672–1679.
- ter Braak, C.J.F., Smilauer, P., 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Schulz, F., Wiegleb, G., 2000. Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degrad. Dev.* 11, 99–110.
- Thomas, J.A., Morris, M.G., Hambler, C., 1994. Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United-Kingdom. *Philos. Trans. R. Soc. B* 344, 47–54.
- Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, P., Banar, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvicka, M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47, 139–147.
- Tropek, R., Konvicka, M., 2011. Should restoration damage rare biotopes? *Biol. Conserv.* 144, 1299.
- Tropek, R., Spitzer, L., Konvicka, M., 2008. Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecol.* 9, 177–184.
- Ursic, K.A., Kenkel, N.C., Larson, D.W., 1997. Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *J. Appl. Ecol.* 34, 289–303.
- WallisDeVries, M.F., Poschlod, P., Willems, J.H., 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biol. Conserv.* 104, 265–273.
- Walker, L.R. (Ed.), 1992. *Ecosystems of Disturbed Ground. Ecosystems of the World* 16. Elsevier, Amsterdam.
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M., Seitz, A., 2006. The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: a conservation problem. *Biol. Conserv.* 128, 542–552.
- Wheater, C.P., Cullen, W.R., 1997. The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire. *Restor. Ecol.* 5, 77–84.
- Wiegleb, G., Felinks, B., 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia—chance or necessity. *Ecol. Eng.* 17, 199–217.

Publikace V

Robert Tropek, Tomas Kadlec, Petra Karesova, Lukas Spitzer, Petr Kocarek, Igor Malenovsky, Petr Banar, Ivan H. Tuf, Martin Hejda & Martin Konvicka (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 2010, 47, 139–147.

Činné a opuštěné lomy představují stejně jako další těžební prostory a doprovodné biotopy (výsypky, popílkoviště a další) velmi hodnotné biotopy a lokální centra biodiverzity. Vzhledem k intenzifikaci zemědělství, zalesňování a urbanizaci mizí z krajiny velkou rychlostí srovnatelné přirozené biotopy. Kamenolomy, zde vápencové lomy, navíc většinou představují kontinuální stanoviště předchozích biotopů s velkou nabídkou kamenitých, spoře vegetačně krytých stanovišť s nedostatečně vyvinutým, živinami chudým půdním profilem. Po ukončení těžby jsou však i lomy pod velkým rekultivačním tlakem, který dle mnoha studií ústí v ochuzení společenstev rostlin a živočichů, které zde nacházejí náhradní životní prostor.

V této studii jsme zkoumali společenstva vápencových lomů v Českém krasu kvůli srovnání ochrannářského významu a potenciálu ploch ponechaných spontánní sukcesi a ploch technicky rekultivovaných. V této oblasti jsme vybrali sedm lomů, přičemž v rámci tří lomů byly sledovány plochy rekultivované a plochy ponechané samovolné sukcesi. Vzhledem k tomu, že ve zbývajících čtyřech lomech nebyl dostatek vhodných biotopů obou typů, byly sdruženy podle převládajícího charakteru do navzájem srovnatelných dvojic. Celkem bylo tedy porovnáváno pět dvojic rekultivovaných a sukcesi ponechaných ploch.

Zaměřili jsme se mimo střevlíkovitých na studium společenstev cévnatých rostlin a několika vybraných skupin bezobratlých živočichů: pavouků (Araneae), kříسů (Auchenorrhyncha), švábů (Blattodea), stonožek (Chilopoda), škvorů (Dermaptera), mnohonožek (Diplopoda), denních motýlů a ve dne aktivních můr (Lepidoptera), ploštic (Heteroptera), stejnonožců (Isopoda: Oniscidea), sekáčů (Opiliones) a rovnokřídlých (Orthoptera). Materiál jsme sbírali pomocí zemních pastí v případě skupin s převážně epigeickou aktivitou, kvantitativními smyky, standardizovaným transektovým sčítáním a v případě cévnatých rostlin pomocí fytoecologických snímků. K vyhodnocení ochrannářské kvality společenstev jsme použili stejná kritéria jako v předchozí studii.

Celkově jsme zaznamenali 692 druhů sledovaných skupin, s podstatným podílem druhů vedených na červených seznamech (10 %) a druhů asociovaných s teplomilnými trávničky a křovinami (14 %).

Na rozdíl od předchozí studie jsme zjistili větší rozdíly v preferencích jednotlivých zkoumaných skupin. Pouze v případě denních motýlů a přes den aktivních můr bylo zjištěno signifikantně více druhů na nerekulitovaných plochách. Rozdíly v druhové diverzitě mezi rekultivovanými a nerekulitovanými plochami zbývajících skupin nebyly signifikantně významné. Po zohlednění ochrannářského statusu druhů zkoumaných společenstev bylo

zjištěno, že kvalitnější společenstvo z pohledu uchování biodiverzity pěti skupin bylo asociováno s nerektivovanými plochami. Společenstva střevlíkovitých a křísů nevykazovala rozdíl podle typu plochy. Ani při zohlednění vazby druhů na teplomilné trávníky a křoviny nejevili střevlíkovití a další dvě skupiny preferenci, na rozdíl od ostatních, k typu plochy. Ordinační analýzy tedy odhalily výraznou afinitu většiny ochranných významných druhů zkoumaných skupin k plochám ponechaným spontánní sukcesi. Výjimkou jsou pouze střevlíkovití, u kterých oba dva zjištěné druhy vedené na červeném seznamu preferují rektivované plochy. V případě stejnonožců nebyla analýza průkazná.

Použitá metodika sběru, zde zemní pasti, při sběru střevlíkovitých v kamenitých lomech tak nepřinesla výsledky konzistentní s ostatními skupinami bezobratlých a rostlin. Přestože přirozené sukcesi ponechané plochy s řídkou sporou vegetací by mohly představovat vhodný biotop pro ohrožené druhy, nebyly tyto druhy do pastí zachyceny. Jelikož byly pasti umístěny v centrálních plochách s holým kamenitým substrátem, je možné že právě nedostatek volné půdy, potravy a více zapojených okrsků vegetace v kombinaci s adaptacemi specializovaných druhů k pohybu na kamenitém substrátu (tyto druhy jsou obtížně zachytitelné použitými pastmi) způsobily jejich absenci v odebraném materiálu. Druhy vedené na Červeném seznamu tak preferovaly prostředí rektivovaných částí lomů, kde se zřejmě vázaly na "nedokonalosti" provedené rektivace, kde mnohdy eroze a místní podmínky zapříčinily nedokonale vyvinutou vysetou vegetaci s přetrvávající holou půdou.

Přesto žádná sledovaná skupina signifikantně nepreferovala při zohlednění specializací a ochranného statusu rektivované plochy proti plochám ponechaným samovolné sukcesi. Při použití pouze skupiny střevlíkovitých v podmínkách kamenolomů by tak nebyl správně vyhodnocen ochranný potenciál těchto biotopů, který by byl indiferentní. Nutné bylo tedy použití i dalších skupin, zvláště v kombinaci s běžnými metodami lépe zachycujícími specializovanější ohrožené druhy v jednotlivých skupinách.

Dle našich závěrů, rektivace přímo likvidují mikrobioty, díky nimž jsou lomy důležité pro uchování biodiverzity jako náhradní biotopy v recentní běžné zemědělské krajině. Rektivace jsou vždy spojeny s úpravou terénu navesením zeminy a výsadbou stromů. Toto může být částečně využito jako životní prostor i pro část ohrožených druhů (zde střevlíkovití), zničen je však biotop pro většinu v naší studii zjištěných ohrožených druhů.

Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants

Robert Tropek^{*1,2}, Tomas Kadlec³, Petra Karesova², Lukas Spitzer^{1,2}, Petr Kocarek⁴, Igor Malenovsky⁵, Petr Banar⁵, Ivan H. Tuf⁶, Martin Hejda^{3,7} and Martin Konvicka^{1,2}

¹Department of Ecology and Conservation, Institute of Entomology, Biology Centre, Czech Academy of Sciences, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic; ²Departments of Zoology and Botany, Faculty of Science, University of South Bohemia, Branisovska 31, CZ-370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic; ³Department of Ecology, Faculty of Science, Charles University, Vinicna 7, CZ-128 43 Prague, Czech Republic; ⁴Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Ostrava, Chittussiho 10, CZ-710 00 Ostrava, Czech Republic; ⁵Department of Entomology, Moravian Museum, Hviezdoslavova 29a, CZ-627 00 Brno, Czech Republic; ⁶Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University, Svobody 26, CZ-772 00 Olomouc, Czech Republic; and ⁷Department of Invasion Ecology, Institute of Botany, Czech Academy of Sciences, CZ-252 43 Pruhonice, Czech Republic

Summary

1. The view of post-mining sites is rapidly changing among ecologists and conservationists, as sensitive restoration using spontaneous succession may turn such sites into biodiversity refuges in human-exploited regions. However, technical reclamation, consisting of covering the sites by topsoil, sowing fast-growing herb mixtures and planting trees, is still commonly adopted. Until now, no multi-taxa study has compared technically reclaimed sites and sites left with spontaneous succession.
2. We sampled communities of vascular plants and 10 arthropod groups in technically reclaimed and spontaneously restored plots in limestone quarries in the Bohemian Karst, Czech Republic. For comparison, we used paired *t*-tests and multivariate methods, emphasizing red-list status and habitat specialization of individual species.
3. We recorded 692 species of target taxa, with a high proportion of red-listed (10%) and xeric specialist (14%) species, corroborating the great conservation potential of the quarries.
4. Spontaneously restored post-mining sites did not differ in species richness from the technical reclaimed sites but they supported more rare species. The microhabitat cover of leaf litter, herbs and moss, were all directly influenced by the addition of topsoil during reclamation.
5. *Synthesis and applications.* Our results show that the high conservation potential of limestone quarries could be realized by allowing succession to progress spontaneously with minimal intervention. Given the threat to semi-natural sparsely vegetated habitats in many regions, active restoration measures at post-mining sites should be limited to maintenance of early successional stages, instead of acceleration of succession.

Key-words: artificial biotopes, biodiversity conservation, landscape restoration, life-history traits, manipulation of succession, post-industrial habitats, post-mining sites

Introduction

Post-mining sites such as quarries, spoil dumps or mining pits exist as an unavoidable consequence of mineral extraction for industry, and therefore represent an increasing component of many landscapes and regions. The traditionally negative view

of such sites among ecologists is rapidly changing, as it is becoming clear that in industrialized and intensively farmed regions, they offer valuable refuges for rare organisms. The conservation potential of quarry sites has been documented for vascular plants (Wheater & Cullen 1997), butterflies (Benes, Kepka & Konvicka 2003), spiders (Tropek & Konvicka 2008) and wild bees (Krauss, Alfert & Steffan-Dewenter 2009). Quarries typically contain periodically disturbed, early

*Correspondence author. E-mail: robert.tropek@gmail.com

successional and highly heterogeneous surfaces, with extreme abiotic conditions and minimum productivity (Schulz & Wiegleb 2000; Novak & Prach 2003). Similar conditions have become rare in modern landscapes, because humans increase the productivity of land, promoting middle phases of succession over extremes, so that in many regions those species dependent on early successional, sparsely vegetated habitats are among the most threatened (Thomas, Morris & Hambler 1994; Hoekstra *et al.* 2005; Wenzel *et al.* 2006). Given that quarrying and open-cast mining will remain an important economic activity, restoration should maximize the biodiversity potential of extraction sites, especially in densely populated regions where such sites represent the last localities that have escaped intensive farming, forestry or building development, apart from scattered nature reserves (Pysek *et al.* 2001; Young, Petersen & Clary 2005).

The post-mining restoration method crucially affects the ability of different species to colonize the area, and hence the conservation potential of restored habitats (Ursic, Kenkel & Larson 1997; Prach & Pysek 2001; Hodacova & Prach 2003). In Central Europe, two alternative approaches are used: (1) *technical reclamation*, typically consisting of covering the sites with fertile topsoil then sowing with grass and herb mixtures and/or planting shrubs and trees; and (2) *spontaneous succession*, typically no direct sowing or planting but some suppression of alien and expansive plants (Tischew & Kirmer 2007; Prach & Hobbs 2008). Although the latter method appears more straightforward (Hodacova & Prach 2003; Holec & Frouz 2005), the former method remains preferred because of the perceived need to heal 'scars in the landscape', and to prevent erosion and fertilizer run-off, thus promising benefits for agriculture, forestry or similar activities (Stys & Branis 1999).

Until now, there has been no comprehensive comparison of the effects of the two restoration methods on the conservation potential of the sites. Single-taxon studies exist (vascular plants: Hodacova & Prach 2003; ants: Holec & Frouz 2005) that favour spontaneous succession. These conclusions, however, are open to the critique that different taxa respond to ecosystem manipulation differently and therefore a multi-taxon approach is needed (Niemela & Baur 1998; Ruiz-Jaen & Aide 2005; Tropek, Spitzer & Konvicka 2008). The two previous studies have been restricted to lignite mining sites, whereas other post-mining structures have been neglected (Hobbs 2007). Limestone quarries are thought to be particularly important for restoration, because the base-rich bedrock allows the development of species-rich natural communities, such as calcareous grasslands, which are among the richest and most continentally endangered habitats in Europe (e.g. Jefferson 1984; Poschlod & Wallis DeVries 2002).

In this study, we compare the effects of technical reclamation and spontaneous succession on the communities of vascular plants and 10 arthropod taxa in mined-out limestone quarries. We analysed each group separately, using both univariate and multivariate approaches. The diverse life strategies of the eleven taxa allowed the two restoration methods to be compared and the factors affecting the community composition of the surveyed taxa to be assessed.

Materials and methods

STUDY AREA

The study was carried out in the Bohemian Karst Protected Landscape Area, on the outskirts of Prague, Czech Republic (Fig. S1, Supporting information). It is a hilly (208–499 m a.s.l.) karstic region covered by a mosaic of deciduous forests, grasslands at abandoned pastures, arable fields and human settlements. The climate is mildly warm and relatively dry (mean annual temperatures: 8–9 °C, annual precipitation: 480–530 mm). Resulting from its long history of limestone excavation, the area harbours over 100 quarries, mostly abandoned, with several large quarries still in operation (Brunnerova 1974; Lozek, Kubikova & Sprynar 2005).

The main threats to the area include the decline of traditional land use followed by either abandonment or agricultural intensification, causing the flora and fauna of calcareous grasslands to become increasingly rare (Lozek *et al.* 2005). Quarrying itself is not viewed as a major problem, as most of the active quarries are situated on the outskirts of the area. Quarries abandoned in the past were usually left to spontaneous succession, resulting in xeric grasslands and scrubs. At present, there is substantial pressure to restore the quarried landscape using technical reclamation techniques (Lozek *et al.* 2005).

TAXONOMIC GROUPS AND SPECIES CATEGORIZATION

We targeted vascular plants, and 10 arthropod taxa: orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea), true bugs (Heteroptera), leafhoppers (Auchenorrhyncha), day-active butterflies and moths (Lepidoptera), spiders (Araneae), ground beetles (Coleoptera: Carabidae), centipedes (Chilopoda), millipedes (Diplopoda), woodlice (Isopoda: Oniscidea) and harvestmen (Opiliones). The arthropods cover diverse feeding modes (mostly herbivores – orthopteroids, true bugs, leafhoppers, butterflies and moths; mostly carnivores – spiders, ground beetles and centipedes; mostly omnivores and detritivores – millipedes, woodlice and harvestmen) and mobility guilds (non-fliers – centipedes, millipedes, woodlice and harvestmen; occasional fliers – orthopteroids, true bugs, leafhoppers, spiders and ground beetles; regular fliers – butterflies and moths).

Besides *species richness*, we analysed the *conservation value* of the communities, based on Czech Republic red-lists (plants: Prochazka 2001; arthropods: Farkac, Kral & Skorpik 2005) with categories *EX* (extinct in the Czech Republic); *CR* (critically endangered); *EN* (endangered); *VU* (vulnerable); *NT* (near threatened); and *LI* (low interest, not threatened). We also classified all species according to their specialization on xeric habitats (herein *xeric specialization*): *ST* (restricted to well-preserved xeric grasslands), *XE* (common xerothermophilous species) and *GE* (widespread generalists and species of non-xeric habitats).

See Table S1 (Supporting information) for nomenclature, species habitat use and species identification references, voucher material storage, and a list of all recorded species with their category memberships.

DATA COLLECTION

We established ten plots (0.2–0.3 ha; Fig. S1 and Table S2, Supporting information), forming five pairs each with one plot technically reclaimed and one left to spontaneous succession. The pairs were situated in the same large quarry (pairs 1, 4 and 5), or in two quarries in close proximity (pairs 2 and 3), and were of comparable age since the termination of quarrying. The maximum distances between plots

within each pair were 150 and 100 m (pairs 3 and 5 respectively), the other plots within each pair were contiguous. The relief was always flat (bottoms, wide terraces).

Each plot was characterized by: (i) the relative proportion of the main habitats within a 100 m radius circle around the plot (xeric grassland, ruderal, shrubs, deciduous trees, conifers; scree and rocks including quarry walls); (ii) the distance from the nearest seminatural xeric grassland (from Czech habitat mapping; AOPK CR 2008).

In the centre of each plot, a line of five 3 × 3 m quadrats was established, with 2 m between adjoining quadrats. Each quadrat was characterized by the per cent cover of vegetation layers (*E0*: moss; *E1*: herbs; *E2*: shrubs; *E3*: trees), plant litter and bare substrate.

In each quadrat, the percentage cover (an ordinal scale 1: < 0.01%, 2: < 1%, 3: < 5%, 4: < 10%, 5: < 25%, 6: < 50% and 7: < 100%) of all species of vascular plants was estimated in July 2007. Paired plots were always sampled on the same day.

In the centre of each quadrat, a pitfall trap (diameter 9 cm, depth 15 cm, containing 5% formaldehyde) was exposed from May to August 2007, and emptied four times during the study period (21 May, 4 June, 22 July and 20 August). On the same days, the entire vegetation within the quadrat was swept using a 40 cm diameter net, the catch was killed and preserved in 70% ethanol. The pitfall and sweeping material was sorted to target taxa and identified to species.

Butterflies and moths were recorded on two linear transects (50 m/5 min) per plot, crossing together at right angles in the plots' centre. Each transect was walked five times (3–4 May, 20–21 May, 16–17 July, 2–3 August and 14–15 August). Paired plots were visited consecutively, sequences of the pairs and the plots within the pairs were randomized. *Cloudiness*, *wind* and actual nectar plants abundance (*nectar-abundance*) were recorded on ranked (1–3) scales, and the species of actually flowering plants (*nectar-richness*) were counted.

In all analyses, a *sample* refers to a list of all species with their relative covers for vascular plants (i.e. five samples for each plot), a transect count for butterflies and moths (i.e. two samples for each plot and visit), and a combined pitfall-trapped and swept material for other arthropods (i.e. forming five pairs each with one plot).

UNIVARIATE ANALYSES

To compare *species richness*, *conservation value* and *xeric specialization* between the two restoration methods (*METHOD*: reclamation vs. succession), we used, separately for each of the studied taxa, paired *t*-tests with all samples of each plot pooled. The computing was carried out in STATISTICA 8.0 (Statsoft, Inc., Tulsa, Ok, USA).

