

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Společenstva mnohonožek a stonožek přirozeně se
vyvíjejících a asanovaných horských smrčín Šumavy**

Diplomová práce

Bc. Lukáš Velíšek

Školitel: RNDr. Karel Tajovský, CSc., Ústav půdní biologie, Biologické
centrum AV ČR, v. v. i.

České Budějovice 2014

Velíšek L. (2014): Společenstva mnohonožek a stonožek přirozeně se vyvíjejících a asanovaných horských smrčín Šumavy [Communities of millipedes and centipedes in the naturally disturbed and rehabilitated mountain spruce forests of the Šumava Mts. Mgr. Thesis, in Czech.] 71 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace: Cílem práce bylo popsat a porovnat společenstva půdních bezobratlých s důrazem na mnohonožky a stonožky na vybraných lokalitách v NP Šumava v oblasti Březníku. Práce se zabývá dvěma přístupy k managementu horských smrčín napadených kůrovcem, kde byla následně aplikována asanace porostů nebo byly porosty ponechány samovolnému vývoji. Bezzásahový management má pozitivnější vliv na populace mnohonožek a stonožek než na celková společenstva ostatních půdních bezobratlých. V případě srovnání dvou porovnávaných typů managementu se parametry půdní makrofauny v obou variantách významně neliší.

Annotation: The aim of the study was to describe and compare the communities of soil invertebrates esp. millipedes and centipedes at selected localities in the Březník area, the Šumava National Park. The work pursues the two approaches to the management of the mountain spruce forests which were affected by bark beetle and where their remediation has been applied or they have been left to the spontaneous development. Non-intervention management has a positive impact on the populations of millipedes and centipedes comparing to the assemblages of other soil invertebrates. In the case two types of management, they are no significant differences in the composition of soil macrofauna in both studied variants.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, 25.4. 2014

.....

Bc. Lukáš Velíšek

Poděkování: Chtěl bych poděkovat především mému školiteli RNDr. Karlu Tajovskému, CSc. za odborné vedení diplomové práce, za neocenitelnou pomoc při determinaci vzorků, za užitečné rady a pomoc. Děkuji také Ing. Jitce Pelikánové za pomoc při zpracování vzorků. doc. RNDr. Petru Šmilauerovi, Ph.D a Míše Bryndové za ochotu a pomoc se statistikou. V neposlední řadě bych rád poděkoval své rodině za podporu během studia.

Obsah:

1.	ÚVOD.....	1
2.	LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	3
2.1.	Šumava.....	3
2.1.1.	Vývoj přirozených šumavských lesů.....	3
2.1.2.	Přirozené disturbance šumavských lesů.....	5
2.1.3.	Vliv lidské činnosti na šumavské lesy.....	7
2.1.4.	Zdravotní stav porostů.....	8
2.1.5.	Problematika horských smrčín s ohledem na půdní faunu.....	9
2.2.	Charakteristika půdní makrofauny.....	12
2.3.	Charakteristika myriapodních členovců.....	14
2.3.1.	Charakteristika mnohonožek.....	14
2.3.2.	Charakteristika stonožek.....	15
3.	METODIKA.....	18
3.1.	Studované lokality.....	18
3.2.	Sběr dat.....	20
3.2.1.	Metoda půdních vzorků.....	21
3.2.2.	Metoda padacích zemních pastí.....	22
3.3.	Determinace půdní makrofauny, mnohonožek a stonožek.....	22
3.4.	Statistické zpracování dat.....	23
4.	VÝSLEDKY.....	24
4.1.	Půdní vzorky.....	25
4.1.1.	Makrofauna.....	25
4.1.2.	Mnohonožky a stonožky.....	28
4.2.	Zemní pasti.....	30
4.2.1.	Epigeická aktivita makrofauny.....	30
4.2.2.	Epigeická aktivita mnohonožek a stonožek.....	34
4.3.	Vliv managementu.....	37
4.3.1.	Vliv managementu na půdní makrofaunu.....	37
4.3.2.	Vliv managementu na mnohonožky a stonožky.....	38
4.3.3.	Vliv managementu na epigeickou aktivitu makrofauny.....	39
4.3.4.	Vliv managementu na epigeickou aktivitu mnohonožek a stonožek.....	40
4.4.	Vliv ročního období.....	41
4.4.1.	Půdní makrofauna.....	41
4.4.2.	Mnohonožky a stonožky.....	42
4.4.3.	Epigeická aktivita makrofauny.....	43
4.4.4.	Epigeická aktivita mnohonožek a stonožek.....	44
5.	DISKUZE.....	46
5.1.	Makrofauna.....	46
5.2.	Mnohonožky a stonožky.....	49
5.2.1.	Mnohonožky.....	49
5.2.2.	Stonožky.....	50
6.	ZÁVĚR.....	52
7.	SEZNAM LITERATURY.....	53
8.	PŘÍLOHY.....	64

1. ÚVOD

NP Šumava společně s NP Bavorský les představují největší souvislé území horských smrčín ve střední Evropě. Již v historii docházelo opakovaně k jejich poškozování, často ve velkoplošném rozsahu, přičemž se uplatňovaly jak biotické, tak abiotické faktory. Rovněž v současné době prodělává tento rozsáhlý lesní komplex významné změny, související především s větrnými kalamitami a gradacemi kůrovce. S ohledem na skutečnost, že jsou zasaženy porosty v prvních zónách národních parků, přesahuje řešení tohoto tématu nejen česko-německé hranice, nýbrž je provázáno střety názorů a zájmů ochranné praxe, odborné veřejnosti i lesnické praxe a hospodaření v lesích v celém regionu Šumavy.

Ve druhé polovině minulého století k narušení porostů přispěly kyselé deště, které měly za následek okyselování půd. V posledních letech způsobily rozsáhlé disturbance těchto porostů větrné kalamity s následným přemnožením lýkožrouta smrkového, což vedlo k postupnému odumírání stromového patra smrčín na rozsáhlých plochách. Výsledkem byl velkoplošný rozpad horských smrčín v cenných centrálních partiích NP Šumava. Kalamitou postižených a následně kůrovcem napadených v horských smrčinách byly uplatňovány dva typy managementu. Prvním typem managementu je, že les byl ponechán přirozenému vývoji, druhým managementem je typ asanační, kdy ve snaze zamezit šíření kůrovce byly stromy v postižených porostech vytěženy a dřevní hmota odvezena z ploch. Na to, zda aktivně řešit stávající stav nebo ponechat porosty v první zóně NP Šumava samovolnému vývoji, i přes řadu realizovaných studií existují stále rozdílné názory.

Hlavním cílem této studie bylo popsat a porovnat společenstva půdní fauny v podmínkách horských smrčín na plochách, které byly ovlivněny asanací, těžbou a odklizením dřevní hmoty a plochách ponechaných samovolnému vývoji. K hodnocení stavu a změn v půdním prostředí těchto asanovaných a spontánně se vyvíjejících smrčín byly analyzovány údaje o té části půdních bezobratlých, kterou kategorizujeme jako půdní makrofaunu, přičemž podrobně byla zpracována a vyhodnocena data o společenstvech mnohonožek a stonožek. Výzkum byl soustředěn do oblasti Březníku a Studené hory, kde byly sledovány jednak plochy asanované, kde byl kůrovcem napadený porost pokácen a dřevo odvezeno a dále kůrovcem napadené plochy ponechané samovolnému vývoji. V obou případech docházelo různým způsobem k ovlivňování celého lesního ekosystému, včetně půdy, která je životním prostředím půdních bezobratlých. Vyvolané změny na zkoumaných plochách s největší pravděpodobností mají významný vliv na početnosti

i na druhovém zastoupení půdních živočichů. Vedle změn v porostu i v přízemní vegetaci docházelo na asanovaných plochách při používání těžké mechanizace k poškozování svrchních vrstev půdy, což indukuje další negativní dopad na fyzikální i biologické parametry půd.

Cílem práce bylo tedy zjistit, do jaké míry ovlivnil různý management porostů biodiverzitu těchto skupin půdních bezobratlých a pokusit se nalézt podpůdné argumenty ve prospěch nejvhodnějšího managementu těchto částí Šumavy z hlediska zachování biodiverzity půdní makrofauny. Předložená práce je součástí dlouhodobého výzkumu, v rámci kterého souběžně probíhá sledování dalších biotických a abiotických parametrů, biologické aktivity půd, měření chemismu, sledování klimatických a mikroklimatických charakteristik. Získaná data budou proto sloužit i ke komplexnímu vyhodnocení probíhajících procesů včetně změn v půdním prostředí v podmínkách dvou uplatňovaných typů managementu.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1. Šumava

Šumava patří k nejstarším pohořím ve střední Evropě s rozsáhlými relikty na náhorní plošině v nadmořské výšce 1000-1100 metrů (Wild a kol. 2003). Celková rozloha Šumavy činí 211 302 ha a při lesnatosti 66 % se plocha lesů rozkládá na 140 378 ha. Horské lesy zde zaujímají 95,6 % (Vacek a Podrázský 2003). Šumava představuje relativně nejméně narušené a nejlépe zachované přírodní území v České republice. V roce 1963 byla Šumava vyhlášena za chráněnou krajinnou oblast. K vyhlášení Národního parku Šumava došlo v roce 1991. Národní park zahrnuje centrální část pohoří podél hranic s Německem a Rakouskem na ploše 690 km². Zhruba 84 % parku tvoří lesy, 7 % louky a pastviny (Bláha 2002).

2.1.1. Vývoj přirozených šumavských lesů

Původní šumavské lesy vypadaly ještě před několika staletími naprosto jinak než dnes (Šantrůčková a kol. 2010). Lesní porosty prodělaly dlouhodobý vývoj, který byl v posledních tisíciletích významně usměrněný kolonizací této oblasti člověkem. Vývoj horských lesů Šumavy lze dokumentovat lépe než v jiných oblastech kvůli zachovaným palynologickým nálezům v četných rašeliništích (Černíková 2012). Pro přirozený vývoj šumavských lesů je nejzajímavější konec doby ledové (pozdní glaciál) a doba poledová (postglaciál). Šumava byla na sklonku doby ledové bezlesá krajina a až v dalších obdobích se postupně zalesňovala v závislosti na změnách klimatu a krajina se začala podobat lesotundře nebo tundře.

Až na počátku mladších čtvrtohor (holocénu) vznikala na Šumavě les. Toto období se vyznačuje kolísajícím oteplováním a zvlhčováním podnebí (Chocholoušková a Gutzerová 2003). Klimatické změny nebyly jedinou příčinou změn ve složení lesa. Pro výstavbu rostlinného společenstva je velmi důležité, jaký materiál je k dispozici. Lesní ekosystémy ovlivňují v hlavní míře stromy (Chábera a kol. 1987). Skladba dřevin se postupně vyvíjela v závislosti na klimatických a stanovištních poměrech. Do otevřené krajiny začaly nejprve pronikat listnáče, jako jsou vrby (*Salix*), břízy (*Betula*) a z jehličnatých druhů borovice (*Pinus*). Až později se začala objevovat teplomilnější líska (*Corylus avellana*).

Před 8000 až 6000 lety se v důsledku příznivějších klimatických podmínek se oteplilo a stoupl podíl náročnějších listnáčů zejména dubu (*Quercus*), jilmu (*Ulmus*), lípy (*Tilia*) a jasanu (*Fraxinus*). Z jehličnanů se začal objevovat smrk (*Picea abies*), který postupně vytlačoval lísku (*Corylus*) a borovici (*Pinus*) (Chocholoušková a Gutzerová 2003). Později osídlil Šumavu buk (*Fagus sylvatica*), který se objevoval na místech, kde před tím byla líska (*Corylus*) (Chábera a kol. 1987). Jako poslední se na Šumavě rozšířila jedle (*Abies alba*), která tvořila nevysokou příměs smíšených porostů.

Předpokládá se, že původní přirozená vegetace se utvořila před třemi tisíci lety. Vlastní Šumavu tvoří především smíšené horské lesy, zastoupené hlavně květnatými bučinami (Chocholoušková a Gutzerová 2003) se smrkem, jedlí a bukem. Menší plochu zaujímají v příměsi bukových porostů společenstva zastoupená javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*) a jilmem horským (*Ulmus glabra*) na kamenitých svazích a sutích (Průša 1990).

Horské smrčiny na Šumavě představují v současnosti největší a nejzachovalejší přírodní oblasti v zemi (Svoboda a kol. 2010). Květnaté bučiny se vyskytují v nadmořských výškách od 1000 do 1500 m. Jsou to porosty tvořené směsí buku a smrku s menším zastoupením jedle. Přirozené horské smrčiny se na Šumavě vyskytují v nadmořských výškách vyšších než 1200 m (Chocholoušková a Gutzerová 2003). Jsou pro ně charakteristické nepříznivé stanovištní podmínky (např. podmáčená nebo extrémně kamenitá stanoviště) a relativně mělký půdní profil (Svoboda 2005). Dominuje v nich smrk často společně s jeřábem (*Sorbus*), v podrostu se často vyskytuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) s borůvkám (*Vaccinium*) (Jonášová a Prach 2004). Smrčiny jsou zde různorodé v závislosti na skladbě podrostu. Rozeznáváme papratkové smrčiny, kde převládá kapradí (*Dryopteris*), třtinové smrčiny s převahou trav, rašelinné a podmáčené smrčiny s převahou rašelínku (*Sphagnum*) a hustého mechového porostu (Šantrůčková a kol. 2010). Lesy na Šumavě s převahou smrku pokrývají významnou část horských oblastí. Dříve byly horské smrkové lesy ceněny pro produkci dřeva a jejich ochrannou funkci (laviny, eroze) (Brang 2001). V posledních letech vzrůstá biologický význam smrkových lesů při udržování a ochraně biodiverzity (Spiecker 2003).

Přirozenou druhovou skladbu lesa původně tvořily z 68 % jehličnaté stromy, kde dominoval smrk ztepilý (51 %), jedle bělokorá (13 %), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a kleč (*Pinus mugo*, 4 %) a v malém podílu ostatní jehličnany. Zbývajících 32 % plochy lesa tvořily listnaté stromy se zastoupením 21 % buku lesního a 2 % javoru klenem, zbytek tvořily pionýrské dřeviny (8 %) a ostatní listnaté stromy. V dnešní době na Šumavě jednoznačně

dominují jehličnaté dřeviny, které tvoří téměř 92 % (především smrk) na listnaté dřeviny připadá přes 8 % (<http://www.npsumava.cz/cz/1291/sekce/druhova-skladba-lesu/>).

2.1.2. Přírozené disturbance šumavských lesů

Přírodní disturbance jsou považovány za ničivou událost, která ovlivňuje strukturu a dynamiku lesa, při které dochází k narušení klimaxového stádia, přičemž les opět prochází primární nebo sekundární sukcesí (Johnson a Miyanishi 2007; Pickett a White 1985; White 1979). Až do nedávné doby takové velké disturbance nebyly považovány za součást v dynamice horských smrkových lesů ve střední Evropě (Brůna a kol. 2013). Ale v poslední době se objevují práce, které poukazují na významnou disturbance při vytváření dynamiky lesa ve střední Evropě (Svoboda a kol. 2012).

Přírozené disturbance jsou jednou z příčin, které mají za následek ubývání smrků ve střední Evropě a tudíž i na Šumavě (Wild a kol. 2003). Také mají vliv na mnoho procesů v krajině včetně změn mikroklimatu, hydrologie a erozi půdy (Hais a kol. 2008b). Lesní ekosystém je ovlivňován řadou abiotických a biotických faktorů, které hrají důležitou roli při změnách v krajině (Hais a kol. 2008a), a které ovlivňují stáří porostů, množství tlejícího dřeva (Šantrůčková a kol. 2010), a také hrají významnou roli při udržování biologické rozmanitosti (Svoboda a kol. 2012). Množství a kvalita rozkládajícího se dřeva v lesním prostředí jsou jedním z klíčových faktorů ovlivňující diverzitu organismů v daném prostředí (Jonsson a kol. 2005). Mimo jiné přírodní disturbance jsou důležitým procesem pro obnovu horských smrkových lesů, ale také pro zachování biodiverzity téměř všech skupin organismů. Matějková a Jonášová (2004) uvádí, že porosty v podmáčených smrčínách, které se vyvíjí bez lidské činnosti, a to pouze pod vlivem přírodních disturbance (větrné kalamity, kůrovec), mají dobré regenerační schopnosti kvůli vhodným mikroklimatickým podmínkám.

Z hlediska dlouhodobého managementu lesa v národních parcích mohou větrné kalamity nebo přemnožení kůrovce apod. představovat základní problémy. Rovněž původní lesy nedotčené člověkem byly v minulosti formovány působením přírodních disturbance (Svoboda 2011). V tomto pojetí jsou disturbance základním prvkem v přírozeném vývoji lesa (Frelich 2002). Podle Brázdila a kol. (2004) se v každém století na území Šumavy vyskytla vichřice, která byla schopna poškodit lesní porosty na rozsáhlých plochách. K rozsáhlým rozpadům lesa docházelo v horských smrčínách Šumavy asi dvakrát za století. Když se za 100 let nevyskytne žádné narušení, tak je většina lesů náchylnější k disturbancem.

Za významné činitele na území Šumavy jsou především považovány vítr a kalamitní přemnožení lýkožrouta. Oba faktory mohou ovlivňovat dynamiku lesa. V průběhu posledních 500 let se na Šumavě v každém století vyskytovaly opakovaně silné vichřice, které způsobovaly rozsáhlá narušení lesních porostů (Svoboda a Zenáhlíková 2009). V 18. a 19. století vichřice na Šumavě narušily nejen člověkem obhospodařované lesy, ale došlo ke zmenšení rozlohy starých porostů, v té době ještě klasifikovaných jako pralesy, které se nacházely např. v oblasti Boubína a Trojmezné. Recentně se zde vyskytují opakované vichřice s ničivou silou, které se za posledních 30 let přehnaly přes Šumavu více než 20krát (Šantrůčková a kol. 2010). V případě listnatých porostů nezpůsobují vichřice, tak významné poškození a postižené plochy nepředstavují vážné nebezpečí pro okolní porosty (Svoboda 2011). Problém nastává v případě, kdy je vysoký podíl zastoupení smrku v porostech.

Okland a Bjostard (2006) uvádí, že existuje souvislost mezi přemnožením lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) a výskytem vichřice. Těžké vichřice v letech 1986, 1999, 2007 a 2008 způsobily rozsáhlé poškození v lesích Šumavy, což vedlo k rozlehlému přemnožení lýkožrouta smrkového (Svoboda a kol. 2010). Vyvrácené stromy lýkožroutovi smrkovému slouží jako zdroj potravy, což spustí rychlé namnožení kůrovce. Takto postižené plochy jsou zdrojem jeho šíření do okolních porostů. Po větrném polomu a při vhodných klimatických podmínkách stoupá početnost lýkožrouta smrkového tak, že je schopný napadat i zcela zdravé stromy.

Lýkožrout smrkový je nejvážnějším škůdcem smrkových porostů v Evropě, přičemž zprávy o jeho přemnožení v původních lesích střední Evropy jsou známy již ze 17. století (Skuhravý a Zahradník 2002). Četnost jeho výskytu se zvýšila po 2. světové válce zejména v letech 1983 a 1984 (Vacek a kol. 2003b) a následně v letech 1986, 1999, 2007 a 2008 (Svoboda a kol. 2010) a trvá více méně dodnes. Škodlivost lýkožrouta smrkového je podmíněna jeho rozmnožovacím potenciálem. Záleží kolik jedinců je schopno zahubit jeden smrk a kolik jedinců se může vyvinout na jednom smrku (Skuhravý a Zahradník 2002). Za normálních podmínek napadá jednotlivé, oslabené a přestárlé smrky. Zdravé smrky dokážou odolávat, ale pokud je brouků mnoho, napadají i zdravé smrky. Proto s největší pravděpodobností zůstane kůrvec i v nejbližší době závažnou hrozbou pro smrkové lesy Šumavy (Plesník 2003).

