

# ZMĚNY VE SPOLEČENSTVU PŮDNÍCH PANCÍŘNÍKŮ (ORIBATIDA) POROSTŮ BŘÍZY OVLIVNĚNÝCH VÁPINITÝM DOLOMITEM

## CHANGES IN SOIL ORIBATID MITE ASSEMBLAGES IN BIRCH STANDS AFFECTED BY DOLOMITIC LIMESTONE

EMANUEL KULA

Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, CZ - 613 00 Brno

✉ e-mail: kula@mendelu.cz

### ABSTRACT

Assemblage of soil oribatid mites (Oribatida) was monitored in birch stands unaffected by chemical amelioration and on sites after application of dolomitic limestone ( $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) on the territory of the eastern Krušné hory (Ore Mts.), Czech Republic (2003–2012). Presence of 114 soil Oribatida species was confirmed; the control (untreated) and the limed birch stands did not differ in the total number of species and the faunistic similarity reached 60.8–75%. Throughout the nine years, the number of species as well as the faunistic similarity of the Oribatida assemblages decreased (46–62%) both in the control and in the limed stands. In the most of the dominant and subdominant Oribatida species, a marked reduction of their abundance was observed (2003–2007  $\times$  2008–2012), except for the species *Atropacarus striculus* (C.L.Koch, 1836) (increase) and *Platynothrus peltifer* (C.L.Koch, 1839) (partial increase). No statistically significant difference in the occurrence of dominant and subdominant mites in untreated versus limed stands was found. The overall decline of the soil oribatid mite community was not induced by liming, but by some other unspecified site factor.

**Klíčová slova:** *Betula pendula*, cenóza půdních pancířníků, populační dynamika, vápnitý dolomit, meliorační vápnění, Krušné hory

**Key words:** *Betula pendula*, assemblages of oribatid mites, population dynamics, dolomitic limestone, ameliorative liming, Ore Mountains, Czech Republic

### ÚVOD

Oribatida jsou jednou z nejrozšířenějších skupin půdních Arthropoda v lesních ekosystémech mírného pásma (JOHNSTON 1982; NORTON 1994) s denzitou až  $500 \text{ tis. ex.m}^{-2}$  (SCHATZ, BEHAN-PELLETIER 2008; WALLWORK 1983; EISENBEIS, WICHARD 1987). MARAUN et al. (1998) uvádí z lesních porostů abundanci Oribatida 20–400  $\text{tis. ex.m}^{-2}$ , s diverzitou 60–120 druhů. Podle PERSSON et al. (1980) v půdách borových porostů dosahuje abundance pancířníků až 430  $\text{tis. ex.m}^{-2}$ , zatímco z porostu břízy uvádí KLIMEK, SENICZAK (2002) 99–133  $\text{tis. ex.m}^{-2}$ . Počty a diverzita Oribatida v opadavých lesích je nižší než v jehličnatých při stejných půdních podmínkách (MARAUN, SCHEU 2000).

Populační hustota Oribatida narůstá se zvyšujícím se obsahem organického uhlíku v půdě (BANERJEE, SANYAL 1991; STRENZKE 1952; KARPPINEN 1955; DAVIS, MURPHY 1961; LOOTS, RYKE 1967). Smíšený opad z více druhů dřevin je osídlen početnějším druhovým spektrem roztočů než opad z jedné dřeviny (HANSEN, COLEMAN 1998). Opad z břízy vytváří kompaktní vrstvu zadržující dlouhodobě vodu a představuje porézní prostor k osídlení (HANSEN, COLEMAN 1998; HANSEN 2000).

Přestože společenstva Acarina byla detailně studována ve Skandinávii (FORSSLUND 1943; KARPPINEN 1958; PERSSON et al. 1980; HÅGVAR, AMUNDSEN 1981; HÅGVAR 1984; HUHTA et al. 1986), chybí informace z březových porostů (KARPPINEN 1958; AXELSON et al. 1984). LUXTON (1981a, 1981b, 1981c, 1981d, 1981e) sledoval faunu roztočů v bukových porostech (Dánsko), v nichž MIGGE et al. (1998) vymezil vyšší abun-

danci druhu *Hypochthonius rufulus* (C.L. Koch, 1835) a *Nanhermannia coronata* (Berlese, 1913), zatímco ve smrčině dominovaly druhy *Tectocephus velatus* (Michael, 1880), *Adoristes ovatus* (C.L. Koch, 1839).

Bříza jako pionýrská dřevina velmi rychle osidluje volné plochy a podílí se na pozitivních změnách v koloběhu živin. Březový porost na vřesovišti podporuje aktivitu žíhal, půdní pH, celkový fosfor, rychlost mineralizace N, dekompozici celulózy a diverzitu vegetačního krytu, vzestup obsahu N, P, K, Ca, Mn (PERALA, ALM 1990). Společenstvo Oribatida v porostu břízy rostoucí po smrkovém porostu se zásadně nelišilo od smrkových společenstev, kde *Oppiella nova* (Oudemans, 1902) představuje obecně superdominantní druh. Souběžně to platí o druzích *Ceratozetes gracilis* (Michael, 1884), *Conchogneta traegardhi* (Forsslund, 1947) a *Hemileius initialis* (Berlese, 1908) (HUHTA, NIEMI 2003). Na straně druh *Tectocephus velatus*, druh nejčastější ve smrkovém lese, byl v porostu břízy založeném po vytěžení smrku málo početný (HUHTA, NIEMI 2003).

V porostních podmínkách břízy *Betula pubescens* Ehrh. se řadí mezi nejvýznamnější zástupce listového opadu *Platynothrus peltifer* (C.L. Koch, 1839), *Disshorina ornata* (Oudemans, 1900), *Chamobates cuspidatus* (Michael, 1884), zatímco v půdě se nachází druhy *Nanhermannia coronata*, *Oppiella nova*, zástupci čeledi Suctobelbidae. Pro obě prostředí jsou typickými zástupci rodu *Medioppia* (OSLER et al. 2006). Podle LUXTONA (1981a) v opadu bukových porostů je shodně společenstvo. SIEPEL (1990) potvrdil zastoupení *Platynothrus peltifer* a *Nothrus silvestris* (Nicolet, 1855) v opadu, zatímco OSLER et al. (2006) druh *N. silvestris* váže výhradně k půdě.

Žádný druh půdních pancířníků nepreferoval březovou hrabanku před smrkovou nebo hrabanku vznikající z trav a bylin (HUHTA, NIEMI 2003). MIDGE et al. (1998) ale uvádí, že druh dřeviny (buk, smrk, směs obou dřevin) neovlivňuje společenstvo Oribatida. MARAUN, SCHEU (2000) rovněž tvrdí, že typ lesa nebo hrabanky má pouze omezený dopad na společenství roztočů.

Cílem příspěvku je prezentovat vliv vysoké aplikační dávky vápnitého dolomitu na cenózu pancířníků (Oribatida) v březových porostech a jejich populační dynamiku v konfrontaci se stanovištěm otevřeným v území Krušných hor.

## MATERIÁL A METODIKA

### Oblast šetření

Porosty břízy (*Betula pendula* Roth) vybrané pro sledování cenózy půdních pancířníků byly součástí porostů náhradních dřevin založených v území LS Litvínov na začátku 80. let 20. stol. Porosty lokality Buttersteig (Butt-1, Butt-2) se nacházely na spodní hranici území s porosty náhradní dřeviny na tzv. zelené linii (KUBELKA et al. 1992). Porosty lokality Loučná (Louc) (vrchol Loučná, 926 m n. m.) představovaly převážně otevřená stanoviště s rozpadlými porosty břízy, případně porosty břízy s jeřábem a smrkem pichlavým, které charakterizovaly náhorní plošinu s plným bylinným pokryvem (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth, *Vaccinium myrtillus* L.) (KULA 2009). Území bylo řazeno k nejvíce ohroženým lokalitám ve východním Krušnohoří kritickou dávkou podkorunové kyselé depozice (1500–2000 mol H<sup>+</sup>.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>) (LS Litvínov) (ŠRÁMEK et al. 2008).

Pro hodnocení vlivu vysoké aplikace vápnitého dolomitu na pancířníky byly zvoleny v poloze Butt-1, Butt-2 a Louc vždy dva porosty (nevápněná kontrola [K] a porost s aplikací vápnitého dolomitu [V], 6 t.ha<sup>-1</sup>), jejichž popis je uveden v tab. 1.