For *species richness*, the response variables were ln-transformed numbers of species per plot. For *conservation value* and *xeric specialization*, we weighted the numbers of records of individual species in a sample by the ranked values denoting constituent species red-list status (*EX*–5; *CR*–4; *EN*–3; *VU*–2; *NT*–1; *LI*–0) and xeric specialization (*ST*–2; *XE*–1; *GE*–0). The resulting per-sample values were again ln-transformed. Four taxa (centipedes, millipedes, woodlice and harvestmen) contained no or few red-listed or xeric specialist species and therefore were excluded from the *conservation value* and *xeric specialization* analyses.

ORDINATIONS

All ordinations were computed in CANOCO for Windows 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002). To visualize major trends in species composition of differently restored plots, we used an indirect technique, detrended correspondence analysis (DCA), with species data summed across all

visits, except for butterflies and moths recorded using a different sampling design.

To investigate how restoration *METHOD* influenced the sampled environments, we used the redundancy analysis (RDA), a linear constrained ordination, with *METHOD* (reclamation vs. succession) as a categorical predictor of *microhabitat structures* (within the 3 × 3 m quadrats – *E0*, *E1*, *E2*, *E3*, litter, bare); *surrounding habitats* (within the 100 m circle – grassland, ruderal, shrubs, deciduous, conifers, scree and rocks); and *distance* from the nearest xeric grassland (*distSt*). The Monte-Carlo permutation tests (999 runs, full model) reflected the sampling design: the quadrats were permuted as linear transects, the pairs of plots as blocks.

The canonical correspondence analysis (CCA) was used to test the effects of restoration *METHOD* on the species compositions of samples. We used square-root transformation and downweighting of rare species options. For all taxa except vascular plants and butterflies and moths, the Monte-Carlo permutation test (999 runs, full model) design reflected both the spatial and temporal arrangements of the samples: quadrats were permuted as line transects, visits as time series, plot pairs as blocks. Because such permutation design does not allow for empty cells, we added a fictional species with abundance = 1 to each cell (cf. Leps & Smilauer 2003).

For vascular plants, only the lines of quadrats and pairs of plots formed the permutation design. For butterflies and moths, the two intersecting transects were permuted as freely exchangeable within each plot visit. Butterfly and moths also probably responded to conditions during the transect walks. We first used the CANOCO forward selection procedure to select a minimum covariate CCA model (all variables influencing the ordination at $P < 0.05$ level) based on *cloudiness*, *wind*, *nectar-abundance*, *nectar-richness*, and their interactions. The resulting covariate combination (\sim *cloudiness* + *nectar-richness* + *nectar-richness* × *nectar-abundances*) was used in all subsequent butterflies and moths models.

A final set of analyses assessed the separate effects of *microhabitat structures*, *surrounding habitats* and the distance *distSt* on the species composition of samples. Under the permutation models outlined above, we used CANOCO forward selection to find adequate sets of predictors (all with $P < 0.05$), and then tested the significance of whole models. Effects of thus selected predictors on rare species were evaluated visually from ordination diagrams.

Results

We recorded 153 species of vascular plants, 2917 individuals/28 species of orthopteroids, 2347/94 true bugs, 1820/88 leafhoppers, 1290/71 butterflies and moths, 4161/136 spiders, 3182/85 ground beetles, 27/7 centipedes, 3179/13 millipedes, 4624/9 woodlice and 279/8 harvestmen. Out of the 692 species of targeted taxa, 69 (~10% of the total) are included to the national red-lists (20 NT, 31 VU, 15 EN, 2 CR, 1 EX) and 96 species are considered well-preserved grasslands or forest steppe specialists (Table S1, Supporting information).

SPECIES RICHNESS AND CONSERVATION CONCERN

For *species richness* (Fig. 1a), spontaneous succession plots hosted more species of butterflies and moths only; all the other taxa showed no differences. For *conservation value* (Fig. 1b), spontaneous succession was preferred by five taxa (vascular plants, orthopteroids, true bugs, butterflies and moths, and

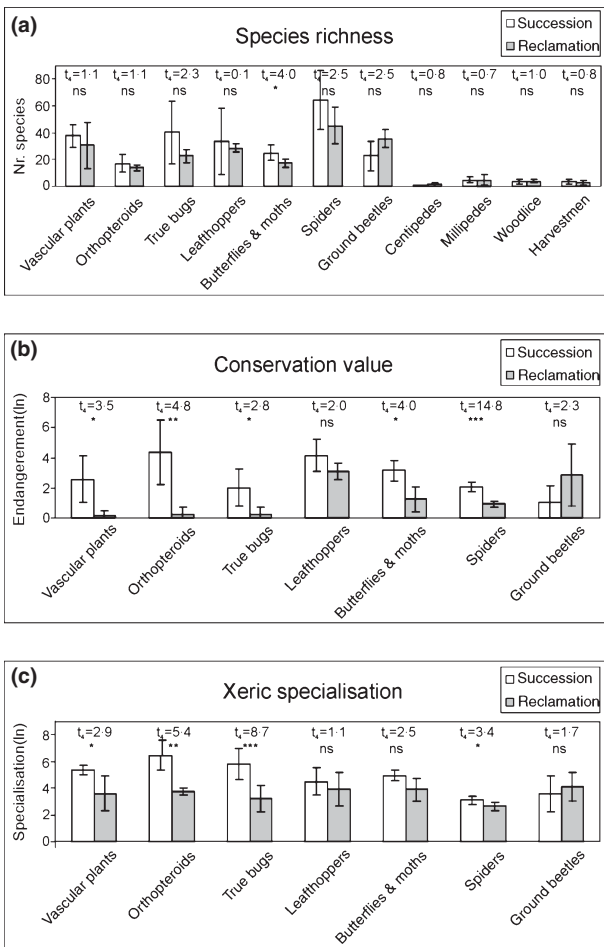


Fig. 1. Results of paired *t*-tests comparing differently restored quarried plots. (a) *species richness* (number of species per plot); (b) *conservation value* (individuals in plot weighted by their red-list status); and (c) *xeric specialization* (individuals in plot weighted by their habitat requirements). Ln-transformed means per plot with associated 0.95 confidence intervals are shown in (b) and (c). *t*- and *P*-values (**P* < 0.05; ***P* < 0.01; ****P* < 0.001) refer to separate effect of *METHOD* in individual analyses.

spiders); the remaining two taxa did not differ by restoration method (leafhoppers, ground beetles). For *xeric specialization* (Fig. 1c), spontaneous succession hosted more specialized communities of four taxa (vascular plants, orthopteroids, true bugs, butterflies and moths, and spiders); the remaining three taxa showed no differences (leafhoppers, butterflies and moths, and ground beetles). Therefore, none of the analyses revealed a negative impact of spontaneous succession comparing with technical reclamation on *species richness*, *conservation value* or *xeric specialization*.

SPECIES COMPOSITION

The DCA revealed a major difference between communities of the reclamation and succession plots (Fig. 2). Despite the paired design, plots restored by the two methods formed two clearly separated clusters along the first ordination axis (eigenvalue = 0.384, 11.9%; second axis eigenvalue = 0.193, 6%),

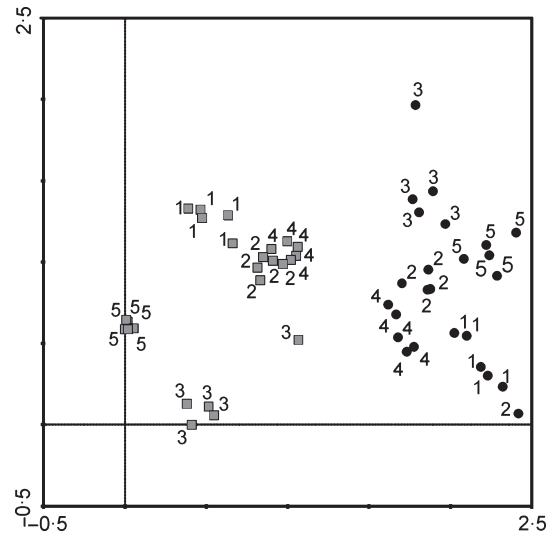


Fig. 2. Indirect ordination diagram (detrended correspondence analysis) of individual samples within the quarries according to restoration *METHOD*: grey squares – spontaneous succession, black circles – technical reclamation. The numbers denote samples from identical pair of plots (see Table S2, Supporting information). First axis eigenvalue = 0.384, 11.9%; second axis eigenvalue = 0.193, 6%.

revealing the restoration *METHOD* as the major factor structuring the biotic communities.

The RDA analysis (1st axis eigenvalue: 0.013, 30.3%, *F* = 19.160, *P* = 0.001; Fig. 3) showed that technically reclaimed plots contained a high cover of *E1* (herbs) and *litter*, and tended to have *ruderal* in proximity. Spontaneous succession plots contained more *bare* substrate, while *grassland*, *scree* and *rocks* prevailed in proximity. The plots did not differ in *distSt*.

The CCA analyses revealed that restoration *METHOD* imposed significant effects on community compositions in all taxa but harvestmen (Table 1). Among the taxa with significant responses, rare species (red-listed and xeric specialists combined) preferred spontaneous succession to technical reclamation; the only exception was ground beetles (Fig. 4).

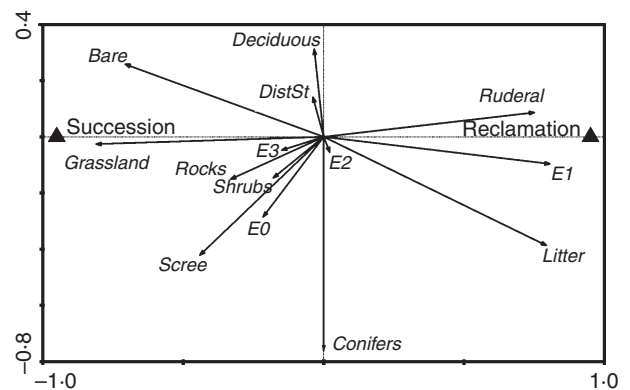


Fig. 3. Redundancy analysis diagram (RDA) revealing the *microhabitat structures* and *surroundings habitats* responsible for differences between plots restored via spontaneous succession and technical reclamation. First axis eigenvalue: 0.013, 30.3%, *F* = 19.160, *P* = 0.001.

Table 1. Results of the canonical correspondence analyses (CCA) of the impact of restoration *METHOD* on the community composition of studied taxa

	1st Axis <i>F</i> , <i>P</i> ¹	1st Axis eigenvalue	Explained variation ² (%)
Vascular plants	6.7***	0.52	13.2
Orthopteroids	21.5***	0.22	10.0
True bugs	9.6***	0.18	4.7
Leafhoppers	7.8***	0.16	3.9
Butterflies and moths	2.2***	0.06	2.4
Spiders	11.0***	0.23	5.4
Ground beetles	6.2***	0.10	3.1
Centipedes	4.7*	0.01	2.4
Millipedes	17.5***	0.05	8.3
Woodlice	7.2***	0.02	3.6
Harvestmen	1.3	–	–

¹*P*-values: **P* < 0.05; ***P* < 0.01; ****P* < 0.001.

²The variation in species data explained by the first ordination axes.

Table S1 (Supporting information) presents individual species responses as 1st axis scores.

Cover of *litter* was the most frequently selected *microhabitat structure* (Table 2). It displayed negative effects on rare species in vascular plants, orthopteroids, true bugs, leafhoppers, spiders and ground beetles; and a positive effect on ground-dwelling detritivores (millipedes and woodlice). Other important factors were moss (*E0*) cover, affecting rare species of true bugs, leafhoppers and ground beetles positively, and vascular plants negatively. Herb layer (*E1*) negatively affected rare leafhoppers, spiders and ground beetles.

The crucial *surrounding habitats* (Table 2) were *grassland* (all taxa except leafhoppers and woodlice) and *ruderal* (all except ground beetles, centipedes and woodlice). Increasing *grassland* representation had generally positive effects on rare species (except for centipedes and harvestmen), whereas that of *ruderal* had mainly negative effects (all taxa but ground beetles, centipedes and woodlice). The distance from the nearest semi-natural xeric grassland had significant effect on communities of all taxa, but mostly no effect on rare species.

Discussion and conclusions

The high conservation potential of limestone quarries is illustrated by a high proportion of red-listed species (10%) and xeric specialists (14%) in our samples. We showed that this potential depends on the restoration method used. Although the quarried sites restored via technical reclamation and spontaneous succession did not differ in species richness in most of the studied taxa, spontaneously restored sites surpassed the technically reclaimed ones in the representation of threatened species and xeric habitats specialists. These differences were corroborated by ordination analyses, which revealed the restoration method as a major factor structuring biotic communities of the quarried sites, and documented the preference of rare species for spontaneous succession. In situations when

species richness does not differ between sites or treatments, rarity or decline represents the only objective criteria for conservation prioritization (Thomas *et al.* 1994). The colonization of spontaneously developed habitats within the quarries by high numbers of threatened and habitat-specialized species indicates that spontaneous succession is an effective tool for biodiversity conservation. These patterns were consistent in vascular plants and many arthropod taxa, with a few exceptions such as in case of leafhoppers or ground beetles. In none of the studied taxa, however, did rare species exhibit an affinity to technical reclamation.

Contrary to the spontaneously restored sites, the technically reclaimed ones contained less bare ground and more continuous vegetation cover, with accumulation of litter. The vegetation development is slower under spontaneous succession than under reclamation, as succession involves 'successionally blocked' habitats of open rocks, sparse grasslands and scrub. Spontaneous processes can restore these habitats for plants (as shown earlier by Wheeler & Cullen 1997; Schulz & Wiegler 2000) and for numerous arthropods from detritivores to predators, and from good to poor dispersers.

Technical reclamation invariably involves inputs of topsoil, which diminishes microtopographic heterogeneity and imports nutrients and plant diaspores. These conditions favour first, fast-growing ruderal vegetation from buried seeds, and ultimately the establishment of competitive species (*sensu* Grime 1977). The sown plant mixtures also contain well-establishing competitive species. The resulting vegetation prevents colonization of the sites by more sensitive plants from the surrounding environments, disfavoring stress-tolerant, slowly growing species, including rare xerothermophilous specialists (Prach, Pysek & Smilauer 1999; Chytrý, Tichý & Roleček 2003).

Increasing vegetation diversity is expected to increase the diversity of herbivores (i.e. orthopteroids, true bugs, leafhoppers, and butterflies and moths) (Huston 1979), but the link is more likely to be mediated through microhabitat heterogeneity (Haddad *et al.* 2001; Hawkins & Porter 2003), which is much higher at spontaneous succession sites. The succession begins at rugged bare rocks with boulders, holes, crevices, etc., and proceeds patchily, as colonizing plants establish themselves and modify their own environments. In addition, endangered herbivores often depend on rare stress-tolerant plants (Nickel & Hildebrandt 2003; Dennis *et al.* 2004).

Even soil-dwelling groups (millipedes, woodlice and centipedes), poorly adapted to xeric environments because of lack of water-saving mechanisms (Lewis 1981; Hopkin & Read 1992; Warburg 1993), did not differ between succession and reclamation plots. The single red-listed and the few xerophilous species preferred spontaneous succession (Fig. 4).

Among predators, the results for spiders are attributable to the high numbers of endangered xerothermophilous species in Central Europe (Niemela & Baur 1998; Rezac, Rezacova & Pekar 2007). Many spiders depend on richly structured environments, with rocks, crevices and open ground for ground-dwellers, or vegetation with diverse three-dimensional architecture for plant-dwellers and web-builders (Marshall 1997; Rezac *et al.* 2007; Tropek & Konvicka 2008). Technical

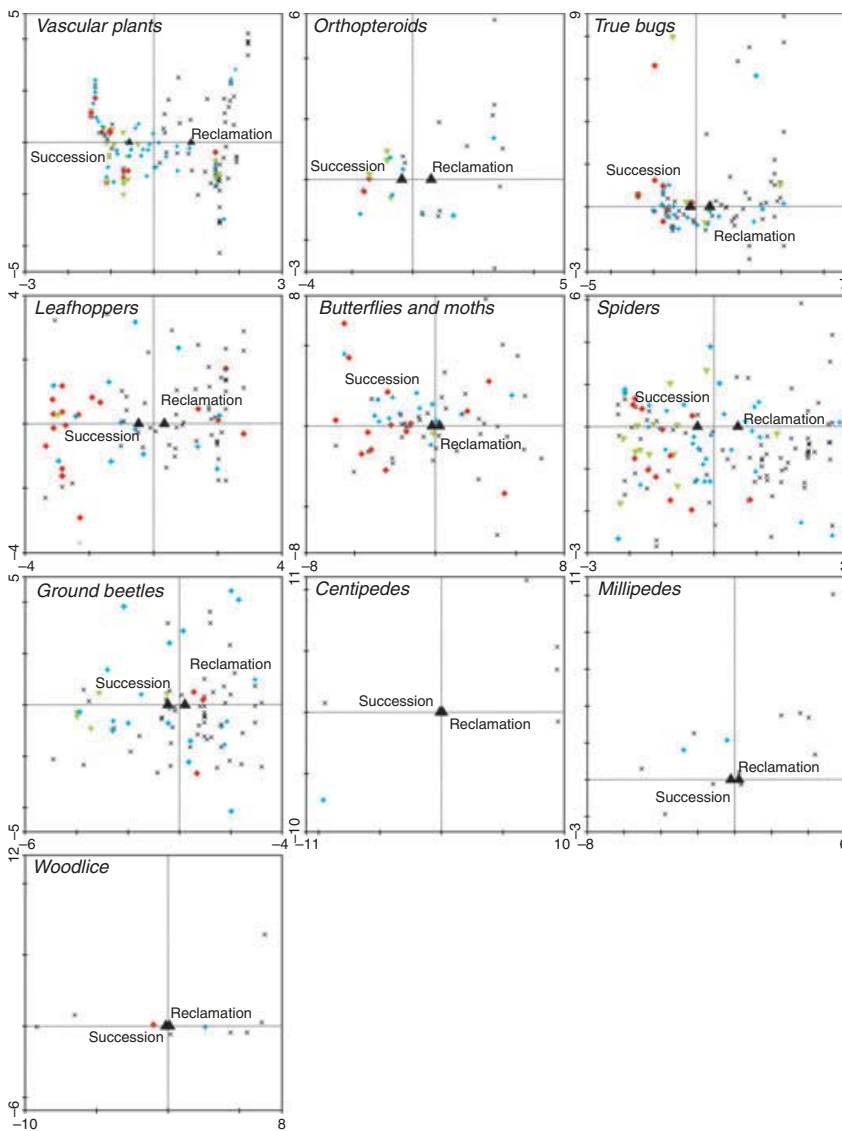


Fig. 4. Canonical correspondence analyses diagrams of relationships of vascular plants and ten arthropod taxa in studied limestone quarries to the restoration *METHOD*. The symbols distinguish red-listed species (red diamonds), non red-listed species restricted to well-preserved xeric grasslands (green triangles), common xerothermophilous species (blue stars) and generalists plus species of non-xeric habitats (black crosses). See Table 1 for associated statistics and Table S1 (Supporting information) for individual species' 1st axis ordination scores.

reclamation replaces the high structural diversity of successional patches by uniformity.