Aby se zabránilo šíření lýkožrouta smrkového z postižených bezzásahových území do hospodářských lesů, musí se podle lesnické praxe vytvořit přechodné pásmo a provést důsledné asanační zásahy v kombinaci s dalšími opatřeními (Vacek a kol. 2003b). Svoboda

(2007) ve své práci uvádí, že asanace představují pro daný ekosystém horských smrčín na Šumavě mnohem větší zásah než například narušení kůrovcem nebo větrem. Při asanaci dochází k poškození stromového patra, půdy a vegetace. V případě kůrovce dochází pouze k odumření stromového patra a vichřice způsobuje vytvoření mozaiky stanovišť narušených a nenarušených.

2.1.3. Vliv lidské činnosti na šumavské lesy

Starší doba kamenná (paleolit) představuje nejdelší období lidského vývoje. Vývoj klimatu a přírody střední Evropy v té době procházel řadou změn. Alpské a severské zalednění určovalo vývoj člověka a krajiny, nesouvislým ledovcem byly pokryty i nejvyšší polohy šumavského pohoří. Postupem času se klima severní polokoule oteplilo a vznikly na Pošumaví podmínky pro život člověka (Beneš 2003).

Lesní ekosystém i celá krajina podléhají neustálým změnám, již řadu let je krajina ovlivňována lidskou činností. Před příchodem člověka byla celá Šumava pokryta hustými lesy kromě skalnatých vrcholů, jezer a stěn karů (Beneš 1996). Od trvalejšího osídlení Šumavy a Pošumaví odrazovaly tvrdší nepříznivé přírodní i klimatické podmínky (Řezníčková 2003). Tehdy člověk obýval oblasti klimaticky příznivější, kde měl dostatek obživy, takže Šumavu navštěvoval jen sporadicky. První známky jeho výskytu v Pošumaví se datují ve střední době kamenné (mezolit) (Vencl 1989). Nejstarší zemědělské osídlení se odehrávalo zhruba před 7000 lety, přičemž k trvalejšímu osídlování docházelo o tisíc let později, což souviselo s pastevnictvím a kácením lesů (Šantrůčková a kol. 2010). Postupné osídlení Šumavy mělo za následek odlesnění, ale především změny v druhové skladbě původních lesů.

Až v 11. a 12. století začalo větší pronikání člověka do vyšších poloh centrální části pohoří (Vacek a Podrázský 2003, Beneš 1996). O století později můžeme předpokládat odlesňování i ve vyšších nadmořských výškách, ovlivňování porostů pálením dřevěného uhlí či pastvou, nicméně krajinný ráz vrcholových partií Šumavy zůstával nezměněn (Šantrůčková a kol. 2010). Středověká kolonizace byla první etapou osídlování Šumavy, ale osídlení nebylo veliké a Šumava plnila úlohu hraničního pralesovitého hvozdu, daleko větší změny se odehrávaly v novověku.

Větší vliv lidské činnosti je datován do 17. století, kdy začala těžba pronikat do vyšších horských poloh, kde vznikaly dřevařské osady. Období třicetileté války znamenalo velký hospodářský úpadek klesl obchod i výroba, velké plochy zemědělské půdy

se přestaly obdělávat a řada měst a vesnic byly vypáleny (Řezníčková 2003). Po skončení třicetileté války opět nastalo velké osídlování Šumavy, které dosáhlo vrcholu na přelomu 18. a 19. století. Následující rozvoj dřevařství dal vzniknout výstavbě plavebních kanálů (Vchynice – Tetov a Schwarzenberský kanál) a významně rozšířil odlesnění a vytvořily se zde stejnověké lesy s převahou smrku (Kučera 2009).

V průběhu 19. století byly vytvořeny lesní hospodářské plány, které stanovovaly nejen maximální přístupnou hranici roční těžby, ale navíc určovaly i způsob obnovy lesních porostů a jejich ochrany (Chábera a kol. 1987). Došlo k velké změně druhového zastoupení v lesním ekosystému. Velká část původních lesů ve stupni bučin byla tehdy převáděna na smrkové monokultury, to mělo za následek nižší odolnost vůči narušení vichřicemi či kůrovcem (Šantrůčková a kol. 2010). Vysazoval se smrk jakožto dřevina s charakteristickým rychlým růstem a adaptabilitou k podmínkám na Šumavě, především k chladnému podnebí a velkému množství srážek. Osídlení Šumavy nebylo nikdy příliš husté a navíc po roce 1945 zanikla celá řada vesnic. Díky tomu se les postupně vracel na plochy sekundárního bezlesí (Boháč 2003).

Ve 20. století se odehrávaly i další změny globálního charakteru s negativním dopadem na šumavské lesy zapříčiněné spalováním fosilních paliv, spadem kyselých dešťů a dalšími změnami klimatu (Šantrůčková a kol. 2010). Kyselé srážky působí problémy ve vodním ekosystému (acidifikace pH vody snižuje úroveň biologické rozmanitosti) či v suchozemském ekosystému (poškozují kvalitu půdy a vegetaci) (Kahn 1985, Křeček 2010). Kyselé deště představují závažný problém pro životní prostředí (Ling a kol. 2006) a ovlivnily řadu lesních porostů v Evropě (Binkley 1992).

Pokud jde o šumavské půdy, tak jsou přirozeně kyselé a chudé na živiny. Důsledkem dalšího okyselování kyselými dešti ztratily šumavské půdy významnou část živin (Šantrůčková a kol. 2010).

2.1.4. Zdravotní stav porostů

Ochrana přírody a péče o les zejména v chráněných územích se staly společným problémem lesního hospodářství a ochrany přírody. Za posledních třicet let bylo v rámci Evropy učiněno velmi mnoho opatření k zjištění příčin chřadnutí lesů (Cudlín a kol. 2001). Rozpad lesních ekosystémů nepříznivě ovlivňuje stabilitu lesních porostů. Innes (1987) uvádí, že chřadnutí lesů je důsledkem synergického působení přírodních a antropogenních stresových faktorů.

Proces poškozování se liší podle intenzity, typu a délky stresového působení s interakcí půdních a klimatických faktorů (Cudlín a kol. 2001).

Lesní porosty na Šumavě byly významně vystaveny znečištěnému ovzduší a ekologickým zátěžím. Tato situace způsobila odlišné eko-fyzikální poškození se specifickými a nespecifickými příznaky (defoliace, žloutnutí, nekrózy atd.), a to zejména ve vysokohorských oblastech (Vacek a kol. 2003a).

Problém žloutnutí lesních dřevin je nejčastěji spojován s nepříznivými dopady imisní kalamity. Tyto antropogenní imise především ovlivňují lesní půdu. Kyselé depozice způsobují změny v půdním prostředí, které mají za následek poškození kořenového systému a narušení výživy. Bohužel Šumava má pro tento typ poškození ideální podmínky, tj. chudé půdy bez větší zásoby bází a relativně nízké koncentrace škodlivin způsobující poškození asimilačních orgánů. Velmi často se žloutnutí objevuje v mladých smrkových porostech (Podrázský a Vacek 2004).

2.1.5. Problematika horských smrčín s ohledem na půdní faunu

Každá skupina organismů má určité vztahy k životnímu prostředí, které určují strukturu společenstva této skupiny. Ze znalostí struktury společenstva a funkce ekologických skupin můžeme vyvozovat procesy spojené s vývojem těchto ekosystémů (Starý 2007). Poškození ekosystémů v globálním měřítku má za poslední desetiletí zrychlující tendenci, ať už jde o lidskou činnost jako je těžba surovin, zemědělství, kácení lesů nebo požár. Tyto vyvolané změny v krajině mají za následek ničení vegetačního pokryvu opadových vrstev či fyzikální a chemické změny půdy (Tajovský 2002), a také mají vliv na půdní společenstva živočichů. Gongalsky a Persson (2013) uskutečnili výzkum, ve kterém sledovali, zda mohou lesní požáry vážně ovlivnit společenstva půdní fauny. Předpokládali, že by mohla obnova populací půdních živočichů probíhat dvěma způsoby, jednak imigrací z nespáleného lesa do spálené oblasti, nebo přežíváním fauny v méně spálených oblastech a v hlubších vrstvách půdy. Celkové množství a druhová rozmanitost půdní fauny byla 1,5-5 krát vyšší v oblasti nespálených než ve spálených oblastech krátce po požáru. Spálená oblast byla kolonizována především létajícím hmyzem, dvoukřídlými, a teprve po obnovení vegetace se objevily skupiny křísů, mšic a třásnokřídlých. Šest let po požáru detritovoři a predátoři dosáhli pouze 40-60 % původního zastoupení, nejspíše kvůli nedostatku příslušné potravy. To potvrzuje i studie Malmströma a kol. (2009) ukazující, že v oblasti postižené požárem se snížila

abundance půdních živočichů, dokonce i u takových skupin jako jsou dvoukřídlí, brouci a pavoukovci, tj. skupiny, které mají dobrou schopnost se rozptýlit a migrovat.

Půdní živočichové slouží jako vhodné indikátory negativních dopadů polutantů na půdní prostředí (Rusek a Marshall 2000). Citlivě reagují na nejrůznější podněty, které mají za následek změny v jejich početnosti, ale i druhovém zastoupení (Hodkinson a Jackson 2005). Gongalsky a kol. (2008) prováděli studii vlivu teploty a vlhkosti půdy na aktivitu půdních živočichů pomocí bait-lamina testů. Studie ukázala, že aktivita půdní fauny se zvyšovala s teplotou, zatímco vliv vlhkosti půdy byl méně patrný. Větší závislost na návnadě vykazovaly skupiny žížal a roupic, zatímco menší závislost na návnadě se objevila u roztočů a chvostoskoků.

V půdách bezobratlí živočichové ovlivňují řadu procesů v prostorových a časových měřítkách včetně rychlosti rozkladu organické hmoty nebo regulace ztráty živin (Wang a kol. 2009). Půda je tedy důležitou součástí výzkumů, zaměřených na posuzování změn biologické rozmanitosti a změn vyvolaných lidskou činností včetně hospodaření v lesích (Chauvat a kol. 2011).

V půdách jehličnatých lesů vázaných obvykle na vyšší horské polohy je druhová rozmanitost makrofauny zpravidla nízká, z funkčního hlediska jsou zde významnější zástupci mikrofauny jako např. zástupci viřníků, prvoků, hlístic, želvušek nebo strunovců a mesofauny, zejména chvostoskoci, drobnušky, stonožky, vidličnatky a roztoči. Přesto i v horských smrčínách se mohou vyskytovat unikátní společenstva žížal, mnohonožek a stonožek či dalších bezobratlých živočichů (Tajovský 1998; Tajovský 2000; Tajovský a Pižl 2003).

Co se týče Šumavy, teprve v osmdesátých a devadesátých letech minulého století začal probíhat intenzivní a systematický výzkum půdní fauny (Rusek 2001). Do té doby nebyla půdní fauně šumavských horských smrčín, stejně tak jako jiným významným ekosystémům jako např. rašeliništím, mokřadům, olšinám, vlhkým loukám a iniciálním společenstvům na skalních výchozech a sutích, až na výjimky věnována velká pozornost (Rusek 2001). Fauna Šumavy zahrnuje přitom často specifická zachovalá společenstva horských hercynských živočichů v přirozených horských lesích, horských loukách nebo vrchovištích. Ve fauně Šumavy existuje celá řada reliktních (pavouků, motýlů, brouků) borealpinního rozšíření (Boháč 2003).

Rusek (2001) zpracoval ze Šumavy materiál chvostoskoků (Collembola). V letech 1999 až 2001 zkoumal kůrovcem postižené a nepostižené klimaxové smrčiny, mrtvé lesní porosty a různě staré paseky, přičemž získal rozsáhlý soubor faunistických dat. Autor uvádí,

že na území Šumavy je známo 170 druhů chvostoskoků. Pancířníci (Oribatida) byli studováni na vybraných lokalitách horských lesů na Šumavě (Starý 2007; Starý a Matějka 2008), přičemž bylo zjištěno, že na všech lokalitách byly nižší průměrné abundance při letních odběrech. Ukázalo se, že sezónní aspekt hraje ve výskytu a aktivitě půdní fauny na Šumavě důležitou úlohu. Nejvyšší abundance pancířníků srovnatelná s ostatními středoevropskými horskými smrčínami byla přitom zjištěna na lokalitě Boubín. Celkově bylo na Šumavě nalezeno 239 druhů pancířníků. Pancířníci hrají významnou roli v cyklu živin a stimulaci sukcese půdních hub, jsou důležitou součástí detritového potravního řetězce, podílejí se přímo, nebo nepřímo na všech hlavních procesech probíhajících v půdním prostředí (Starý 2007). Pižl (2001) zhodnotil současný stav poznání žížalovitých (Lumbricidae) na území Šumavy. Na recentně zkoumaných lokalitách zjistil 17 druhů a podruhů žížal, takže celkově je pro Šumavu známo 22 druhů žížal. To představuje 42 % fauny žížal České republiky. Boháč a Matějček (2004) studovali biodiverzitu drabčíkovitých brouků na území Šumavy. Některé vyskytující se druhy drabčíkovitých jsou označovány za pralesní relikty. Podle současných údajů se zde vyskytuje 332 druhů a z toho 75 druhů je zařazeno do Červené knihy ČR. Boháč (2003) uvádí, že v poslední době dochází k výraznému úbytku některých druhů v původních lesích. Přitom druhy epigeických brouků vyskytujících se pouze na Šumavě, představují typickou chladnomilnou horskou komunitu.

Pokud jde o faunu mnohonožek a stonožek na území Šumavy publikoval shrnující údaje Tajovský (2001). V současné době je známo pro území Šumavy 22 druhů mnohonožek, což představuje 31 % fauny ČR a v případě stonožek je nalezeno 22 druhů, což činí 30 % fauny ČR. Všechny zjištěné druhy patří k evropským nebo středoevropským zástupcům (Tajovský 2001). Zvláště vrcholové části Šumavy se vyznačují zcela specifickými poměry ve skladbě společenstev těchto živočichů. Zároveň však tento autor upozornil, že dosud nejsou rozsáhlá území prozkoumána a lze předpokládat výskyt dalších zástupců obou skupin. Proto i z tohoto pohledu je třeba těmto půdním bezobratlým v následujících letech věnovat náležitou pozornost.

Tajovský a Pižl (2003) v letech 2000-2003 prováděli výzkum v horských smrkových porostech Šumavy metodou půdních vzorků s cílem stanovit jejich kvalitativní a kvantitativní parametry. Porovnání ploch bez zásahu s plochami se selektivní těžbou smrkových stromů ukázalo negativní vliv lesního hospodaření na populace mnohonožek a stonožek, zatímco populace žížal byly vyšší na těžných plochách.

Na druhou stranu Pontégnie a kol. (2005) ve své práci uvádí, že holoseče mají jednoznačně negativní dopad na abundance a na druhové zastoupení stonožek. Stonožky jsou

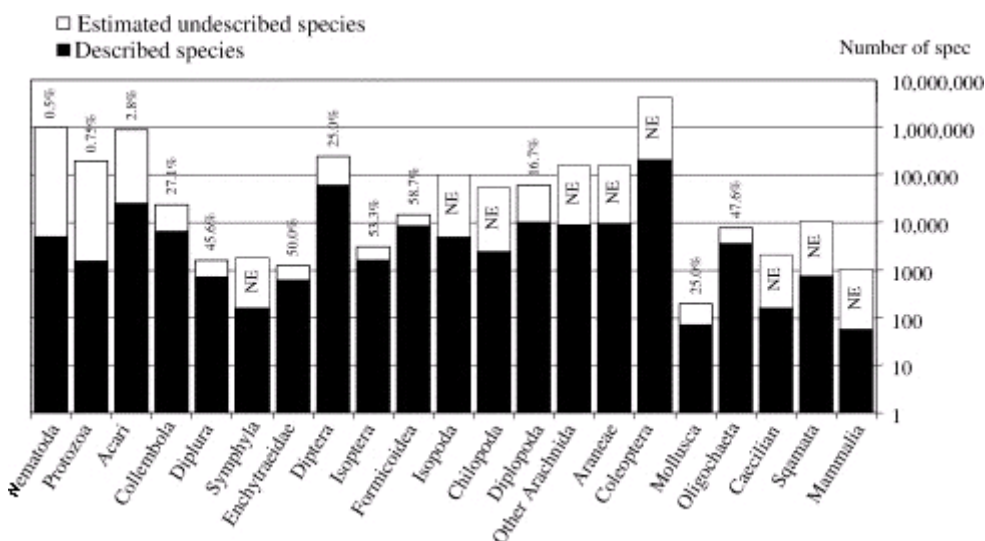
velmi citlivé na narušení povrchu půdy, tlející dřevo jim poskytuje lepší mikrostaništní podmínky pro život.

Tuf a kol. (2003) sledovali vliv mýcení lesa na půdní faunu a zjistili vysoce negativní dopad na společenstva juvenilních mnohonožek, stonožek z řádu Geophilomorpha, stonožek a malých stejnonožců, menší dopad byl na společenstva mnohonožek, stonožek a stejnonožců, zatímco početnost i druhové zastoupení střevlíkovitých se zvýšilo.

2.2. Charakteristika půdní makrofauny

Obrázek 1. znázorňuje přehled o počtu popsanych druhů a celkové odhady včetně dosud nepopsanych taxonů půdních bezobratlých živočichů (Decaëns a kol. 2006).

Z přehledu je patrné, že všeobecně nejvyšší podíl na celkové druhové diverzitě půdní fauny tvoří brouci (Coleoptera), hád'átka (Nematoda), roztoči (Acari) a dvoukřídli (Diptera).



Obr.1: Odhadované počty popsanych a nepopsanych druhů pro hlavní taxony půdních živočichů, NE- není k dispozici odhad (Decaëns a kol. 2006).

V půdním prostředí se vyskytují jedinci od mikroskopických velikostí, kteří rozkládají organické látky, až po obratlovce, kteří mají výrazný vliv i na fyzikální vlastnosti půd. Společenstva půdních organismů jsou velmi různorodá a jsou tvořena tisíce druhy (Andruchovičová a Hlava 2012). Půdní fauna má vliv na biologické procesy v půdě, které jsou důležité jak pro růst rostlin, tak pro existenci živočichů.

Půdní organismy můžeme dělit podle různých kritérií. Půdní bezobratlí jsou často např. klasifikováni podle velikosti těla na mikrofaunu (<0,2 mm), mesofaunu (0,2-10 mm) a makrofaunu (>10 mm), což v zásadě souvisí i s metodami umožňujícími jejich studium. Další klasifikační hlediska pak tyto základní kategorie anebo celou půdní faunu rozdělují např. podle vztahu k půdní vodě, podle potravních nároků reps. způsobu výživy, podle prostředí, které obývají, nebo podle morfologických a demografických charakteristik atd. (Lavelle a Spain 2001).

Půdní makrofauna zahrnuje velký počet nejrůznějších bezobratlých živočichů, kteří žijí na povrchu půdy, v půdních prostorách, ale také v blízkosti kořenů. Jejich způsob života, potravní strategie, pohyb v půdě, exkrementy i úmrtí mají přímé i nepřímé dopady na jejich stanoviště, které obývají (Ruiz a Lavelle 2008).