Vápnění výzkumných ploch se uskutečnilo 28. srpna 2003 v plánované dávce 6 t.ha<sup>-1</sup> drceného vápnitého dolomitu (producent Krkonošské vápenky Kunčice, a. s.), jehož složení odpovídalo stanoveným normám ÚKZÚZ s podlimitním obsahem rizikových prvků (Hg, Cd, Pb, Cr, As). Aplikaci provedla Letecká lesní, a. s., technologií „Vápnění systémem Deutche Heli Forst/DHD“ externě neseným kontejnerem s rozmetadlem, který byl zavěšen na vrtulníku HUGHES 500D/E (KULA 2009).

Z hlediska klimatického hodnocení se období 2003–2012 (stanice Nová Ves v horách, ČHMÚ Ústí n. L. Kočkov) vyznačovalo srážkově silně nadnormálním rokem 2002 (úhrnné roční srážky 1123,6 mm/vegetační období duben–září 666,1 mm), po kterém následoval srážkově silně podnormální rok 2003 (480,8/261,8 mm) a srážkově podprůměrný rok 2006 (688,2/394,6 mm), dlouhodobý průměr roční úhrn (1995–2012) 827,4 mm. U průměrných ročních teplot nebyly stanoveny zásadní odchylky.

### Metodika odběrů vzorků

Půdní vzorky s roztoči byly odebírány v jarním termínu (květen) v letech 2003–2005 a 2007–2012 (odběr V/2003 charakterizoval všechny porosty před vápněním). Užitá byla válcovitá půdní sonda o pracovní ploše 10 cm<sup>2</sup> a hloubce 5 cm. Každoročně byl ve třech porostech neovlivněných vápněním (kontrola) a ve třech porostech s aplikací 6 t.ha<sup>-1</sup> vápnitého dolomitu vytvořen směsný vzorek z pěti půdních monolitů odebíraných jednotlivě s odstupem 10–15 m středem porostu. Vzorky byly ukládány odděleně do uzavřených igelitových pytlů a transportovány do laboratoře ústavu půdní biologie AV ČR v Českých Budějovicích. Zde byli půdní roztoči extrahováni v modifikovaných fototermostatech typu Berlese-Tullgren po dobu 5 dnů při průměrné teplotě 35 °C. Jako fixáž v podstavných nádobách byl užit nasycený vodní roztok kyseliny pikrové. Vyextrahování zástupci mesoedafonu byli odfiltrováni z kyseliny pikrové a konzervováni v 96% etanolu.

Zachycení jedinci půdních pancířníků byli projasněni za studena v 80% kyselině mléčné v přechodných mikroskopických preparátech. Determinovaní jedinci byli archivováni jako trvalé mikroskopické preparáty v mediu Liquide de Swan s rámečkem z kanadského balzámu. Kompletní determinaci pancířníků uskutečnil RNDr. J. Starý, CSc. z Ústavu půdní biologie AV ČR v Českých Budějovicích.

Faunistická podobnost byla vypočtena podle Sørensenova indexu podobnosti  $S_{\sigma} = (2 \cdot s_1 \cdot s_2) / (s_1 + s_2)$  (%) (Losos et al. 1984). Abundance nejvýznamněji zastoupených pancířníků za sledované devítileté období v porostech nevápněných a vápněných byla testována. Protože se nejednalo o normální rozložení dat, byla uplatněna neparametrická statistika a Kruskal-Wallisova ANOVA (StatSoft 2007) (tab. 2); v grafickém zpracování jsou prezentovány krabicové grafy s mediánem a souběžně klastrová analýza (obr. 1–4).

## VÝSLEDKY A DISKUSE

### Změny v abundanci a složení cenózy půdních pancířníků

Ve sledovaném území bylo v průběhu devítiletého šetření na šesti stanovištích provedeno celkem 54 kontrolních odběrů a podchyceno 114 druhů půdních pancířníků, což představuje aktuálně 91,2% potvrzených druhů ze širšího území Buttersteig–Loučná (Krušné hory) (KULA 2013), přičemž se mezi sledovanými porosty neprojevil zásadní rozdíl v druhové diverzitě (kontrolní porosty 58–63 druhů, v porostech vápněných 54–58 druhů).

V porostech břízy neovlivněných vápněním dosáhla maximální abundance pancířníků 250 tis. ex.m<sup>-2</sup>, což odpovídá zjištění KLIMEKA, SENICZAKA (2002), ale nenaplňuje údaje autorů SCHATZ, BEHAN-PELLETIER (2008), MARAUN et al. (1998) o populační hustotě 400–500 tis. ex.m<sup>-2</sup> v lesních půdách. Společenstva pancířníků jsou závislá na dřevině a kompozici vznikajícího opadu, půdních vlastnostech, které v Krušnohorském regionu byly ovlivněny 50letou imisní zátěží. S výjimkou VAŇKA (1974), který se soustředil na smrkové porosty, neexistují údaje z tohoto regionu o půdních pancířnících.

Abundance pancířníků ve sledovaných porostech klesala v období (2003–2012), kdy nejvýše položené stanoviště Loučná (bezlesí) vykazovalo pouze 38,2% abundance zaznamenané na stanovišti Butt-1K. U některých druhů jsou uváděny preference ve výskytu ve vyšších nadmořských výškách (např. *Platynothis peltifer*, *Atropacarus striculus*, *Tectocephus velatus*) (STARÝ, MATĚJKA 2009; MATĚJKA, STARÝ 2009), což se nepotvrdilo ve sledovaném území s odchylkou 200 m n. m. mezi lokalitami. U těchto druhů je výraznější potravní vazba ke smrkovému opadu než k bukovému (EDSBERG, HÅGVAR 1999; MIDGE et al. 1998), přičemž humusová vrstva vytvářená z opadu břízy a bylinného podrostu, případně otevřenost stanoviště byly výrazně limitujícími faktory proti výškovému rozdílu, pokud není ovlivněn úzce souvisejícími mikroklimatickými a trofickými faktory.

Rozhodující postavení v porostu břízy dosáhla *Microppia minus* (Paoli, 1908), uváděná STARÝM (2006) v trouchnivějícím dřevě a *Oppiella nova*, kterou HUHTA, NIEMI (2003) považují za druh smrkového lesa, jež se ale úspěšně vyskytuje i v porostech břízy. Někteří zástupci pancířníků preferovali otevřené území pouze s travním porostem, např. *Dissorhina ornata* (Oudemans, 1900) vazaná podle STARÉHO (2006) na mechové nárosty či *Medioppia subpectinata* (Oudemans, 1900), která je uváděna z lučních porostů a pastvin, jehličnatého i listnatého opadu (tab. 3).

Na stanovištích ovlivněných vápněním dolomitem jsme zaznamenali v cenóze pancířníků 54–58 druhů a úhrnná průměrná abundance dosáhla v porostu Butt-2V a Butt-1V hodnoty 90 a 55,5 tis. ex.m<sup>-2</sup>, zatímco v Loučné-V byla na nízké úrovni (36,5 tis. ex.m<sup>-2</sup>) (tab. 3). Odchylku v abundanci v porostu Loučná-V vyvolalo nízké zastoupení *Microppia minus*, *Oppiella nova* a narůstající výskyt zástupců *Lau-*

Tab. 1.  
 Charakteristika sledovaných porostů v území Buttersteig–Loučná (Krušné hory, 2003–2012)  
 Characteristics of the monitored stands in the area Buttersteig–Loučná (Ore Mountains, 2003–2012)