Ground beetles did not prefer any of the reclamation methods, although successional stages with sparse vegetation represent important habitats for them (e.g. Ljungberg 2002). We found only a low proportion of red-listed ground beetles in the sampled communities, in contrast to the other taxa (cf. Table S1, Supporting information). However, our observation that xeric specialists among ground beetles tend to avoid large patches of bare substrate are consistent with other studies (Clark, Gage & Spence 1997; Tyler 2008; Kagawa & Maeto 2009), which explain this pattern by lower food supply, lack of compact tufts for shelter, and the need of deep soil for overwintering.

Harvestmen did not differ between the restoration methods. This taxon contains only a few warm grassland specialists in Central Europe (Silhavy 1956) and the majority of recorded species in the study were common generalists (cf. Table S1, Supporting information).

As in many studies (Benes *et al.* 2003; Novak & Konvicka 2006; Kirmer *et al.* 2008), the surrounding habitats influenced

the composition of the recorded communities: rare species responded positively to grasslands and negatively to ruderals. On the other hand, the distance to the nearest seminatural xeric grassland, as a crude measure of site connectivity, did not affect the distribution of rare species. This was inconsistent with some previous studies (Novak & Konvicka 2006; Kirmer *et al.* 2008) and the inconsistency may perhaps be attributed to a high overall connectivity of xeric grasslands in the Bohemian Karst, especially so a few decades ago, when the quarries were being abandoned (Lozek *et al.* 2005; Kadlec *et al.* 2008).

CONSERVATION POLICY IMPLICATIONS

Our finding that technical reclamation in limestone quarries, in contrast to using spontaneous succession, does not contribute to conserving specialized and/or endangered species, agrees with the results of single-taxon studies in lignite spoil dumps (Hodacova & Prach 2003; Holec & Frouz 2005), and with numerous reports dealing with other post-mining habitats (e.g. Benkewitz, Tischew & Lebender 2002; Rehounkova & Prach

Table 2. Results of the canonical correspondence analyses (CCA) of the impact of environmental predictors on community composition of studied taxa

Model ¹	Patterns for rare species ²	<i>F</i> -, <i>P</i> ³ -values	Eig ⁴	Per cent ⁵
Vascular plants				
3 m (<i>E1</i> + <i>E0</i> + litter)	Negative: <i>E0</i> , litter	3.5***	0.78	20.0
100 m (grassland + shrubs + deciduous + ruderal)	Positive: grassland; negative: ruderal	5.6***	1.39	35.5
distSt	No general pattern	3.7***	0.31	7.8
Orthopteroids				
3 m (litter + <i>E0</i> + <i>E3</i> + bare)	Positive: bare; negative: litter	7.9***	0.32	14.0
100 m (grassland + ruderal + deciduous + shrubs)	Positive: grassland, deciduous, shrubs; negative: ruderal	10.0***	0.39	17.0
distSt	Positive effect	14.1***	0.15	6.8
True bugs				
3 m (litter + <i>E0</i>)	Positive: <i>E0</i> ; negative: litter	5.4***	0.21	5.2
100 m (grassland + shrubs + ruderal + deciduous)	Positive: grassland, shrubs; negative: ruderal, deciduous	5.4***	0.40	10.2
distSt	Negative effect	3.1*	0.06	1.6
Leafhoppers				
3 m (litter + <i>E0</i> + <i>E1</i>)	Positive: <i>E0</i> ; negative: litter, <i>E1</i>	4.5***	0.27	6.6
100 m (ruderal + rocks + scree + shrubs)	Positive: rocks, scree, shrubs; negative: ruderal	5.9***	0.46	11.0
distSt	No general pattern	6.0***	0.13	3.0
Butterflies and moths				
100 m (grassland + ruderal)	Positive: grassland; negative: ruderal	2.2***	0.12	4.6
distSt	No general pattern	2.1***	0.06	2.3
Spiders				
3 m (litter + <i>E0</i> + <i>E1</i> + <i>E2</i>)	Negative: litter, <i>E1</i>	4.6***	0.37	8.7
100 m (grassland + ruderal + conifers + rocks)	Positive: grassland, rocks; negative: ruderal, conifers	6.1***	0.47	11.3
distSt	No general pattern	8.2***	0.17	4.1
Ground beetles				
3 m (<i>E1</i> + <i>E3</i> + <i>E0</i> + litter)	Positive: <i>E0</i> ; negative: <i>E1</i> , <i>E3</i> , litter	3.1***	0.20	6.0
100 m (scree + grassland + shrubs + rocks)	Positive: grassland	4.1***	0.27	7.9
distSt	No general pattern	5.1***	0.09	2.5
Centipedes				
3 m (litter + <i>E2</i> + <i>E1</i>)	No general pattern	7.0***	0.05	9.8
100 m (deciduous + grassland + conifers + rocks)	No general pattern	5.8***	0.05	10.0
distSt	No general pattern	16.8***	0.04	7.9
Millipedes				
3 m (litter + <i>E0</i>)	Positive: litter	15.5***	0.08	14.0
100 m (deciduous + ruderal + grassland + rocks)	Positive: grassland, rocks	16.3***	0.16	26.0
distSt	No general pattern	29.1***	0.08	13.0
Woodlice				
3 m (litter)	Positive: litter	8.9***	0.02	4.5
100 m (deciduous + shrubs + rocks)	Positive: shrubs; negative: deciduous	9.1***	0.06	13.0
distSt	Negative effect	9.0***	0.02	4.4
Harvestmen				
3 m (<i>E0</i> + litter + bare + <i>E1</i>)	No general pattern	3.5***	0.09	6.8
100 m (deciduous + shrubs + grassland + ruderal)	No general pattern	4.1***	0.11	7.8
distSt	Negative effect	7.5***	0.05	3.8

¹Model obtained via a forward selection from *microhabitat structures* (3 m), *surrounding habitats* (100 m) and distance from the nearest xeric grassland (*distSt*). See 'Materials and methods' for description of individual predictors.

²Effects on red-listed species and xeric specialists (combined), evaluated visually from the ordination diagrams. Only predictors with clearly positive or negative effects are mentioned.

³*F*-values and significances of all canonical axes assessed via Monte-Carlo permutation (999 runs per analysis): **P* < 0.05; ***P* < 0.01; ****P* < 0.001.

⁴Eigenvalues of all canonical axes.

⁵The per cent variation in species data explained by all canonical axes.

2008). In addition to these biodiversity benefits, spontaneous succession is considerably cheaper – the target state, structured surfaces open for spontaneous succession, is achieved immediately after the end of mineral extraction (e.g. Prach & Hobbs 2008).

Despite the evidence for the biodiversity benefits of spontaneous succession, it is rarely implemented at present. For example, the huge lignite quarries in the Czech Republic are reclaimed using technical approaches, and no area is legislatively reserved for natural processes (Stys & Branis 1999); only 15% of each post-mining area is reserved for spontaneous succession in Germany (Schulz & Wiegleb 2000); and similar situations apply across Europe and probably elsewhere (cf. Ursic *et al.* 1997; Nicolau 2003; Holl 2002; Carrick & Kruger 2007). Given the rapid losses of temperate biodiversity (e.g. Hoekstra *et al.* 2005; Wenzel *et al.* 2006), and given that nutrient-poor and disturbance-dependent biotopes such as grasslands, heaths and rocks are among those most seriously affected, the prevalence of technical reclamation schemes over spontaneous succession is puzzling. The scale of the problem is also important: mining areas represent almost 1% of the world's land (Walker 1992), an area that could make a major contribution to biodiversity if its potential was realized.

We offer two explanations for the low popularity of spontaneous succession among practitioners. The first is the prevalence of the utilitarian view of landscape use among restoration practitioners, resulting in a preference for 'productive' goals (agriculture, forestry and occasionally recreation) over conservation. The second reason stems from the ingrained equilibrium view of natural communities (the 'equilibrium paradigm' *sensu* Wallington, Hobbs & Moore 2005), emphasizing such environmental policy goals as soil formation, prevention of erosion, nutrient cycling and water management. This equilibrium view still appears to prevail among restoration practitioners (Wallington *et al.* 2005; Prach & Hobbs 2008), despite the evidence that disturbances are common in natural communities, representing a crucial mechanism of species' coexistence (e.g. Sousa 1984; Hobbs & Huenneke 1992; Wu & Loucks 1995), and that successional advanced communities do not necessarily harbour more specialized and/or threatened species compared with less advanced ones (Thomas *et al.* 1994).

As a result of its biodiversity conservation potential, spontaneous succession should be the preferred restoration method if no other public concerns (e.g. risks of uncontrolled erosion, toxin leaks, recreational use or public safety issues) require the application of technical approaches. It appears especially suitable for sites within protected areas and/or adjoining valuable natural communities, as these sites have strong potential for the development of rare habitats (Novak & Konvicka 2006). For such sites, active interventions should be limited to channelling successional developments, such as control of invasive species, or local blocking of succession to support endangered specialists of early successional formations. Even in cases where other public demands favour the technical approaches, restoration schemes should apply suitable near-natural methods, such as mulching with diaspore-rich plant material, covering the surfaces with hay containing plant propagules, or direct sowing of

targeted species (Kirmer & Mahn 2001; Tischew & Kirmer 2007; Prach & Hobbs 2008). Restoration techniques such as levelling off sites, importing topsoil and sowing/planting fast-growing vegetation should be kept at an absolute minimum.

Acknowledgements

The authors thank Alena Kodakova for invaluable help with the sorting of invertebrates, Zdenek Fric and Marian Trnik for help in the field, Jiri Benes, Karel Prach and Jiri Sadlo for fruitful discussions, Pavel Vonicka for identification revision of some ground beetles, Matthew Sweney for proofreading of English and three anonymous referees for improving of the earlier manuscript version. We also thank the Administration of the Bohemian Karst PLA and the owners of the quarries for the study sites access. We collated funds from the Faculty of Science, University of South Bohemia (SGA2008/005), the Czech Science Foundation (206/08/H044, 206/08/H049), and the Czech Departments of Education (MSM 6007665801, LC06073), and Culture (MK 00009486201).

References

- AOPK CR (2008) *Map Server of the Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic*. Available at: <http://mapy.nature.cz/> (last accessed 5 January 2009).
- Benes, J., Kepka, P. & Konvicka, M. (2003) Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology*, **17**, 1058–1069.
- Benkewitz, S., Tischew, S. & Lebender, A. (2002) "Arche Noah" für Pflanzen? Zur Bedeutung von Altwaldresten für die Wiederbesiedlungsprozesse im Tagebaugbiet Goitsche. *Hercynia N.F.*, **35**, 181–214.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (2002) *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Brunnerova, Z. (1974) Die Forderung mineralischer Rohstoffe im geschützten Landschaftsgebiet Bohmischer Karst. *Bohemia Centralis*, **3**, 80–100.
- Carrick, P.J. & Kruger, R. (2007) Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. *Journal of Arid Environments*, **70**, 767–781.
- Chytrý, M., Tichý, L. & Roleček, J. (2003) Local and regional patterns of species richness in Central European vegetation types along the pH/calcium gradient. *Folia Geobotanica*, **38**, 429–442.
- Clark, M.S., Gage, S.H. & Spence, J.R. (1997) Habitats and management associated with common ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Michigan agricultural landscape. *Environmental Entomology*, **26**, 519–527.
- Dennis, R.L.H., Hodgson, J.G., Grenyer, R., Shreeve, T.G. & Roy, D.B. (2004) Host plants and butterfly biology. Do host-plant strategies drive butterfly status? *Ecological Entomology*, **29**, 12–26.
- Farkac, J., Kral, D. & Skorpiak, M. (eds) (2005) *List of Threatened Species in the Czech Republic*. Invertebrates. AOPK CR, Prague.
- Grime, J.P. (1977) Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, **111**, 1169–1194.
- Haddad, N.M., Tilman, D., Haarstad, J., Ritchie, M. & Knops, J.M.H. (2001) Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: a field experiment. *American Naturalist*, **158**, 17–35.
- Hawkins, B.A. & Porter, E.E. (2003) Does herbivore diversity depend on plant diversity? The case of California butterflies. *American Naturalist*, **161**, 40–49.
- Hobbs, R.J. (2007) Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. *Restoration Ecology*, **15**, 354–357.
- Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F. (1992) Disturbance, diversity and invasion – implications for conservations. *Conservation Biology*, **6**, 324–337.
- Hodacova, D. & Prach, K. (2003) Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*, **11**, 385–391.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H. & Roberts, C. (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, **8**, 23–29.
- Holec, M. & Frouz, J. (2005) Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia*, **49**, 345–357.
- Holl, K.D. (2002) Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 960–970.

- Hopkin, S.P. & Read, H.J. (1992) *The Biology of Millipedes*. Oxford Science Publications, Oxford.
- Huston, M. (1979) General hypothesis of species-diversity. *American Naturalist*, **113**, 81–101.
- Jefferson, R.G. (1984) Quarries and wildlife conservation in the Yorkshire Wolds, England. *Biological Conservation*, **29**, 363–380.
- Kadlec, T., Benes, J., Jarosik, V. & Konvicka, M. (2008) Revisiting urban refuges: changes of butterfly and bumblebee fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning*, **85**, 1–11.
- Kagawa, Y. & Maeto, K. (2009) Spatial population structure of the predatory ground beetle *Carabus yaconicus* (Coleoptera: Carabidae) in the mixed farmland-woodland satoyama landscape of Japan. *European Journal of Entomology*, **106**, 385–391.
- Kirmer, A. & Mahn, E.G. (2001) Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite strip mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science*, **4**, 19–27.
- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W.A., von Lampe, M., Baasch, A. & van Groenendael, J.M. (2008) Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1523–1530.
- Krauss, J., Alfert, T. & Steffan-Dewenter, I. (2009) Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology*, **46**, 194–202.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lewis, J.G.E. (1981) *The Biology of Centipedes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ljungberg, H. (2002) Important habitats for red-listed ground beetles in Sweden. *Entomologisk Tidskrift*, **123**, 167–185.
- Lozek, V., Kubikova, J. & Sprynar, P. (eds) (2005) *Stredni Cechy. Chranena uzemi CR XIII*. AOPK CR and Ekocentrum Brno, Prague.
- Marshall, S.D. (1997) The ecological determinants of space use by a burrowing wolf spider in a xeric shrubland ecosystem. *Journal of Arid Environments*, **37**, 379–393.
- Nickel, H. & Hildebrandt, J. (2003) Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera) – a case study from the Elbe flood plains (northern Germany). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **98**, 183–199.
- Nicolau, J.M. (2003) Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degradation & Development*, **14**, 215–226.
- Niemela, J. & Baur, B. (1998) Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodiversity Conservation*, **7**, 1407–1416.
- Novak, J. & Konvicka, M. (2006) Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering*, **26**, 113–122.
- Novak, J. & Prach, K. (2003) Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science*, **6**, 111–116.
- Poschold, P. & Wallis DeVries, M.F. (2002) The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, **104**, 361–376.
- Prach, K. & Hobbs, R.J. (2008) Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, **16**, 363–366.
- Prach, K. & Pysek, P. (2001) Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering*, **17**, 55–62.
- Prach, K., Pysek, P. & Smilauer, P. (1999) Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system. *Restoration Ecology*, **7**, 15–23.
- Prochazka, F. (2001) Black and red list of vascular plants of the Czech Republic – 2000. *Prirada*, **18**, 1–166.
- Pysek, P., Prach, K., Mullerova, J. & Joyce, C. (2001) The role of vegetation succession in ecosystem restoration: introduction. *Applied Vegetation Science*, **4**, 3–4.
- Rehounkova, K. & Prach, K. (2008) Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. *Restoration Ecology*, **16**, 305–312.
- Rezac, M., Rezacova, V. & Pekar, S. (2007) The distribution of purse-web Atypus spiders (Araneae: Mygalomorphae) in central Europe is constrained by microclimatic continentality and soil compactness. *Journal of Biogeography*, **34**, 1016–1027.
- Ruiz-Jaen, M.C. & Aide, T.M. (2005) Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, **13**, 569–577.
- Schulz, F. & Wiegand, G. (2000) Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation & Development*, **11**, 99–110.
- Silhavy, V. (1956) *Sekaci-Opilionoidea*. Nakladatelství CSAV, Prague.
- Sousa, W.P. (1984) The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **15**, 353–391.
- Stys, S. & Branis, M. (1999) Czech school of land reclamation. *Acta Universitatis Carolinae-Environmentalica*, **13**, 99–109.
- Thomas, J.A., Morris, M.G. & Hambler, C. (1994) Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United-Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, **344**, 47–54.
- Tischew, S. & Kirmer, A. (2007) Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology*, **15**, 321–325.
- Tropek, R. & Konvicka, M. (2008) Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degradation & Development*, **19**, 104–114.
- Tropek, R., Spitzer, L. & Konvicka, M. (2008) Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology*, **9**, 177–184.
- Tyler, G. (2008) The ground beetle fauna (Coleoptera: Carabidae) of abandoned fields, as related to plant cover, previous management and succession stage. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 155–172.
- Ursic, K.A., Kenkel, N.C. & Larson, D.W. (1997) Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 289–303.
- Walker, L.R. (ed.) (1992) *Ecosystems of Disturbed Ground. Ecosystems of the World 16*. Elsevier, Amsterdam.
- Wallington, T.J., Hobbs, R.J. & Moore, S.A. (2005) Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: a review of the salient issues. *Ecology and Society*, **10**, 15.
- Warburg, M.R. (1993) *Evolutionary Biology of Land Isopods*. Springer-Verlag, Berlin.
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M. & Seitz, A. (2006) The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: a conservation problem. *Biological Conservation*, **128**, 542–552.
- Wheater, C.P. & Cullen, W.R. (1997) The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire. *Restoration Ecology*, **5**, 77–84.
- Wu, J.G. & Loucks, O.L. (1995) From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology*, **70**, 439–466.
- Young, T.P., Petersen, D.A. & Clary, J.J. (2005) The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters*, **8**, 662–673.

Received 4 August 2009; accepted 17 November 2009
Handling Editor: Jane Memmott

Supporting Information

Additional Supporting information may be found in the online version of this article.

Fig. S1. Position of the Bohemian Karst and the pairs of studied plots.

Table S1. Categorisation and the restoration methods affinities of all recorded species, nomenclature, determination literature and voucher material storage

Table S2. Characterisation of individual study plots

As a service to our authors and readers, this journal provides supporting information supplied by the authors. Such materials may be re-organized for online delivery, but are not copy-edited or typeset. Technical support issues arising from supporting information (other than missing files) should be addressed to the authors.

Publikace VI

Robert Tropek, Lukas Spitzer & Martin Konvicka (2008): Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology* 9: 177–184.

Vyhodnocení ochranného potenciálu zkoumaných biotopů je odvislé mnohdy od šíře sledovaných skupin. Mnohé studie se omezují na výběr jedné či několika málo indikačních skupin rostlin či živočichů. Při nesprávném či nedostatečném výběru zkoumaných skupin pak může být výsledná interpretace zavádějící či dokonce chybná.