Jen málo studií používá makrofaunu jako indikátory kvality půdy nebo jejího narušení, většina studií pracovala jen s jednotlivými skupinami, nikoliv s celým širokým spektrem zástupců patřících k půdní makrofauně (Dunger a Voigtländer 2009; Frouz a kol. 2001). Tak např. ke sledování produktivity plodin nebo ke znečištění půdy jsou využívány žížaly, pro bioindikační účely, sledování zatížení prostředí těžkými kovy a jinými polutanty mohou být využiti suchozemští stejnonožci (Paoletti a Hassall 1999) atd. Nicméně, některé skupiny makrofauny jsou stále více respektovány pro důležitou roli, kterou hrají přímo ale i nepřímo v rozkladu organické hmoty, koloběhu živin a růstu rostlin. Prostřednictvím jejich trávicího traktu mohou rozložit látky jako jsou lignin a třísloviny, čímž se zlepší dostupnost živin pro rostliny a mikroorganismy (Vasconcellos a kol. 2013). Velmi často jsou hojně zastoupení mravenci považováni za dravce nebo fytofágy. Mravenci stejně jako žížaly jsou bráni za inženýry půdního prostředí, upravují strukturu půdy a zejména její pórovitost (Lavelle a Spain 2001). Některé druhy žížal přenášejí rostlinné zbytky z povrchových do spodních vrstev půdy, promíchávají půdní horizonty, provzdušňují půdu atd. (Andruchovičová a Hlava 2012).

Pokud jde o makrofaunu horských smrkových porostů Šumavy, tak abundance i druhové zastoupení jsou menší než v nižších nadmořských výškách. Především se v půdním prostředí vyskytují skupiny jako jsou: mnohonožky, stonožky, žížaly, pavouci, blanokřídli, brouci a jejich larvy, dvoukřídli a jejich larvy, sekáči, křisi, štírci, chrostíci, motýli a jejich larvy, rovnokřídli, ploštice, pošvatky, střechatky a škvoři. Většina z těchto uvedených skupin makrofauny má mnohem menší schopnost pohybu přes minerální vrstvu půdy než žížaly a mravenci. Proto většina těchto živočichů žije a pohybuje se na povrchu půdy nebo v horních vrstvách půdy, saprofágové (žížaly, mnohonožky) hrají významnou roli

v rozměňování a rozkladu opadových vrstev půdy, zatímco predátoři (stonožky, brouci, blanokřídlí) regulují jejich populace (Lavelle a Spain 2001).

2.3. Charakteristika myriapodních členovců

Myriapodní členovci (podkmen Myriapoda) jsou suchozemští bezobratlí živočichové, jejichž tělo rozdělujeme na dvě hlavní části, hlavu a trup. Trup je tvořen větším počtem tělních článků a počet kráčivých končetin je zpravidla větší než tři páry. Do skupiny Myriapoda patří 4 třídy - mnohonožky (Diplopoda), stonožky (Chilopoda), stonoženky (Symphyla) a drobnušky (Pauropoda) (Singer 1999). Stonožky a drobnušky jsou pro svoje malé tělesné rozměry řazeny tradičně mezi půdní mesofaunu, naopak mnohonožky a stonožky jsou typičtí zástupci půdní makrofauny.

Mnohonožkám a stonožkám je věnována větší pozornost v následujících kapitolách 2.3.1. a 2.3.2., kde je podrobněji charakterizována jejich stavba těla, životní cykly a ekologie.

2.3.1. Charakteristika mnohonožek

Mnohonožky představují rozmanitou skupinou, v níž je popsáno na 12 000 druhů (Villegas a kol. 2004). Třída mnohonožky se tradičně rozděluje na dvě podtřídy – volnoretky (Penicillata) a srostloretky (Chilognatha) (Hopkin a Read 1992). První podtřída je reprezentována jediným řádem – chlupule (Polyxenida), jehož zástupci mají drobné měkké tělo se štětinkami, tělo se skládá z 11 článků. Druhá podtřída je u nás zastoupena pěti řády – svinule (Glomerida), které mají hladké krátké a zavalité tělo s 12 články, plochule (Polydesmida), jejichž ploché tělo se skládá z 20 článků, hrbule (Chordeumatida) s růžencovitě utvořeným tělem o 30 člancích, mnohonožky (Julida), pro něž je typických 45 – 55 tělních článků a chobotule (Polyzoniida), které mají lesklé, hladké tělo na hřbetní straně polokulovitě vyklenuté s 49 – 55 tělními články (Lang 1959; Hopkin a Read 1992).

Velikost u nás se vyskytujících druhů je 2–55 mm. Tělo může být zbarveno bíle, žlutě, hnědě až černě se skvrnami nebo blíže určitou kresbou (Lang 1959). Povrch těla může být hladký, nebo je pokrytý hrboly a trny (Hopkin a Read 1992). Tělo je buď válcovité, nebo z břišní strany zploštělé, v prvním případě se stáčejí většinou spirálně, v druhém do kuličky (Lang 1959). Hlava je kryta tvrdou hlavovou schránkou, která je přizpůsobená k vrtání v půdě a v tlejícím dřevě. Hlava nese jeden pár tykadel, která mají až 8 článků,

Tömösváryho orgán a oči pokud jsou přítomny (Hopkin a Read 1992). Čelisti a spodní pysk jsou srostlé v gnathochilarium. Mezi hlavou a tělem je jeden volný článek bez končetin a na dalších 3 tělních člancích vyrůstá jeden pár nohou (Villegas a kol. 2004). Následující tělní články jsou srostlé vždy dva v jeden celek, čímž vytvářejí tzv. dvojčlánky (diplosomity) (Langrová a kol. 2010). Dvojčlánky nesou dva páry nohou a dva páry průduchů (Langrová a kol. 2010). Na některých posledních člancích těla nemusejí vyrůstat nohy a konec těla je ukončen telsonem. Samci mají zpravidla v oblasti 7. dvojčlátku modifikované původně kráčivé končetiny v pomocné kopulační orgány, tzv. gonopody. Jejich stavba je druhově specifická.

Vývoj probíhá anamorfózou, přičemž z vajíčka se líhnou jedinci s menším počtem nožek než má dospělý jedinec. Vývoj mnohonožek probíhá v řadě vývojových stádiích, které se od sebe liší počtem tělních článků a párů noh. První stádium má pouze 3 páry noh, v dalších stupních přibývá noh i článků (Lang 1959). Mladé mnohonožky jsou slepé, včetně druhů, u kterých se později vyvinuly oči (Hopkin a Read 1992).

Většina mnohonožek jsou saprofágové, živící se rozkládajícími rostlinnými zbytky, nebo částmi rostlin (Langrová a kol. 2010). Nicméně u některých druhů bylo zjištěno, že se živí příležitostně živočišnými zbytky. Mnohonožky žijí ve vlhkých oblastech, často v místech s velkým množstvím rostlinného materiálu. Nejčastěji obývají mírný pás, subtropický nebo tropický pás. Můžeme je najít i pod kameny, v hrabance, v trouchnivém dřevě nebo hluboko v zemi (Golovatch a Kime 2009). Některé druhy byly nalezeny, jak obývají stromy. Mnohonožky žijí v lesích, jeskyních, pouštích nebo výjimečně dočasně i pod vodou (Hopkin a Read 1992).

2.3.2. Charakteristika stonožek

Celkem je popsáno na 3000 druhů. U nás se vyskytují zástupci pouze 4 řádů. Zemivky (Geophilomorpha) jsou stonožky přizpůsobené k životu pod zemí, žijí v hlubších vrstvách humusu a v minerálních vrstvách půdy, mají charakteristicky protáhlé, tenké tělo s 31 až 181 páry končetin. Jsou slepé. Zbarvení není jednotné, od červenohnědé po světle žlutou. Stejnočlenky (Scolopendromorpha) zahrnují především velké tropické druhy, u nás zastoupené jediným rodem *Cryptops* se třemi druhy, které mají 21 až 23 párů končetin, mnohé z nich jsou slepé, ale některé mají jednoduché oči (ocelli). Různočlenky (Lithobiomorpha) mají krátké tělo s 15 páry končetin a s hnědým až červenohnědým zbarvením, žijí převážně povrchově a patří k nejvíce zastoupeným řádům v naší fauně.

Strašníci (Scutigeroforma) jsou hlavně tropičtí s poměrně krátkým tělem s 15 páry často velmi dlouhých končetin (Lewis 1981).

V ČR vyskytující se formy vykazují velikost 6–60 mm (Folkmanová 1959). Celé tělo je dorzoventrálně zploštělé, délka převládá nad šířkou. Plochá hlava nese pár tykadel, dále jeden pár prodloužených čelistí a dva páry čelistních nožek. První pár čelistních nožek tvoří spodní pysk. Druhý pár čelistních nožek se nachází za hlavou a funkčně komunikují s jedovými žlázami. Ty stonožky používají k zabíjení kořisti. Z každého tělního článku vyrůstá po stranách jeden pár nohou. Poslední pár nohou bývá odlišně utvářen a označuje se jako vlečné nohy (Langrová a kol. 2010). U samců bývá zesílen, opatřen ozdobnými strukturami, jež jsou druhově specifické. Články těla pokrývá a vzájemně spojuje elastická pokožka (Lewis 1981). Každý tělní článek je kryt hřbetním a břišním štítkem a méně sklerotizovanými částmi bočními. Článek nesoucí vyústění pohlavních orgánů se označuje jako genitální a jeho nožky jsou pozměněny v menší pohlavní ústrojí.

Vývoj se u různých řádů liší. U zemivek a u stejnočlenek vývoj probíhá epimorfózou, přičemž se z vajíčka líhnou jedinci s plným počtem článků a nožek, a pak přes řadu stádií dorůstají do velikosti dospělců. Samičky kladou vajíčka do půdy, vajíčka i mladí jedinci jsou střeženi samičkou (Lewis 1981). U různočlenek a strašníků vývoj probíhá tzv. anamorfózou, kdy se z vajíček líhnou jedinci s menším počtem nožek než má dospělý jedinec a po jednotlivých svlékáních se počty článků a nožek zvyšují. Po naklazení vajíček do půdy se již samička o ně nestará (Lewis 1981). Stonožky žijí 2-3 roky, výjimku tvoří rod *Lamyctes*, který prodělává vývoj během vegetační sezóny a zimu přečkává pouze ve stádiu vajíčka (Folkmanová 1959).

Téměř všechny stonožky jsou dravci, živí se drobným hmyzem, žížalami, pavouky i slimáky (Flint a kol. 2000). Kořist uchvacují kusadlovými nožkami, strašníci ji přidržují bičovitými nohami, stejnočlenky naopak svěrákovitými nohami. Jen ve výjimečných situacích jsou stonožky býložravé nebo konzumují mrtvou organickou hmotu (Folkmanová 1959). Stonožky jsou převážně noční živočichové. Často upřednostňují vlhké stanoviště a většinou se nacházejí pod spadáným listím, mechem, hrabankou, trávou, kameny, kůrou, ale i ve starých pařezech.

Zástupci řádu Geophilomorpha obývají svrchní části půdy a některé druhy jsou přizpůsobeny životu v litorální zóně, jiné druhy obývají biotopy až po vysokohorské polohy. Zástupci řádu Lithobiomorpha obývají opadové vrstvy většinou listnatých nebo smíšených lesů a vyskytují se od nížin do hor. Poslední dva zbývající řády Scutigeroforma a Scolopendromorpha obývají spíše teplejší oblasti (Lewis 1981).

Cíle mé diplomové práce jsou:

1. Na úrovni vyšších taxonomických jednotek vyhodnotit skladbu společenstev kategorizovaných jako tzv. půdní makrofauna na vybraných lokalitách lišících se typem managementu po předchozí kůrovcové kalamitě v NP Šumava v oblasti Březníku v letech 2010 až 2012.
2. Na týchž lokalitách popsat a porovnat společenstva mnohonožek a stonožek.
3. Zpracovat získaná data a vyhodnotit rozdíly mezi jednotlivými lokalitami a skupinami lokalit s obdobným typem managementu a posoudit změny v průběhu let 2010 až 2012.

Předpokládané hypotézy:

1. Na plochách ponechaných samovolnému vývoji očekáváme větší zastoupení mnohonožek, stonožek a celkově všech půdních bezobratlých než na plochách asanovaných.
2. Pro rozvoj společenstev půdní makrofauny budou v zamokřených smrčínách méně příznivé stanovištní podmínky, a proto budou tyto plochy vykazovat kvantitativně nižší parametry.
3. V jarním aspektu po odtání sněhu očekáváme vyšší abundance jednotlivých skupin půdní makrofauny než na podzim a zároveň předpokládáme, že epigeická aktivita bude vyšší v letních intervalech než v klimaticky méně optimálních podzimních či zimních intervalech.

3. METODIKA

3.1. Studované lokality

Pro tuto studii bylo vybráno území v oblasti Březníku v centrální části Šumavy, kde jsou lokalizovány plochy dlouhodobého výzkumu Ústavu půdní biologie BC AV ČR, v. v. i. a bývalého Ústavu systémové biologie a ekologie AV ČR, v. v. i. Kolektiv pracovníků Ústavu půdní biologie pod vedením prof. Josefa Ruska, který v daném území realizoval několik výzkumných projektů, kde byla zkoumána řada skupin půdní fauny se zřetelem na odumírající smrkové porosty napadené kůrovcem a holosečné paseky vzniklé vytěžením těchto porostů (Rusek 2001; Tajovský a Pižl 2003; Farská a kol. 2014). Jonášová a Prach (2004, 2008), zde realizovali výzkum zaměřený na vliv rozpadu lesa a kalamitní těžby na druhové složení podrostní vegetace a na regeneraci smrku.

Studovaná oblast se nachází v centrální části Šumavy poblíž hranic s Německem, přibližně mezi vrcholy Luzný a Rachel v nadmořských výškách 1175-1280 m. n. m. Přesnější poloha a nadmořské výšky konkrétních lokalit jsou uvedeny v Tabulce 1. Tato oblast je charakteristická relativně chladným klimatem s typickým krátkým a chladným létem a dlouhou a mrazivou zimou (Jonášová a Prach 2008). Průměrné úhrny ročních srážek jsou okolo 1500 mm a průměrná roční teplota se pohybuje okolo 4°C.

Horninové podloží tvoří převážně rula s kombinací granodioritu. Převažujícím půdním typem v horských smrčinách jsou typické podzoly a kambisol, kde jsou na skalních výchozech a v ledovcových karech kamenité rankery a litozemě (Boháč 2003). Glejové půdy jsou typické pro podmáčené smrčiny.

Území spadá do pásma přirozených horských smrčin, kde stromové patro je tvořeno převážně smrkem (*Picea abies*) s příměsí jeřábu (*Sorbus aucuparia*), buku (*Fagus sylvatica*), jedle (*Abies alba*) a břízy (*Betula pubescens*) (Jonášová a Prach 2004). V podrostu vznikly travní porosty, ze kterých převažuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), metlička křivolaká (*Deschamptia flexuosa*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) a mechy s dominancí ploníku (*Polytrichum formosum*), dvouhrotce (*Dicranum scoparium*) a rašeliníku (*Sphagnum*). Od kalamitního napadení prvních porostů lýkožroutem smrkovým a následné asanace některých ploch uplynulo v době řešení této diplomové práce již 17 let.

Přehled studovaných lokalit v oblasti Březniku a jejich stručná charakteristika

Pro tento výzkum bylo celkem vybráno devět lokalit (Tab. 1). Jejich značení je ponecháno v souladu se značením stanoveným v rámci předchozích výzkumných aktivit s cílem zachovat přehlednost vůči realizovaným, ale i budoucím komplexním analýzám dat z této oblasti horských smrčín. Tři lokality jsou převážně zamokřené smrčiny v bezzásahovém režimu, na kterých porost přežil, ale vliv lýkožrouta smrkového se postupně projevil i zde. V následujícím textu je tento typ porostů v kombinaci s bezzásahovým managementem označen písmenem „**M**“ a konkrétní tři lokality označeny jako M1, M4 a M5. Další tři lokality reprezentují smrkové porosty ponechané samovolnému vývoji, kde v letech 1996-1997 odumřel les po napadení lýkožroutem smrkovým. Tento typ managementu je označen „**S**“ a sledované lokality jsou označeny S3, S5 a S7. Smrčiny asanované po kůrovcové kalamitě v roce 1997 jsou v podstatě lesní paseky, kde byly kmeny pokácených stromů odvezeny, větve často rozštěpkovány a štěpka ponechána v terénu. Na těchto asanovaných plochách byl opětovně vysázen smrk, v menší míře jeřáb. Asanované plochy jsou označeny jako „**P**“ a studované lokality P2, P3 a P5. V současné době je na zamokřených smrčinách (M) většina vzrostlých smrků rovněž již odumřelá a lokality jsou také značně prosvětlené. Charakter tří typů lokalit přibližují obrázky 2, 3 a 4.



Obr. 2: Zamokřená smrčina v bezzásahovém režimu (M) ponechaná samovolnému vývoji.



Obr. 3: Smrkové porosty ponechané samovolnému vývoji (S).



Obr. 4: Asanované smrkové porosty (P), paseka s výsadbou smrku.

Tab.1: Zeměpisné souřadnice a nadmořská výška jednotlivých studovaných lokalit.

	s.z.š.	v.z.d.	m n.m.
M1	48° 59' 05,0"	013° 25' 28,8"	1192
M4	48° 59' 17,1"	013° 27' 00,7"	1178
M5	48° 59' 00,4"	013° 26' 48,9"	1214
S3	48° 59' 01,8"	013° 25' 19,1"	1203
S5	48° 58' 41,1"	013° 27' 38,1"	1279
S7	48° 58' 59,0"	013° 25' 48,5"	1184
P2	48° 59' 05,7"	013° 27' 31,4"	1204
P3	48° 59' 13,6"	013° 26' 05,0"	1190
P5	48° 58' 37,5"	013° 27' 49,0"	1284

3.2. Sběr dat

Terénní výzkum byl zahájen v rámci projektu MŽP ČR (projekt VaV SP/2d2/58/07 – Dynamika vývoje půdní fauny a dynamiky humusu v sukcesi ke klimaxovým smrčinám a bučinám Šumavy), který řešil Ústav půdní biologie pod vedením prof. Ruska. Od roku 2012 jsou výzkumné aktivity součástí projektu GA ČR (projekt P504/12/1218 – Vliv přirozeného rozpadu horských smrkových porostů na mikroklima, chemismus a biodiverzitu terestrických a vodních ekosystémů). Na řešení tohoto projektu se podílí více subjektů, kde vedle Biologického centra AV ČR v. v. i. (Hydrobiologický ústav a Ústav půdní biologie) spolupracuje Přírodovědecká fakulta JČU v Českých Budějovicích a Česká zemědělská univerzita v Praze. Půdně zoologický výzkum je koordinován pracovníky Ústavu půdní biologie.

Materiál půdních bezobratlých byl získáván pomocí metody odběru půdních vzorků a pomocí padacích zemních pastí. Zpracovaný materiál, z něhož jsou výsledky prezentovány v této práci, pochází z odběrů půdních vzorků a zemních pastí z let 2010, 2011, 2012 a částečně 2013 (poslední interval expozice zemních pastí).

Odběry půdních vzorků a intervaly expozice padacích zemních pastí jsou následující: Půdní vzorky byly odebírány vždy dvakrát ročně, a to v jarním (*J*) a podzimním (*P*) období: 15.6.2010 (*J*) a 26.10.2010 (*P*), 21.6.2011 (*J*) a 14.10.2011 (*P*), 21.6.2012 (*J*) a 18.10.2012 (*P*).

Expozice zemních pastí probíhala v delších časových intervalech, které celkem zahrnovaly tři po sobě následující sezóny (přibližně 3x 12 měsíců), přičemž první intervaly (červen až srpen) jsou označovány jako „letní“ – *L*, druhé intervaly (srpen až říjen) jsou označovány jako „podzimní“ – *P*. Třetí intervaly byly od pozdního podzimu do jara následujícího roku (říjen až červen) a jsou označovány pracovním jako „zimní“ – *Z*. Odebraný a zpracovaný materiál pochází konkrétně z následujících intervalů: 15.6.2010–17.8.2010 (*L*), 17.8.2010–26.10.2010 (*P*), 26.10.2010–21.6.2011 (*Z*), 21.6.2011–17.8.2011 (*L*), 17.8.2011–14.10.2011 (*P*), 14.10.2011–21.6.2012 (*Z*), 21.6.2012–16.8.2012 (*L*), 16.8.2012–18.10.2012 (*P*), 18.10.2012–18.6.2013 (*Z*).