Porost/Stand	GPS souřadnice/ GPS ordinate	Věk/age	Zastoupení/Species	Nadm. výška/Altitude [m]	Sklon/Slope	Podrost/Undergrowth	SLT/Acidic category	Půdní typ/Soil type	Profil/Profile						Chemizmus půdy/Soil chemistry						
									L	F	H	A	Ae	Rok/Year	pH KCl	C [%]	N [%]	P	Mg	Ca	K
Butt-1K	50° 38' 04,70" S, 13° 36' 56,64" V	27–37	BR 75, BK 15, JR 10	728–740	š mild, mírný, ↓	<i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Avenella flexuosa</i>	5K	Kryptopodzol modální, typický moder/Spododystric Cambisols (FAO), moder	0-1	1-4	3-8,5	7-14	10-15	2003	2,79	33,8	1,4	9,25	98,5	380	362
Butt-1V	50° 37' 59,70" S, 13° 36' 46,80" V	25-35	BR 85, JR 5, SM 10	708–715	š mild, mírný, ↓	<i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Avenella flexuosa</i>	5K	Kryptopodzol modální, typický moder/Spododystric Cambisols (FAO), moder	0-2	2-4	4-11	11-16		2003	2,77	33,83	1,44	9,25	98,5	380	362
Butt-2K	50° 38' 03,05" S, 13° 36' 38,92" V	20-30	BR 85, JR 15	713-733	š moderate, střední, ↓	<i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Calamagrostis villosa</i>	5K	Kryptopodzol modální, typický moder/Spododystric Cambisols (FAO), moder	0-2	2-5	5-8,5	8-14	10-15	2003	2,73	33,8	1,4	11	66	294	251
Butt-2V	50° 38' 04,22" S, 13° 36' 43,27" V	25-35	BR 85, JR 15	725-743	š moderate, střední, ↓	<i>Avenella flexuosa</i> , <i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Hieracium nemorum</i>	5K	Kryptopodzol modální, typický moder/Spododystric Cambisols (FAO), moder	0-1	1-3	3-7	7-12		2003	2,77	33,83	1,44	9,25	98,5	380	362
Loučná-K	50° 38' 44,80" S, 13° 36' 32,18" V	0	bezlesí/ forest-free area	900-910	mírný, V š	<i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Chamaenerion angustifolium</i>	6K	Podzol modální, morový moder/Modal Podzols, mullmoder	0-4	3-10	10-14	15-24	2003	3,01	35,9	1,5	8	246	414	260	
Loučná-V	50° 38' 52,13" S, 13° 36' 53,84" V	20-30	BR 65, JR 20, SMP 15	885-890	mírný, V š	<i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Senecio nemorensis</i> , <i>Rubus hirtus</i>	6K	Podzol modální, typický mor/Modal Podzols, morr	0-2	2-5	5-12	12-19	2003	2,77	33,83	1,44	9,25	98,5	380	362	

K – nevápněná kontrola/control, no liming, V – vápněno/liming  
 BR-*Betula*, BK-*Fagus*, JR-*Sorbus*, SM-*Picea abies*, SMP *Picea pungens*  
 5K *Abieto-Fagetum acidophilum*, 5K Acidic Fir-Beech, 6K *Piceeto-Fagetum acidophilum*, 6K Acidic Spruce-Beech (VIEWEGH et al. 2003)  
 Spododystric Cambisols (FAO) (Kryptopodzol)

*roppia falcata* (Paoli, 1908), *Atropacarus striculus*, *Platynothrus peltifer* (KULA, TOUL 2011). Faunistická podobnost mezi společenstvy pancířníků byla vysoká, a to nejen za celé sledované období v kontrolních porostech břízy, ale i na stanovištích ovlivněných vysokou aplikací dávky vápenného dolomitu ( $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) (tab. 4a). Celkově se s odstupem 10 let (mezi roky 2003 a 2012) zjednodušila ve studovaných porostech cenóza půdních pancířníků a byl zaznamenán pokles druhů o jednu třetinu (plochy Butt-1K, Butt-2K, Butt-2V, Loučná-K), počty druhů zůstaly zachovány v Butt-1V a Loučná-V (tab. 4b). Mezi roky 2003 a 2012 se snížila faunistická podobnost v kontrolních porostech břízy diferencovaně Butt-1K (53,3 %), Butt-2K (68,0%) a Loučná-K (52,0 %), zcela identický byl ve stejném období pokles faunistické podobnosti v porostech s aplikací  $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  vápenného dolomitu (46,2 – 52,8 – 55,8%) (tab. 4b).

U čtrnácti nejvýznamněji zastoupených druhů pancířníků bylo Kruskal-Wallisovou ANOVOU stanoveno, že existují statisticky významné rozdíly v abundanci mezi studovanými lokalitami, ale ani v jednom případě nebyl stanoven statistický rozdíl mezi porostem nevápněným a porostem s aplikací vápenného dolomitu v jednotlivých studijních území (tab. 2). Celkový pokles abundancie půdních pancířníků nebyl vyvolán vápněním, ale jiným stanovištním faktorem blíže nespecifikovaným.

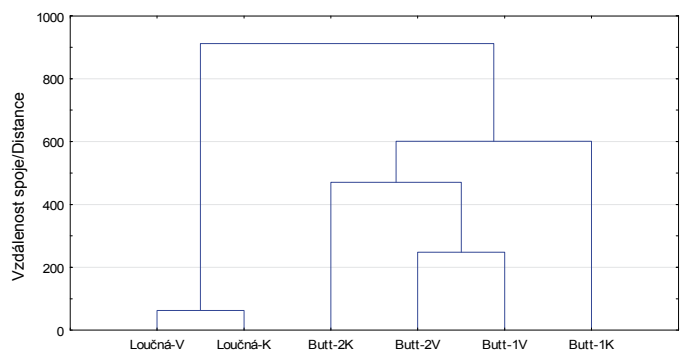
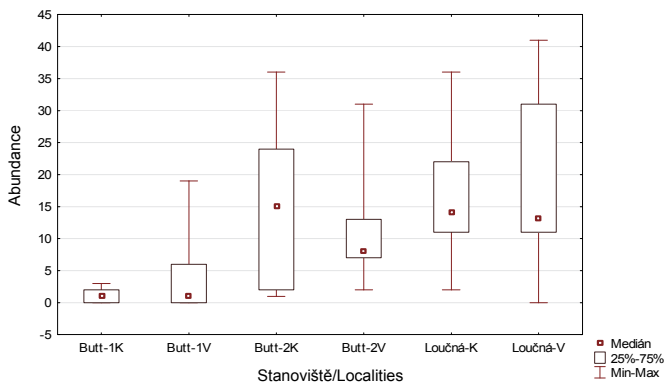
## Charakteristika významně zastoupených druhů

### *Microppia minus*

Přestože WAUTHY et al. (1989) řadí tento druh mezi druhy vzácné s úzkou nikou v širokém území, podle námi stanovené abundancie se profiloval jako obecně zastoupený v porostech břízy (38,11–40,73%) s maximální abundancí 90,4 tis. ex.m<sup>-2</sup> (2003, Butt-1) a 79,2 tis. ex.m<sup>-2</sup> (2007, Butt-2). Mimo porost na otevřeném stanovišti (Loučná) vykázal velmi nízkou abundanci (1,2 %). Při vysoké zátěži vápenným dolomitom ( $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) v porostech břízy byla zaznamenána v abundanci nejednotná reakce (pokles na Butt-1 a vzestup na Butt-2), přičemž dominance zůstala zachována (obr. 1). Zásadní změna se neprojevila na výše položeném vápněném stanovišti Loučná, jak potvrdila i klastrová analýza (tab. 3, obr. 1). Počáteční vyvážená průměrná populační hustota ve sledovaném území v r. 2003 (31,1–35,9 tis. ex.m<sup>-2</sup>) postupně poklesla (2012) (12,5–26,3 tis. ex.m<sup>-2</sup>).

### *Oppiella nova*

Jedná se o kosmopolitního, euryhygričského, partenogenetického mikrofága, který není limitován v ČR výškovým gradientem v horských polohách s bukovými a smrkovými porosty (STARÝ, MATĚJKA 2009) s dominantním postavením v lesích mírného pásma (KANEKO

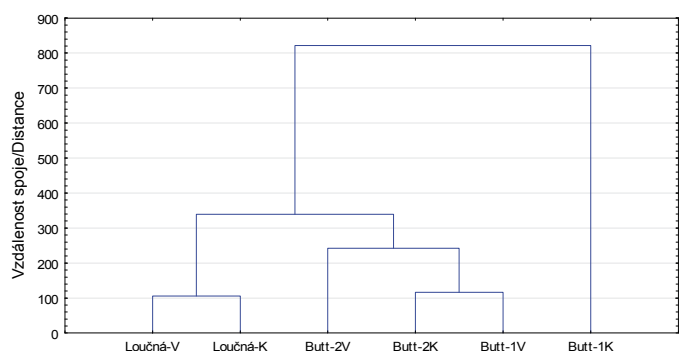
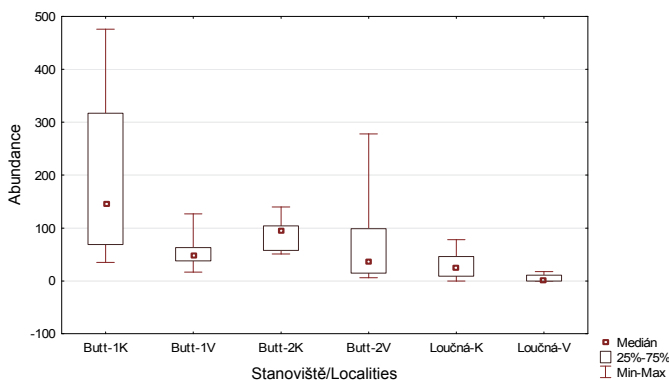


Obr. 1.