Pro vyhodnocení ochranného potenciálu post-těžebních lokalit zvolili TROPEK & KONVIČKA (2008) porovnání šesti lomů (dvou vápencových a čtyř granulitových) a navazujících přírodě blízkých bezlesých lokalit v jižních Čechách. Na základě vyhodnocení struktury společenstev střevlíkovitých a pavouků usuzovali na kvality opuštěných těžebních prostorů jako náhradních biotopů. V prezentované studii (TROPEK et al. 2008), která je součástí této práce, jsme vyhodnocovali možnosti využití těchto dvou ekologicky blízkých skupin epigeických bezobratlých jako kolonizátorů těchto nově vzniklých biotopů – lomů. Pro sběr dat jsme použili zemní pasti a v případě lomů i speciální pasti umístěné na kolmých lomových stěnách. Porovnávali jsme druhovou bohatost, druhové složení obou společenstev a životní nároky jednotlivých druhů. Jednotlivým druhům v rámci životních nároků byly přiřazeny hodnoty dle jejich kategorizace dle BUCHARA (1983) a HŮRKY at al. (1996) dále pak byly hodnoceny jejich nároky na vlhkost a světlomilnost a také jejich celkové rozšíření v České republice (pavouci: BUCHAR & RŮŽIČKA 2002, střevlíkovití: SKOUPÝ 2004).

Přírodě blízké travnaté srovnávací lokality hostily ve všech případech bohatší společenstvo pavouků i střevlíkovitých, než jaké bylo zjištěno v blízkých lomech. Rovněž se významně lišilo druhové složení zkoumaných společenstev. Při vyhodnocení druhového společenstva střevlíkovitých v lomech bylo zjištěno, že se zde vyskytovaly hlavně druhy eurypní, tolerantní k častému narušování povrchu půdy (nejčastěji se jednalo o běžné polní a lesní druhy), zatímco společenstvo přírodě blízkých trávníků bylo tvořeno spíše lesostepními či lučnými druhy střevlíků. V případě pavouků nebylo společenstvo v lomech tak rozlišeno jako v případě střevlíkovitých a tvořilo homogenní skupinu druhů preferujících raně až středně sukcesní stadia a druhy xerothermních trávníků. V případě navazujících přírodě blízkých travnatých ploch se jednalo o druhy lesní a druhy suchých trávníků.

Při analýze životních nároků druhů obou společenstev se ukázaly podstatné rozdíly v jejich kompozici. Lomy byly kolonizovány druhy pavouků asociovaných s otevřenými xerothermními narušovanými biotopy s limitovaným rozšířením v České republice, tj. i regionálně vzácnějšími druhy. Žádný obdobný vzorec nebyl zjištěn při analýze společenstva střevlíkovitých.

Pavouci jsou obecně velmi dobří kolonizátoři nově vzniklých raně sukcesních biotopů, zatímco střevlíkovití, pokud nemají v blízkosti náhradního biotopu dostatečně přírodně

kvalitní biotop, kolonizují pak výrazně pomaleji. V případě analýzy omezené pouze na stěvlíkovité bez zapojení multitaxonomického přístupu by nebyly zkoumané lomy vyhodnoceny jako druhově bohaté lokality s rozsáhlým ochránářským potenciálem.



Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies

R. Tropek^{1,2,4}, L. Spitzer^{1,2,3} and M. Konvicka^{1,2}

¹*Department of Zoology, School of Biological Sciences, University of South Bohemia, Branisovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, Czech Republic*

²*Department of Ecology and Conservation, Institute of Entomology, Czech Academy of Sciences, Branisovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, Czech Republic*

³*Regional Museum Vsetín, Horní náměstí 2, CZ-755 01 Vsetín, Czech Republic*

⁴*Corresponding author. Fax: +420-389-022-263, E-mail: robert.loba@email.cz*

Keywords: Araneae, Bioindicators, Carabidae, Monitoring studies, Post-industrial habitats.

Abstract: It is increasingly understood that inventorying and monitoring biodiversity requires a multi-taxon approach and that comparing simple indices, such as species richness, should be accompanied by deeper analyses of species community composition and by comparisons of species life-history traits among taxa and habitats. Here, we document that two ecologically rather similar groups of epigeic predators, ground-dwelling spiders (Araneae) and ground beetles (Coleoptera: Carabidae), differ in patterns of stone quarry colonization. Such post-industrial barrens as abandoned quarries are increasingly appreciated as potential refuges for species that are becoming rare in modern landscapes. We compared species richness, community composition and species life-history traits of two epigeic invertebrates groups, in quarries and adjoining seminatural biotopes in a submountain region with granulite and limestone bedrock in SW Czech Republic. For both groups, quarries were species-poorer than seminatural sites, herbaceous biotopes were richer than scrubby and rocky biotopes, and no significant effects on species richness were revealed for substrate. Assemblages colonising quarries differed from those outside of quarries. They contained numerous regionally rarer species of rocks and scree in the case of spiders, but generalists of open landscapes prevailed among ground beetles. A survey limited to ground beetles, as well as to species richness analyses, would fail to detect a conservation potential of the quarries. Hence, a multi-taxa approach should be preferred, and species richness analyses should be assembled by insights onto community composition and species life-history traits in monitoring studies.

Abbreviations: ANOVA – Analysis of Variance, CCA – Canonical Correspondence Analysis, DCA – Detrended Correspondence Analysis.

Nomenclature: Hurka (1996) for ground beetles, Buchar and Ruzicka (2002) for spiders.

Introduction

Inventorying of biodiversity and monitoring its changes represent indispensable tools in conservation. Because the diversity of separate taxonomic groups is often distributed incongruently in space (e.g., Lawton et al. 1998, Niemela and Baur 1998, Ricketts et al. 2002, Vessby et al. 2002, Lovell et al. 2007), outcomes of monitoring studies depend critically on selection of those taxonomic groups which can give us the most applicable and powerful conclusions for conservation. Despite this, many inventories and monitoring studies still rely on a single taxon, finding the justification by the umbrella species concept (Simberloff 1998, Fleishman et al. 2000). In addition, in a few cases of extraordinarily known taxa, such as birds, butterflies or vascular plants, the concept of a higher-taxon umbrella has been evoked (Kremen 1992, Thomas et al. 2004, Bried et al. 2007). For the majority of cases and taxa however, a novel multi-species umbrella ap-

proach has been proposed (Lambeck 1997, Roberge and Angelstam 2004) and seems to be gradually prevailing, and the monitored groups are preferentially selected from different ecological guilds (e.g., Batáry et al. 2007, Spitzer et al. 2008).

Budgetary constraints will always press for monitoring project based on a limited selection of taxonomic groups. In the real world, taxa to be targeted are often selected not according to their ecological functions, and hence expected indicator value, but according to practical consideration – there must be available easily reproducible monitoring methods, sufficient coverage by expert taxonomists, and some background biological knowledge (Pearson 1994, Dufrene and Legendre 1997). It is sometimes suggested that selection of monitored taxa should include groups that respond to their environments differently in order to allow reliable conservation policy inference (Kremen et al. 1993, McGeoch 1998). On the other hand, it is rarely considered that ecologically similar taxa (belonging to a single 'guild') might differ in

their responses to their environments, and hence conservation actions.

Besides suitable taxa selection, methods of evaluation and results are crucial. Too many monitoring projects conclude by comparing changes in species richness. This approach has only limited value and is increasingly supplemented by comparing threatened species richness (e.g., Balmer and Erhardt 2000, Kadlec et al. 2008) or such indices as specialists : generalists ratio (Batáry et al. 2007, Rainio and Niemela 2003, Devictor et al. 2008). But with accelerating loss of even formerly common species from European landscapes, it is desirable that projects of biodiversity monitoring target common species as well. Ordination analyses, on the other hand, allow tracking not only numbers of species, but also changes in species identities (Clarke 1993, Lepš and Šmilauer 2003). Comparisons of species life-history traits seem to promise a suitable addition, as they, aside from observing changes in species numbers, allow inferring which environmental processes have been responsible for the observed changes in species composition (Kremen et al. 1993, Owens 1999). These approaches are particularly suitable for regions with good background biodiversity knowledge, such as parts of Europe, where basic life history information is available for many taxonomic groups.

Human-disturbed sites such as abandoned quarries are increasingly appreciated by ecologists as potential refuges for species that are becoming rare in wider, commonly exploited landscapes (Schulz and Wiegler 2000, Benes et al. 2003, Rosenzweig 2003, Samways 2007). Such sites typically harbour diverse mosaics of rather extreme abiotic conditions (Wheater and Cullen 1997, Novak and Konvicka 2006) which had existed in pre-modern landscapes at sites such as exposed river sediments, landslides and overgrazed commons (Thomas 1993, Andersen and Hanssen 2005, Bates et al. 2007). The future of quarries, dumps, sand-pits and brownfields, however, is often uncertain, due to strong pressures for technical reclamation (Prach and Pysek 2001, Hodacova and Prach 2003). Therefore, the monitoring of the anthropogenic sites and their importance for common landscape biodiversity is particularly important.

This study compares patterns of quarried habitats colonisation and of adjacent seminatural habitat communities of two groups of predatory epigeic arthropods – ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and ground-dwelling spiders (Araneae). Both groups are often used as indicator taxa (Marc et al. 1999, Rainio and Niemela 2003). In addition to species richness patterns, we analyze the species composition of communities colonising quarried habitats, and the life-history traits of constituting species. The spiders were analysed in detail in a previous study, in which we found that quarries tend to be colonised by regionally rare species of considerable conservation interest, probably because they contain regionally rare extreme habitats (Tropek and Konvicka 2008). Here, we argue that colonisation by ground beetles, as an ecologically rather similar group, differs in a few crucial pat-

terns which highlight the necessity of a multi-taxa approach in monitoring studies.

Material and methods

Study area and sampling design

The study was carried out in a relatively cold region containing both basic (limestone) and acidic (granulite) bedrock, at the piedmont of the Blansky les Mts. (SW Czech Republic; Fig. 1), a low-mountain area reaching its maximum at Klet Mt., 1084 m a.s.l. The landscape consists of beech and spruce forests, fields, pastures and a scarce built-up area of small villages. The climate is cold to moderately warm, annual temperatures ranging from 4.7 to 7 °C and precipitation being 560-720 mm.

We sampled the invertebrates at six sites, three quarries paired with three adjoining seminatural ones (Table 1). Three distinct biotopes were sampled in each quarry: rocks, herbaceous stage and scrub, assuming that succession in the quarries would eventually lead either to herbaceous or scrubby conditions (Wheater and Cullen 1997, Wiegler and Felinks 2001). Only herbaceous and scrub biotopes were sampled at seminatural sites, as no rocky walls due to intensive rock harvest for local construction activity in the past recently exist there, but isolated stones and/or small flat outcrops are still present. A line of four pitfall traps (spaced every 10 meters) was set in each of the biotopes from May to September 2006, and the traps were emptied every three weeks, i.e., five times each during the study period. The minimum distance between lines/biotopes within a site was 50 metres. To obtain a comparable number of the samples of the site character, we used eight instead of four traps, set in two independent lines, for the herbaceous biotopes outside of the quarries. Special hanging desk traps (consisting of a desk, which formed an artificial horizontal surface, and a can inserted in the centre of the desk, Ruzicka 2000) were used on the rocks, whereas plastic cups were used elsewhere. The traps of both types had

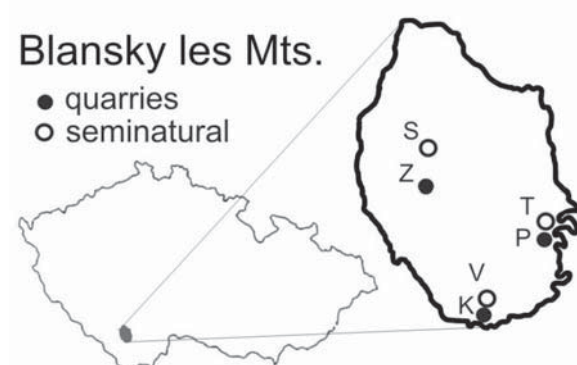


Figure 1. Position of the Blansky les Mts. and individual sites. Site names abbreviations – V, Vysny; K, Vysenske kopce; P, Plesovice; T, Trisov; Z, Zrcadlova hut; S, Na Strazi.

Table 1. Sites of pitfall trapping in quarries and adjoined seminatural xeric sites in the Blansky les Mts. In analyses, each quarry was paired with following seminatural xeric site.

Site	Character, description	Substrate	Coordinates	Altitude	Area
Vysny	quarry, excavation terminated in 1993	limestone	48°49'57"N, 14°17'49"E	570 m	5 ha
Vysenske kopce	seminatural, former pasture	limestone	48°49'22"N, 14°17'52"E	570 m	5 ha
Plesovice	quarry, operating	granulite	48°52'18"N, 14°20'58"E	520 m	21 ha
Trisov	seminatural, a warm sheltered plateau	granulite	48°52'57"N, 14°21'03"E	520 m	1 ha
Zrcadlova hut	quarry, terminated in 2000	granulite	48°53'07"N, 14°13'55"E	650 m	12 ha
Na Strazi	seminatural, former pasture	granulite	48°55'49"N, 14°13'43"E	570 m	3 ha

an identical upper diameter and depth (9 cm and 15 cm, respectively) and contained a solution of 5% formaldehyde. They were treated as identical in the analyses.

Analyses

We performed all analyses separately for ground beetles and spiders, using PAST 1.81 (Hammer et al. 2001) for rarefaction curves, Statistica 6.0 (StatSoft 2001) for univariate methods and CANOCO for Windows 4.5 (ter Braak and Šmilauer 2002) for multivariate ordinations.

Sample rarefaction curves (Mao tau) (Gotteli and Colwell 2001) were constructed to compare species richness between quarries and seminatural sites (character), limestone and granulite (substrate) and herbaceous, scrubby and rocky biotopes (biotope). Standard deviation values were used to compare differences in their shapes.

Species composition was analysed using CCA, a constrained unimodal ordination technique relating the composition of samples to external predictors. DCA was used to assess gradient lengths and thus to select between unimodal and linear methods (Lepš and Šmilauer 2003). The Monte Carlo permutation tests (with 999 runs) were used to test for non-random patterns in the ordinations. The permutations were performed so that they reflected the temporal and spatial distribution of catches: the lines of traps were permuted as line transects and the emptying visits as a time series. We used log-transformed species data to level off great differences in catch sizes among individual species in the samples, and applied the CANOCO downweighting of rare species option to minimise the possible effects of species caught in very small numbers. Because empty rows in the data matrices (zero catches) precluded using more complex permutation designs, we added a miniscule value (0.0001) to each data matrix cell.

Life-history traits

Traits of individual species belong to both groups – as summarised for Czech spiders by Buchar and Ruzicka (2002) and for Czech ground beetles by Hurka (1996) (humidity and light requirements) and Hurka et al. (1996) (habitat quality) – were used to compare samples from different conditions. We considered (i) habitat quality, a ranked variable based on

categorisation by Buchar (1983) distinguishing relic ('species restricted to natural, undisturbed habitats'), adaptable ('able to colonise both undisturbed and moderately disturbed habitats'), and eurytopic species ('colonising even heavily anthropically disturbed sites') (details in Tropek and Konvicka 2008); (ii) humidity requirement, a ranked variable with five states (very dry, dry, semi-humid, humid, very humid); (iii) light requirement, ranked with five states (dark, shaded, partly shaded, semi-open, open); (iv) distribution extent, a numeric variable expressed as the number of occupied grid squares in the Czech distribution atlases (spiders: Buchar and Ruzicka 2002, ground beetles: Skoupy 2004). Because Skoupy (2004) does not include two genera of large-bodied beetles, *Cicindela* and *Carabus*, we replaced the missing information for captured species by means computed for all remaining ground beetles (i.e., strengthening the null hypothesis of no pattern).

For each of the above life-history traits, we first substituted the numeric values of the traits for each captured individual. We thus obtained means of the respective trait per trap (weighted average values). For the next step, we compared the traps with respect to character (quarry vs. seminatural sites) using one-way ANOVA. The non-parametric Kruskal-Wallis ANOVA was used to compare the traps according to substrate (granulite vs. limestone) and biotope (herbaceous, scrubby and rocky biotopes). The non-parametric test was selected because of the non-optimal design (no rocky biotopes at seminatural sites).

Results

The total catches consisted of 3029 individuals of 132 spider species and 2937 individuals of 71 ground beetle species.

As shown by the rarefaction curves (Fig. 2), a higher richness of both groups of epigeic arthropods occurred in seminatural sites, this difference was more distinct for spiders. The two groups did not differ in the numbers of species in different substrates. In both ground beetles and spiders, herbaceous biotope contained the highest species richness, curves for scrubby biotopes had a similar shape but contained significantly less species, whereas rocky walls were the poorest. A majority of the curves approached asymptotic pla-

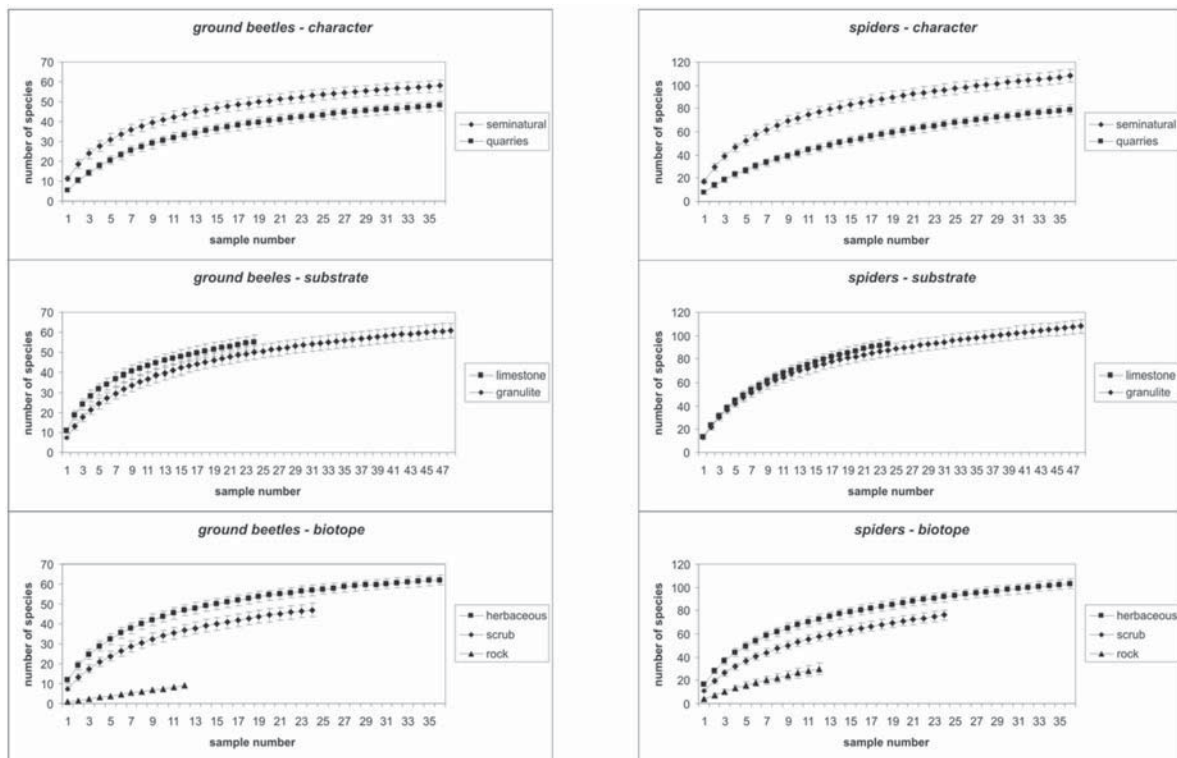


Figure 2. Sample rarefaction curves for pitfall catches of ground beetles and spiders. *Character* compares quarry and seminatural sites, *biotope* compares rocky, herbaceous and scrubby biotopes, and *substrate* compares granulite and limestone. The bars are standard deviation values.

teaux, except for the curves from the rocky biotope, which was probably caused by the low number of caught species.