3.2.1. Metoda půdních vzorků

Na každé lokalitě bylo vždy odebráno po pěti půdních vzorcích. Půdní vzorky se odebíraly pomocí kruhové kovové sondy o ploše 1/16 m², která se zavrtávala do hloubky cca 10 cm. Odebraný vzorek se vložil do igelitového pytle, byl řádně označen kódem příslušné lokality a pořadovým číslem vzorku a následně byl odvezen do laboratoře, kde z něj byli půdní bezobratlí tepelně extrahováni po dobu jednoho týdne v modifikovaných Kempsonových extraktorech pracujících na principu teplotního a vlhkostního gradientu (Tajovský a Pižl 1998). Během extrakce půdní živočichové aktivně vylézali přes podložní síto do 0,5 % roztoku formaldehydu. Poté byl materiál vyextrahovaných živočichů sléván do plastových kelímků a zakonzervován etanolem. Následovalo jeho roztřídění s pomocí stereomikroskopu do tří hlavních skupin: mnohonožky, stonožky a ostatní půdní bezobratlí odpovídající kategorii půdní makrofauny. Mnohonožky a stonožky byly dále determinovány na druhovou úroveň, veškerý materiál byl tabelárně zpracováván a byly vypočítány průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny a rovněž abundance mnohonožek a stonožek v jednotlivých odběrech, průměrné hodnoty za celé sledované

období. Pro průměrné hodnoty abundancí bylo vypočítáno procento dominance příslušných taxonů.

3.2.2. Metoda padacích zemních pastí

Na každé lokalitě bylo umístěno v jedné linii pět padacích zemních pastí, jednotlivé pasti byly od sebe vzdálené pět metrů. Pasti byly vyrobeny z polyethylenových láhví o objemu 1 litr. Byly umístěny v zemi tak, aby jejich okraj byl v úrovni s okolním povrchem terénu. Každá past byla překryta stříškou z plechu tak, aby bylo zamezeno znehodnocování obsahu pastí rostlinným opadem a pronikání srážkové vody. Fixační kapalinu tvořil 4 % roztok formaldehydu s přídavkem glycerolu a několika kapek detergentu. Formaldehyd má funkci smrtícího a konzervačního média, glycerol zabraňuje vysychání a detergent se přidává, aby se snížilo povrchové napětí roztoku pro snazší ponoření padajících živočichů. Obsah jednotlivých pastí byl sléván do polyethylenových lahví o objemu 0,5 litru. Tak, jak v případě půdních vzorků, každý vzorek byl označen datem a značkou a převezen do laboratoře. Poté byl materiál roztríděn a zpracováván obdobně jako v případě materiálu z půdních vzorků. Získaná data byla sumarizována a zpracována tabelárně. Vzhledem k různým délkám expozičních období byly získané údaje o počtech jedinců přepočítány pro srovnatelnost v jednotlivých intervalech a sledovaných letech na pět pastí a 30 dnů expozice. Pro úhrnné počty odchycených jedinců bylo vypočítáno procento dominance příslušných taxonů.

3.3. Determinace půdní makroufauny, mnohonožek a stonožek

Při třídění a zařazování materiálu půdní makroufauny do jednotlivých taxonomických jednotek byly využívány různé monografie, atlasy a další literární zdroje, zejména pak Klíč zvířeny ČSR (Kratochvíl 1959) a dále publikace Hůrka a Čepická (1978), Buchar a kol. (1995), Eisenbeis a Wichard (1985).

Mnohonožky byly určovány podle determinačních klíčů Schubart (1934) a Hauser a Voigtländer (2009), pro určování stonožek byly použity práce Folkmanová (1959), Eason (1964) a Kaczmarek (1979). V případě juvenilních (nedospělých) jedinců druhů *H. germanica* a *H. flavescens* nebylo možné provést přesnou determinaci až na druhovou

úroveň. Tito juvenilní jedinci jsou proto v práci uváděni jako *Haasea* sp.juv. V jednom případě byl ve vzorcích zachycen jeden jedinec, který patřil k některému ze zástupců čeledi mnohonožek Blaniulidae; pracovníě byl označen jako Blaniulidae gen.sp. Obdobně nedospělé stonožky z rodu *Lithobius*, náležící ve skutečnosti k několika zjištěným druhům, nebylo možné determinovat do druhu a jsou uváděny v rámci skupiny pracovníě označené jako *Lithobius* sp.juv.

3.4. Statistické zpracování dat

Data o půdní makrofauně a vyhodnocených myriapodních členovcích z půdních vzorků a rovněž ze zemních pastí byla vyhodnocena canonickými analýzami s použitím programu CANOCO 5.0. Byla použita metoda Partial Redundancy Analysis (RDA), skladba společenstev půdní makrofauny a druhového složení společenstev mnohonožek a stonožek byla analyzována přímou ordinační metodou Partial Constrained Ordination (PCO). Abundance a epigeická aktivita (hodnoty přepočtené na 30 dní expozice pastí) byly logaritmovány, vysvětlující proměnné (management, rok a roční období) byly testovány zvlášť s použitým zbylých proměnných jako kovariátů. Byl použit hierarchický model. Jedná fyzická lokalita (např: M1) představovala jeden whole-plot, celkem jich bylo 9, v každém z nich bylo 9 split-plots. Při testování vlivu managementu byly volně permutovány whole-plots nikoliv split-plots, rok a roční období byly použity jako kovariáty. Obdobně se postupovalo při testování vlivu ročního období, přičemž jako kovariáty byly použity management a rok. Pro interpretaci výsledků (porovnání velikostí jednotlivých vlivů) byla provedena analýza s pomocí Van Dobbenových kruhů. Model byl testován Monte Carlo permutačním testem s 499 permutacemi.

4. VÝSLEDKY

Celkem bylo zpracováno na 65 696 jedinců půdních bezobratlých. Z toho bylo 1204 myriapodních členovců; 272 jedinců mnohonožek a 932 jedinců stonožek. V kapitole 8. Přílohy jsou uvedeny všechny tabulky s daty vztahujícími se k odběrům půdních vzorků z jednotlivých termínů s výpočty příslušných průměrných abundancí a tabulky s výchozími (nepřepočtenými) počty odchycených jedinců z jednotlivých konkrétních intervalů expozice zemních pastí.

Přehled zjištěných determinovaných druhů mnohonožek a stonožek znázorňují tabulky 2 a 3. Celkem bylo oběma metodami zaznamenáno 6 druhů mnohonožek a 15 druhů stonožek. Z hlediska fauny mnohonožek nejvyšší počty jedinců i druhů byly zaznamenány na zamokřených lokalitách. Z mnohonožek byl nejvíce zastoupen druh *M. germanica*. Společenstva stonožek byla nejpočetnější na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji, nejhojnějšími druhy stonožek byly *S. acuminata* a *G. oligopus*, kteří patří do řádu Geophilomorpha. Řád Lithobiomorpha byl nejvíce zastoupen druhem *L. tenebrosus*.

Tab. 2: Přehled zjištěných druhů mnohonožek a úhrnné počty všech jedinců získané kombinací použitých metod na 3 typech managementu (zkratky managementu viz kapitola 3.1. Studované lokality). Uvedené zkratky jmen druhů byly použity v ordinačních analýzách.

	zkratka	M	S	P	Celkem:
Řád Chordeumatida					
<i>Mycogona germanica</i> (Verhoeff, 1892)	MycGer	58	92	25	175
<i>Haasea germanica</i> (Verhoeff, 1901)	HaaGer	47	4	6	57
<i>Haasea flavescens</i> (Latzel, 1884)	HaaFla	18	5	1	24
<i>Haasea</i> sp.juv.	Haasea	8	2	1	11
Řád Polydemida					
<i>Polydesmus denticulatus</i> (C.L.Koch, 1847)	PolDen	1	0	2	3
Řád Julida					
<i>Choneiulus palmatus</i> (Němec, 1895)	ChonPal	1	0	0	1
Blaniulidae gen.sp.	Blaniuld	1	0	0	1
Celkem:		134	103	35	272

Tab. 3: Přehled zjištěných druhů stonožek a úhrnné počty všech jedinců získané kombinací použitých metod na 3 typech managementu (zkratky managementu viz kapitola 3.1. Studované lokality). Uvedené zkratky jmen druhů byly použity v ordinačních analýzách.

	zkratka	M	S	P	Celkem:
Řád Geophilomorpha					
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1815)	StrAcu	83	162	129	374
<i>Geophilus oligopus</i> (Attems, 1895)	GeoOli	28	97	25	150
<i>Geophilus insculptus</i> (Attems, 1895)	GeoIns	0	0	1	1
<i>Schendyla nemorensis</i> (C.L.Koch, 1837)	ScheNem	0	0	1	1
Řád Lithobiomorpha					
<i>Lithobius tenebrosus</i> (Meinert, 1872)	LitTen	15	83	38	136
<i>Lithobius dentatus</i> (C.L.Koch, 1844)	LitDen	10	27	18	55
<i>Lithobius piceus</i> (L.Koch, 1862)	LitPic	2	21	51	74
<i>Lithobius punctulatus</i> (C.L.Koch, 1847)	LitPun	16	19	10	45
<i>Lithobius nodulipes</i> (Latzel, 1880)	LitNod	3	6	6	15
<i>Lithobius pelidnus</i> (Haase, 1880)	LitPel	4	6	2	12
<i>Lithobius muticus</i> (C.L.Koch, 1847)	LitMut	0	0	2	2
<i>Lithobius curtipes</i> (C.L.Koch, 1847)	LitCur	1	0	0	1
<i>Lithobius borealis</i> (Meinert, 1868)	LitBor	1	0	0	1
<i>Lithobius cyrtopus</i> (Latzel, 1880)	LitCyr	0	0	1	1
<i>Lithobius melanops</i> (Newport, 1845)	LitMel	0	1	0	1
<i>Lithobius</i> sp.juv.	Lithobius	7	30	26	63
Celkem:		170	452	310	932

4.1. Půdní vzorky

4.1.1. Makrofauna

Celkem bylo na všech lokalitách v oblasti Březníku v období od 15.6.2010 do 18.10.2012 získáno metodou půdních vzorků 17 560 jedinců půdní makrofauny. Zastoupení půdní makrofauny v úhrnu v jednotlivých typech managementu nebylo stejné, mezi jednotlivými typy se poněkud lišilo (Tabulka 4). Na lokalitách ponechanému samovolnému vývoji (S management) a na asanovaných lokalitách (P) byly počty získaných jedinců téměř stejné oproti zamokřeným smrčínám (M), které vykazovaly nejnižší úhrnné počty půdní makrofauny. V tabulkách 5, 6 a 7 jsou pak uvedeny průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých zastoupených skupin půdní makrofauny stanovené jako průměr ze tří sezónních odběrů, průměrné hodnoty abundancí a jejich směrodatné odchylky (SD) za celé sledované období ze všech lokalit pro daný typ managementu a vypočtena dominance (%) jednotlivých taxonů.

V případě managementu M byla průměrná abundance 800 ind.m⁻² (Tabulka 5). Nejvyšší průměrná abundance půdní makrofauny byla na lokalitě M5 na jaře, na ostatních lokalitách byly abundance o něco nižší. Hojně byly v půdních vzorcích zastoupeny larvy dvoukřídlých (Diptera L), larvy brouků (Coleoptera L), které dohromady tvořily téměř 60 % dominance ze všech skupin půdní makrofauny. Pokud jde o plochy se samovolným vývojem (management S) a asanované plochy (P), byly celkové hodnoty abundance vyšší na jaře než na podzim (Tabulky 6 a 7). K nejrozšířenějším a současně nejhojnějším skupinám půdních makrofauny v těchto typech managementů patřili pavouci (Aranae), blanokřídlí (Hymenoptera), larvy dvoukřídlých a brouků. Na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (S) byly průměrné abundance 1080 ind.m⁻², zatímco na asanovaných lokalitách (P) 977 ind.m⁻².

Tab. 4: Celkové počty jedinců půdní makrofauny získané metodou půdních vzorků pro jednotlivé typy managementu.

Typ managementu	M	S	P
Celkem jedinců	4675	6871	6014

Tab.5: Průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny na zamokřených lokalitách (M) se spontánním vývojem v jarních (J) a podzimních (P) odběrech půdních vzorků; průměrná abundance pro daný typ managementu a dominance (%).

	Průměrné abundance (ind.m ⁻²) z 5 vzorků						Průměrná abundance		D (%)
	M1 (J)	M1 (P)	M4 (J)	M4 (P)	M5 (J)	M5 (P)	(ind.m ⁻²)	SD	
Lumbricidae	6,4	5,3	0	0	8,5	5,3	4,3	5,5	0,53
Aranae	96	99,2	84,3	100,3	88,5	82,1	91,7	38,2	11,47
Opiliones	1,1	0	0	0	0	1,1	0,4	1,0	0,04
Pseudoscorpiones	7,5	8,5	1,1	6,4	10,7	14,9	8,2	7,0	1,02
Diplopoda	0	3,2	1,1	17,1	0	2,1	3,9	7,2	0,49
Chilopoda	22,4	27,7	7,5	3,2	13,9	10,7	14,2	11,4	1,78
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Auchenorrhyncha	28,8	11,7	3,2	6,4	7,5	2,1	10,0	16,6	1,25
Sternorrhyncha	11,7	5,3	12,8	13,9	64,0	38,4	24,4	25,0	3,05
Neuroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	2,1	0	0	0	0	0	0,4	1,5	0,04
Lepidoptera (L)	0	2,1	2,1	1,1	7,5	0	2,1	4,1	0,27
Lepidoptera	0	0	1,1	0	0	0	0,2	0,7	0,02
Diptera (L)	84,3	134,4	310,4	327,5	333,9	284,8	245,9	136,4	30,75
Diptera	87,5	22,4	85,3	20,3	221,9	9,6	74,5	99,9	9,32
Hymenoptera	32	212,3	3,2	10,7	7,5	11,7	46,2	104,2	5,78
Coleoptera (L)	215,5	394,7	189,9	115,2	231,5	154,7	216,9	118,0	27,12
Coleoptera	129,1	40,5	38,4	39,5	64,0	27,7	56,5	39,7	7,07
Celkem:	724,3	967,5	740,3	661,3	1059,2	645,3	799,6	218,6	

Tab.6: Průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (S) v jarních (J) a podzimních (P) odběrech půdních vzorků; průměrná abundance pro daný typ managementu a dominance (%).

	Průměrné abundance (ind.m ⁻²) z 5 vzorků						Průměrná abundance		D (%)
	S3 (J)	S3 (P)	S5 (J)	S5 (P)	S7 (J)	S7 (P)	(ind.m ⁻²)	SD	
Lumbricidae	11,7	10,7	8,5	5,3	10,7	7,5	9,1	8,2	0,84
Aranae	170,7	148,3	145,1	112,0	237,9	160,0	162,3	64,3	15,03
Opiliones	32,0	2,1	0	1,1	9,6	1,1	7,6	21,9	0,71
Pseudoscorpiones	6,4	22,4	18,1	26,7	17,1	17,1	18,0	11,1	1,66
Diplopoda	2,1	0	0	2,1	5,3	4,3	2,3	3,1	0,21
Chilopoda	41,6	48,0	38,4	51,2	22,4	56,5	43,0	14,1	3,98
Heteroptera	11,7	0	0	0	41,6	0,0	8,9	30,1	0,82
Auchenorrhyncha	36,3	11,7	11,7	4,3	53,3	24,5	23,6	26,6	2,19
Sternorrhyncha	17,1	0	5,3	6,4	9,6	23,5	10,3	15,3	0,95
Neuroptera	27,7	2,1	0	0	0	1,1	5,2	19,5	0,48
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera (L)	3,2	5,3	2,1	1,1	2,1	8,5	3,7	5,7	0,35
Lepidoptera	0	0	1,1	0	1,1	0	0,4	1,0	0,03
Diptera (L)	346,7	130,1	264,5	140,8	357,3	220,8	243,4	142,4	22,53
Diptera	44,8	9,6	109,9	9,6	94,9	25,6	49,1	56,7	4,54
Hymenoptera	1065,6	34,1	48,0	6,4	35,2	41,6	205,2	707,6	18,99
Coleoptera (L)	307,2	182,4	306,1	198,4	186,7	142,9	220,6	87,6	20,42
Coleoptera	69,3	65,1	44,8	98,1	72,5	55,5	67,6	32,0	6,25
Celkem:	2194,1	672,0	1003,7	663,5	1157,3	790,4	1080,2	812,0	

Tab.7: Průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny na asanovaných lokalitách (P) v jarních (J) a podzimních (P) odběrech půdních vzorků; průměrná abundance pro daný typ managementu a dominance (%).

	Průměrné abundance (ind.m ⁻²) z 5 vzorků						Průměrná abundance		D (%)
	P2 (J)	P2 (P)	P3 (J)	P3 (P)	P5 (J)	P5 (P)	(ind.m ⁻²)	SD	
Lumbricidae	5,3	5,3	8,5	9,6	29,9	7,5	11,0	11,6	1,13
Aranae	245,3	150,4	180,3	113,1	106,7	156,8	158,8	84,4	16,25
Opiliones	0	0	1,1	0	19,2	2,1	3,7	11,3	0,38
Pseudoscorpiones	5,3	32,0	7,5	10,7	68,3	12,8	22,8	40,0	2,33
Diplopoda	0	0	0	3,2	0	0	0,5	1,6	0,05
Chilopoda	23,5	23,5	22,4	35,2	10,7	14,9	21,7	12,0	2,22
Heteroptera	1,1	0	12,8	0	0	0	2,3	9,0	0,24
Auchenorrhyncha	21,3	9,6	26,7	11,7	81,1	12,8	27,2	27,2	2,78
Sternorrhyncha	6,4	0	6,4	3,2	34,1	2,1	8,7	22,4	0,89
Neuroptera	2,1	0	0	0	2,1	0	0,7	1,8	0,07
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera (L)	0	2,1	1,1	3,2	53,3	2,1	10,3	36,6	1,06
Lepidoptera	0	1,1	2,1	1,1	0	0	0,7	1,8	0,07
Diptera (L)	70,4	101,3	198,4	80,0	280,5	344,5	179,2	178,9	18,34
Diptera	141,9	12,8	80,0	19,2	134,4	20,3	68,1	70,2	6,97
Hymenoptera	355,2	75,7	253,9	182,4	6,4	62,9	156,1	179,6	15,97
Coleoptera (L)	215,5	185,6	293,3	152,5	150,4	187,7	197,5	80,6	20,21
Coleoptera	109,9	119,5	120,5	87,5	98,1	112,0	107,9	38,2	11,04
Celkem:	1203,2	718,9	1214,9	712,5	1075,2	938,7	977,2	360,7	

4.1.2. Mnohonožky a stonožky

V období od 15.6.2010 do 18.10.2012 bylo získáno metodou půdních vzorků 38 jedinců mnohonožek a 444 jedinců stonožek. Celkem bylo na lokalitě Březník nalezeno 5 druhů mnohonožek, které patřily do 2 řádů, a 10 druhů stonožek, které patřily rovněž do 2 řádů. V tabulkách 8, 9 a 10 jsou uvedeny průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek, průměrné hodnoty za celé sledované období a vyjádření dominance (%).