Abundance (vlevo) a klastrová analýza abundance (vpravo) pancířníka *Microppia minus* v porostech břízy ovlivněných a neovlivněných vápněním

Fig. 1.

Abundance (left) and cluster analysis of oribatid *Microppia minus* abundance (right) in birch stand affected and not affected by liming

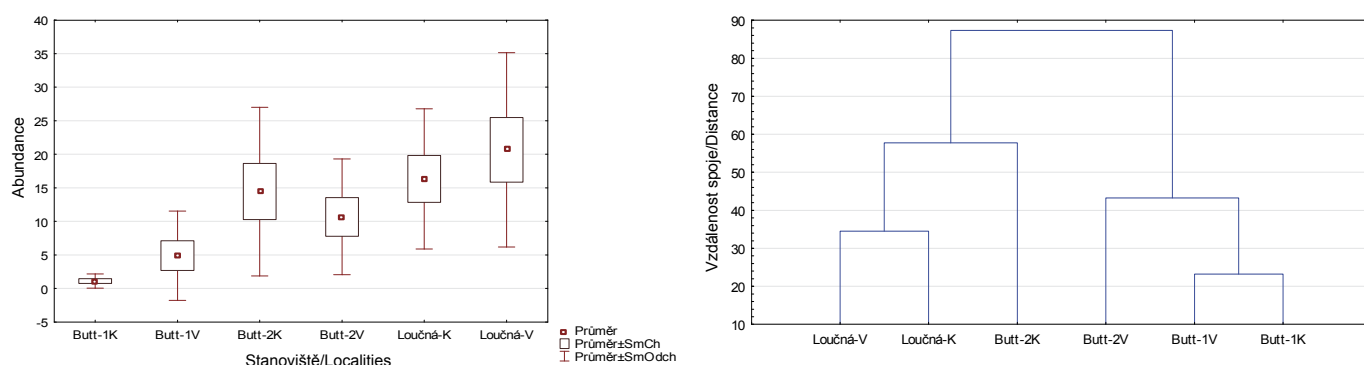


Obr. 2.

Abundance (vlevo) a klastrová analýza abundance (vpravo) pancířníka *Oppiella nova* v porostech břízy ovlivněných a neovlivněných vápněním

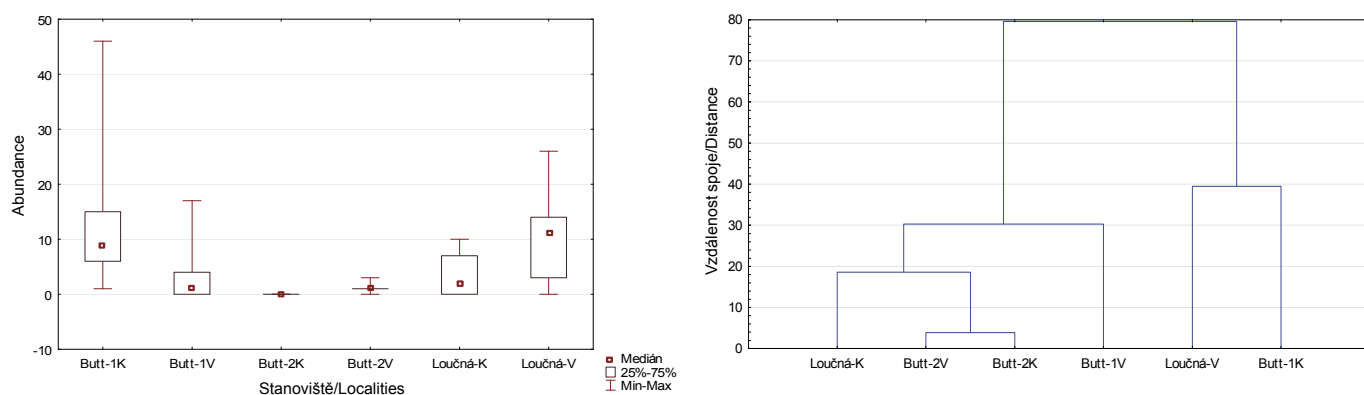
Fig. 2.

Abundance (left) and cluster analysis of oribatid *Oppiella nova* abundance (right) in birch stand affected and not affected by liming



**Obr. 3.** Abundance (vlevo) a klastrová analýza abundance (vpravo) pancířníka *Lauroppia falcata* v porostech břízy ovlivněných a neovlivněných vápněním

**Fig. 3.** Abundance (left) and cluster analysis of oribatid *Lauroppia falcata* abundance (right) in birch stand affected and not affected by liming



**Obr. 4.** Abundance (vlevo) a klastrová analýza abundance (vpravo) pancířníka *Platynothrus peltifer* v porostech břízy ovlivněných a neovlivněných vápněním

**Fig. 4.** Abundance (left) and cluster analysis of oribatid *Platynothrus peltifer* abundance (right) in birch stand affected and not affected by liming

**Tab. 2.**

Testování významnosti rozdílu abundance dominantních druhů pancířníků (Oribatida) na sledovaných stanovištích (Kruskal-Wallisův test)  
Testing the significance of difference in abundance of dominant soil oribatid mites (Oribatida) on the monitored sites (Kruskal-Wallis test)

Druh/Species	Kruskal-Wallis ANOVA test	Statisticky významná závislost/Statistically significant correlation
<i>Atropacarus striculus</i> (C.L.Koch,1836)	H (5, N=54) = 13,739, p = 0,0174	Butt-1K×Butt-2K (0,0289)
<i>Berniniella bicarinata</i> (Paoli,1908)	H (5, N=54) = 14,016, p = 0,0155	
<i>Hemileius initialis</i> (Berlese,1908)	H (5, N=54) = 9,3187, p = 0,0970	
<i>Chamobates borealis</i> (Trägårdh,1902)	H (5, N=54) = 16,4639, p = 0,0056	
<i>Chamobates voigtsi</i> (Oudemans,1902)	H (5, N=54) = 2,0024, p = 0,8488	
<i>Lauroppia falcata</i> (Paoli,1908)	H (5, N=54) = 22,0830, p = 0,0005	Butt-1K×Butt-2K (0,0474), Butt-1K×Loučná-K (0,0074), Butt-1K×Loučná-V (0,0047)
<i>Medioppia subpectinata</i> (Oudemans,1900)	H (5, N=54) = 14,0016, p = 0,0156	Butt-1K×Loučná-K (0,0303)
<i>Microppia minus</i> (Paoli, 1908)	H (5, N=54) = 38,6088, p <0,0001	Butt-1K×Loučná-K (<0,0001), Butt-1K×Loučná-V (<0,0001), Butt-2K×Loučná-K (0,0353), Butt-2K×Loučná-V (0,0246), Butt-2K×Loučná-K (0,0093), Butt-2K×Loučná-V (0,0059)
<i>Nothrus silvestris</i> (Nicolet,1855)	H (5, N=54) = 4,2633, p = 0,5122	
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans,1902)	H (5, N=54) = 29,3793, p <0,0001	Butt-1K×Loučná-K (0,0235), Butt-1K×Loučná-V (<0,0001), Butt-1V×Loučná-V (0,0498), Butt-2K×Loučná-V (<0,0001)
<i>Oribatula tibialis</i> (Nicolet,1855)	H (5, N=54) = 4,0121, p = 0,5477	
<i>Platynothrus peltifer</i> (C.L.Koch,1839)	H (5, N=54) = 23,6389, p <0,0001	Butt-1K×Butt-2K (<0,0001), Butt-2K×Loučná-V (0,0070)
<i>Suctobelbella subcornigera</i> (Forsslund,1941)	H (5, N=54) = 18,9411, p = 0,0020	Butt-1V×Loučná-K (<0,0001)
<i>Tectocepheus velatus</i> (Michael,1880)	H (5, N=54) = 4,0558, p = 0,5414	



Tab. 3.