In ordinations (Fig. 3), quarries differed from seminatural sites in species compositions of both groups (ground beetles: $F = 9.09$, $p = 0.001$; spiders: $F = 8.16$, $p = 0.001$). In ground beetles (Fig. 3a), the group associated with quarries consisted almost exclusively of species tolerating repeated mechanical disturbance, as many of the species occur, e.g., on regularly ploughed arable fields (*Bembidion quadrimaculatum*, *Bembidion lampros*, *Harpalus affinis*, *Pterostichus melanarius*, *Calathus erratus*, *Calathus melanocephalus*, *Poecilus cupreus*, *Poecilus versicolor*). The group appeared rather homogeneous internally, displaying low scatter along the second ordination axis. The species associated with seminatural sites formed a rather wide second-axis gradient, from species with lower humidity requirements of closed-sward grasslands in negative values of the second ordination axis (e.g., *Amara equestris*, *Amara montivaga*) to species with higher humidity requirements of shady, wooded habitats (*Abax parallelepipedus*, *Pterostichus burmeisteri*).

The homogeneous group of spiders associated with quarries (Fig. 3b) contained several species of early-successional rocks (*Drassyllus pusillus*, *Hahnina nava*, *Meioneta rurestris*, *Oedothorax apicatus*, *Phrurolithus festivus*) or xeric grasslands (*Talavera petrensis*, *Xerolycosa nemoralis*). The group associated with seminatural sites appeared more heterogeneous, containing species of woodland (*Coelotes terrestris*,

Histoipona torpida, *Haplodrassus silvestris*, *Pardosa lugubris*) and dry grassland (*Xysticus robustus*, *Zodariion germanicum*, *Alopecosa trabalis*, *Zelotes electus*, *Trachyzelotes pedestris*).

The comparison of life-history traits (Table 2) revealed, with regard to character, that quarries were inhabited by spiders with limited distribution extent and by spiders requiring more open habitats, whereas no such pattern applied for ground beetles. Regarding biotope, catches of ground beetles from herbaceous biotopes contained species of higher quality habitats than catches from scrub and rock, with no such pattern for catches of spiders. Scrubby biotopes hosted both ground beetles and spiders preferring higher humidity. Herbaceous and rocky biotopes (for both groups) hosted species demanding more light. Catches of spiders but not of ground beetles differed in terms of distribution extent: rocky biotopes hosted rarer spiders than scrubby and herbaceous biotopes. Regarding *substrate*, limestone catches contained both ground beetles and spiders with limited distribution extent.

Discussion

Our study revealed several similarities in occupancy patterns of quarries and adjoining seminatural habitats by ground beetles and spiders. For both groups, species richness was higher in the seminatural habitats than in the quarries, herbaceous biotopes were species-richer than scrubby and rocky biotopes. Assemblages inhabiting the quarries were

Table 2. Comparisons of life-history traits of catches of ground beetles and spiders originating from quarries and at adjoining seminatural sites in the Blansky les Mts. Weighted averages per trap and individual were compared using ANOVA for *character* (quarries vs. seminatural sites), and by Kruskal-Wallis ANOVA for *substrate* (granulite vs. limestone) and *biotope* (rocky, herbaceous and scrubby). See ‘Material and methods’ for life-history traits description.

Traits compared	Ground beetles				Spiders			
	ANOVA	df	F	p	Direction	F	p	Direction
<i>character</i>								
Habitat quality	1	0.72	ns	-	1.69	ns	-	
Humidity requirement	1	0.02	ns	-	0.01	ns	-	
Light requirement	1	2.39	ns	-	26.61	**	q > sn	
Distribution extent	1	0.03	ns	-	42.93	**	sn > q	
<i>substrate</i>								
Habitat quality	1	1.02	ns	-	0.24	ns	-	
Humidity requirement	1	3.09	ns	-	0.66	ns	-	
Light requirement	1	1.40	ns	-	1.53	ns	-	
Distribution extent	1	8.64	**	g > l	9.13	*	g > l	
<i>biotope</i>								
Habitat quality	2	28.06	**	(sc = r) < h	0.19	ns	-	
Humidity requirement	2	16.97	**	sc > (h = r)	8.06	*	sc > (h = r)	
Light requirement	2	43.29	**	sc < (h = r)	27.84	**	sc < (h = r)	
Distribution extent	2	3.57	ns	-	12.04	*	(sc = h) > r	

Abbreviations in column “direction” – Character: q, quarry; sn, seminatural. – Biotope: h, herbaceous; r, rocky; sc, scrubby. – Substrate: g, granulite; l, limestone. ns: not significant; *: p < 0.05; **: p < 0.01.

formed by significantly different sets of species than those inhabiting the seminatural habitats. The substrate had no effect on species richness of both groups, but limestone sites hosted spiders and ground beetles demanding habitats of higher quality (according to Buchar 1983). Importantly, the quarries tended to be occupied by regionally rarer spiders (Tropek and Konvicka 2008), but no such pattern applied to

ground beetles. A survey limited to ground beetles only, as well as a survey limited to species richness, would therefore fail to detect the conservation potential of the quarries.

The differences in life-history traits between the two groups were not dramatic: none of the life-history patterns disclosed for one group went in an opposing direction for the other group. Still, the few differences between ground bee-

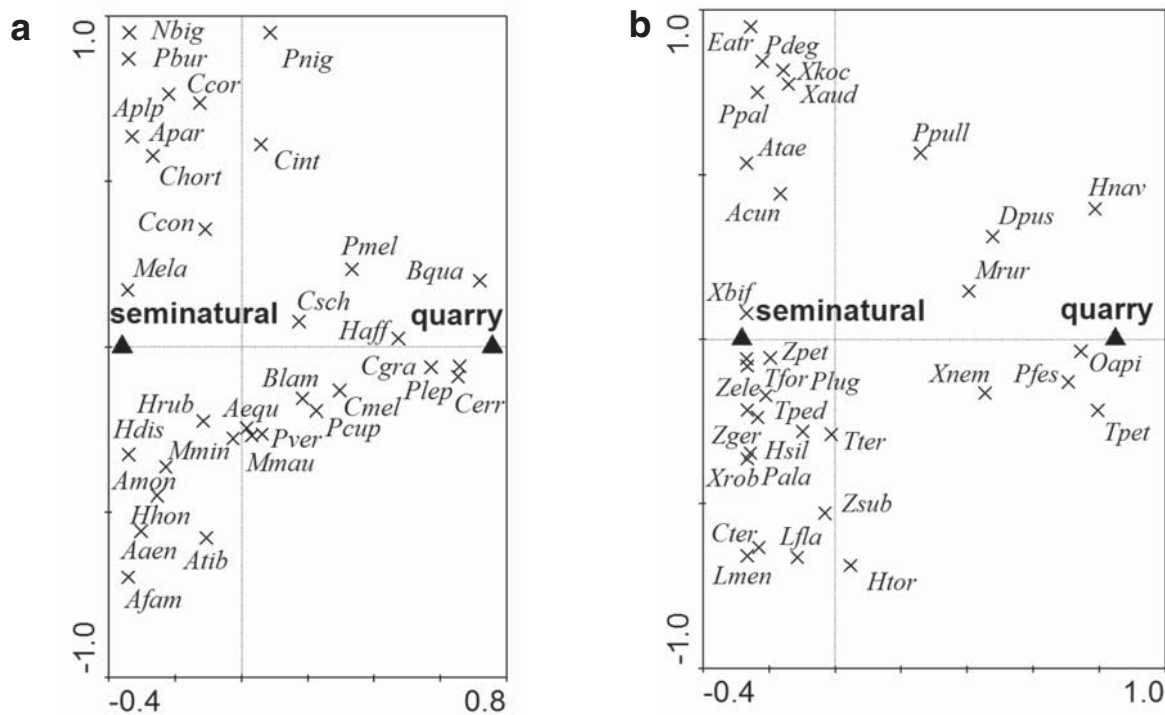


Figure 3. Ordination diagram of CCA analysis, comparing ground beetles and spiders catches in quarries and adjoining seminatural habitats of the Blansky les Mts. (a) Ground beetles: 1st axis % var. expl. = 2.6, F = 9.09, p = 0.001. (b) Spiders: 1st axis % var. expl. = 2.2, F = 8.16, p = 0.001. Only species having the highest fit (more than three per cent) to the ordination model are shown. See Appendix, for species names.

tles and spiders warrant interpretation, considering that our survey targeted two groups of remarkably similar ecology, both being composed of ground-dwelling predators. Among the recent studies using multi-taxa approach for comparing the conservation value of habitats, disparities seem to be frequent among groups exhibiting different life-history traits. Examples include comparisons between generalist and specialist beetles (Batáry et al. 2007), diurnal butterflies and nocturnal moths (Ricketts et al. 2002, Cremene et al. 2005, Baur et al. 2006), and vertebrates, invertebrates and plants (e.g., Kati et al. 2004, Roth et al. 2008).

The fact that the quarries tended to be colonised by regionally rare spiders but not by regionally rare ground beetles is probably due to differences in the composition of species pools providing colonists for these early-successional sites (cf. Brandle et al. 2003, Broring and Wiegleb 2005, Novak and Konvicka 2006). Czech spider fauna contains a considerable number of specialists of open rocks and scree, many of them with restricted distribution and of conservation interest (Ruzicka 2000, Buchar and Ruzicka 2002). Rocky habitats are rare in the wide environs of study sites, but spiders as a group are efficient colonisers, profiting from the ability of ballooning (Wheater et al. 2000, Edwards and Thornton 2001, Weyman et al. 2002). On the other hand, practically all ground beetles inhabiting the quarries were common generalists, occurring at such inhospitable habitats as arable fields. Because they depend on ground-running or on active, distance-limited flight (cf. Small et al. 2006, Gutierrez et al. 2004) or form fully-winged adults just occasionally (Hurka 1996, Kotze and O'Hara 2003), ground beetles are poorer dispersers than spiders. Typical habitats of the rare representatives of Czech ground beetles that exploit early-successional conditions include exposed riverine sediments and gravel and sand beds. These species usually disperse along water courses (Andersen 2000, Andersen and Hanssen 2005, Bates et al. 2007). Because none of our quarries adjoined a river, they were still not accessible for such colonists.

Conclusions for conservation and monitoring

The previous finding that quarries tended to be colonised by regionally rare species of spiders (Tropék and Konvicka 2008) did not apply to ground beetles. This observation supports the claims that assessment of conservation value of natural localities, and planning of their future uses, should be based on multiple groups. This multi-taxa or 'shopping basket' approach (Niemela and Baur 1998, Sauberer et al. 2004) may be particularly important for heavily human-exploited, early-successional or dynamic environments, such as various kinds of post-industrial barrens, where taxon-specific peculiarities in dispersal and colonisation ability affect the composition of local communities.

Another message of this study is the necessity to consider species identities, and life-history traits, in conservation surveys and monitoring. Too often, monitoring projects conclude by comparing species richness or such indices as diversities or specialists: generalists ratios. In our case, the sites

did not differ in species richness at all. Considering that data collection and species identification consume the largest shares of monitoring costs, it is unwise to stop and only compare richness, and it is highly desirable to invest into deeper, species-level analyses.

Acknowledgements: We are grateful to J. Benes and K. Prach for fruitful discussions about post-industrial sites, to A. Kodadkova and P. Pech for help in the field, to M. Sweney for proofreading the English and to the Czech Ministry of Education (MSM 6007665801, LC06073) and the Czech Science Foundation (206/08/H044) for financial support.

References

- Andersen, J. 2000. What is the origin of the carabid beetle fauna of dry, anthropogenic habitats in western Europe? *J. Biogeogr.* 27: 795-806.
- Andersen, J. and O. Hanssen. 2005. Riparian beetles, a unique, but vulnerable element in the fauna of Fennoscandia. *Biodiv. Conserv.* 14: 3497-3524.
- Balmer, O. and A. Erhardt. 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. *Conserv. Biol.* 14: 746-757.
- Batáry, P., A. Báldi, G. Szél, A. Podlussany, I. Rozner and S. Erdős. 2007. Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Divers. Distrib.* 13: 196-202.
- Bates, A.J., J.P. Sadler, J.N. Perry. and A.P. Fowles. 2007. The microspatial distribution of beetles (Coleoptera) on exposed riverine sediments (ERS). *Eur. J. Entomol.* 104: 479-487.
- Baur, B., C. Cremene, G. Groza, L. Rakosy, A.A. Schileyko, A. Baur, P. Stoll and A. Erhardt. 2006. Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biol. Conserv.* 132: 261-273.
- Benes, J., P. Kepka and M. Konvicka. 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conserv. Biol.* 17: 1058-1069.
- Brandle, M., W. Durka, H. Krug and R. Brandl. 2003. The assembly of local communities: Plants and birds in non-reclaimed mining sites. *Ecography* 26: 652-660.
- Bried, J.T., B.D. Herman and G.N. Ervin. 2007. Umbrella potential of plants and dragonflies for wetland conservation: a quantitative case study using the umbrella index. *J. App. Ecol.* 44: 833-842.
- Broring, U. and G. Wiegleb. 2005. Soil zoology II: Colonization, distribution, and abundance of terrestrial Heteroptera in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecol. Eng.* 24: 135-147.
- Buchar, J. 1983. Artenklassifikation der Arachnofauna Bohmens als Mittel zur Bioindikation der Umweltqualität. *Fauna Bohem. septentr.* 8: 119-135.
- Buchar, J. and V. Ruzicka. 2002. *Catalogue of Spiders of the Czech Republic*. Peres press, Prague.
- Clarke, K.R. 1993. Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.
- Cremene, C., G. Groza, L. Rakosy, A.A. Schileyko, A. Baur, A. Erhardt and B. Baur. 2005. Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conserv. Biol.* 19: 1606-1618.

- Devictor, V., R. Julliard and F. Jiguet. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117: 507-514.
- Dufrene, M. and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345-366.
- Edwards, J.S. and I.W.B. Thornton. 2001. Colonization of an island volcano, Long Island, Papua New Guinea, and an emergent island, Motmot, in its caldera lake. VI. The pioneer arthropod community of Motmot. *J. Biogeogr.* 28: 1379-1388.
- Fleishman, E., D.D. Murphy and P.E. Brussard. 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecol. Appl.* 10: 569-579.
- Gotelli, N.J. and R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379-391.
- Gutierrez, D., R. Menendez and M. Mendez. 2004. Habitat-based conservation priorities for carabid beetles within the Picos de Europa National Park, northern Spain. *Biol. Conserv.* 115: 379-393.
- Hammer, O., D.A.T. Harper and P.D. Ryan. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4, http://palaeo-electronica.org/2001_2001/past/issue2001_2001.htm.
- Hodacova, D. and K. Prach. 2003. Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restor. Ecol.* 11: 385-391.
- Hurka, K. 1996. *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*. Kabourek, Zlin.
- Hurka, K., P. Vesely and J. Farkac. 1996. Die Nutzung der Laufkafer (Coleoptera: Carabidae) zur Indikation der Umweltqualität. *Klapalekiana* 32: 15-26.
- Kadlec, T., J. Benes, V. Jarosik and M. Konvicka. 2008. Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and bumblebee fauna in Prague reserves over three decades. *Landsc. Urban Plann.* 85: 1-11.
- Kati, V., P. Devillers, M. Dufrene, A. Legakis, D. Voko and P. Lebrun. 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conserv. Biol.* 18: 667-675.
- Kotze, D.J. and R.B. O'Hara. 2003. Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia* 135: 138-148.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecol. Appl.* 2: 203-217.
- Kremen, C., R.K. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss and M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages – their use in conservation planning. *Conserv. Biol.* 7: 796-808.
- Lambeck, R.J. 1997. A multi-species umbrella for nature conservation. *Conserv. Biol.* 11: 849-856.
- Lawton, J.H., D.E. Bignell, B. Bolton, G.F. Bloemers, P. Eggleton, P.M. Hammond, M. Hodda, R.D. Holt, T.B. Larsen, N.A. Mawdsley, N.E. Stork, D.S. Srivastava and A.D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76.
- Lepš, J. and P. Šmilauer. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lovell, S., M. Hamer, R. Slotow and D. Herbert. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biol. Conserv.* 139: 113-125.
- Marc, P., A. Canard and F. Ysnel. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agr. Ecosyst. Environ.* 74: 229-273.
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* 73: 181-201.
- Niemela, J. and B. Baur. 1998. Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodiv. Conserv.* 7: 1407-1416.
- Novak, J. and M. Konvicka. 2006. Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecol. Eng.* 26: 113-122.
- Owens, I.P.F., P.M. Bennett and P.H. Harvey. 1999. Species richness among birds: body size, life history, sexual selection or ecology? *Proc. Roy. Soc. Lond. B – Biol. Sci.* 266: 933-939.
- Pearson, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. B – Biol. Sci.* 345: 75-79.
- Prach, K. and P. Pysek. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17: 55-62.
- Rainio, J. and J. Niemela. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiv. Conserv.* 12: 487-506.
- Ricketts, T.H., G.C. Daily and P.R. Ehrlich. 2002. Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biol. Conserv.* 103: 361-370.
- Roberge, J.M. and P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conserv. Biol.* 18: 76-85.
- Rosenzweig, M.L. 2003. Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx* 37: 194-205.
- Roth, T., V. Amrhein, B. Peter and D. Weber. 2008. A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agr. Ecosyst. Environ.* 125: 167-172.
- Ruzicka, V. 2000. Spiders in rocky habitats in Central Bohemia. *J. Arachnology* 28: 217-222.
- Samways, M.J. 2007. Insect conservation: A synthetic management approach. *Ann. Rev. Entomol.* 52: 465-487.
- Sauberer, N., K.P. Zulka, M. Abensperg-Traun, H.M. Berg, G. Bieringer, N. Milasowszky, D. Moser, C. Plutzer, M. Pollheimer, C. Storch, R. Trostl, H. Zechmeister and G. Grabherr. 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biol. Conserv.* 117: 181-190.
- Schulz, F. and G. Wiegand. 2000. Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degrad. Dev.* 11: 99-110.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biol. Conserv.* 83: 247-257.
- Skoupy, V. 2004. *Ground-beetles (Coleoptera: Carabidae) of the Czech and Slovak Republics of Jan Pulpan's Collection*. Public History, Prague.
- Small, E., J.P. Sadler and M. Telfer. 2006. Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages? *Sci. Total Environ.* 360: 205-222.
- Spitzer, L., M. Konvicka, R. Tropek, J. Benes, I.H. Tuf and J. Tufova. 2008. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biol. Conserv.* 141: 827-837.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.