Celkově byly abundance mnohonožek na všech sledovaných lokalitách velmi nízké, na jednotlivých lokalitách dosahovaly maximálně 15 ind.m⁻². Pokud jde o faunu mnohonožek na zamokřených lokalitách (M), tak průměrné abundance zde byly vyšší než na asanovaných plochách (P) a plochách ponechaných samovolnému vývoji (S). Co se týče druhového zastoupení bylo opět více druhů zachyceno na zamokřených lokalitách. V řadě případů vykazovaly průměrné abundance nulové hodnoty, mnohonožky v odebraných půdních vzorcích se nevyskytovaly vůbec. Nejhojnější druhy byly *H. germanica* a *M. germanica*, která na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji tvořila dokonce 92 % všech zachycených mnohonožek.

Oproti mnohonožkám byly průměrné abundance stonožek vyšší, nicméně na jednotlivých lokalitách jen výjimečně přesahovaly 40 ind.m⁻² (S3 a S5) a pouze v jednom případě (podzimní odběry na S7) přesáhly v průměru 53 ind.m⁻². Celkově nejvyšší průměrnou abundancí stonožek vykazovaly lokality ponechané samovolnému vývoji (S = 42 ind.m⁻²), poloviční průměrné hodnoty charakterizovaly asanované plochy (P = 23 ind.m⁻²) a ještě nižší byly na zamokřených lokalitách se samovolným vývojem (M = 15 ind.m⁻²). Společenstva stonožek byla především zastoupena dvěma druhy, a to *S. acuminata* a *G. oligopus* z řádu Geophilomorpha. Tyto dva druhy tvořily 71 % (lokality P) až téměř 94 % (lokality M) všech přítomných stonožek. Ostatní druhy z rodu *Lithobius* se na celkové skladbě stonožek v půdních vzorcích podíleli jen velmi nízkým procentem (Tabulky 8 až 10).

Tab.8: Průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek na zamokřených lokalitách se spontánním vývojem (M) v jarních (J) a podzimních (P) odběrech půdních vzorků; průměrná abundance pro daný typ managementu a dominance (%).

	Průměrné abundance (ind.m ⁻²) z 5 vzorků						Průměrná abundance		D (%)
	M1 (J)	M1 (P)	M4 (J)	M4 (P)	M5 (J)	M5 (P)	(ind.m ⁻²)	SD	
<i>Mycogona germanica</i>	0	2,1	0	2,1	0	2,1	1,1	1,5	28,83
<i>Haasea germanica</i>	0	0	1,1	9,6	0	0	1,8	4,6	48,05
<i>Haasea flavescens</i>	0	0	0	3,2	0	0	0,5	1,6	14,00
<i>Choneiulus palmatus</i>	0	0	0	0	0	1,1	0,2	0,7	4,80
<i>Haasea</i> sp.juv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blaniulidae gen.sp.	0	1,1	0	0	0	0	0,2	0,7	4,80
Diplopoda celkem:	0	3,2	1,1	14,9	0	3,2	3,7	6,8	
<i>Strigamia acuminata</i>	18,1	7,5	4,3	2,1	12,8	8,5	8,9	8,0	60,9
<i>Geophilus oligopus</i>	3,2	17,1	4,3	1,1	1,1	2,1	4,8	8,3	32,9
<i>Geophilus insculptus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schendyla nemorensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius tenebrosus</i>	0	1,1	0	0	0	1,1	0,4	1,0	2,4
<i>Lithobius dentatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius piceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius nodulipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius curtipes</i>	0	1,1	0	0	0	0	0,2	0,7	1,2
<i>Lithobius muticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius</i> sp.juv.	2,1	0	0	0	0	0	0,4	1,0	2,4
Chilopoda celkem:	23,5	26,7	8,5	3,2	13,9	11,7	14,6	11,5	

Tab.9: Průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (S) v jarních (J) a podzimních (P) odběrech půdních vzorků; průměrná abundance pro daný typ managementu a dominance (%).

	Průměrné abundance (ind.m ⁻²) z 5 vzorků						Průměrná abundance		D (%)
	S3 (J)	S3 (P)	S5 (J)	S5 (P)	S7 (J)	S7 (P)	(ind.m ⁻²)	SD	
<i>Mycogona germanica</i>	2,1	0	0	3,2	4,3	4,3	2,3	3,4	92,44
<i>Haasea germanica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haasea flavescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Choneiulus palmatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haasea</i> sp.juv.	0	0	0	0	1,1	0	0,2	0,8	7,31
Blaniulidae gen.sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Diplopoda celkem:	2,1	0	0	3,2	5,3	4,3	2,5	3,4	
<i>Strigamia acuminata</i>	14,9	23,5	9,6	14,9	9,6	28,8	16,9	13,0	39,93
<i>Geophilus oligopus</i>	12,8	23,5	18,1	21,3	9,6	19,2	17,4	10,2	41,19
<i>Geophilus insculptus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schendyla nemorensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius tenebrosus</i>	3,2	1,1	1,1	4,3	0	0	1,6	3,7	3,78
<i>Lithobius dentatus</i>	6,4	0	2,1	0	3,2	3,2	2,5	4,0	5,88
<i>Lithobius piceus</i>	0	0	3,2	1,1	0	0	0,7	2,3	1,68
<i>Lithobius nodulipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius curtipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius muticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius</i> sp.juv.	6,4	2,1	5,3	2,1	1,1	2,1	3,2	3,3	7,57
Chilopoda celkem:	43,7	50,1	39,5	43,7	23,5	53,3	42,3	14,3	

Tab.10: Průměrné abundance (počty jedinců na m²) jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek na asanovaných lokalitách (P) v jarních (J) a podzimních (P) odběrech půdních vzorků; průměrná abundance pro daný typ managementu a dominance (%).

	Průměrné abundance (ind.m ⁻²) z 5 vzorků						Průměrná abundance		D (%)
	P2 (J)	P2 (P)	P3 (J)	P3 (P)	P5 (J)	P5 (P)	(ind.m ⁻²)	SD	
<i>Mycogona germanica</i>	0	0	0	2,1	0	0	0,4	1,5	68,00
<i>Haasea germanica</i>	0	0	0	1,1	0	0	0,2	0,8	32,00
<i>Haasea flavescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Choneiulus palmatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haasea</i> sp.juv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blaniulidae gen.sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda celkem:	0	0	0	3,2	0	0	0,5	1,6	
<i>Strigamia acuminata</i>	12,8	11,7	7,5	17,1	11,7	12,8	12,3	8,8	52,65
<i>Geophilus oligopus</i>	2,1	4,3	6,4	8,5	2,1	3,2	4,4	5,2	19,07
<i>Geophilus insculptus</i>	0	0	0	1,1	0	0	0,2	0,8	0,76
<i>Schendyla nemorensis</i>	0	1,1	0	0	0	0	0,2	0,8	0,76
<i>Lithobius tenebrosus</i>	4,3	3,2	2,1	0	0	0	1,6	2,7	6,87
<i>Lithobius dentatus</i>	1,1	0	2,1	0	1,1	0	0,7	1,8	3,05
<i>Lithobius piceus</i>	1,1	0	0	0	0	0	0,2	0,8	0,76
<i>Lithobius nodulipes</i>	1,1	1,1	0	0	0	0	0,4	1,0	1,53
<i>Lithobius curtipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius muticus</i>	0	0	0	1,1	0	0	0,2	0,8	0,76
<i>Lithobius</i> sp.juv.	2,1	2,1	4,3	7,5	3,2	0	3,2	3,6	13,73
Chilopoda celkem:	24,5	23,5	22,4	35,2	18,1	16,0	23,3	10,6	

4.2. Zemní pasti

4.2.1. Epigeická aktivita makrofauny

Celkem bylo na všech studovaných lokalitách v oblasti Březníku v období od 16.6.2010 do 18.6.2013 odchyceno do zemních pastí 48 136 jedinců půdní makrofauny. Epigeická aktivita půdní makrofauny se na jednotlivých lokalitách značně lišila, jak ukazuje tabulka 11. V jednotlivých odběrech i úhrnných počtech byla epigeická aktivita nejnižší na zamokřených plochách (M), oproti tomu na plochách ponechanému samovolnému vývoji (S) byla epigeická aktivita téměř dvojnásobně vyšší a nejvyšší počet odchycených jedinců byl na asanovaných plochách (P). V tabulkách 12, 13 a 14 jsou uvedeny průměrné počty jednotlivých skupin půdní makrofauny přepočtené na 5 pastí a 30 dnů expozice v jednotlivých monitorovaných intervalech (L, P, Z), celkové nepřepočtené sumy jedinců za celé sledované období a procento dominance.

V případě všech typů managementu M, S a P jsou zjevné rozdíly v epigeické aktivitě během ročního období, největší epigeická aktivita byla v intervalu léto (*L*), následoval podzimní interval (*P*) a nejnižší epigeická aktivita byla v zimním intervalu (*Z*). Na zamokřených lokalitách (*M*) se nejvíce vyskytovali pavouci, dospělci dvoukřídlých (Diptera) a dospělci brouků (Coleoptera). Myriapodní členovci tvořili pouze něco přes 2 % z celkové epigeicky aktivní makrofauny (mnohonožky 1,22 % a stonožky 0,93 %). Na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (*S*) dominovali pavouci, blanokřídlí a dospělci dvoukřídlých. Mnohonožky zde tvořily 0,5 % z celkové makrofauny, zatímco stonožky 1,3 %. V případě asanovaných lokalit (*P*) největší epigeická aktivita byla zaznamenána pro blanokřídle, dospělé dvoukřídlých a pavouky. Myriapodní členovci tvořili celkově pouze 1 % ze všech pastmi zachycených zástupců makrofauny.

Tab. 11: Počty odchycených jedinců půdní makrofauny pro jednotlivé typy managementu.

Typ managementu	M	S	P
Celkem jedinců	9359	17225	21552

Tab.12: Epigeická aktivita jednotlivých skupin půdní makrofauny na zamokřených lokalitách (M) v jednotlivých ročních intervalech (L, P, Z); suma jedinců za celé období expozice pastí a dominance (%) jednotlivých taxonů.

	Průměrné počty jedinců / 30 dnů expozice a 5 pastí									Suma	
	M1 (L)	M1 (P)	M1 (Z)	M4 (L)	M4 (P)	M4 (Z)	M5 (L)	M5 (P)	M5 (Z)	jedinců	D (%)
Lumbricidae	2,2	0,6	0	0	0	0	2,7	1,0	0,1	43	0,46
Aranae	49,0	37,3	19,5	40,4	32,6	12,6	93,4	50,9	16,7	3032	32,40
Opiliones	4,3	2,3	1,1	2,3	1,1	0,5	2,4	0,9	0,6	133	1,42
Pseudoscorpiones	1,4	0	0,6	0,4	0,1	0,3	0,8	1,6	1,2	76	0,81
Diplopoda	1,4	0,5	0,8	1,0	1,4	1,5	1,5	0,5	0,7	114	1,22
Chilopoda	1,9	2,7	1,0	0,3	0,8	0,2	1,2	1,7	0,2	87	0,93
Plecoptera	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	1	0,01
Dermaptera	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	2	0,02
Orthoptera	0	1,3	0	0	0	0	0	0,6	0	12	0,13
Heteroptera	0	0	0,6	0	0,1	0	0	0	0,1	14	0,15
Auchenorrhyncha	16,7	1,8	0,2	5,7	1,8	0,1	6,0	1,4	0,2	209	2,23
Sternorrhyncha	0,5	1,3	8,3	0,5	0,2	5,7	2,1	5,8	7,3	592	6,33
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	1,2	0,3	0	0,3	0,3	0,1	1,0	1,8	0,1	36	0,38
Lepidoptera (L)	0	0	0,1	0,3	0	0,1	0,3	0,1	0	11	0,12
Mecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera (L)	4,4	3,6	3,7	6,8	2,8	2,8	1,2	2,0	1,7	329	3,52
Diptera	82,2	37,7	8,8	55,8	22,9	13,5	80,8	36,3	10,0	2664	28,46
Siphonaptera	0	0,2	0	0	0	0	0,5	0	0	4	0,04
Hymenoptera	16,2	7,7	2,3	0,8	0,3	0,6	13,6	7,9	4,2	455	4,86
Coleoptera (L)	4,9	6,0	3,7	3,1	1,8	0,5	2,1	2,5	1,2	257	2,75
Coleoptera	26,8	6,8	3,9	40,3	14,2	12,1	25,0	8,8	6,6	1284	13,72
Celkem:	213,1	110,1	54,8	158,5	80,8	50,7	234,6	123,9	51,0	9359	

Tab.13: Epigeická aktivita jednotlivých skupin půdní makrofauny na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (S) v jednotlivých ročních intervalech (L, P, Z); suma jedinců za celé období expozice pastí a dominance (%) jednotlivých taxonů.

	Průměrné počty jedinců / 30 dnů expozice a 5 pastí									Suma jedinců	D (%)
	S3 (L)	S3 (P)	S3 (Z)	S5 (L)	S5 (P)	S5 (Z)	S7 (L)	S7 (P)	S7 (Z)		
Lumbricidae	6,1	2,3	0,2	2,1	0,2	0,1	1,1	0,9	0,2	90	0,52
Aranae	127,9	77,3	24,9	63,7	52,3	34,5	82,6	54,0	17,1	4649	26,99
Opiliones	1,0	0,7	0,4	1,2	2,0	0,8	3,2	1,5	0,7	106	0,62
Pseudoscorpiones	1,4	1,4	1,3	1,5	0,7	1,2	1,4	2,7	1,3	151	0,88
Diplopoda	0,5	0,3	0,3	1,5	0,8	0,3	2,7	3,2	0,7	87	0,51
Chilopoda	5,9	4,9	1,7	2,9	4,0	1,5	1,2	1,2	0,7	220	1,28
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	1	0,01
Dermaptera	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	7	0,04
Orthoptera	0,5	2,0	0	0	0,8	0	0	0	0	20	0,12
Heteroptera	9,1	0	0,2	0	0	0	1,9	0	0	74	0,43
Auchenorrhyncha	95,5	11,2	3,1	54,4	16,7	2,7	15,8	4,1	2,1	1344	7,80
Sternorrhyncha	27,5	0,3	1,6	1,2	0,5	1,9	0,5	0,5	2,6	322	1,87
Megaloptera	0	0	0	0	0,2	0	0	0,3	0	2	0,01
Trichoptera	0	0,3	0	0,2	0	0	0	2,0	0,7	34	0,20
Lepidoptera (L)	1,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	28	0,16
Mecoptera	0,3	0	0	0	0	0	0,2	0	0,1	3	0,02
Diptera (L)	1,5	0,8	0,6	3,2	0,6	0,6	1,7	1,4	2,6	146	0,85
Diptera	134,8	57,4	20,8	153,3	41,4	21,2	85,7	25,4	12,0	4251	24,68
Siphonaptera	0	0	0	0	0,2	0,2	0	0	0	1	0,01
Hymenoptera	164,9	52,0	15,1	105,9	94,5	36,1	7,4	2,0	1,2	3828	22,22
Coleoptera (L)	2,4	2,1	2,1	2,9	1,4	2,9	1,7	1,3	1,3	228	1,32
Coleoptera	37,7	10,0	10,7	57,4	22,7	13,5	11,8	7,1	6,3	1634	9,49
Celkem:	618,2	223,1	83,3	451,7	239,0	117,7	219,3	107,9	49,8	17224	

Tab.14: Epigeická aktivita jednotlivých skupin půdní makrofauny na asanovaných lokalitách (P) v jednotlivých ročních intervalech (L, P, Z); suma jedinců za celé období expozice pastí a dominance (%) jednotlivých taxonů.

	Průměrné počty jedinců / 30 dnů expozice a 5 pastí									Suma jedinců	D (%)
	P2 (L)	P2 (P)	P2 (Z)	P3 (L)	P3 (P)	P3 (Z)	P5 (L)	P5 (P)	P5 (Z)		
Lumbricidae	0,8	0,3	0,2	1,3	0,5	0,2	1,8	1,1	0,2	51	0,24
Aranae	57,7	40,1	17,6	86,8	49,2	41,4	89,6	52,8	34,9	4592	21,32
Opiliones	1,0	2,5	0,3	1,7	5,4	1,7	1,2	3,4	0,9	169	0,78
Pseudoscorpiones	1,0	0,3	1,4	2,6	2,7	1,4	1,0	0,3	1,6	156	0,72
Diplopoda	0	0	0,3	0,7	0,5	0,7	0	0,1	0	33	0,15
Chilopoda	3,8	4,4	2,3	1,2	2,8	0,7	1,4	0,7	0,9	181	0,84
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	0,2	0,2	0	0	0,3	0	1,6	1,1	0	21	0,10
Heteroptera	0,5	0	0	9,3	0,1	0,2	6,5	0,3	0,6	114	0,53
Auchenorrhyncha	90,4	19,6	0,7	28,8	8,7	3,3	85,2	25,4	7,3	1780	8,27
Sternorrhyncha	2,1	0	2,0	3,0	0,3	4,9	7,0	0	2,2	292	1,36
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	1,7	0	0	0,2	0	0	1,0	0,5	0,1	23	0,11
Lepidoptera (L)	0,5	0,3	0,2	0,7	0	0,2	0,3	0,1	0,2	28	0,13
Mecoptera	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	2	0,01
Diptera (L)	1,7	1,6	2,1	5,0	8,0	2,6	9,8	1,6	1,5	320	1,49
Diptera	100,2	32,3	7,9	83,9	58,8	26,0	76,3	101,8	34,7	4384	20,36
Siphonaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	139,1	63,0	14,5	221,9	140,6	52,0	149,3	67,0	28,6	7034	32,66
Coleoptera (L)	4,5	1,5	4,0	3,0	2,8	5,3	6,5	3,4	5,4	490	2,28
Coleoptera	31,2	13,0	7,3	56,3	21,2	17,1	35,9	12,1	10,6	1882	8,74
Celkem:	436,4	179,2	60,8	506,3	302,0	157,8	474,2	271,8	129,7	21534	

4.2.2. Epigeická aktivita mnohonožek a stonožek

Za celé období expozice všech pastí bylo odchyceno úhrnem 234 jedinců mnohonožek a 488 jedinců stonožek. Celkem byly metodou zemních pastí zachyceny 4 druhy mnohonožek, které patřily do 2 řádů a 12 druhů stonožek, které patřily do 2 řádů. V tabulkách 15, 16 a 17 jsou uvedeny průměrné počty jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek přepočtené na 30 dnů expozice, celková suma odchycených jedinců za celé sledované období a vyjádření dominance (%).

Pokud jde o epigeickou aktivitu mnohonožek, tak k nejrozšířenějším a současně nejhojnějším druhům patřila *M. germanica*, která se vyskytovala na všech lokalitách všech typů managementu. Na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji *M. germanica* tvořila přes 88 % z celkového počtu odchycených mnohonožek. Epigeická aktivita stonožek byla

nejvíce charakterizována druhy z řádu Lithobiomorpha. Na zamokřených lokalitách (M) bylo přítomno 7 druhů z tohoto řádu, ale největší procento dominance připadlo na druh *S. acuminata* (26 % ze všech epigeicky aktivních jedinců). Na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (S) nejvíce dominoval *L. tenebrosus*, zatímco na asanovaných lokalitách (P) tvořily největší podíl druhy *L. piceus* a *S. acuminata*.

Tab.15: Epigeická aktivita jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek na zamokřených lokalitách (M) v jednotlivých ročních intervalech (L, P, Z); suma jedinců za celé období expozice pastí a dominance (%) jednotlivých taxonů.