Průměrná abundance a dominance půdních pancířníků v porostech břízy po melioračním vápnění (V)  
Average abundance and dominance of soil oribatid mites in birch stands after amelioration liming (V)

Druh/Lokalita (Species/Locality)		Butt-1-K	Butt-2-K	Loučná-K	Butt-1V	Butt-2V	Loučná-V
<i>Microppia minus</i> (Paoli, 1908)	ex.m <sup>-2</sup>	55513	30116	587	23760	29016	1858
	%	40,73	38,11	1,20	42,80	32,25	5,09
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)	ex.m <sup>-2</sup>	43536	19409	6991	13322	18284	1320
	%	31,94	24,56	14,31	24,00	20,32	3,61
<i>Suctobelbella subcornigera</i> (Forsslund, 1941)	ex.m <sup>-2</sup>	7944	2811	6478	1076	3031	4693
	%	5,83	3,56	13,26	1,94	3,37	12,85
<i>Medioppia subpectinata</i> (Oudemans, 1900)	ex.m <sup>-2</sup>	2298	2787	7187	2542	6502	4327
	%	1,69	3,53	14,71	4,58	7,23	11,85
<i>Suctobelbella sarekensis</i> (Forsslund, 1941)	ex.m <sup>-2</sup>	3422	3202	2004	807	2542	3153
	%	2,51	4,05	4,10	1,45	2,83	8,63
<i>Chamobates voigtsi</i> (Oudemans, 1902)	ex.m <sup>-2</sup>	2591	2224	2444	2176	3838	1760
	%	1,90	2,81	5,01	3,92	4,27	4,82
<i>Lauroppia falcata</i> (Paoli, 1908)	ex.m <sup>-2</sup>	244	3178	3593	1076	2347	4547
	%	0,18	4,02	7,36	1,94	2,61	12,45
<i>Oribatula tibialis</i> (Nicolet, 1855)	ex.m <sup>-2</sup>	978	2542	1760	978	2371	929
	%	0,72	3,22	3,60	1,76	2,64	2,54
<i>Tectocepheus velatus</i> (Michael, 1880)	ex.m <sup>-2</sup>	2542	1198	1271	1002	2542	953
	%	1,87	1,52	2,60	1,81	2,83	2,61
<i>Atropacarus striculus</i> (C. L. Koch, 1836)	ex.m <sup>-2</sup>	2811	440	1931	1100	904	2200
	%	2,06	0,56	3,95	1,98	1,01	6,02
<i>Hemileius initialis</i> (Berlese, 1908)	ex.m <sup>-2</sup>	538	1784	2029	1027	2396	1247
	%	0,39	2,26	4,15	1,85	2,66	3,41
<i>Platynothrus peltifer</i> (C. L. Koch, 1839)	ex.m <sup>-2</sup>	3056	0	758	929	220	2224
	%	2,24	0,00	1,55	1,67	0,24	6,09
<i>Berniniella bicarinata</i> (Paoli, 1908)	ex.m <sup>-2</sup>	489	2176	367	782	2738	293
	%	0,36	2,75	0,75	1,41	3,04	0,80
<i>Nothrus silvestris</i> (Nicolet, 1855)	ex.m <sup>-2</sup>	2591	440	1296	171	1247	147
	%	1,90	0,56	2,65	0,31	1,39	0,40
<i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900)	ex.m <sup>-2</sup>	98	342	2567	489	587	562
	%	0,07	0,43	5,26	0,88	0,65	1,54
<i>Chamobates borealis</i> (Trägårdh, 1902)	ex.m <sup>-2</sup>	122	562	831	147	1711	660
	%	0,09	0,71	1,70	0,26	1,90	1,81
<i>Suctobelbella falcata</i> (Forsslund, 1941)	ex.m <sup>-2</sup>	636	464	122	147	1369	416
	%	0,47	0,59	0,25	0,26	1,52	1,14
<i>Nanhermannia elegantula</i> (Berlese, 1913)	ex.m <sup>-2</sup>	1271	293	733	293	269	122
	%	0,93	0,37	1,50	0,53	0,30	0,33
Ostatní druhy/ Other species Oribatida	ex.m <sup>-2</sup>	5622	5060	5891	3691	8067	5109
	%	4,12	6,40	12,06	6,65	8,96	13,99
Počet druhů/Number of species		58	54	63	58	62	58
Suma/ Sum (ex.m <sup>-2</sup> )		136302	79029	48840	55513	89980	36520

Tab. 4a.

Faunistická podobnost společenstev pancířníků (Oribatida) v porostech břízy neovlivněných a ovlivněných vápněním (2003–2012)  
Faunistic similarity of oribatid mite (Oribatida) assemblages in stands of birch unaffected and affected by liming (2003–2012)

Lokalita/Localities	Butt-1K	Butt-2K	Loučná-K	Butt-1V	Butt-2V	Loučná-V
Butt-1K	x					
Butt-2K	67,77	x				
Loučná-K	63,33	60,80	x			
Butt-1V	66,07	63,24	62,07	x		
Butt-2V	65,52	69,42	65,00	66,07	x	
Loučná-V	67,24	71,07	75,00	71,43	70,69	x

1985). Řadila se k eudominantním pancírníkům nejen v porostech břízy (24,6–31,9 %), ale i v otevřené lokalitě Loučná (14,3 %), kde však vystupovala ve významně nižší abundanci (tab. 3). STRENZKE (1952) a BECKMANN (1988) ji prezentují jako superdominantní v porostu břízy, založeném na orné půdě, jako pionýrský druh, rozšířený v ruderalním ekosystému. Nejvyšší zastoupení jsme zaznamenali v nevápňném porostu Butt-1 (2003) – 104,7 tis. ex.m<sup>-2</sup>. Na stanovištích s vysokou aplikační dávkou vápnitého dolomitu byl stanoven pokles abundance (tab. 3, obr. 2). Nebyl ale potvrzen statistický rozdíl v početním zastoupení mezi nevápňným a vápněným porostem (6 t.ha<sup>-1</sup>). Klastrová analýza vymezila stanoviště Butt-1K od ostatních lokalit (obr. 2). Obecně tento druh ze studovaného území kontinuálně ustupoval (40,9–6,3 tis. ex.m<sup>-2</sup>). HANSEN (2000) neprokázal vazbu na vápnění. Její zastoupení je překvapující tím, že z imisemi ovlivněných smrkových porostů ustupovala v 60. letech 20. stol. a preferovala porosty imisemi nezasazené (eudominantní postavení, Krušné hory) (VANĚK 1974), což může souviset se stanovenou silnou vazbou na ekto-mykorhyzní houby smrku (REMÉN et al. 2008; KANEKO et al. 1995), které v imisním impaktu mohou být limitujícím faktorem výskytu tohoto pancírníka, což je v rozporu s údaji BÄÄRHA et al. (1980), že v podmínkách umělé acidifikované půdy dochází k nárůstu abundance druhu *O. nova*. HANSEN (2000) ji klasifikoval jako dominantní mezi Oribatida v monotypické hrabance, bez vlivu na její rozklad, vyznačující se vysokou plasticitou a adaptabilitou s ohledem na široké spektrum poravy a rychlý životní cyklus.

#### *Suctobelbella subcornigera* (Forsslund, 1941)

Druh, uváděný STARÝM (2005) ze smrkových porostů Krkonoš, se v kontrolních porostech břízy řadil k subdominantním až dominantním (3,56–5,83 %). Ve výše položeném území Loučné bez porostu břízy zůstal eudominantním druhem (14,3 %). Tento rozdíl v dominanci byl potvrzen i v porostech zatížených vápnitým dolomitem mezi polohou Butt-1 a Butt-2 k území Loučná, kde se nacházel smíšený porost (tab. 3). Abundance překročila 20 tis. ex.m<sup>-2</sup> pouze v letech 2004–2005 (Butt-1). Z dlouhodobého sledování vyplynulo, že průměrná abundance (12–13,9 tis. ex.m<sup>-2</sup>) opadla a setrvala v úrovni 2,7–4,5 tis. ex.m<sup>-2</sup>. Je klasifikována jako eurytopní zástupce v lesních

půdách, pozitivně reagující na meliorační opatření vedoucí ke snížení vlivu vody (MARKKULA 1986), ale údaje o působení melioračního vápnění chybí.