- ter Braak, C.J.F. and P. Smilauer. 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Thomas, J.A. 1993. Holocene climate changes and warm man-made refugia may explain why a sixth of British butterflies inhabit unnatural early-successional habitats. *Ecography* 16: 278-284.
- Thomas, J.A., M.G. Telfer, D.B. Roy, C.D. Preston, J.J.D. Greenwood, J. Asher, R. Fox, R.T. Clarke and J.H. Lawton. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879-1881.
- Tropék, R. and M. Konvicka. 2008. Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degrad. Dev.* 19: 104-114.
- Vessby, K., B. Soderstrom, A. Glimskar and B. Svensson. 2002. Species-richness correlations of six different taxa in Swedish semi-natural grasslands. *Conserv. Biol.* 16: 430-439.
- Weyman, G.S., K.D. Sunderland and P.C. Jepson. 2002. A review of the evolution and mechanisms of ballooning by spiders inhabiting arable farmland. *Ethol. Ecol. Evol.* 14: 307-326.
- Wheater, C.P. and W.R. Cullen. 1997. The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire. *Restor. Ecol.* 5: 77-84.
- Wheater, C.P., W.R. Cullen and J.R. Bell. 2000. Spider communities as tools in monitoring reclaimed limestone quarry landforms. *Landscape Ecol.* 15: 401-406.
- Wiegand, G. and B. Felinks. 2001. Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Appl. Veg. Sci.* 4: 5-18.
- Appendix. Key to species abbreviations.**
- Ground beetles (Figure 3a). Aaen – *Amara aenea* (De Geer, 1774); Aequ – *Amara equestris* (Duftschmid, 1812); Amon – *Amara montivaga* Sturm, 1825; Apar – *Abax parallelus* (Duftschmid, 1812); Aplp – *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher, 1783); Atib – *Amara tibialis* (Paykull, 1798); Blam – *Bembidion lampros* (Herbst, 1784); Bqua – *Bembidion quadrimaculatum* (Linnaeus, 1761); Ccon – *Carabus convexus* Fabricius, 1775; Ccor – *Carabus coriaceus* Linnaeus, 1758; Cerr – *Calathus erratius* (C. R. Sahlberg, 1827); Cgra – *Carabus granulatus* Linnaeus, 1758; Chor – *Carabus hortensis* Linnaeus, 1758; Cmel – *Calathus melanocephalus* (Linnaeus, 1758); Csch – *Carabus scheidleri* Panzer, 1799; Haff – *Harpalus affinis* (Schrank, 1781); Hdis – *Harpalus distinguendus* (Duftschmid, 1812); Hhon – *Harpalus honestus* (Duftschmid, 1812); Hrub – *Harpalus rubripes* (Duftschmid, 1812); Mela – *Molops elatus* (Fabricius, 1801); Mmau – *Microlestes maurus* (Sturm, 1827); Mmin – *Microlestes minutulus* (Goeze, 1777); Nbig – *Notiophilus biguttatus* (Fabricius, 1799); Pbur – *Pterostichus burmeisteri* Heer 1841; Pcup – *Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758); Plep – *Poecilus lepidus* (Leske, 1785); Pmel – *Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798); Pver – *Poecilus versicolor* (Sturm, 1824).
- Spiders (Figure 3b). Acun – *Alopecosa cuneata* (Clerck, 1757); Ataa – *Alopecosa taeniata* (C. L. Koch, 1835); Cter – *Coelotes terrestris* (Wider, 1834); Dpus – *Drassyllus pusillus* (C. L. Koch, 1833); Eatr – *Erigone atra* Blackwall, 1833; Hnav – *Hahnina nava* (Blackwall, 1841); Hsil – *Haplodrassus signifer* (C. L. Koch, 1839); Htorp – *Histopona torpida* (C. L. Koch, 1834); Lfla – *Lepthyphantes flavipes* (Blackwall, 1854); Lmen – *Lepthyphantes mengei* Kulczynski, 1887; Mrur – *Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1836); Oapi – *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850); Pala – *Pardosa alacris* (C. L. Koch, 1833); Pdeg – *Pachygnatha degeeri* Sundevall, 1830; Pfes – *Phrurolithus festivus* (C. L. Koch, 1835); Plug – *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802); Ppal – *Pardosa palustris* (Linnaeus, 1758); Ppul – *Pardosa pullata* (Clerck, 1757); Tfor – *Thanatus formicinus* (Clerck, 1757); Tped – *Trachyzelotes pedestris* (C. L. Koch, 1837); Tpet – *Talavera petrensis* (C. L. Koch, 1837); Tter – *Trochosa terricola* Thorell, 1856; Xaud – *Xysticus audax* (Schrank, 1803); Xbif – *Xysticus bifasciatus* C. L. Koch, 1837; Xkoc – *Xysticus kochi* Thorell, 1872; Xnem – *Xerolycosa nemoralis* (Westring, 1861); Xrob – *Xysticus robustus* (Hahn, 1832); Zele – *Zelotes electus* (C. L. Koch, 1839); Zger – *Zodarion germanicum* (C. L. Koch, 1837); Zpet – *Zelotes petrensis* (C. L. Koch, 1839); Zsub – *Zelotes subterraneus* (C. L. Koch, 1833).

Received January 21, 2008
 Revised June 24, 2008
 Accepted October 17, 2008

Shrnutí a závěr

V této práci prezentuji a v rámci jednotlivých článků zhodnocuji využití střevlíkovitých brouků jako vhodné bioindikační skupiny pro hodnocení kvality prostředí. Střevlíkovití mají neoddiskutovatelnou výhodu ve stupni poznání biologie jednotlivých druhů, a to jak druhů běžných tak i vzácných žijících v teritoriu střední Evropy. Použitím těchto znalostí v co nejvyšší komplexitě (tj. například bionomie, adaptabilita, rozšíření v České republice apod.) a jejich nálednou kategorizací, získáváme při statistickém zpracování dat o složení společenstev přesnější výsledky, lépe hodnotíme kvalitu zkoumaného prostředí. Přesto je pro celkovou interpretaci složení společenstev vhodné a mnohdy i nezbytné použít data získaná komplementárním sběrem i jiných skupin živočichů či rostlin. Střevlíkovití jsou totiž přes povětšinou epigeický způsob života skupinou vnitřně značně diferenciovanou (potravní nároky, nároky na životní prostředí, adaptace na život v extrémních podmínkách...), což je zohledněno v nejpoužitelnější kategorizaci v bioindikaci dle HŮRKY et al. (1996).

V rámci prvních dvou publikací (I a II) jsme se zaměřili na použití a ověření metodiky a bioindikaci střevlíkovitých v lesních podmínkách. První studii (Publikace I) jsme zaměřili na srovnání fauny dvou lesních rezervací s obdobným lesním porostem, přičemž pouze jedna je nejvýznamnějším suťovým lesem ve Vsetínských vrších. Mimo střevlíkovitých jsme studovali přítomnost bioindikačních druhů ve společenstvech dalších epigeických bezobratlých – pavouků a dalších. Bohužel v rámci této studie byly v obou rezervacích zaznamenány jen dva druhy střevlíkovitých hodnocené HŮRKOU et al. (1996) jako reliktní. Žádný z těchto dvou druhů a ani další zjištěné druhy střevlíkovitých nevykazovaly dle znalostí jejich ekologie afinitu ke kamenitému podkladu v lesích. Naproti tomu byly v rezervacích zastiženy druhy pavouků, které tuto afinitu dle literatury vykazují. Pro vyhodnocení kvality těchto rezervací se zřetelem na přítomnost rozsáhlé sítě bylo proto nutné zapojení dat dalších epigeických bezobratlých (zde pavouků). Námi zjištěné společenstvo střevlíkovitých rovněž neobsahovalo žádné "malé" druhy, druhy arborikolní a druhy prokazatelně preferující světlý les.

Na tyto a další zimující bezobratlé jsme se proto zaměřili ve druhé studii prezentované v této práci (Publikace II). Sběrem zimujících bezobratlých na různě osluněných stromech jedle bělokoré – přirozené součásti lesních porostů před dobou s významným ovlivněním struktury lesů člověkem – jsme zastihli i společenstvo arborikolních střevlíků. Dva ze zjištěných druhů se vyskytují v lesním prostředí často podél vodotečí a byli nalezeni vždy na jedlích v ekotonu lesa. Výskyt těchto dvou druhů střevlíků v podmínkách lesních porostů ve středních výškách naznačuje, že i jedlobučiny měly v ještě v nedávné nedávné historii přirozeně otevřenější strukturu než je tomu nyní, a to i díky lokálním povodním a následně vyvolaným sesuvům.

Dále jsme při hodnocení kvality prostředí zkoumali nížinné lesy, které by dle teorií měly mít otevřenější a věkově různorodější strukturu (Publikace III). Studium jsme zaměřili na vyhodnocení oborového hospodaření v lese, kde se na části ploch nadále využívají tradiční lesnické metody, formy výmladkového hospodaření. Jako bioindikační skupinu jsme zvolili

epigeické bezobratlé, včetně střevlíkovitých. Naše výsledky ukázaly, že světlý les hostí více druhů střevlíkovitých, více druhů chráněných a dle kategorizace (HŮRKA et al. 1996) i druhů reliktních vyžadujících otevřený světlý les (STANOVSKÝ J. & PULPÁN J. 2006). Oborové hospodaření a zvláště části lesních porostů s velmi vysokými stavy zvěře naopak korelovaly negativně s druhovou diverzitou i přítomností ochráněných zajímavých druhů. Výsledky byly konzistentní i se závěry získanými analýzou společenstva pavouků, stonožek, mnohonožek, sekáčů a stejnonožců. Nížinné lesy ve střední Evropě tedy musely mít dříve výrazně jinou, otevřenější strukturu. Tato struktura byla uchovávána v posledních staletích zvláště speciálními lesnickými postupy, např. pěstování pařezin či středního lesa. Bez obnovy těchto lesnických postupů není možné uchovat bohatou biodiverzitu epigeického hmyzu, který se na světlé nížinné lesy váže. V případě lesních druhů střevlíkovitých bylo za dané metodiky užití střevlíkovitých vyhodnoceno jako vhodné.

Skupinu střevlíkovitých jsme použili dále pro zhodnocení přírodních hodnot čistě antropogenního biotopu – černouhelných hald a výsypek na Kladensku (Publikace IV). Potenciál černouhelných hald jako náhradní biotop s vysokou biodiverzitou v biologicky sterilní kulturní krajině je nyní ohrožen jak rekultivačními snahami, tak pokročilou sukcesí. Mimo střevlíkovité brouky jsme zde sledovali i další skupiny bezobratlých a hmyzu a také cévnaté rostliny. Pokud jsme vyhodnotili prostou druhovou bohatost jednotlivých společenstev, dvě skupiny (křísi a herbivorní brouci), byly asociovány s prostředím rekultivovaných hald. Pokud jsme ale zohlednili i kategorie ohroženosti z Červeného seznamu a dále i životní nároky zaznamenaných druhů, průkazně se projevila asociace všech zkoumaných skupin k prostředí hald ponechaných přirozené sukcesí oproti rekultivovaným haldám. Potenciál raně až středně sukcesních stádií nerekulivovaných hald byl tedy dostatečně vyhodnotitelný za použití skupiny střevlíkovitých, další skupiny však v žádoucí míře zostřily a podložily interpretaci.

V rámci hodnocení vápencových lomů v Českém krase a jižních Čechách (Publikace V a VI) jsme došli k jiným výsledkům. Při vyhodnocení dat se ukázalo, že prostředí nerekulivovaných lomů v Českém krase, na rozdíl od většiny dalších skupin, nehostilo z pohledu ohroženosti sledovaných druhů dle Červeného seznamu (FARKAČ et al. 2005) a jejich životních nároků kvalitnější společenstvo střevlíkovitých, než jaké bylo asociováno s rekultivovanými částmi lomů. Jako jediná skupina ze zkoumaných také v prostředí rekultivovaných částí dosáhlo společenstvo střevlíkovitých vyšší druhové bohatosti než v částech ponechaných přirozené sukcesí. Pouze použití metody zemních pastí zde nezaznamenalo zřejmě dostatečně celé společenstvo střevlíkovitých díky adaptacím a extrémním podmínkám holého kamenitého podkladu a bez zapojení poznatků dalších skupin by nebyl potenciál lomů v ochraně přírody dostatečně ohodnocen (Publikace V). Obdobně nebyly v prostředí lomů v jižních Čechách, na rozdíl od společenstva pavouků, zjištěny ohrožené druhy střevlíkovitých asociovaných s prostředím rané sukcese a s prostředím kamenitých biotopů vůbec (Publikace VI). Kromě možného omezení použité metodiky

zemních pastí a pastí na kolmých lomových stěnách je v tomto případě možné, že lomy v lesním prostředí nebyly dosud osídleny pionýrskými druhy střevlíků – na rozdíl od pavouků.

Střevlíkovití mohou sloužit jako vhodná skupina pro bioindikaci zachovalosti a potenciálu biotopů v ochraně přírody. Vzhledem k omezení dané nejčastěji používanou metodikou je pro snížení pravděpodobnosti chybné interpretace nutné studii stavět vždy na co nejširším spektru vyhodnocovaných skupin rostlin a živočichů. Zároveň je nutné analyzovat nejen pouhou druhovou bohatost společenstev, ale do statistického zpracování zapojit i další proměnné (životní nároky, vazbu na biotop, ochranný status dle českých zákonů či Červeného seznamu či znalosti o rozšíření druhů v České republice).

Literatura

- ABSOLON et al. (1994): Metodika sběru dat pro biomonitoring v chráněných územích. ČÚOP Praha, 70 pp.
- ADIS J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zool. Anz. Jena* 202: 177-184.
- ALLEGRO G. & SCIACY R. (2003): Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *Forest Ecology and Management* 175: 275–284.
- ANDERSEN J. (1995): A comparison of pitfall trapping and quadrat sampling of Carabidae (Coleoptera) on river banks. *Entomologica Fennica* 6: 65-77.
- BAKKER E.S., OLFF H., VANDENBERGHE C., DE MAEYER K., SMIT R., GLEICHMAN J.M. & VERA F.W.M. (2004): Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology* 41, 571–582.
- BEJČEK V. & ŠŤASTNÝ K. (eds) (2001): Metody studia ekosystémů. Skripta LF ČZU v Praze, Lesnická práce. 110 pp.
- BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLÍČKO A., VRABEC V., WEIDENHOFFER Z. (eds) (2002): *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II*. SOM, Praha, 857 pp.
- BENEŠ J., KEPKA P. & KONVIČKA M. (2003): Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17: 1058–1069.
- BENEŠ J., ČÍŽEK O., DOVALA J. & KONVIČKA M. (2006): Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237, 353-365.
- BERGMAN K.O. (2001): Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*. *J. Appl. Ecol.* 38, 1303–1313.
- BERGMAN K.O. & KINDVALL O. (2004): Population viability analysis of the butterfly *Lopinga achine* in a changing landscape in Sweden. *Ecography* 27, 49–58.
- BOHÁČ J. (1988): Využití společenstev drabčíkovitých (Coleoptera, Staphylinidae) k bioindikaci kvality životního prostředí. *Zprávy Čs. Spol. Ent.* 24: 33–41.
- BOHÁČ J. (2005): Brouci – střevlíkovití. 8 pp. In: KUČERA T. (ed.) (2005): Červená kniha biotopů České republiky. Dostupný z: <http://www.usbe.cas.cz/cervenakniha>.
- BOHAN D. A., BOHAN A. C., GLEN D. M., SYMONDSON W. O. C., WILTSHIRE C. W. & HUGHES L. (2000): Spatial dynamics of predation by carabid beetles on slugs. *Journal of Animal Ecology*, 69: 367–379.

- BOITEAU G. (1983): Activity and distribution of Carabidae, Arachnida, and Staphylinidae in New Brunswick potato fields. *Canadian Entomologist* 115: 1023–1030.
- BORGES P. (1992): The relative efficiency of formalin, vinegar and turquin in pitfall traps on an Azorean pine woodland area. *Actas do V. Congresso Ibérico de Entomologi*, pp 213–224.
- BRABEC L. (1997): Střevlíkovití (Coleoptera: Carabidae) okresu Vsetín. *Zpravodaj OVM Vsetín*, Vsetín, 1997: 13–28.
- BRADSHAW A. (1997): Restoration of mined lands — using natural processes. *Ecol. Eng.* 8: 255–269.
- BRADSHAW R.H.W., HANNON G.E. & LISTER A.M. (2003): A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management* 181, 267–280.
- BUCKLEY G.B. (ed.) (1992): *The Ecological Effects of Coppicing*. Chapman & Hall, London.
- BUCHAR J. (1983): Artenklassifikation der Arachnofauna Bohmens als Mittel zur Bioindikation der Umweltqualität. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 8: 119–135.
- CÍLEK V. (2002): *Krajiny vnitřní a vnější*. Nakl. Dokořán, 272 pp.
- CÍLEK V. (2005): Kladenské haldy, jejich význam, hodnota a možnosti revitalizace. *Ochrana přírody* 60: 214–217.
- CLARK M.S., GAGE S.H. & SPENCE J.R. (1997): Habitats and management associated with common ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Michigan agricultural landscape. *Environmental Entomology* 26: 519–527.
- COTE S.D., ROONEY T.P., TREMBLAY J.P., DUSSAULT C. & WALLER D.M. (2004): Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 113–147.
- DELCOURT H.R. & DELCOURT P.A. (1991): *Quaternary Ecology. A Paleoecological Perspective*, Chapman and Hall, London.
- DESENDER K. (1986): Pitfall trapping within enclosures: a method for estimating the relationship between the abundances of coexisting carabid species (Coleoptera: Carabidae). *Holarctic Ecology* 9: 245–250.
- DEVICTOR V., JULLIARD R. & JIGUET F. (2008): Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117: 507–514.
- FARKAČ J., KRÁL D. & ŠKORPÍK M. (eds) (2005): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.
- FEBER R.E., BRERETON T.M., WARRE, M.S. & OATES M. (2001): The impacts of deer on woodland butterflies: the good, the bad and the complex. *Forestry* 74, 271–276.