	Průměrné počty jedinců / 30 dnů expozice a 5 pastí									Suma jedinců	D (%)
	M1 (L)	M1 (P)	M1 (Z)	M4 (L)	M4 (P)	M4 (Z)	M5 (L)	M5 (P)	M5 (Z)		
<i>Mycogona germanica</i>	1,4	0,3	0,5	0	0	0,2	1,2	0,5	0,6	52	45,61
<i>Haasea germanica</i>	0	0,2	0,2	0,7	0,9	0,7	0,2	0	0,1	39	34,21
<i>Haasea flavescens</i>	0	0	0	0	0,5	0,3	0	0	0,1	13	11,40
<i>Polydesmus denticulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	1	0,88
<i>Haasea sp.juv.</i>	0	0	0,1	0	0	0,2	0	0	0	10	8,77
Diplopoda celkem:	1,4	0,5	0,8	0,7	1,4	1,5	1,5	0,5	0,8	114	
<i>Strigamia acuminata</i>	0,2	0,9	0,6	0	0	0,1	0	0,9	0,1	27	26,21
<i>Geophilus oligopus</i>	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0	1	0,97
<i>Lithobius tenebrosus</i>	0,2	0,5	0,1	0,2	0,2	0	0,5	0,3	0	12	11,65
<i>Lithobius dentatus</i>	0,5	0,2	0,2	0	0	0	0,4	0	0	8	7,77
<i>Lithobius piceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	2	1,94
<i>Lithobius punctulatus</i>	0,4	0,8	0,1	0,2	0,6	0,0	0,2	0	0	14	13,59
<i>Lithobius nodulipes</i>	0,2	0,3	0	0	0	0	0	0	0	3	2,91
<i>Lithobius pelidnus</i>	0,2	0	0	0,2	0	0	0	0,1	0	4	3,88
<i>Lithobius muticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius borealis</i>	0	0	0,0	0	0	0	0	0	0	1	0,97
<i>Lithobius cyrtopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius melanops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius sp.juv.</i>	0,3	0,6	0,2	0	0	0,1	0	0,6	0,1	15	14,56
Chilopoda celkem:	1,9	3,3	1,2	0,5	0,8	0,3	1,0	2,3	0,2	87	

Tab.16: Epigeická aktivita jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (S) v jednotlivých ročních intervalech (L, P, Z); suma jedinců za celé období expozice pastí a dominance (%) jednotlivých taxonů.

	Průměrné počty jedinců / 30 dnů expozice a 5 pastí									Suma jedinců	D (%)
	S3 (L)	S3 (P)	S3 (Z)	S5 (L)	S5 (P)	S5 (Z)	S7 (L)	S7 (P)	S7 (Z)		
<i>Mycogona germanica</i>	0,5	0,3	0,3	1,5	0,8	0,2	2,2	2,8	0,6	77	88,51
<i>Haasea germanica</i>	0	0	0,0	0	0	0	0,2	0,2	0	4	4,60
<i>Haasea flavescens</i>	0	0	0	0	0	0,0	0	0,2	0,1	5	5,75
<i>Polydesmus denticulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haasea sp.juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	1	1,15
Diplopoda celkem:	0,5	0,3	0,3	1,5	0,8	0,2	2,5	3,1	0,7	87	
<i>Strigamia acuminata</i>	0,5	0,7	0,8	0,3	0,6	0,4	0,3	0,8	0,7	60	25,32
<i>Geophilus oligopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius tenebrosus</i>	3,4	2,1	0,6	0,5	0,7	0,4	0,5	0,3	0	65	27,43
<i>Lithobius dentatus</i>	0	0,3	0,0	0,5	0,1	0,2	0	0	0	13	5,49
<i>Lithobius piceus</i>	0	0	0	0,3	1,6	0,2	0	0	0	17	7,17
<i>Lithobius punctulatus</i>	0,5	1,2	0,1	0,3	0,7	0,1	0,2	0	0	23	9,70
<i>Lithobius nodulipes</i>	0,2	0,2	0	0,3	0	0,0	0	0	0	5	2,11
<i>Lithobius pelidnus</i>	0,5	0,1	0	0,2	0	0	0	0,2	0	6	2,53
<i>Lithobius muticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius cyrtopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius melanops</i>	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	1	0,42
<i>Lithobius sp.juv.</i>	0,8	0,9	0,3	0,5	0,1	0,1	0,5	0,5	0,1	30	12,66
Chilopoda celkem:	5,9	5,5	1,8	3,0	4,0	1,5	1,5	1,7	0,8	220	

Tab.17: Epigeická aktivita jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek na asanovaných lokalitách (P) v jednotlivých ročních intervalech (L, P, Z); suma jedinců za celé období expozice pastí a dominance (%) jednotlivých taxonů.

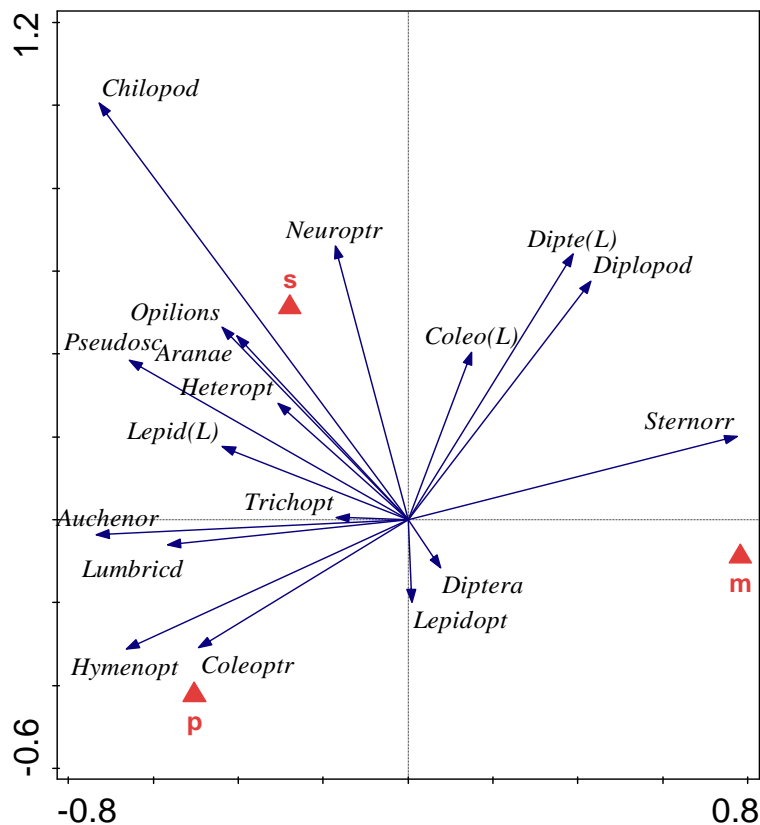
	Průměrné počty jedinců / 30 dnů expozice a 5 pastí									Suma jedinců	D (%)
	P2 (L)	P2 (P)	P2 (Z)	P3 (L)	P3 (P)	P3 (Z)	P5 (L)	P5 (P)	P5 (Z)		
<i>Mycogona germanica</i>	0	0	0,2	0,3	0,3	0,5	0	0,1	0	23	69,70
<i>Haasea germanica</i>	0	0	0,1	0	0,2	0,1	0	0	0	6	18,18
<i>Haasea flavescens</i>	0	0	0,0	0	0	0	0	0	0	1	3,03
<i>Polydesmus denticulatus</i>	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	2	6,06
<i>Haasea sp.juv.</i>	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	1	3,03
Diplopoda celkem:	0	0	0,3	0,7	0,5	0,7	0	0,1	0	33	
<i>Strigamia acuminata</i>	0,3	0,8	0,8	0,2	0,7	0,4	0,2	0,3	0,7	56	28,28
<i>Geophilus oligopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius tenebrosus</i>	1,0	0,7	0,4	0	0,6	0,1	0,2	0	0,1	27	13,64
<i>Lithobius dentatus</i>	0,4	0,5	0,2	0,2	0	0,0	0,2	0	0	13	6,57
<i>Lithobius piceus</i>	1,0	1,9	0,7	0,5	1,3	0,1	0,2	0	0	46	23,23
<i>Lithobius punctulatus</i>	0,4	0,5	0,0	0,2	0	0	0,3	0	0	9	4,55
<i>Lithobius nodulipes</i>	0,5	0	0	0	0,1	0	0	0	0	4	2,02
<i>Lithobius pelidnus</i>	0	0	0	0	0,1	0	0,2	0	0	2	1,01
<i>Lithobius muticus</i>	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	1	0,51
<i>Lithobius borealis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius cyrtopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	1	0,51
<i>Lithobius melanops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithobius sp.juv.</i>	0,5	0,6	0,3	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2	0,1	22	11,11
Chilopoda celkem:	4,1	5,0	2,4	1,4	3,3	0,8	1,4	0,7	0,9	181	

4.3. Vliv managementu

4.3.1. Vliv managementu na půdní makrofaunu

Ordinační analýza dat z půdních vzorků ukázala, že druh managementu nemá s časovým odstupem, ve kterém byly sledovány všechny lokality po předchozím nástupu kůrovce, vliv na abundance pro celou půdní makrofaunu ($F=3,9$; $p=0,066$). Signifikantně se od sebe lišily lokality ponechané samovolnému vývoji (S) a lokality zamokřené (M) a obdobně lokality asanované (P) oproti zamokřeným lokalitám (M).

Z celkové variability vysvětluje vliv managementu 14,1 %. Na obrázku 5 je možné vidět polohu jednotlivých skupin půdní makrofauny vůči různým typům managementu.



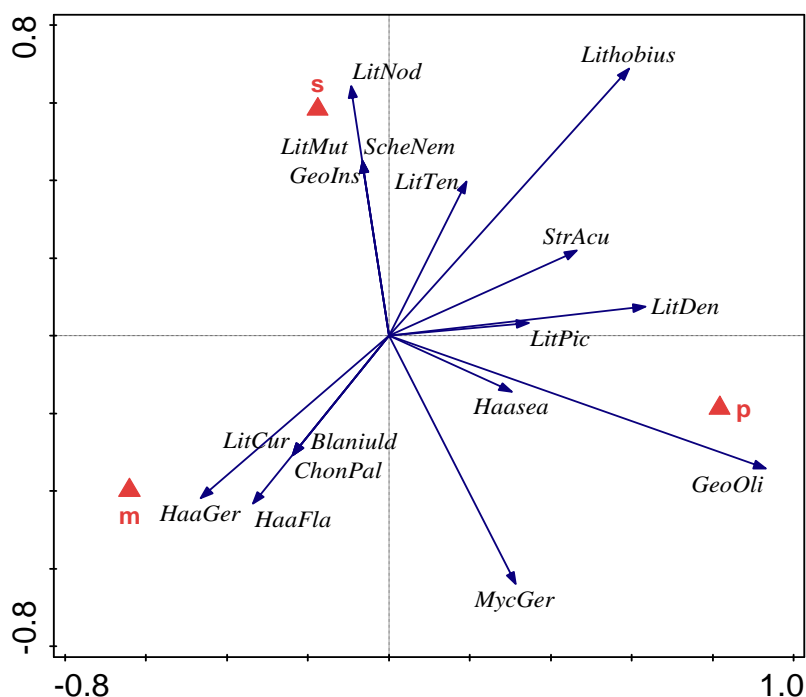
Obr.5: Ordinační analýza (RDA) dat z půdních vzorků pro půdní makrofaunu a vliv managementu. M – zamokřené smrčiny bez zásahu, S – smrčiny se samovolným vývojem, P – asanované smrčiny. Použité zkratky taxonomických skupin půdní makrofauny viz Tabulka 5.

Pro určité skupiny těchto živočichů měl významný vliv (jen) určitý typ managementu. Když porovnáme managementy P a S (pomocí metody Van Dobbenových kruhů), tak lokality ponechané samovolnému vývoji (S) jsou charakterizovány nejvíce stonožkami (Chilopoda),

mnohonožkami (Diplopoda) a larvami dvoukřídlých. V případě porovnání managementů P a M je na asanovaných lokalitách (P) vyšší zastoupení brouků, blanokřídlých (zejména mravenci), žížal (Lumbricidae), křísů (Auchenorrhyncha), štírků (Pseudoscorpiones) a stonožek, zatímco na zamokřených lokalitách (M) je vyšší zastoupení křísů, larev dvoukřídlých a mnohonožek. Když srovnáme management S a M, tak suché lokality ponechané samovolnému vývoji (S) vykazují vyšší zastoupení stonožek, křísů, štírků, sekáčů (Opiliones) a pavouků, zatímco na zamokřených lokalitách (M) je vyšší zastoupení křísů.

4.3.2. Vliv managementu na mnohonožky a stonožky

Analýza dat ukázala, že aktivní management má vliv na abundance pro jednotlivé druhy mnohonožek a stonožek ($F=5,5$; $p=0,006$). Z výsledků je patrné, že více druhů mnohonožek vykazuje vazbu na zamokřených lokalitách (druhy *H. germanica* a *H. flavescens*). Lokality ponechané samovolnému vývoji (S) jsou nejvíce charakterizovány druhy stonožek *L. muticus*, *L. nodulipes*, *G. insculptus* a *S. nemorensis*. Na asanovaných lokalitách (P) je nejvíce zastoupena zemivka *G. oligopus*. Z celkové variability abundancí mnohonožek a stonožek vysvětluje vliv managementu 18,5 %. Na obrázku 6 je možné vidět rozmístění jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek vůči různým typům managementu.

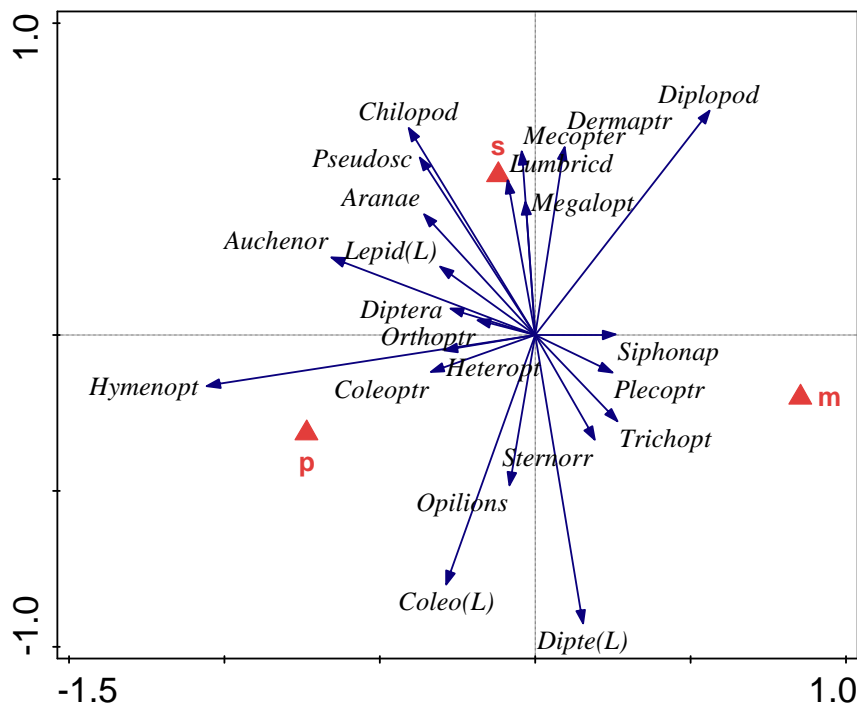


Obr.6: Ordinační analýza (RDA) dat z půdních vzorků pro mnohonožky a stonožky. M – zamokřené smrčiny bez zásahu, S – smrčiny se samovolným vývojem, P – asanované smrčiny. Použité zkratky jmen jednotlivých druhů viz Tabulky 2 a 3.

Při porovnání managementů typu P a S (metoda Van Dobbenových kruhů) je pro asanované plochy (P) charakteristické vyšší zastoupení *M. germanica* a *G. oligopus* a na plochách se spontánním vývojem (S) *L. nodulipes*. V případě porovnání managementů typu P a M jsou pro asanované plochy průkazně početnější druhy *S. acuminata*, *L. dentatus*, *L. oligopus* a skupina *Lithobius* sp.juv., zatímco v podmáčených smrčínách (M) jen *H. germanica*. Srovnání managementů typu S a M ukazuje, že pro bezzásahový management typu S je charakteristické vyšší zastoupení blíže neurčených juvenilních jedinců *Lithobius* sp.juv.

4.3.3. Vliv managementu na epigeickou aktivitu makrofauny

Ordinační analýza dat získaných pomocí padacích zemních pastí ukázala, že typ managementu hodnocený s časovým odstupem od kůrovcové kalamity nemá na epigeickou aktivitu půdní makrofauny vliv ($F=14,4$; $p=0,098$). Signifikantně se od sebe lišily lokality ponechanému samovolnému vývoji, tj. varianty managementu S a M a lokality asanované (P) se odlišovaly od zamokřených lokalit bez zásahu (M).



Obr.7: Ordinační analýza (RDA) dat epigeické aktivity půdní makrofauny a vliv managementu. M – zamokřené smrčiny bez zásahu, S – smrčiny se samovolným vývojem, P – asanované smrčiny. Použité zkratky taxonomických skupin půdní makrofauny viz Tabulka 5.

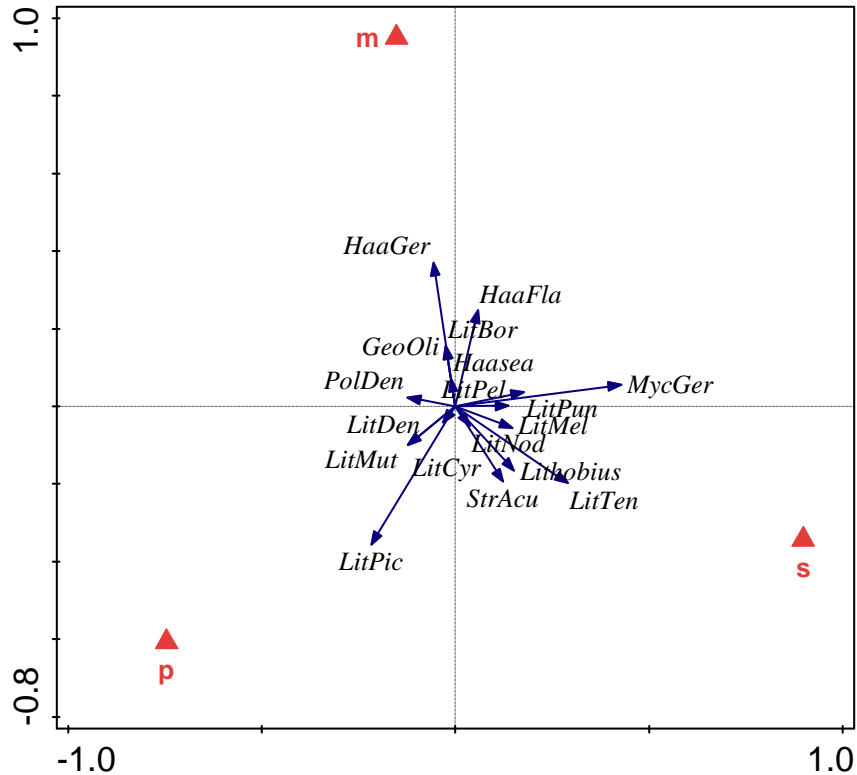
Z celkové variability vysvětluje vliv managementu 28 %. Na obrázku 7 je možné vidět polohu jednotlivých skupin epigeicky aktivní části půdní makrofauny vůči různým typům managementu. Pro určité skupiny těchto živočichů má významný vliv (jen) určitý typ managementu. Srovnání managementu P a S naznačuje, že na lokalitách ponechaným samovolnému vývoji (S) je epigeická aktivita mnohonožek a škvorů (Dermaptera) průkazně vyšší, zatímco na asanovaných lokalitách (P) je epigeická aktivita vyšší pro blanokřídlé, larvy brouků a dvoukřídlé. V případě porovnání managementů P a M na asanovaných lokalitách (P) je vyšší zastoupení pro brouky i jejich larvy, blanokřídlé, křísi, stonožky, dvoukřídlé a pavouky, zatímco na zamokřených lokalitách bez zásahu (M) je vyšší zastoupení jen pro mnohonožky a larvy dvoukřídlých. Následující porovnání managementu S a M ukazuje, že na sušších plochách ponechaných samovolnému vývoji (S) je epigeická aktivita vyšší pro stonožky, křísi, štírky, blanokřídlé a pavouky, zatímco na zamokřených variantách (M) jen pro larvy dvoukřídlých.