#### *Medioppia subpectinata*

Je charakterizována jako kosmopolitní, euryhygrický a eurytopní panfytofág rozšířený od nížin po klečové pásmo v celém území ČR. Preferuje níže položené smíšené nebo bukové porosty, ve výše položených smrkových porostech má pouze recedentní nebo subrecedentní postavení (MATĚJKA, STARÝ 2009; STARÝ, MATĚJKA 2009). V březových porostech neovlivněných vápněním byla klasifikována jako recedentní až subdominantní zástupce (1,69–3,53 %) a po aplikaci vápnitého dolomitu získala dominantní postavení. Na území Loučné zůstala eudominantním druhem. Populační hustota nevyjádřila jasnou profilaci mezi porostem břízy a bezlesím, ani ve vztahu k melioračnímu vápnění. Počáteční úroveň abundance ve studované oblasti (8,6–10,8 tis. ex.m<sup>-2</sup>) náhle poklesla ve druhé polovině sledování skokově na 3,6–3,0 tis. ex.m<sup>-2</sup> s ústupem až na 1,9 tis. ex.m<sup>-2</sup>.

#### *Suctobelbella sarekensis* (Forsslund, 1941)

Osídluje opad listnatých i jehličnatých horských lesů. Není omezen kolísáním půdní vlhkosti, pH půdy a obsahem organické hmoty v půdě (euryplastický druh) (MATĚJKA, STARÝ 2009). Vykázala nejednotnou reakci na vápnění (tab. 3). Snížená dominace v území Buttersteig–Loučná (převažovala jako subdominantní zástupce) pravděpodobně souvisí s aciditou, na níž upozorňuje HÅGVAR, AMUNDSEN (1981). V podmínkách šetřených ploch tolerovala rozpětí pH 2,73–4,62, což potvrzuje údaje WAUTHY et al. (1989), kteří ji vyloučili pouze z rašelinných půd. Ze sledovaného území ustupovala a po r. 2006 opadla abundance z 13,1–9,5 na 1,1–0,5 tis. ex.m<sup>-2</sup>.

#### *Chamobates voigtsi* (Oudemans, 1902)

Evropský, euryhygrický, silvikolní panfytofágní druh, obývající hluboké půdy listnatých a smíšených lesů, méně častý v horských smrčích (MATĚJKA, STARÝ 2009). Nereagoval změnou populační hustoty na stanovišti s břízou, ani na bezlesí, ani na revitalizační vápnění

Tab. 4b.

Faunistická podobnost společenstev pancírníků (Oribatida) v porostech břízy mezi rokem 2003 a 2012  
Faunistic similarity of oribatid mite (Oribatida) assemblages in stands of birch between 2003 and 2012

Lokality/ Localities	Butt-1K_03	Butt-1K_12	Butt-1V_03	Butt-1V_12	Butt-2K_03	Butt-2K_12	Butt-2V_03	Butt-2V_12	Loučná-K_03	Loučná-K_12	Loučná-V_03	Loučná-V_12
Butt-1K_03	x											
Butt-1K_12	53,3	x										
Butt-1V_03	68,1	42,1	x									
Butt-1V_12	52,2	54,1	46,2	x								
Butt-2K_03	70,2	41,7	68,0	53,1	x							
Butt-2K_12	55,3	52,6	60,0	56,4	68,0	x						
Butt-2V_03	64,4	48,0	57,7	51,0	74,2	61,5	x					
Butt-2V_12	50,0	51,3	58,5	50,0	54,9	73,2	52,8	x				
Loučná-K_03	72,4	40,8	54,9	52,0	75,4	58,8	73,0	53,8	x			
Loučná-K_12	56,5	64,9	56,4	63,1	53,1	61,5	54,9	75,0	52,0	x		
Loučná-V_03	58,3	46,1	73,2	60,0	66,7	63,4	67,9	57,1	69,2	55,0	x	
Loučná-V_12	44,9	60,0	47,6	53,6	50,0	57,1	55,5	60,5	52,8	63,4	55,8	x
N druhů/ N-species	27	18	20	19	30	20	32	21	31	19	21	22

N druhů/N-species; K-no liming; V-liming

s vysokou aplikační dávkou a obecně vystupoval jako subdominantní druh (tab. 3). Při sledování populační dynamiky v území Buttersteig–Loučná se projevil obecný pokles po roce 2007 z úrovně 4,2–6,5 na 3,4–2,1 tis. ex.m<sup>-2</sup>.

#### *Lauroppia falcata*

Evropský, mesofilní, silvikolní panfytofág, preferující opad a mechy bukových lesů před opadem smíšených a jehličnatých lesů, podhorského a horského pásma (MATĚJKA, STARÝ 2009). Zaznamenali jsme vzestup abundance od níže položených porostů břízy k otevřenému stanovišti Loučná (tab. 3) a tento trend byl zachován i v podmínkách uskutečněné chemické meliorace (6 t.ha<sup>-1</sup> vápnitého dolomitu). Jestliže původně stanovená abundance (3,6–3,1 tis. ex.m<sup>-2</sup>) v navazujícím období (2005–2008) poklesla, projevil se v následujících čtyřech letech vzestup a vyrovnaná hustota (4,9–4,2 tis. ex.m<sup>-2</sup>). Lze jej zařadit k pancířníkům s pozitivní reakcí na zvýšený obsah Ca, Mg a pH (KULA, TOUL 2011), což se projevilo v lokalitě Butt-1 a Loučná (obr. 3).

#### *Tectocephus velatus*

Ubiquistický, eurytopní, kosmopolitní, partenogenetický a mikrofágní druh, převážně dominantním v lesních ekosystémech (MATĚJKA, STARÝ 2009). Ve sledovaném území byl klasifikován pouze jako recedentní až subdominantní druh, který nevykazoval jednoznačnou závislost k lesnímu porostu, otevřenému stanovišti ani melioračnímu vápnění vysokými vstupy vápnitého dolomitu (tab. 3). Přesto je zmiňován v lesní hrabance (AOKI 1967; AOKI et al. 1977; FUJIKAWA 1995), z pastvin (NAKAMURA 1974; AOKI et al. 1977; FUJIKAWA 1988) i vápenných stanovišť (SKUBAĽA 1999). Toleruje vyšší kyselosti (HĀGVAR, AMUNDSEN 1981). Výrazná změna v abundanci vyplynula z dlouhodobějšího sledování, kdy její úroveň 5,4–4,6 tis. ex.m<sup>-2</sup> (2003–2005) opadla na 0,4–1,6 tis. ex.m<sup>-2</sup> (2007–2012).

#### *Oribatula tibialis* (Nicolet 1855)

Neprofilovala se abundancí mezi lesem a bezlesem a nevykázala reakci na meliorační vápnění po vysoké aplikační dávce (tab. 3), klasifikována je jako subrecedentní až subdominantní pancířník. Ve studované oblasti vykazuje kontinuální ústup z úrovně 4,1 tis. ex.m<sup>-2</sup> (2003) na 0,6 tis. ex.m<sup>-2</sup> (2012).

#### *Atropacarus striculus*

Holarctický, euryhygrický, eurytopní makrofytofág s velmi hojným zastoupením v lučních a lesních půdách, ve slatiništích a vrchovištích (STARÝ 2005), citlivý na sucho (MARAUN, SCHEU 2000). Byl zastoupen v porostech břízy i mimo les, u něhož jsme zaznamenali vzestup dominance pouze v poloze Loučná po aplikaci vápnitého dolomitu (tab. 3). Vzhledem k tomu, že se abundance v širším území zásadně neměnila, nelze dopad vápnění na tento druh považovat za významný (KULA, TOUL 2011). Z hlediska dlouhodobé změny populační hustoty byl jedním z mála zástupců pancířníků, u nichž abundance narůstala v období, kdy u většiny druhů se projevil pokles. I když v některých letech nebyl ve sledovaném porostu břízy potvrzen, jedná se o druh obecně zastoupený převážně v nízké populační hustotě do 2 tis. ex.m<sup>-2</sup>. Vyznačoval se ve sledované oblasti vzestupem populační hustoty ve druhé polovině hodnoceného období (KULA, TOUL 2011).

#### *Hemileius initialis* (Berlese, 1908)

Druh s dílčím vzestupem abundance i dominance s nadmořskou výškou, s nevýraznou pozitivní reakcí na vápnění (tab. 3). Jeho zastoupení pozvolně a kontinuálně klesalo v porostech břízy. HUHTA, NIEMI (2003) zjistili, že ve společenstvu pancířníků porostu břízy, rostoucím po smrkovém porostu, se zásadně nelišilo jeho zastoupení od smrkových společenstev. Byl pravidelnou součástí cenózy pancířníků březových porostů, i když STRENZKE (1952) jej považuje za nelesní druh, osidlující převážně louky, močály s olší.