- FIRBAS F. (1935): *Bibliotheca Botanica* 112, 1–68
- FROLEC V. (1973): Rolnický dvůr v horských karpatských a balkánských oblastech jako společenská jednotka. *Agricultura carpatica* 1, Rožnov pod Radhoštěm, 59–65.
- FULLER R.J. & GILL R.M.A. (2001): Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74, 193–199.
- GREATOREX-DAVIES J.N., SPARKS T.H., JALL M.L. & MARRS R.H. (1993): The influence of shade on butterflies on ridges of coniferised lowland woods in southern England and implications for conservation management. *Biological Conservation* 63, 31–41.
- GREENSLADE P. J. M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *J. Anim. Ecol.* 33: 301–310.
- GUTIERREZ D., MENENDEZ R. & MENDEZ M. (2004): Habitat-based conservation priorities for carabid beetles within the Picos de Europa National Park, northern Spain. *Biol. Conserv.* 115: 379–393.
- HALSALL N. (1988): The efficiency of pitfall trapping for polyphagous predatory Carabidae. *Ecological Entomology* 13: 293–299.
- HANSSON L. (2001): Traditional management of forests: plant and bird community responses to alternative restoration of oak-hazel woodland in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 10, 1865–1873.
- HÉDL R., KOPECKÝ M. & KOMÁREK J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16: 267–276.
- HOMOLKA M. & HEROLDOVA M. (2003): Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *For. Ecol. Manage.* 181, 119–129.
- HONĚK A. (1988): The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Coleoptera) and Lycosidae (aranea) in cereal fields. *Pedobiologia* 32: 233–242.
- HORSÁK M. & HÁJKOVÁ P. (2005): The historical development of White Carpathian spring fens based on paleomalacological data. In: Poulíčková A., Hájek M. & Rybníček K. (eds) (2005): *Ecology and palaeoecology of spring fens of the West Carpathians*. Palackého University, pp. 63–68.
- HRNČIŘÍK J. (1989): Mykoflóra Vsetínska. *Zpravodaj Okresního vlastivědného muzea ve Vsetíně*, 1989: 42–45.
- HŮRKA K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín, 566 pp.
- HŮRKA K., VESELÝ P. & FARKAČ J. (1996): Die Nutzung der Laufkafer (Coleoptera: Carabidae) zur Indikation der Umweltqualität. *Klapalekiana*, 32: 15–26.
- HYKL R. (2000): Valašské lesy v proměnách času – 1. část. Valašsko, 1: 18–19.

- HYKL R. (2001): Valašské lesy v proměnách času – 2. část. Valašsko, 2: 19–21.
- CHYTRÝ M. (EDS) (2001): Katalog biotopů České republiky, AOPK, Praha.
- JAROŠÍK V. (1992): Pitfall trapping and species-abundance relationships: a value for carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Acta Entomologica Bohemoslovaca*, 89: 1–12.
- JANČÍK A. (1958): Odlesňování Těšínska v minulosti. Sborník Československé akademie zemědělských věd, lesnictví 11: 1017–1036.
- JOYS A.C., FULLER R.J. & DOLMAN P.M. (2004): Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England. *For. Ecol. Manage.* 202, 23–37.
- KAGAWA Y. & MAETO K. (2009): Spatial population structure of the predatory ground beetle *Carabus yaconicus* (Coleoptera: Carabidae) in the mixed farmland-woodland satoyama landscape of Japan. *European Journal of Entomology*.
- KALUSHKOV P., GUEORGUIEV B., SPITZER L. & NEDVĚD O. (2009): Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in genetically modified (Bt) and conventional (non-Bt) potato fields in Bulgaria. *Biotechnology & Biotechnological Equipment* 23: 1346–1350.
- KENDERES K., KRÁL K., VRŠKA T. & STANDOVAR T. (2009): Natural gap dynamics in a Central European mixed beech-spruce-fir old-growth forest. *Ecoscience* 16: 39–47.
- KOCH K. (1989): *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie*. Band 1. Goecke & Evers, Krefeld. 107 pp.
- KONVIČKA M. & KURAS T. (1999): Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví Czech Republic. *J. Insect Conserv.* 3, 211–223.
- KONVIČKA M., ČÍŽEK L. & BENEŠ J. (2004): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria Olomouc, 79 pp.
- KONVIČKA M., BENEŠ J. & ČÍŽEK L. (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria Olomouc, 127 pp.
- KOTZE D. J. & O'HARA R. B. (2003): Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia* 135: 138–148.
- KOTZE D. J., BRANDMAYR P., CASALE A., DAUFFY-RICHARD E., DEKONINCK W., KOIVULA M.J., LÖVEI G. L., 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. *ZooKeys* 100: 55–148.
- KRAUSS J., ALFERT T. & STEFFAN-DEWENTER I. (2009): Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 46: 194–202.
- KŘÍSTEK J. & URBAN J. (2004): Lesnická entomologie. Academia, Praha, 445 pp.

- LANG A. & GSÖDL S. (2001): Prey vulnerability and active predator choice as determinants of prey selection: a carabid beetle and its aphid prey. *Journal of Applied Entomology* 125: 53–61.
- LAROCHELLE A. (1990): The food of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae, including Cicindelidae). *Fabreries*, Supplément 5: 1–132.
- LEIBUNDGUT H. (1990): Waldbau als Naturschutz. Stuttgart, 123 pp.
- LUFF M. (1986): Aggregation of Some Carabidae in Pitfall Traps - den Boer et al.: Carabid beetles. Gustav Fischer. Stuttgart, New York.
- LOŽEK V. (1973): Příroda ve čtvrtohorách. Praha : Academia, 392 pp.
- LUNDHOLM J.T. & RICHARDSON P.J. (2010): Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *J. Appl. Ecol.* 47: 966–975.
- MACKOVČIN P. & JATIOVÁ M. (eds) (2002): Chráněná území ČR 2: Zlínsko. AOPK ČR & EkoCentrum Brno, Praha, pp. 376.
- MUDRÁK O., FROUZ J. & VELICHOVA V. (2010): Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecol. Eng.* 36: 783–790.
- NEDVĚD O., SPITZER L. & KALUŠKOV P. (2009): Impact of Bt potatoes on non-target arthropods. In: SEHNAL F., DROBNÍK J. (eds.): *White Book genetically modified crops*. Biology Centre of the Academy of Sciences of the Czech Republic, České Budějovice, p. 67.
- NIEMELA J. & BAUR B. (1998): Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodiversity Conservation* 7: 1407–1416.
- NIKLISSON M., ZIN E., ZIELONKA T., FEIJEN M., KORCZYK A.F., CHURSKI M., SAMOJLIK T., JEDRZEJEWSKA B., GUTOWSKI J.M. & BRZEZIECKI B. (2010): A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 2010, 98, 1319–1329.
- NOVÁK J. & PRACH K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6: 111–116.
- PAVELKA J. (1987): Ptačí společenstva v jedlobukovém pralesi Razula v mimohnízdním období. *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 36: 159–168.
- PAVELKA K. (1999–2000): Beskydské pralesy. 1.–3. část. Valašsko 1: 22–23, 2: 34–37, 3: 47–49.
- PAVELKA J. & TREZNER J. (eds) (2001): *Příroda Valašska (okres Vsetín)*. Český svaz ochránců přírody ZO ČSOP 76/06 Orchidea, Vsetín, 504 pp.
- PEKAR S. (2002): Differential effects of formaldehyde concentration and detergent on the catching efficiency of surface active arthropods by pitfall traps. *Pedobiologia* 4: 539–547.

- PETRUŠKA F. (1978): K možnosti úniku jednotlivých složek epigeické fauny polí z formalinových zemních pastí (Coleoptera). *Acta Univ. Pal. Ol. Fac. Rerum Naturalium* 31: 99–124.
- PIRO Z. & WOLFOVÁ J. (eds) (2008): Zachování biodiverzity karpatských luk. FOA, Nadační fond pro ekologické zemědělství, Praha, 108 pp.
- PODRÁZSKÝ V (2009): Význam přírodě blízkých způsobů pěstování lesů pro jejich stabilitu, produkční a mimoprodukční funkce. Výzkumná zpráva. FLD ČZU, Praha, 19 pp.
- POKORNÝ P. (2011): Neklidné časy. Dokořán, Praha. 370 pp.
- POLLARD E. & COOKE A.S. (1994): Impact of muntjac deer *Muntiacus reevesi* on egg-laying sites of the white admiral butterfly *Ladoga camilla* in a Cambridgeshire wood. *Biol. Conserv.* 70, 189–191.
- POLLARD E., WOIWOD I.P., GRETOREX-DAVIES J.N., YATES T.J. & WELCH R.C. (1998): The spread of coarse grasses and changes in numbers of lepidoptera in a woodland nature reserve. *Biol. Conserv.* 84, 17–24.
- PRACH K. (2008): Ecological restoration: principal, values, and structure of an emerging profession. *Restoration Ecology* 16: 730–730.
- PRACH K., BEJCEK V., BOGUSCH P., DVORAKOVA H., FROUZ J., HENDRYCHOVA M., KABRNA M., KOUTECKA V., LEPSOVA A., MUDRAK O., POLASEK Z., PRIKRYL I., REHOUNKOVA K., TROPEK R., VOLF O. & ZAVADIL V. (2011): Spoil heaps. In: REHOUNKOVA K., REHOUNEK J., PRACH K. (eds), Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic. University of South Bohemia, Ceske Budejovice, pp. 17–33.
- PRACH K. & HOBBS R.J. (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363–366.
- PRACH K. & PYŠEK P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PROCHÁZKA F. (2001): Black and red list of vascular plants of the Czech Republic – 2000. *Příroda*, 18, 1–166.
- PRŮŠA E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder – ihre Struktur und Ökologie, Academia, Praha.
- PYŠEK P., PRACH K., MÜLLEROVÁ J. & JOYCE C. (2001): The role of vegetation succession in ecosystem restoration: Introduction. *Applied Vegetation Science* 4: 3–4.
- RAINIO J. & NIEMELA J. (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiv. Conserv.* 12: 487–506.
- RACKHAM O. (1998): Savanna in Europe. In: KIRBY K.J. & WATKINS C. (eds): The ecological history of European forests. CAB International, Wallingford, pp. 1–24.
- RUIZ-JAEN M. C. & AIDE T. M. (2005): Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13: 569–577.

- RŮŽIČKA V. (1982): Modifications to improve the efficiency of pitfall traps. *Newsletter of the British Arachnological Society*: 34: 2–4.
- RYBNÍČKOVÁ E., HÁJKOVÁ P. & RYBNÍČEK K. (2005): The origin and development of spring vegetation and ecosystems – palaeogeobotanical results. In: Pouličková A., Hájek M. & Rybníček K. (eds) (2005): Ecology and palaeoecology of spring fens of the West Carpathians. Palackého University, pp. 63–68.
- ŘÍČAN G. (1932): Pastviny okresu vsetínského v Moravských Karpatech. – *Sborn. Přírod. Společ. Mor. Ostrava* 7: 25–90.
- SAARINEN K., JANTUNEN J. & VALTONEN A. (2005): Resumed forest grazing restored a population of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) in SE Finland. *Eur. J. Entomol.* 102, 683–690.
- SÁDLO J., POKORNÝ P., HÁJEK P., DRESLEŘOVÁ D. & CÍLEK V. (2005): Krajina a revoluce. Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. Malá Skála, Praha 2005, 248 pp.
- SASKA P., MARTINKOVÁ Z. & HONĚK A. (2010): Temperature and rate of seed consumption by ground beetles (Carabidae). *Biological Control* 52: 91–95.
- SASKA P., VAN DER WERF W., HEMERIK L., LUFF M. L., HATTEN T. D. & HONĚK A. (2013): Temperature effects on pitfall catches of epigeal arthropods: A model and method for bias correction. *Journal of Applied Ecology* 50: 181–189.
- SECHTEROVÁ E. (1992): Analýza epigeické arachnofauny lesních biotopů Beskyd (Araneae, Opiliones). PhD thesis, Institute of Industrial Landscape Ecology, Ostrava, 205 pp.
- SELYEMOVÁ D., ZACH P., NÉMETHOVÁ D., KULFAN J., ÚRADNÍK M., HOLECOVÁ M., KRŠIAK B., VARGOVÁ K. & OLŠOVSKÝ T. (2007): Assemblage structure and altitudinal distribution of lady beetles (Coleoptera, Coccinellidae) in the mountain spruce forests of Poľana Mountains, the West Carpathians. *Biológia* 62 (5): 610–616.
- SCHMIDT M.H., CLOUGH Y., SCHULZ W., WESTPHALEN A. & TSCHARNTKE T. (2006): Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. *Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution* 34: 159–162.
- SCHULZ F. & WIEGLEB G. (2000): Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation & Development* 11: 99–110.
- SCHERZINGER W. (1996): Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. *Laufener Seminar - Beitr.* 5: 30–42.
- SKOUPÝ V. (2004): Ground-beetles (Coleoptera: Carabidae) of the Czech and Slovak Republics of Jan Pulpan's Collection. Public History, Prague.
- SLÁMA M. E. F. (1998): Tesaříkovití – Cerambycidae České a Slovenské republiky (Brouci – Coleoptera). Milan Sláma, Krhanice, 383 pp.

- SMALL E., SADLER J. P. & TELFER M. (2006): Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages? *Sci. Total Environ.* 360: 205–222.
- SODHI N.S. & ERLICH P.R. (2010): *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. 358 pp.
- SPARKS T.H., PORTER K., GREATORIX-DAVIES J.N., HALL M.L. & MARRS R.H. (1994): The choice of oviposition sites in woodland by the Duke of Burgundy butterfly *Hamearis lucina* in England. *Biol. Conserv.* 70, 257–264.
- SPITZER L., TUF I., TUFOVÁ J. & TROPEK R. (2007): Příspěvek k poznání fauny epigeických bezobratlých dvou přírodních jedlobukových lesů ve Vsetínských vrších (Česká republika) Contribution to the knowledge of epigeic invertebrates of two seminatural fir-beech deciduous woodlands in the Vsetínské vrchy Hills, Western Carpathians (Czech Republic). *Práce a Stud. Muz. Beskyd (Přír. Vědy)* 19: 71–82.
- SPITZER L., KONVIČKA M., BENES J., TROPEK R., TUF I. H., TUFOVA J. (2008): Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation* 141: 827–837.
- SPITZER L., KONVIČKA O., TROPEK R., ROHÁČOVÁ M., TUF I. H. & NEDVĚD O. (2010): Společenstvo členovců (Arthropoda) zimujících na jedli bělokoré (*Abies alba*) na Valašsku (okr. Vsetín, Česká republika) (Assemblage of overwintering arthropods on white fir (*Abies alba*) in the Moravian Wallachia region (West Carpathians, Czech Republic).
- STANDOVÁR T. & KENDERES K. (2003): *Applied Ecology and Environmental Research* 1: 19-46.
- STANOVSKÝ J. & PULPÁN J. (2006): *Střevlíkovití brouci Slezska (severovýchodní Moravy)*. Muzeum Beskyd Frýdek-Místek, 159 pp.
- ŠAMONIL P. & VRŠKA T. (2007): Trends and cyclical changes in natural fir-beech forests at the north-western edge of Carpathians. *Folia Geobotanica* 42: 337–361.
- ŠEBEK P., ALTMAN J., PLÁTEK M. & ČIŽEK L. (2013): Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows. *PLoS ONE* 8(3): e60456. doi:10.1371/journal.pone.0060456.
- ŠKAPEC L. (ed.) (1992): Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSFR 3: Bezobratlí. Příroda, Bratislava.
- ŠŤASTNÝ J. (1971): *Tradiční zemědělství na Valašsku*. Praha, Universita Karlova. 198 pp.
- ŠUSTEK Z. (1994): Classification of the carabid assemblages in the floodplain forests in Moravia and Slovakia. p. 371–376. In: DESENDER K. et al. (eds): *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.
- ŠUSTEK Z. (2000): Spoločenstvá bystruškovitých (Coleoptera, Carabidae) a ich využitie jako doplnkovej charakteristiky geobiocenologických jednotiek: problémy a stav poznania. pp. 18–30. In: ŠTYKAR J. & ČERMÁK P. (eds): *Geobiocenologická typizace krajiny a její aplikace*. *Geobiocenol. Spisy* 5: 1–136.

- TKÁČIKOVÁ J. & SPITZER L. (2011): K zalesňování na Valašsku. *Valašsko – vlastivědná revue*, MRV Vsetín 2011/1: 30–34.
- TROPEK R. & KONVIČKA M. (2008): Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degrad. Dev.* 19: 104–114.
- TROPEK R., SPITZER L. & KONVIČKA M. (2008): Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecol.* 9, 177–184.
- TROPEK R., KADLEC T., KAREŠOVÁ P., SPITZER L., KOČÁREK P., MALENOVSKÝ P., BAŇAŘ P., TUF I.H., HEJDA M. & KONVIČKA M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. App. Ecol.* 47, 139–147.
- TROPEK R., KADLEC T., HEJDA M., KOČÁREK P., SKUHROVEC J., MALENOVSKÝ I., VODKA Š., SPITZER L., BAŇAŘ P. & KONVIČKA M. (2012): Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 43 (2012): 13–18.
- TROPEK R. & ŘEHOUNEK J. (eds) (2012): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR, v. v. i., Calla, České Budějovice. 152 pp.
- TUF I.H. & TUFOVÁ J. (2008): Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in the Czech Republic. *Casopis Slezského Muzea Opava (A)*, 57: 37–44.
- TYLER G. (2008): The ground beetle fauna (Coleoptera: Carabidae) of abandoned fields, as related to plant cover, previous management and succession stage. *Biodiversity and Conservation* 17: 155–172.
- VERA, F.W.M. (2000): *Grazing Ecology and Forest History*, CABI Publishing, Wallingford.
- VESELÝ P. (2002): *Střevlíkovití brouci Prahy*. Praha, 168 pp.
- VODKA Š., KONVIČKA M. & ČÍŽEK L. (2009): Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history. *J. Insect Conserv.* 13: 553–562.
- VON BRUNNER H., FRIESS T., BOROVSKY M., KOMPOSCH C., KOMPOSCH H., LAZAR R., LECHNER B., MARIANI O., MAURER B., PAILL W., SCHATZ I. & STIEGLER C. (2013): Invertebrate fauna of undercooled scree slopes in the eastern Alps – Characteristics, significance, threats and protection in times of climate change. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 45, Issue 1.
- VRŠKA T. (1998): Prales Salajka po 20 letech (1974–1994). *Lesnictví-Forestry* 44: 153–181.
- VRŠKA T., HORT L., ODEHNALOVÁ P., ADAM D. & HORAL D. (2001): Razula virgin forest after 23 years (1972–1995). *Journal of Forest Science*, 47: 151–178.

- VRŠKA T., ADAM D., HORT L., KOLÁŘ T. & JANÍK D. (2009): European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians – a developmental cycle or a linear trend induced by man? *Forest Ecology and Management*, 258: 347–356.
- WAHLBERG N., KLEMETTI T. & HANSKI I. (2002): Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. *Ecography* 25, 224–232.
- WARREN M.S. & KEY R.S. (1991): Woodlands: Past, present and potential for insects. In: COLLINS N.M. & THOMAS J.A. (eds), *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London, pp. 155–212.
- WESELOH R. M. (1988): Prey preferences of *Calosoma sycophanta* L. (Coleoptera: Carabidae) larvae and relationship of prey consumption to predator size. *Canadian Entomologist* 120: 873–880.
- WIEGLEB G. & FELINKS B. (2001): Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Appl. Veg. Sci.* 4, 5–18.
- WORK T. T. (2002): Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: Implications for biodiversity studies. *Environmental Entomology* 31: 438–448.
- WORK T. T., KOIVULA M., KLIMASZEWSKI J., LANGOR D., SPENCE, J., SWEENEY J. & HÉBERT C. (2008): Evaluation of carabid beetles as indicators of forest change in Canada. *Canadian Entomologist* 140: 393–414.
- YOUNG T.P., PETERSEN D.A. & CLARY J.J. (2005): The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662–673.
- ZLATNÍK A. (1954): Methodik der typologischen Erforschung der tschechoslowakischen Wälder. „*Angewandte Pflanzensociologie*“, Veröffentlichungen des Kärntner Landesinstitutes für angewandte Pflanzensoziologie in Klagenfurt. Festschr. Aichinger, 2: 916–955.