4.3.4. Vliv managementu na epigeickou aktivitu mnohonožek a stonožek

Ordinační analýza vycházející z dat o jednotlivých druzích mnohonožek a stonožek ukázala, že management nemá vliv na jejich epigeickou aktivitu ($F=5,2$; $p=0,11$).

Přesto výsledky naznačují opět užší vazbu druhů *H. germanica* a *H. flavescens* na zamokřené plochy bez zásahu jako v případě půdních vzorků. Lokality ponechané samovolnému vývoji (S) jsou nejvíce charakterizovány druhem *L. tenebrosus*. Na asanovaných lokalitách (P) je nejvíce zastoupen *L. piceus*.

Z celkové variability epigeické aktivity mnohonožek a stonožek vysvětluje vliv managementu 12,3 %. Na obrázku 8 je možné vidět rozmístění jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek vůči různým typům managementu, tento ordinační diagram naznačuje, že když porovnáme managementy P a S pomocí metody Van Dobbenových kruhů, tak na asanovaných lokalitách je vyšší zastoupení *L. piceus*. V případě porovnání managementů P a M se ukazuje, že na asanovaných lokalitách je průkazně početnější druh *L. piceus*, zatímco na zamokřených lokalitách jsou početnější druhy mnohonožek *H. germanica*, *H. flavescens* a *M. germanica*. Srovnání managementů S a M naznačuje, že v managementu S je vyšší zastoupení *M. germanica*, *L. tenebrosus*, *Lithobius* sp.juv., *S. acuminata*, zatímco pro management M je vyšší zastoupení *H. germanica*.



Obr.8: Ordinační analýza (RDA) údajů pro vliv managementu na epigeickou aktivitu mnohonožek a stonožek. M – zamokřené smrčiny bez zásahu, S – smrčiny se samovolným vývojem, P – asanované smrčiny. Použité zkratky jednotlivých druhů viz Tabulka 2 a 3.

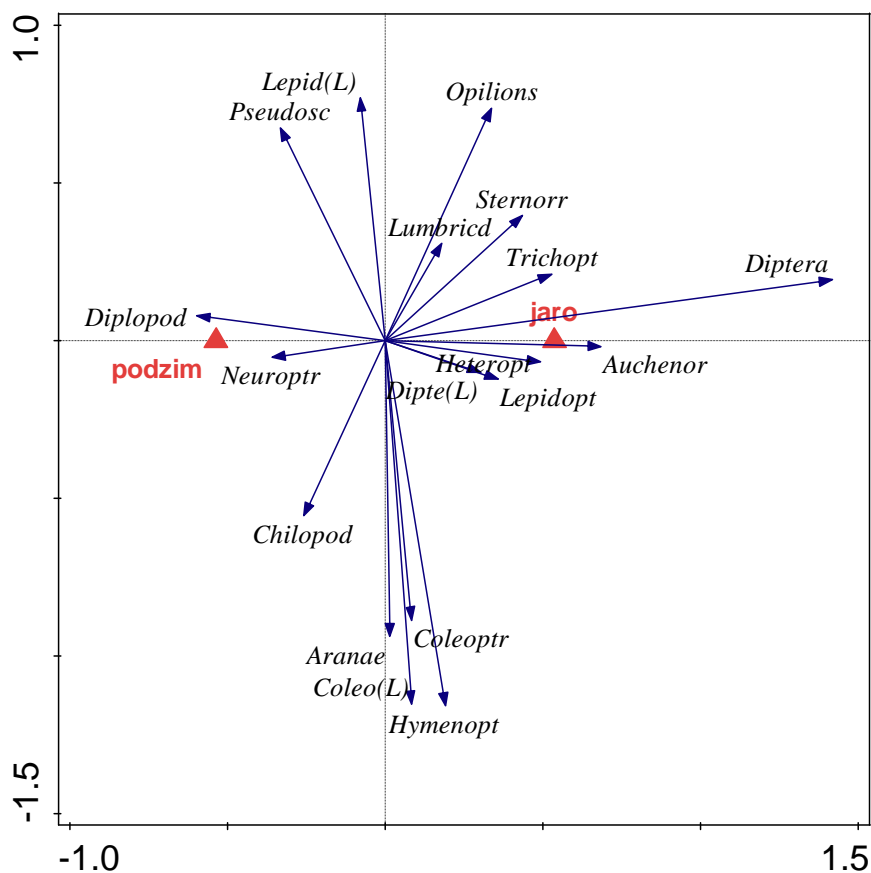
4.4. Vliv ročního období

4.4.1. Půdní makrofauna

Roční období má vliv na abundance pro celou půdní makrofaunu ($F=5,4$; $p=0,002$). Signifikantně se od sebe liší jarní a podzimní skladba společenstev půdní makrofauny.

Z celkové variability abundancí půdní makrofauny vysvětluje vliv ročního období 10,1 %. Na obrázku 9 je možné vidět umístění jednotlivých skupin půdní makrofauny vůči dvěma typům ročního období. Určité skupiny půdní makrofauny se vyskytovaly ve větší míře v jednom ročním období než ve druhém. Většina taxonomických skupin byla více zastoupena v odebraných vzorcích na jaře. Na podzim byly více ve vzorcích zastoupeny mnohonožky a na jaře křísi, mšice (Sternorrhyncha), chrostíci (Trichoptera), ploštice a dvoukřídli. Tento ordinační diagram ukazuje, že některé skupiny živočichů jako pavouci, blanokřídli, brouci a jejich larvy byly v odběrech zastoupeny nezávisle na ročním

období, v diagramu jsou umístěny mimo hlavní osu hodnoceného faktoru v dolních dvou kvadrantech.



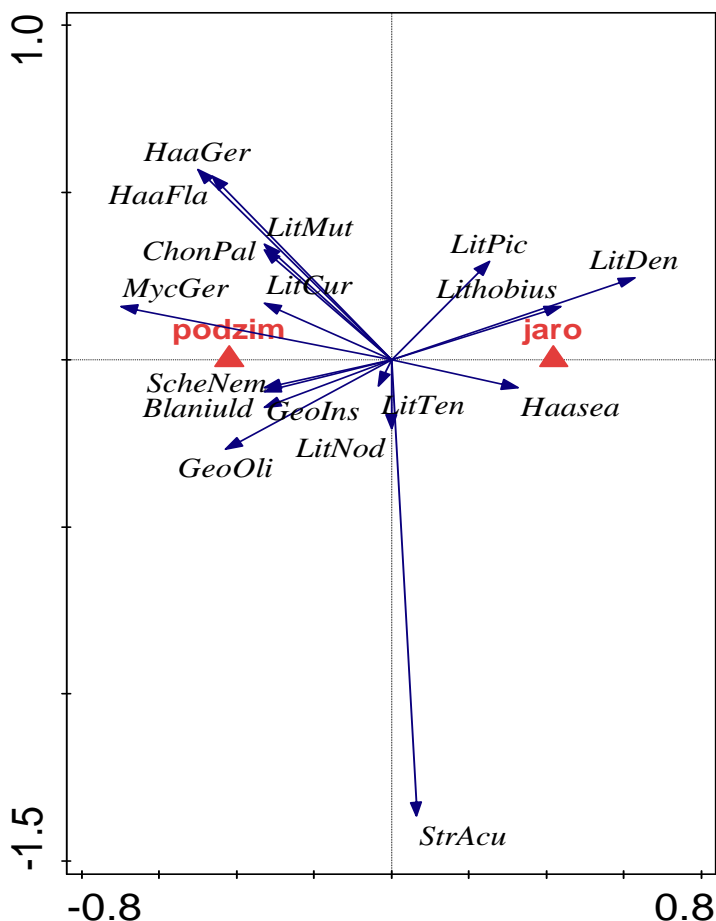
Obr.9: Ordinační analýza (RDA) dat vlivu ročního období vůči zastoupení půdní makrofauny. Použité zkratky taxonomických skupin půdní makrofauny viz Tabulka 5.

4.4.2. Mnohonožky a stonožky

Ordinační analýza ukázala, že roční období má vliv na abundance jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek ($F=2,0$; $p=0,042$).

Z celkové variability vysvětluje vliv ročního období 4 %. Na obrázku 10 je možné vidět rozmístění jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek s ohledem na dvě roční období, ve kterých byly realizovány odběry půdních vzorků. Většina druhů měla vyšší četnost na podzim. Druhy s vyšší jarní početností jsou *L. piceus*, *L. dentatus*, do stejné skupiny spadají i juvenilní blíže neurčení jedinci a to *Lithobius* sp.juv. a *Haasea* sp.juv. Pro podzimní odběry jsou charakteristické zejména druhy *H. germanica*, *H. flavescens*, *M. germanica*, *S. nemorensis*, *G. oligopus*, *L. muticus* a *L. curtipes*. Jediný druh stonožek *S. acuminata*

neukázal žádnou vazbu vůči sezónnosti odběrů, neboť byl stejně tak zastoupen v jarních i podzimních vzorcích.

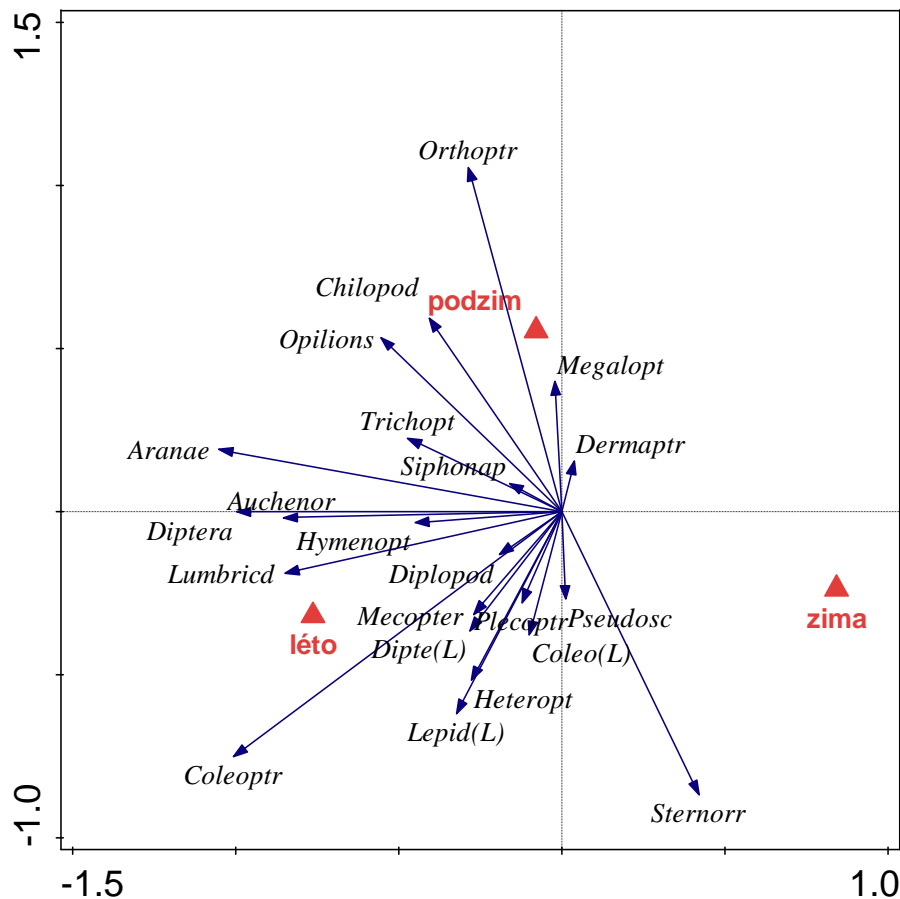


Obr.10: Ordinační analýza (RDA) dat vlivu ročního období na druhové zastoupení mnohonožek a stonožek. Použité zkratky jednotlivých druhů viz Tabulka 2 a 3.

4.4.3. Epigeická aktivita makrofauny

Roční období má vliv na epigeickou aktivitu pro celou půdní makrofaunu ($F=15,1$; $p=0,002$). Signifikantně se od sebe liší aktivita půdní makrofauny při porovnání letních a zimních intervalů a rovněž v rámci dvojice podzimních a zimních intervalů. Z celkové variability epigeické aktivity půdní makrofauny vysvětluje vliv ročního období 29 %. Na obrázku 11 je možné vidět polohu jednotlivých epigeicky aktivních skupin půdní makrofauny vůči třem vymezeným časovým intervalům. Epigeická aktivita jednotlivých skupin půdní makrofauny byla zřetelně vyšší v letních a podzimních odběrech vzorků ze zemních pastí. Většina skupin bezobratlých je soustředěna ve směru letního a podzimního intervalu expozice pastí. Když

porovnáme mezi sebou odběry z letního a podzimního období, tak na podzim je patrná vyšší aktivita rovnokřídlých (Orthoptera), v létě ploštic (Heteroptera), žížal, brouků, ale také larev dvoukřídlých, larev motýlů (Lepidoptera L) a kříšů. Pro tyto skupiny na povrch půdy vázaných živočichů má roční období průkazný vliv, což logicky vyplývá z fenologie jednotlivých taxonů. Z výsledků jasně vyplývá, že v zimě je logicky jejich epigeická aktivita utlumená a tedy nejnižší.



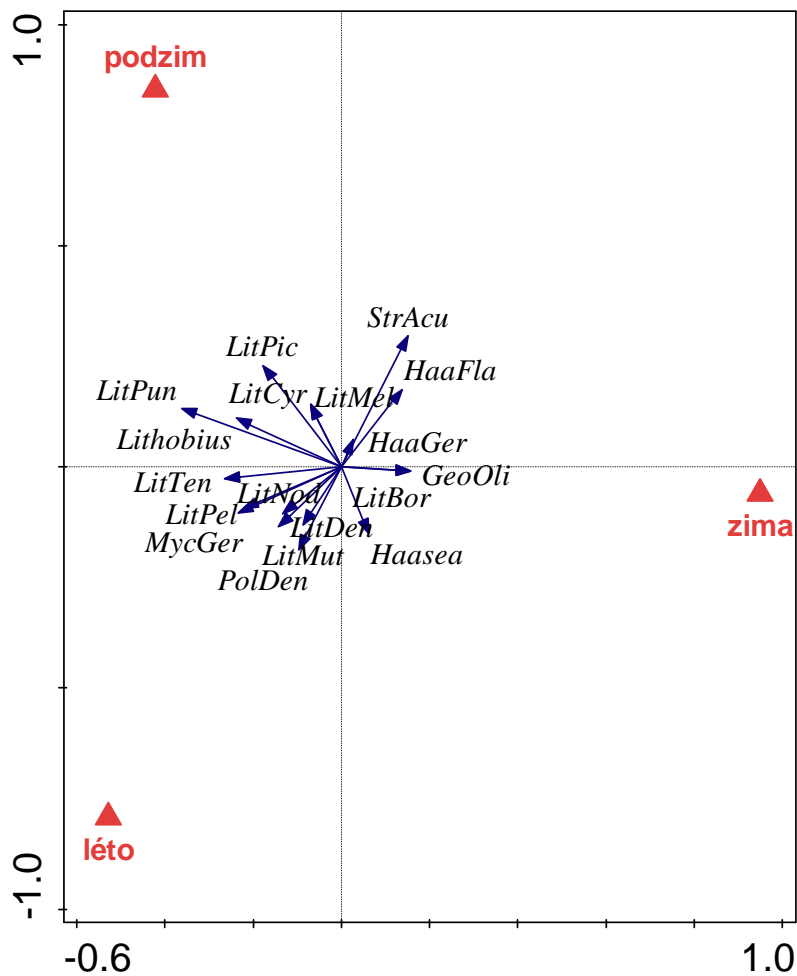
Obr.11: Ordinační analýza (RDA) dat epigeické aktivity půdní makrofauny a vliv ročního období. Použité zkratky taxonomických skupin půdní makrofauny viz Tabulka 5.

4.4.4. Epigeická aktivita mnohonožek a stonožek

Roční období má vliv na epigeickou aktivitu mnohonožek a stonožek ($F=3,3; p=0,002$).

Z celkové variability epigeické aktivity mnohonožek a stonožek vysvětluje vliv ročního období 8,2 %. Obrázek 12 ukazuje výsledky ordinační analýzy vycházející z epigeické aktivity jednotlivých druhů mnohonožek a stonožek s ohledem na tři odběrové

intervalu. Nižší četnost druhů se vztahuje k tzv. zimním odběrům, naopak v letním a podzimním intervalu je epigeická aktivita o něco vyšší. Z výsledků je patrné, že v létě je aktivita vyšší pro mnohonozky *P. denticulatus* a *M. germanica* a stonožky *L. muticus*, *L. pelidnus* a *L. dentatus*. Pro podzimní odběry pastí jsou charakteristické druhy *L. piceus*, *L. cyrtopus* a *L. punctulatus*.



Obr.12: Ordinační analýza (RDA) dat epigeické aktivity mnohonozek a stonožek a vlivu ročního období.. Použité zkratky jednotlivých druhů viz Tabulka 2 a 3.

5. DISKUZE

5.1. Makrofauna

V zásadní rovině existují dva názory jak postupovat v horských smrkových lesích, které jsou postiženy kůrovcovou kalamitou. Jedno stanovisko hovoří ve prospěch asanačních zásahů a zamezení případnému šíření kůrovce na další území, druhé zahrnuje bezzásahovost a ponechání porostů samovolnému přirozenému vývoji.

Po více než 17 letech od těžby nemá asanační zásah vliv na celkové skupiny půdních bezobratlých kategorizovaných jako tzv. makrofauna. Vliv lesní těžby na makrofaunu by byl výraznější na druhové úrovni než na úrovních vyšších taxonů (Pietikäinen a kol. 2003). Změny na úrovni vyšších taxonomických skupin byly poměrně malé. Vliv managementu měl překvapivě malý vliv na abundance společenstev půdní makrofauny. Dřívější studie ukazují, že na asanovaných lokalitách se zvyšují nebo naopak snižují počty jednotlivých druhů půdních bezobratlých (Huhta 1976, Malström 2009). Tyto vyvolané změny ve společenstev půdní fauny jsou nicméně přechodné, fauna se běžně zotavuje z narušení během několika let (Huhta a kol. 1969).

V rámci méj diplomové práce jsem zjistil, že celkové počty získaných jedinců půdní makrofauny z půdních vzorků byly pro jednotlivé typy managementu trochu odlišné. Nejmenší průměrné abundance byly na zamokřených lokalitách, zatímco rozdíl mezi lokalitami ponechanými samovolnému vývoji a asanovanými lokalitami byl poněkud malý. Všeobecně na většině studovaných ploch bez ohledu na typ managementu dosahovaly největší průměrné abundance žížaly (Lumbricidae), pavouci (Araneae), štírci (Pseudoscorpiones), mnohonožky (Diplopoda), stonožky (Chilopoda), křísi (Auchenorrhyncha), mšice (Sternorrhyncha), larvy dvoukřídlých (Diptera L) a brouků (Coleoptera L), dospělci dvoukřídlých (Diptera) a brouků (Coleoptera) či blanokřídlí (Hymenoptera). Největší průměrné abundance žížal byly na asanovaných lokalitách 11,0 ind.m⁻². Huhta (1976) také zjistil, vyšší počty žížal během prvních roků po vykácení na asanovaných lokalitách. Autor uvádí, že je to dané vyšším množstvím organické hmoty zůstávající v půdě. Určitě k tomu přispívají i změny travinné a bylinné vegetace a přítomnost jiného rostlinného opadu než na plochách s vyšším podílem ještě přítomných stromů (Jonášová a Prach 2008). Největší průměrné abundance pavouků byly zaznamenány na obou typech managementů S i P, které činily okolo 160 ind.m⁻². Pokles pavouků může souviset

s poničenou vegetací a výraznými změnami její struktury (Huhta a kol. 1967). Při porovnání všech tří typů managementů byly nejvyšší průměrné abundance na asanovaných lokalitách zaznamenány také pro štírky (22,8 ind.m⁻²) a křísy (27,2 ind.m⁻²).