#### *Platynothrus peltifer*

Vykazoval nevyvážené zastoupení mezi sledovanými porosty břízy a bezlesem, v některých porostech nebyl zachycen (tab. 3). Z dlouhodobého sledování vyplynul jeho dílčí vzestup s navazujícím ústupem. Vystupoval převážně jako recedentní a nepotvrdilo se zjištění OSLERA et al. (2006), že v listovém opadu břízy (*Betula pubescens*) se řadí mezi nejvýznamnější zástupce. Neprojevilo se dopad revitalizačního vápnění (tab. 2, 3, obr. 4) a *P. peltifer* byl zachycen při pH 2,73–4,63 a Ca 2906, Mg 1577, K 362 a P 20 mg.kg<sup>-1</sup>, i když je známa jeho negativní reakce na vzrůst základních živin Ca, Mg, Mn (VAN STRAALLEN et al. 1988). Ukázalo se, že snáší i kyselejší prostředí, než zmiňuje RUSEK, MARSHALL (2000).

## ZÁVĚR

Druhá diverzita byla odvozena z determinace všech zachycených jedinců půdních pancířníků (Oribatida) do druhů (114), přičemž úhrnným počtem druhů se jednotlivé kontrolní i vápněné (6 t.ha<sup>-1</sup>) porosty břízy za roky 2003–2012 zásadně nelišily (54–63) a faunistická podobnost byla vysoká (60,8–75 %). S odstupem devíti let klesl počet druhů v jednotlivých porostech i faunistická podobnost (46–62 %) pancířníků v kontrole i po aplikaci vápnitého dolomitu (6 t.ha<sup>-1</sup>). U většiny dominantních a subdominantních druhů pancířníků se projevil pokles v abundanci mezi lety 2003–2007 a 2008–2012 s výjimkou druhu *Atropacarus striculus*, kde nastal vzestup a dílčí nárůst vykázal druh *Platynothrus peltifer*.

Z výše uvedeného vyplývá, že negativní dopad na cenózu půdních pancířníků nebyl vyvolán vápněním, ale jiným stanovištním faktorem blíže nespecifikovaným.

#### Poděkování:

Studijní podklady vychází z dlouhodobého výzkumu realizovaného v letech 2003–2012 v porostech LS Litvínov. Výzkum byl podporován projektem NAZV QH82113, výzkumným záměrem MSM6215648902 a regionálními akciovými společnostmi a firmami – Netex, s. r. o., Děčín, Nadace ČEZ, a. s., Praha, Lafarge cement, a. s., v Čížkovicích.

## LITERATURA

- AOKI J. 1967. Microhabitats of oribatid mites on a forest flor. Bulletin of the National Science Museum, Tokyo, 10 (2): 133–138.
- AOKI J., HARADA H., MIYAWAKI A. 1977. Relation between fauna of soil mites (Oribatei) and human impacts in four main natural forest regions in Kanagawa prefecture, central Japan. Bulletin of the Institute of Environmental Science and Technology, Yokohama National University, 3: 121–133. (In Japanese with English summary).
- AXELSSON B., LOHM U., PERSSON T. 1984. Enchytraeids, lumbricids and soil arthropods in a northern deciduous woodland. Holarctic Ecology, 7: 91–103.
- BÅÅTH E., BERG B., LOHM U., LUNDREN B., LUNDKVIST H. et al. 1980. Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. Pedobiologia, 20: 85–100.
- BANERJEE S., SANYAL A.K. 1991. Oribatid mites as bioindicator of soil organic matter. In: Veeresh G.K. et al. (eds.): Advances in management and conservation of soil fauna. New Delhi, Oxford and IBH Publishing Co: 877–880.
- BECKMANN M. 1988. Die Entwicklung der Bodenmesofauna eines Ruderal-Ökosystems und ihre Beeinflussung durch Rekultivierung: I. Oribatiden (Acari: Oribatei). Pedobiologia, 31: 391–408.
- DAVIS B.N.K., MURPHY P.W. 1961. An analysis of Acarina and Collembola fauna of land reclaimed from open cast iron stone mining. University of Nottingham, Agric Report: 3–7.



- EDSBERG E., HÅGVAR S. 1999. Vertical distribution, abundance, and biology of oribatid mites (Acari) developing inside decomposing spruce needles in a podsol soil profile. *Pedobiologia*, 43: 413–421.
- EISENBEIS G., WICHARD W. 1987. Atlas on the biology of soil Arthropods. Berlin, Springer-Verlag: 437 s.
- FORSSLUND K.H. 1943. Studer över det lägre djurlivet i nordsvensk skogsmark. *Medd Statens Skogsförsöksanst.*, 34: 1–283.
- FUJIKAWA T. 1988. Biology of *Tectocepheus velatus* (Michael) and *T. cuspidentatus* Knülle. *Acarologia*, 29: 307–315.
- FUJIKAWA T. 1995. Comparison among populations of *Tectocepheus velatus* (Michael, 1880) from forests, grasslands and crop field. *Edaphologia*, 55: 1–82.
- HÅGVAR S., AMUNDSEN T. 1981. Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. *Oikos*, 37: 7–20.
- HÅGVAR S. 1984. Six common mite species (Acari) in Norwegian coniferous forest soils: Relations to vegetation types and soil characteristics. *Pedobiologia*, 27: 355–364.
- HANSEN R.A. 2000. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology*, 81 (4): 1120–1132.
- HANSEN R.A., COLEMAN D.C. 1998. Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology*, 9: 17–23.
- HUHTA V., HYVÖNEN R., KAASALAINEN P., KOSKENNIEMI A., MUONA J., MÄKELÄ I., SULANDER M., VILKAMAA P. 1986. Soil fauna of Finnish coniferous forests. *Annales Zoologici Fennici*, 23: 345–360.
- HUHTA V., NIEMI R. 2003. Communities of soil mites (Acarina) in planted birch stands compared with natural forests in central Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 171–189.
- JOHNSTON D.E. 1982. Oribatida. In: Parker S.P. (ed.): *Synopsis and classification of living organisms*. New York, MacGraw-Hill: 145–146.
- KANEKO N. 1985. A comparison of oribatid mite communities in two different soil types in a cool temperate forest in Japan. *Pedobiologia*, 28: 255–264.
- KANEKO N., MCLEAN M.A., PARKINSON D. 1995. Grazing preference of *Onychiurus subtenuis* (Collembola) and *Oppiella nova* (Oribatei) for fungal species inoculated on pine needles. *Pedobiologia*, 39: 538–546.
- KARPPINEN E. 1955. Ecological and transect survey studies on Finnish Camisiids. *Annales Zoologici Societatis Fennici, Vanamo*, 17 (2): 1–80.
- KARPPINEN E. 1958. Über die Oribatiden (Acar.) der Finnischen Waldböden. *Annales Zoologici Societatis Fennici, Vanamo*, 19 (1): 1–43.
- KLIMEK A., SENICZAK S. 2002. Soil mites (Acari) of the ecotone between the Scots pine and birch forests in Tuchola forest. In: Ignatowicz S. (ed.). *Postępy polskiej akarologii*. Warszawa, SGGW Press: 151–162.
- KUBELKA L. et al. 1992. Obnova lesa v imiseimi poškozené oblasti severovýchodního Krušnohoří. Praha, Ministerstvo zemědělství: 133 s.
- KULA E. 2009. Půdní a epigeická fauna stanovišť ovlivněných vápněním a její dynamika. Hradec Králové, LČR; Brno, MZLU v Brně: 438 s.
- KULA E., TOUL Z. 2011. Vliv vápnění na půdní pancířníky (Oribatida) a jejich ekologická charakteristika (2003–2011). Výzkumná zpráva projektu NAZV QH82113, Mendelu, 115 s.
- KULA E. 2013. Příspěvek k poznání půdních roztočů (Oribatida) v území Buttersteig–Loučná (Krušné hory). *Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 34: 37–57.
- LOOTS G.C., RYKE P.A.J. 1967. The ratio Oribatei: Trombidiformes with reference to organic matter content in soils. *Pedobiologia*, 7: 121–124.
- LOSOS B., GULIČKA J., LELLÁK J., PELIKÁN J. 1984. *Ekologie živočichů*. Praha, SPN: 320 s.
- LUXTON M. 1981a. Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil V. Vertical distribution. *Pedobiologia*, 21: 359–386.
- LUXTON M. 1981b. Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil VI. Seasonal population changes. *Pedobiologia*, 21: 381–409.
- LUXTON M. 1981c. Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. III. Introduction to the field populations. *Pedobiologia*, 21: 295–311.
- LUXTON M. 1981d. Studies on the astigmatid mites of a Danish beech wood soil. *Pedobiologia*, 22: 29–38.
- LUXTON M. 1981e. Studies on the prostigmatid mites of a Danish beech wood soil. *Pedobiologia*, 22: 277–303.
- MARAUN M., MIGGE S., SCHAEFER M., SCHEU S. 1998. Selection of microfungus food by six oribatid mite species (Oribatida, Acari) from two different beech forest. *Pedobiologia*, 42: 232–240.
- MARAUN M., SCHEU S. 2000. The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography*, 23: 374–383.
- MARKKULA I. 1986. Comparison of the communities of the oribatids (Acari: Cryptostigmata) of virgin and forest-ameliorated pine bogs. *Annales Zoologici Fennici*, 23: 33–38.
- MATĚJKA K., STARÝ J. 2009. Differences in top-soil features between beech-mixture and Norway spruce forests of the Šumava Mts. *Journal of Forest Science*, 55 (12): 540–555.
- MIGGE S., MARAUN M., SCHEU S., SCHAEFER M. 1998. The oribatid mite community (Acarina) of pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) of different age. *Applied Soil Ecology*, 9: 115–121.
- NAKAMURA Y. 1974. Studies on soil animals in the grassland. IV. Effect of inorganic fertilizers on soil microarthropods in the grassland, with special reference to oribatid mites. *Applied Entomology and Zoology*, 9: 65–72.
- NORTON R.A. 1994. Evolutionary aspects of oribatid mite life histories and consequences for the origin of the Astigmata. In: Houck M.A. (ed.): *Mites: ecological and evolutionary analyses of life history patterns*. New York, Chapman and Hall: 99–135.
- OSLER G.H.R., KORYCINSKA A., COLE L. 2006. Differences in litter mass change mite assemblage structure on a deciduous forest floor. *Ecography*, 29: 811–818.
- PERALA D.A., ALM A.A. 1990. Reproductive ecology of birch: a review. *Forest Ecology and Management*, 32: 1–38.
- PERSON T., BÅÅTH E., CLARHOLM M., LUNDKVIST H., SÖDERSTRÖM B.E., SOHLENIUS B. 1980. Trophic structure, biomass dynamics and carbon metabolism of soil organisms in a Scots pine forest. *Ecological Bulletins (Stockholm)*, 32: 419–459.
- REMÉN C., PERSSON T., FINLAY R., AHLSTRÖM K. 2008. Responses of oribatid mites to tree girdling and nutrient addition in boreal coniferous forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 2881–2890.
- RUSEK J., MARSHALL V.G. 2000. Impacts of airborne pollutants on soil fauna. *Annual Review of Ecology & Systematics*, 31: 395–423.
- SCHATZ H., BEHAN-PELLETIER V.M. 2008. Global diversity of oribatids (Oribatida: Acari: Arachnida). *Hydrobiologia*, 595: 323–328.
- SIEPEL H. 1990. Niche relationships between two panphytophagous soil mites, *Nothrus silvestris* Nicolet (Acari, Oribatida, Nothridae) and *Platynothrus peltifer* (Koch) (Acari, Oribatida, Camisiidae). *Biology and Fertility of Soils*, 9: 139–144.