Životopis a seznam všech publikací

RNDr. Lukáš Spitzer

Narozen: 1981

Kontakt: Muzeum regionu Valašsko Telefon: +420 603 304 911
Horní náměstí 2 E-mail: spitzerl@yahoo.com
Vsetín CZ-75501
Web: <http://www.muzeumvalassko.cz/kontakt/adresar/lukas-spitzer/>

Vzdělání

1993–1999 Masarykovo gymnázium Vsetín, Tyršova 1090, 755 01 Vsetín. Obor – sedmileté studium

9/1999 – 5/2002: Bakalářské studium, Biologické vědy (Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích). Diplomová práce: Abundance bezobratlých na GMO a GMO-free bramborových polích v Bulharském podhůří.

9/2002 – 5/2004: Magisterské studium, Entomologie (Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích).

Závěrečná zkouška se skládala z Taxonomie a Ekologie hmyzu a bezobratlých. Diplomová práce: Společenstva epigeického hmyzu na GMO kukuřičných polích.

2009 Rigorózní zkouška (Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích). Téma rigorózní práce: Ochrana biodiverzity podhorských pastvin na Valašsku

10/2004: Doktorské studium, PhD., Entomologie (Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích). Téma dizertační práce: Střevlíci (Coleoptera: Carabidae) jako bioindikátor přirozených a antropogenních stanovišť.

Zaměstnání

2003–2013 (přerušované): Entomologický ústav, BC AVČR, v.v.i., Branišovská 31, 370 05 České Budějovice – vědecký pracovník; Oddělení ekologie a ochrany přírody, Laboratoř temperátní biodiverzity + Oddělení biochemie a fyziologie, Laboratoř aplikované fyziologie hmyzu

- Práce na odborné části plnění grantů (Grantová agentura Akademie věd, GAČR, NAZV a další)
- Organizace a realizace týmových výzkumů a průzkumů v České republice a v zahraničí (Kamerun – délka pobytu 5 měsíců, Řecko – délka pobytu 2 měsíce, Bulharsko, Slovensko a krátkodobě další), publikace a prezentace výsledků na domácích i zahraničních konferencích (celkem přes 30 vystoupení)
- Publikační aktivita (autor či spoluautor 8 článků v impaktovaných časopisech v angličtině, 16 článků v recenzovaných odborných časopisech v češtině, 3 kapitol v monografiích a několika desítek popularizačních článků)
- Popularizace vědecké činnosti – reportáže a rozhovory pro ČT, Český rozhlas a lokální média
- Pracovní poměr byl několikrát přerušen kvůli nesouběhu realizovaných grantů

2009–2011 Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice. Technický pracovník – vědeckovýzkumná a pedagogická činnost, úvazek 0,2 v rámci studia

- Práce na odborné části plnění grantů (Grantová agentura Akademie věd)

7/2004 – 2/2010: Muzeum regionu Valašsko, p.o., Horní náměstí 2, 755 01 Vsetín – kurátor entomologických sbírek, odborný pracovník

2/2010 – 3/2011: Muzeum regionu Valašsko, p.o., Horní náměstí 2, 755 01 Vsetín – vedoucí Přírodovědného oddělení; kurátor entomologických sbírek, odborný pracovník

3/2011 – dosud: Muzeum regionu Valašsko, p.o., Horní náměstí 2, 755 01 Vsetín – statutární zástupce ředitele; vedoucí Odborného a popularizačního oddělení; kurátor entomologických sbírek, odborný pracovník

- Odborné vedení muzea, zodpovědnost za sféry: Správa sbírek, Publikační činnost, Odborná činnost, Plnění cílů muzea ve všech oblastech vyjma ekonomických
 - Příprava interních dokumentů, koncepcí, směrnic a metodik specifické činnosti pracovníků
 - Podání a realizace projektů ze strukturálních fondů EU z pozice projektového manažera
- Příprava výstavního a expozičního plánu, publikačního plánu a plánu odborné činnosti

Zahraniční stáže

7/2000 Studijní pobyt v Zoologickém ústavu Bulharské akademie věd (Sofia, Bulharsko): Zhodnocení možných dopadů geneticky upravených plodin na necílová společenstva hmyzu v podmínkách bramborového pole.

7/2001 Studijní pobyt v Zoologickém ústavu Bulharské akademie věd (Sofia, Bulharsko): Zhodnocení možných dopadů geneticky upravených plodin na necílová společenstva hmyzu v podmínkách bramborového pole

3/2007 – 6/2007: Studijní stáž, Orestiada, Department of Agricultural Development, Democritus University of Thrace, Řecko

11/2009 – 12/2009 Studijní pobyt Bamenda Highlands, Kamerun

11/2008 – 1/2009: Studijní pobyt Bamenda Highlands, Kamerun

Mezinárodní konference

Poster: Spitzer, L., Tropek, R., Konvička, M., Beneš, J., Tuf, I.H. & Tufová J.: **Influence of different wood management and game keeping to epigeic arthropods**. Monitoring the Effectiveness of Nature Conservation, International conference held at the Swiss Federal Research Institute WSL, Zurich, Switzerland, on September 3-6, 2007.

Přednáška: **Spitzer, L., Dandová J., Beneš, J. & Konvička, M.: Biotope and management preferences of critically endangered butterfly – large blue (*Maculinea arion*)**. 15th European Congress of Lepidopterology, Erkner nr. Berlin (Germany) 8.-12.9.2007.

Poster: **Spitzer L., Konvička O., Beneš J., Konvička M. & Popelářová M.:** Do agrienvironmental and afforestation subsidies help or destroy the biodiversity of Czech Carpathian grasslands? XVIth European Congress of Lepidopterology, 25 – 31 May 2009, Cluj, Romania.

Přednáška: **Spitzer L.**, Konvička O., Beneš J., Konvička M. & Popelářová M.: A failure of conservation payments: agrienvironmental and afforestation subsidies jointly destroying the biodiversity of Carpathian grasslands. 2nd European Congress of Conservation Biology, Prague, Czech Republic, 01 – 05 September 2009.

Poster: Leština D., Konvička M., Zima J., Jungová R., Zimmermann K., Beneš J., Tropek R., Fric Z., Kepka P., **Spitzer L.**: Endangered Species Living in Low Population Densities: Argynnis Butterflies in Czech Carpathians. 9th European Dry Grassland Meeting: Dry Grasslands of Europe: Grazing and Ecosystem Services. 19-23 May 2012. Prespa, Greece.

Vedení studentů

Konzultant:

Zdeňka Maňáková, diplomová práce, Ostravská univerzita v Ostravě, obhájena 2009

Stanislav Rada, diplomová práce, Univerzita Palackého v Olomouci, obhájena 2012

Martin Janíček, bakalářská práce, Ostravská univerzita v Ostravě, obhájena 2009,

Jan Vrána, bakalářská práce, Ostravská univerzita v Ostravě, obhájena 2011

Kamila Čížová, bakalářská práce, Ostravská univerzita v Ostravě, obhájena 2012

Vedoucí práce:

Bc. Kamila Čížová, diplomová práce, Ostravská univerzita v Ostravě, běží

Iveta Pittnerová, bakalářská práce, Ostravská univerzita v Ostravě, běží

Radim Pittner, bakalářská práce, Ostravská univerzita v Ostravě, běží

Jiné

Předseda redakční rady odborné časopisu Acta Carpathica Occidentalis společně vydávaného Muzeem regionu Valašsko, p.o. a Muzeem jihovýchodní Moravy ve Zlíně, p.o. (od roku 2009), Příhlaška k zapsání na Seznam recenzovaných periodik zaslána v dubnu 2013.

Člen redakční rady popularizačního časopisu Valašsko - vlastivědná revue vydávaného Muzeem regionu Valašsko, p.o.

Laureát Purkyňovy ceny časopisu Živa vydávaného Akademií věd ČR za rok 2011 za popularizaci biologických věd nejlepším článkem ročníku ve věkové kategorii od 30 let.

Členství: Česká entomologická společnost

Publikace

Odborné publikace (SCI Journals)

1) Tropek R., Hejda M., Kadlec T. & Spitzer L. (2013): Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management. Ecological Engineering 57: 252-260

2) Habuštová O., Doležal P., Spitzer L., Svobodová Z., Hussein H. & Sehnal F. (2012): Impact of Cry1Ab toxin expression on the non-target insects dwelling on maize plants. Journal of Applied Entomology, in press.

3) Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kočárek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka Š., Spitzer L., Baňar P. & Martin Konvicka (2012): Technical reclamations are wasting the

conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*, 43 (2012): 13-18.

- 4) Janeček Š., Patáčová E., Bartoš M., Padyšáková E., Spitzer L. & Tropek R. (2011): Hovering sunbirds in the Old World: occasional behaviour or evolutionary trend? *Oikos* 120, 178-183.
- 5) Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I.H., Hejda M. & Konvička M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47: 139-147.
- 6) Spitzer L., Dandová J., Jašková V., Beneš J. & Konvička M. (2009): The Large Blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians. *Ecological Indicators* 9, 1056-1063.
- 7) Kalushkov P., Gueorguiev B., Spitzer L. & Nedved O. (2009): Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in genetically modified (Bt) and conventional (non-Bt) potato fields in Bulgaria. *Biotechnol. & Biotechnol. Eq.* 23/2009/3, 1346-1350.
- 8) Spitzer L., Konvička M., Beneš J., Tropek R., Tuf I.H. & Tufová J. (2008): Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation* 141, 827-837.
- 9) Tropek R., Spitzer L. & Konvička M. (2008): Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology* 9(2): 177-184.

Citace: WoS: 98; Scopus 114

H-index: 5

Odborné publikace (JRec, recenzovaná neipaktovaná periodika)

- 1) Beneš J. & Spitzer L. (2012): Modrásek podobný (*Plebeius argyrognomon* (Bergsträsser, 1779)) (Lepidoptera: Lycaenidae) – nový druh pro severovýchodní Moravu. *Acta Carpathica Occidentalis* 3, 125–127.
- 2) Spitzer L. & Beneš J. (2011): Nálezy pernatěnky čistcové (*Alucita desmodactyla*, Lepidoptera: Alucitidae) na Moravě (Česká republika). *Acta Muz. Beskid.*, 3: 198-200.
- 3) Spitzer L., Kašpar T. & Pittner R. (2011): Nové nálezy roháče obecného (*Lucanus cervus*) a páchníka hnědého (*Osmoderma barnabita*) na Valašsku (Česká republika). *Acta Carpathica Occidentalis* 2, 83-85.
- 4) Spitzer L. & Beneš J. (2010): Nové a významné nálezy denních motýlů a vřetenuškovitých (Lepidoptera) na Valašsku (okres Vsetín, Česká republika). *Acta Carpathica Occidentalis*, 1: 19-39.
- 5) Vicherek P., Spitzer L. & Beneš J. (2010): Nález hnědáka rozrazilového (*Melitaea diamina*) na severní Moravě (Česká republika). *Acta Muz. Beskid.*, 2: 197-198.
- 6) Spitzer L., Konvička O., Tropek R., Roháčová M., Tuf I. H. & Nedvěd O. (2010): Společenstvo členovců (Arthropoda) zimujících na jedli bělokoré na Valašsku (okr. Vsetín, Česká republika). *Časopis Slezského Muzea v Opavě (Serie A)*, 59: 217-232.
- 7) Spitzer L., Beneš J., Vrba P. & Zlatník M. (2010): Three observation of interspecific mating attempts of the Meadow Brown (*Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758)) in the wild (Lepidoptera, Nymphalidae: Satyrinae, Heliconiinae). *Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo, N.F.*, 31:3 2010, 166-168.

- 8) Spitzer L. & Konvička O. (2010): Distribution of the ground beetle *Carabus variolosus*, Fabr. (Coleoptera: Carabidae) in the Vsetín region (Czech Carpathians, Czech Republic) with life history notes. *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 59: 59-70.
- 9) Spitzer L., Beneš J. & Konvička M. (2009): Oviposition of the Niobe Fritillary (*Argynnis niobe* LINNAEUS, 1758) at sub-mountain conditions in the Czech Carpathians (Lepidoptera, Nymphalidae). *Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo, N.F.* 30 (3): 165-168.
- 10) Zapletal M. & Spitzer L. (2009): Nález modráška komonicového (*Polyommatus dorylas*) (Lepidoptera: Lycaenidae) v podhůří Vsetínských vrchů (Česká republika), *Klapalekiana*, 45: 225-227.
- 11) Konvička O. & Spitzer L. (2009): Příspěvek k faunistice tesaříka *Pogonocherus ovatus* (Goeze, 1777) (Coleoptera: Cerambycidae) na Valašsku (okr. Vsetín, Česká republika). *Acta Mus. Beskid.*, 1: 103-107.
- 12) Spitzer L. & Hribova H. (2009): Nález tesaříka *Rhamnusium bicolor* (Coleoptera: Cerambycidae) v podhůří Vsetínských vrchů (Česká republika). *Acta Mus. Beskid.*, 1: 125-126.
- 13) Spitzer L., Tuf I. H., Tufová J. & Tropek R. (2007): Příspěvek k poznání fauny epigeických bezobratlých dvou přírodních jedlobukových lesů ve Vsetínských vrších (Česká republika). *Práce a Stud. Muz. Beskyd (Přír. vědy)* 19, 71-82.
- 14) Spitzer L. (2007): Současné rozšíření saranče vrzavé (*Psophus stridulus*, L.) (Caelifera: Acrididae) na Valašsku (Česká republika). *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 56: 53-58.
- 15) Habušťová O., Turanlı F., Spitzer L., Růžička V., Doležal P. & Sehnal F. (2005): Communities of beetles and spiders in the stands of normal and genetically modified maize. *Pestycydy*, 3: 125-131.
- 16) Spitzer L., V. Růžička, H. Hussein, O. Habušťová & Sehnal F. (2004): The communities of the ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Arachnida) at the GM-maize fields. *Scientific Journal for Phytotechnics and Zootechnics. Proceedings*, pp. 221-222.
- 17) Halata D. & Spitzer L. (1997): Střevlíkovití (Coleoptera, Carabidae) nivy Vsetínského Bečvy mezi Valašským Meziříčím a Vsetínem. *Zpravodaj Okresního vlastivědného muzea, Vsetín*, p. 63.

Kapitoly v monografiích

- 1) Tkáčiková J., Husák J. & Spitzer L. (2013): Valašské louky a pastviny - dědictví našich předků. Muzeum regionu Valašsko, p.o. a Msejní společnost ve Valašském Meziříčí, Vsetín, 144 pp.
- 2) Orlová B, Spitzer L. & Pavelka K. (2012): Medvěd hnědá na Valašsku: Příběh Míši z Brodské. Muzeum regionu Valašsko, Vsetín. 39 pp.
- 3) Jongepierová I., Deván P., Devánová K., Piro Z., Hájek M., Konvička O., Mládek J., Spitzer L. & Poková H. (2008): Údržba travních porostů [Grassland management]. In: Jongepierová I. (ed.): *Louky Bílých Karpat [Grasslands of the White Carpathians Mountains]*, Veselí nad Moravou, ZO ČSOP Bílé Karpaty, pp. 433-444.
- 4) Spitzer L. (2008): Přírodovědné průzkumy aneb co nám o stavu krajiny říká biodiverzita? Modrásek černoskvrný. pp. 41-45. In: Piro Z. et Wolfová J. (eds.): *Zachování biodiverzity karpatských luk. – FOA, Nadační fond pro ekologické zemědělství, Praha*, 108 s.
- 5) Konvička O., Jongepierová I. & Spitzer L. (2007): *Louky a pastviny moravských Karpat. ČSOP Bílé Karpaty*, 12 pp.
- 6) Spitzer L. (2004): Muzeum Valašské Meziříčí – průvodce sbírkami. *Entomologická sbírka. – MRV Vsetín*.

Popularizační publikace

- 1) Spitzer L. (2012): Rozvoj rekreace pohřbívá přírodní bohatství. Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2012/1: 31-32.
- 2) Spitzer L., Konvička M. & Beneš J. (2011): Valašská krajina a modrásek černoskvrnný. Živa 4/2011, 176-179.
- 3) Trezner J. & Spitzer L. (2011): "Příroda Valaška" na webu – aktualizace v roce 2011. Acta Carpathica Occidentalis, 2: 90.
- 4) Tkáčiková J. & Spitzer L. (2011): K zalesňování na Valašsku. Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2011/1: 30-34.
- 5) Spitzer L. & Půček M. (2010): Nové přírodovědné expozice a naučné stezky z evropských dotací. Acta Carpathica Occidentalis, 1: 108.
- 6) Spitzer L. (2010): Valašské polany. Ráj motýlů a romantických výhledů. Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2010/2: 20-22.
- 7) Tkačiková J. & Spitzer L. (2010): Z pozůstalosti G. A. Říčana: „Příroda Valaška“. Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2010/1: 12-18.
- 8) Slámová I., Spitzer L. & Konvička M. (2010): Kde u nás přežívá okáč kluběnkový? Význam stanovištní mozaiky pro ustupujícího motýla. Živa, 32-34.
- 9) Spitzer L. & Pavelka J. (2009): Ohrožený hmyz luk, pastvin a remízů. Zpravodaj Chráněné krajinné oblasti Beskydy 2/2009: 1-5.
- 10) Spitzer L., Wolfová J. & Pavelka K. (2007): Vymírání – běh na velmi krátkou trať. Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2007/1: 20-23.
- 11) Spitzer L. (2007): Dobývá jižní Morava Valaško? Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2007/2: 15-17.
- 12) Spitzer L. (2007): Zubr, kráva, ovce – jde to s přírodou s kopce? Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2007/2: 12-15.
- 13) Spitzer L. & Valchářová J. (2007): Střevlík hrbolatý – zajímavý „naturový“ brouk. Zpravodaj Chráněné krajinné oblasti Beskydy 3/2007: p. 6.
- 14) Konvička O. & Spitzer L. (2006): Zimování hmyzu pod šupinami kůry jedle bělokoré na Valašsku. Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2006/2: 16-17.
- 15) Spitzer L. & Konvička O. (2006): Kam se poděl valašský roháč? Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2006/1: 35-36.
- 16) Spitzer L. (2005): Kde se skrývají naši motýli v zimě? Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2005/1: 19-21.
- 17) Spitzer L. & Tkačiková J. (2005): Co má společného ovce a modrásek černoskvrnný? Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2005/2: 20-24.
- 18) Spitzer L. (2004): Houby v čarovných kruzích. Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2004/2: p. 38.
- 19) Spitzer L. & Tkačiková J. (2004): Štěrkové náplavy na Vsetínské Bečvě – jedinečný biotop nebo pouze stavební materiál? Valaško – vlastivědná revue, MRV Vsetín 2004/2: 21-23.
- 20) Spitzer L. & Foltan P. (2002): Food relationship of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and slugs (Gastropoda: Pulmonata). The Tarantula – Journal for invertebrates keepers and breeders, 5: 104-105.
- 21) Spitzer L. (2001): Breeding of ground beetles – genus Amara. The Tarantula – Journal for invertebrates keepers and breeders, 3: 36-38.