- SKUBAŁA P. 1999. Colonization of a dolomitic dump by oribatid mites (Acari, Oribatida). *Pedobiologia*, 43: 145–159.
- StatSoft, Inc. 2007. STATISTICA (software system for data analysis). Version 8.0. Dostupné na World Wide Web: [www.statsoft.cz](http://www.statsoft.cz).
- STARÝ J. 2005. Pancířníci (Acari: Oribatida) hlavních biotopů na Sněžce, Krkonoše. *Opera Corcontica*, 42: 79–89.
- STARÝ J. 2006. Příspěvek k poznání fauny pancířníků (Acari: Oribatida) Bukovských vrchů, východní Slovensko. *Folia faunistica Slovaca*, 11(6): 33–38.
- STARÝ J., MATĚJKA K. 2009. Společenstva pancířníků (Acari: Oribatida) ve výškovém gradientu v horských lesích postižených kůrovcem na Šumavě. [online]. Dostupné na World Wide Web: [http://www.infodatasy.cz/biodivkrsu/rep2008\\_Oribatida.pdf](http://www.infodatasy.cz/biodivkrsu/rep2008_Oribatida.pdf) [cit. 2012-01-02]
- STRENZKE K. 1952. Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. *Zoologica*, 37 (104): 1–173.
- ŠRÁMEK V., HADAŠ P., LACHMANOVÁ Z., FADRHOŇSOVÁ V., VORTELOVÁ L., LOMSKÝ B., KULHAVÝ J. 2008. Imisní zatížení Krušných hor. In: Slodičák M. et al. (eds.): *Lesnické hospodaření v Krušných horách*. Hradec Králové, LČR; Strnady, VÚLHM: 45–70.
- VAN STRAALLEN N.M., KRAAK M.H.S., DENNEMAN C.A.J. 1988. Soil microarthropods as indicators of soil acidification and forest decline in the Veluwe area, the Netherlands. *Pedobiologia*, 32: 47–55.
- VANĚK J. 1974. Změny vyvolané průmyslovými imisemi ve společenstvech pancířníků (Acarina-Oribatoidea) půd smrkových lesů. *Questiones Geobiologicae*, 14: 35–116.
- WALLWORK J.A. 1983. Oribatids in forest ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 28: 109–130.
- WAUTHY G., NOTI M.I., DUFRÈNE M. 1989. Geographic ecology of soil oribatid mites in deciduous forests. *Pedobiologia*, 33: 399–416.

## CHANGES IN SOIL ORIBATID MITE ASSEMBLAGES IN BIRCH STANDS AFFECTED BY DOLOMITIC LIMESTONE

### SUMMARY

Soil oribatid mites represent an important animal part of the decomposition process in association with saprophytic fungi; however, this process is being constrained by anthropogenic air-pollution load as well as by amelioration liming (HUHTA et al. 1986).

The objective of this contribution is to compare the communities of soil oribatid mites (Oribatida) and their population dynamics in birch forests and in deforested areas within the territory of the Krušné hory (Ore Mts.), Czech Republic and to investigate the impact of high application dose of dolomitic limestone on their assemblage.

The stands of birch (*Betula pendula* Roth) chosen as control for soil Oribatida community monitoring are a part of the substitute tree species stands established on the territory of the Forest District Litvínov at the beginning of 1980s. To assess the influence of extensive application of dolomitic limestone on oribatid mites, two stands (untreated control and a limed stand) were chosen at each of the three selected localities (Tab. 1) within the area of interest (Buttersteig–Loučná).

Liming of the research plots with crushed dolomitic limestone was performed on 28<sup>th</sup> August 2003 with the planned dose of 6 t.ha<sup>-1</sup> (KULA 2009). Soil samples with the mites were collected in 2003–2005 and 2007–2012 in May. Extraction and determination was performed by Dr. Josef Starý, Institute of Soil Biology, ASCR, in České Budějovice.

During the nine-year investigation, 54 samplings were performed and 114 soil oribatid mite species were determined in the area of interest.

In the control birch stands, the abundance of oribatid mites was 136,000–79,000 ex.m<sup>-2</sup>, which fully corresponds with the findings of KLIMEK, SENICZAK (2002), but it did not reach the values of 400,000–500,000 ex.m<sup>-2</sup> reported in forest soils by some authors (SCHATZ, BEHAN-PELLETIER 2008; MARUN et al. 1998).

The average cumulative abundance of Oribatida per the period of study (2003–2012) was lower in the higher located Loučná site (deforested); from the aspect of population dynamics, a general decline of oribatid mites was observed.

Species showing dominant position in the monitored birch stands are *Microppia minus*, reported by STARÝ (2006) in decaying wood, and *Oppiella nova*, considered to be a spruce-forest species by HUHTA, NIEMI (2003).

Between 2003 and 2012, the faunistic similarity in the control (untreated) birch stands decreased and the identical trend characterized the faunistic similarities in stands limed with 6 t.ha<sup>-1</sup> dolomitic limestone (50–52%).

In the fourteen most frequently occurring Oribatida species, Kruskal-Wallis ANOVA was used to determine the significance of the differences between the studied localities; however, not a single statistically significant difference between the untreated and the limed stands was found in the individual study areas. The overall reduction of soil oribatid mites was not induced by liming, but by some other unspecified site factor.

Ecological characteristics of the significantly represented species are included (*Microppia minus*, *Oppiella nova*, *Suctobelbella subcornigera*, *Medioppia subpectinata*, *Suctobelbella sarekensis* etc.).