Pokud jde o larvy dvoukřídlých byly zjištěny nejvyšší průměrné abundance na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji ať už v případě sušších či zamokřených ploch. Průměrná abundance dvoukřídlých dosahovala 245,9 ind.m⁻². To odporuje zjištění, že ve smrkových lesích na asanovaných stanovištích mělo vykácení lesa počáteční pozitivní účinky na larvy dvoukřídlých (Huhta a kol. 1967). Byla prokázána závislost rozvoje larev dvoukřídlých na množství rozkládajícího se rostlinného materiálu (Bengtsson a kol.1997). V našich sledováních bylo zjištěno, že největší průměrné abundance dospělců dvoukřídlých jsou na zamokřených lokalitách (74,5 ind.m⁻²), což mohlo souviset s vlhkostními poměry. Theenhaus a Schaefer (1995) nicméně ve své práci uvádí, že dvoukřídlí jako mycetofágové a nekrofágové neukázali žádná významné rozdíly na asanovaných lokalitách oproti lokalitám bez asanace.

Ze srovnání managementů M, S a P vyplývá, že odklizená dřevní hmota z lokalit kladně korelovala s abudancemi dospělých brouků. Na asanovaných lokalitách dosahovali brouci nejvyšší průměrné abundance v počtu 107,9 ind.m⁻². Naopak např. Koivula a Niemelä (2003) uvádějí, že nejvýznamnějšími faktory ovlivňujícími výskyt brouků jsou množství dřevního odpadu, množství humusu a přítomnost mravenců. Huhta a kol. (1967) zjistili, že počty brouků byly zvýšené brzy po vykácení porostu. Larvy brouků se na našich plochách nejvíce vyskytovaly na lokalitách se spontánním vývojem, průměrné abundance pro typ managementu M a S byly 216,9 a 220,6 ind.m⁻². Poslední početnější skupinou půdní makrofauny byli blanokřídlí a z nich zejména mravenci, kteří měli největší abundance na lokalitách ponechanému samovolnému vývoji (205,2 ind.m⁻²). Ačkoliv metoda půdních vzorků není standardní pro sledování populací této skupiny hmyzu, výsledky ukazují jejich vysoký podíl na celkovém zastoupení makrofauny.

Pokud jde o epigeickou aktivitu těchto skupin bezobratlých kategorizovaných jako půdní makrofauna, typ managementu neměl průkazný vliv, ale celkové počty odchycených jedinců z jednotlivých lokalit se lišily. Největší epigeická aktivita byla zaznamenána na asanovaných lokalitách (P), nižší na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (S) a nejmenší epigeickou aktivitu vykazovaly lokality zamokřené (M). Zajímavým faktem je, že v současném výzkumu v oblasti Březníku Pavlas (2014) uvádí, že na asanovaných lokalitách byly průměrné denní amplitudy teplot téměř jednou tak vyšší než na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji. Seastedt a Crossley (1981) uvádějí, že vyšší teploty

na pasekách mohou být faktorem, který přispívá k poklesu početnosti půdních bezobratlých. Vyšší zastoupení půdní fauny na asanovaných lokalitách může souviset s různými faktory. Huhta a kol. (1967) uvádí, že na některých holinách mohou být vhodné vlhkostní podmínky pro přežívání larev dvoukřídlých a hojný růst řas může přilákat malé brouky. To potvrzuje skutečnost, že na asanovaných lokalitách byly nejvyšší počty odchycených broků i larev brouků. Pokud jde o larvy dvoukřídlých, tak počty odchycených jedinců byly jednou tak větší na asanovaných lokalitách než na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji. Celkově mají holoseče v počátcích vliv na snížení počtů organismů, ale postupem času se jejich stavy obnoví (Marshall 2000). Například v případě mesofauny, jak uvádí Marshall (2000), se počty chvostoskoků a roupic zvýšily hned po vykácení. Odstraněním stromů se mění vstupy v organické hmotě, změní se teplotní i vlhkostní výkyvy především v prvních 10 cm půdy, tyto následky mají vliv i na půdní živočichy jak zjistili Bird a kol. (2004), kteří dále uvedli, že i po dvou letech po asanaci setrvalo výrazné snížení půdních živočichů. Po vykácení porostů Huhta a kol. (1967) zaznamenali pokles fytofágních skupin a pavouků a nárůst dvoukřídlých larev a poukázali na to, že ani po 8 letech po vykácení se počty fytofágů a pavouků neobnovily. Naopak v našem výzkumu jsme zjistili, že na asanovaných lokalitách pro většinu skupin půdní makrofauny byla epigeická aktivita vyšší než na lokalitách se spontánním vývojem jak ukazují počty sekáčů, štírků, křísů, dvoukřídlých, blanokřídlých, ale i již zmíněných brouků a jejich larev. V případě epigeické aktivity pavouků byly zjištěny téměř stejné hodnoty pro management S a P, ale na zamokřených lokalitách byla jejich epigeická aktivita nejnižší. Pokles predátorů (jako jsou i pavouci) by mohl být částečně způsoben zvýšenou vlhkostí půdy, protože pavouci jsou citliví na zvyšování vlhkosti půdy (Huhta a kol. 1967). Ze všech skupin půdní makrofauny na lokalitách se spontánním vývojem byli nejvíce v zemních pastech zachyceni pavouci, zatímco na asanovaných lokalitách dominovali blanokřídlí (zejména mravenci), kteří byli ve velkém množství nacházeni v odebranných vzorcích zemních pastí. To potvrzují i výsledky práce Bird a kol. (2004), kde se uvádí, že mravenci jsou velmi silní v kompetici o zdroje a jsou úspěšní na disturbovaných lokalitách. Je třeba připomenout, že na všechny zmíněné a sledované charakteristiky působil sezónní vliv. V průběhu roku se epigeická aktivita půdních bezobratlých mění a má svou dynamiku v závislosti na ročním období a fenologii jednotlivých zejména hmyzích skupin zastoupených v epigeonu, jak v larvální fázi, tak ve formě dospělců. Proto u většiny skupin byl zřetelný pokles aktivity v pozdně podzimních, zimních a rovněž chladných časně jarních týdnech, spadajících do tzv. zimního intervalu odběru pastí.

5.2. Mnohonožky a stonožky

5.2.1. Mnohonožky

Mnohonožky požírají odumřelý rostlinný materiál a napomáhají tak jeho rozložení a začleňování do svrchních vrstev půdy. I přes skutečnost, že tito myriapodní členovci ve vyšších nadmořských výškách nedosahují vysokých abundancí, tvoří zde nedílnou součást půdní makrofauny (Tajovský 1998).

Pokud jde o faunu mnohonožek na území Šumavy nejstarší údaje pocházejí z konce devatenáctého století. Spolu s literárními údaji je doložen výskyt 22 druhů mnohonožek Tajovský (2001). V našem výzkumu, kde jsme sledovali vrcholové partie Šumavy v oblasti Březníku jsme zjistili 6 druhů mnohonožek: *M. germanica*, *H. germanica*, *H. flavescens*, *P. denticulatus*, *Ch. palmatus* a Blaniulidae gen.sp., u kterých nebylo možné rozhodnout o druhové příslušnosti. Ukázalo se, že společenstva mnohonožek jsou druhově chudá a na většině lokalit dominovaly pouze 3 druhy: *M. germanica*, *H. germanica* a *H. flavescens*. Tajovský (1998) publikoval údaje o mnohonožkách Krkonoš a zjistil, že na území KRNAPu je známo na 19 druhů, přičemž smrkové porosty jsou charakterizovány především druhy *M. germanica*, *Ochogona caroli* (Rothenbuehler, 1900), *Polydesmus complanatus* (Linnaeus, 1761) a *P. denticulatus*. Smrkové porosty vrcholové části Šumavy mají tedy zřetelně jiné druhové zastoupení.

Celkové počty získaných jedinců z půdních vzorků mnohonožek pro jednotlivé typy managementu byly velmi nízké a zcela odlišné. Nejvyšší průměrné abundance mnohonožek byly na lokalitách zamokřených se spontánním vývojem (3,7 ind.m⁻²) a nejmenší průměrné abundance byly na asanovaných lokalitách (0,5 ind.m⁻²). Tuto skutečnost potvrzuje práce Tufa a kol. (2003), kde bylo doloženo, že asanace lesního porostu měla negativní dopad na společenstva mnohonožek.

Nejvyšší epigeická aktivita těchto živočichů byla opět zaznamenána na zamokřených lokalitách (M – úhrnem 114 odchycených jedinců) a nejnižší na asanovaných (P – 33 jedinců). Ve všech třech typech managementu M, S a P dominoval druh *M. germanica*. Je třeba připomenout, že i v případě mnohonožek na všechny zmíněné a sledované charakteristiky působil sezónní vliv. Aktivita mnohonožek byla především zaznamenána na podzim. Na jaře byly ve větší míře zachyceni juvenilní jedinci kategorizovaní jako *Haasea* sp.juv., u nichž nebylo možné blíže určit jestli se jedná o *H. germanica* či *H.*

flavescens. Tyto mnohonožky dospívají až na podzim, a proto jejich zvýšená aktivita připadá především na druhou polovinu roku. Výsledky ukazují, že pro společenstva mnohonožek je lepším managementem ponechat kůrovcem napadený a odumírající les svému přirozenému vývoji.

5.2.2. Stonožky

Společenstva stonožek jsou důležitou skupinou predátorů v rámci makrofauny, které obývají především povrchové vrstvy půdy (Theenhaus a Schaefer 1995). Pokud jde o faunu stonožek na území Šumavy je v současné době spolu s literárními údaji známo celkem 22 druhů stonožek. Všechny zjištěné druhy patří k evropským nebo středoevropským zástupcům Tajovský (2001).

V našem výzkumu, kde jsme sledovali vrcholové partie Šumavy v oblasti Březníku, jsme zaznamenali přítomnost 15 druhů stonožek: *S. acuminata*, *G. oligopus*, *G. insculptus*, *S. nemorensis*, *L. tenebrosus*, *L. dentatus*, *L. piceus*, *L. punctulatus*, *L. nodulipes*, *L. pelidnus*, *L. muticus*, *L. curtipes*, *L. borealis*, *L. cyrtopus* a *L. melanops*. U taxonu *Lithobius* sp.juv. zahrnující juvenilní a poškozené jedince nebylo možné provést determinaci na druhovou úroveň. Naše nejhojnější stonožky *Lithobius forficatus* Linnaeus, 1758 a *Lithobius mutabilis* L. Koch, 1862 na Šumavě chybí, nebo jsou zastoupeny jen v nižších polohách. S porovnáním fauny stonožek Krkonoš Tajovský (2000) ve své práci uvádí, že na území Krkonoš je známo 15 druhů stonožek, přičemž k nejhojnějším druhům patří zejména *L. mutabilis sudeticus* Latzel et Haase, 1880, *L. forficatus*, *L. cyrtopus* a *L. mutabilis*. Z toho plyne, že i v případě stonožek má Šumava specifickou druhovou skladbu.

Celkové počty získaných jedinců z půdních vzorků stonožek pro jednotlivé typy managementu byly odlišné. Nejvyšší průměrné abundance stonožek byly na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji (s maximem až 53,3 ind.m⁻²), menší maximální hodnota byla zaznamenána na asanovaných lokalitách (35,2 ind.m⁻²). Asanované plochy mají negativní dopad na společenstva stonožek (Pontégnie a kol. 2005, Tuf a kol. 2003). Bengtsson a kol. (1998) ve své práci uvádí, že na asanovaných lokalitách mohou být tyto změny zapříčiněny změnou v trofické úrovni, největší negativní účinky zjistili u predátorů. Pokles mezi predátory a jinými většími půdními živočichy může být důsledkem nepřítomnosti rozpadajících se kmenů, které většinou slouží jako životní prostředí nebo jen jako úkryt jak pro potenciální kořist, tak i pro samotné predátory.

Epigeická aktivita těchto živočichů byla opět zaznamenána nejvyšší na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji S – celkem 220 odchycených jedinců. Theenhaus a Schaefer (1995) ve své práci uvedli, že stonožky z řádu Lithobiomorpha především loví chvostoskoky, dvoukřídlé a žížaly. Taková trofická souvislost se nabízí i v našem případě, např. kde se vyskytují více žížaly jsou i ve větší míře stonožky. Společenstva stonožek potřebují pro svůj pohyb větší pórovitost půdy. To potvrzuje fakt, že na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji byla epigeická aktivita žížal nejvyšší. Na všech typech managementu dominoval především druh *S. acuminata*. Ačkoliv se v tomto případě jedná o zástupce zemivek (Geophilomorpha), výsledky ukázaly, že tento druh je spíš obyvatelem nejsvrchnějších vrstev a opadu než hlubších humusových a půdních horizontů. Na všechny zmíněné a sledované charakteristiky půdy působil vliv ročního období. Roční období mělo vliv na abundance i epigeickou aktivitu jednotlivých druhů stonožek. Některé druhy byly početnější na jaře, jiné zase na podzim. Jaro i podzim jsou vlhká roční období, přičemž v období jara je vlhkost půdy stabilnější než na podzim, protože půdní prostředí je postupně dosycováno z odtávajícího sněhu.

6. ZÁVĚR

Na sledovaných lokalitách v okolí Březníka bylo v období 15. 6. 2010 – 18. 6. 2013 získáno 65 696 půdních bezobratlých kategorizovaných jako tzv. půdní makrofauna. Celkem bylo v materiálu determinováno 1 204 myriapodních členovců, z toho 272 jedinců mnohonožek v 6 druzích a 932 jedinců stonožek zastoupených 15 druhy.

Rozbory dat ze tří let sledování naznačují, že po delším časovém odstupu (17 let) od napadení porostů kůrovcem a jejich ponechání samovolnému vývoji, respektive po zhruba stejné době po asanaci porostů a odklizení stromů se parametry půdní makrofauny v obou variantách managementu významně neliší. Vliv managementu na celkovou půdní makrofaunu se ukázal neprůkazný. Na asanovaných lokalitách byla epigeická aktivita vyšší pro skupiny brouků, larev brouků, blanokřídlých, dospělců dvoukřídlých, sekáčů, kříšů či štírků, zatímco na lokalitách ponechaným samovolnému vývoji byla epigeická aktivita vyšší pro žížaly, pavouky a stonožky, v případě zamokřených smrčín byla epigeická aktivita nejvyšší pro skupiny larev dvoukřídlých, mšic a mnohonožek.

Pokud jde o faunu mnohonožek a stonožek, byl zjištěn průkazný vliv managementu na jejich druhové zastoupení v půdních vzorcích, v případě epigeické aktivity těchto myriapodních členovců byl vliv managementu neprůkazný. Obě použité metody poukázaly na nejnižší aktivitu mnohonožek na pasekách. Jako stanoviště druhově rozmanitější a zároveň s největší početností mnohonožek se ukázaly být zamokřené smrčiny se spontánním vývojem. Tato skutečnost vyvrací výchozí předpoklad, že na zamokřených lokalitách bude nejnižší aktivita těchto myriapodních členovců. V případě společenstev stonožek byla nejnižší aktivita na zamokřených lokalitách, zatímco nejvyšší byla na lokalitách ponechaných samovolnému vývoji. Rozbory ukázaly, že i přes nízké hustoty populací i nízkou epigeickou aktivitu tvoří mnohonožky i stonožky nedílnou součást půdní fauny horských smrčín.

Výsledky naznačují, že v delším časovém odstupu nejsou dramaticky výrazné rozdíly v kvantitativních i kvalitativních parametrech společenstev myriapodních členovců, ale i celé půdní makrofauny mezi asanovanými plochami a plochami ponechanými po kůrovcové kalamitě samovolnému vývoji. Nicméně nejlepší variantou managementu je typ bezzásahový (ponechání mrtvého lesa svému přirozenému vývoji), který má pozitivnější vliv přinejmenším na populace myriapodních členovců.

7. SEZNAM LITERATURY

Andruchovičová, L., Hlava, J. (2012): Společenstva žížal (Lumbricidae) v biotopech zasažených lidskou činností. In: Kubík, Š., Barták, M. (Eds.), Workshop on biodiversity, Jevany 3.-4. července 2012, s. 5-14.

Anonymus, (2014): Druhová skladba lesů. Elektronicky dostupné na <http://www.npsumava.cz/cz/1291/sekce/druhova-skladba-lesu/> (naposledy navštíveno 20.3. 2014).

Beneš, J. (1996): The synantropic landscape history of the Šumava Mountains (Czech side). *Silva Gabreta*, 1, s. 237-241.

Beneš, J. (2003): Šumava v pravěku a v době slovanské. In: Dudák, V. (Ed.), Šumava – příroda, historie a život. Praha, Baset, s. 359-366.

Bengtsson, J., Persson, T., Lundkvist, H. (1997): Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids. *Journal of Applied Ecology*, 34, s. 1014-1022.

Bengtsson, J., Lundkvist, H., Saetre, P., Sohlenius, B., Solbreck, B. (1998): Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. *Applied Soil Ecology*, 9, s. 137-143.

Binkley, D. (1992): Effects of acidic deposition on forest ecosystems. In: Lim, S.K. (Ed.), *The development of natural resources and environmental preservation*, Korean University, Seoul, s. 219-230.

Bird, S.B., Coulson, R.N., Fischer, R.F. (2004): Changes in soil and litter arthropod abundance following tree harvesting and site preparation in a loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation. *Forest Ecology and Management*, 202, s. 195-208.

Bláha, J. (2002): Kontroverzní aspekty péče o Národní park Šumava. Podklady Hnutí DUHA pro misi IUCN do národního parku, s. 61-127.

Boháč, J. (2003): Biodiverzita a udržitelný rozvoj Šumavy. Permanentní elektronická publikace dostupná z: <http://www.infodatasys.cz/vav2003/sumava/biodiverzita-Sumava.pdf> (naposledy navštíveno 25.3. 2014).

Boháč, J., Matějček, J. (2004): Biodiverzita drabčíkovitých brouků (Coleoptera, Staphylinidae) Šumavy – současný stav, ohrožené druhy a jejich biotopy. In: Aktuality šumavského výzkumu II, Srní 4. – 7. října 2004, Správa NP a CHKO Šumava, s. 218-220.

Brang, P. (2001): Resistance and elasticity: promising concepts for the management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management*, 145, s. 107-119.

Brázdil, R., Dobrovolný, P., Štekl, J., Kotyza, O., Valášek, H., Jež, J. (2004): History of Weather and Climate in the Czech Lands VI: Strong winds. Masaryk University, Brno, 378 s.

Brůna, J., Wild, J., Svoboda, M., Heurich, M., Müllerová, J. (2013): Impacts and underlying factors of landscape-scale, historical disturbance of mountain forest identified using archival documents. *Forest Ecology and Management*, 305, s. 294-306.

Buchar, J., Ducháč, V., Hůrka, K., Lellák, J. (1995): Klíč k určování bezobratlých. Scientia, spol. s r.o., pedagogické nakladatelství Praha, 285 s.

Cudlín, P., Moravec, I., Chmelíková, E. (2001): Retrospektivní sledování stavu smrkových ekosystémů. *Silva Gabreta*, 6, s. 249-258.

Černíková, Z. (2012): Analýza potenciálního rozšíření dřevin v lesích Šumavy. - [infodatasys.cz](http://www.infodatasys.cz), 65 s.

Decaëns, T., Jiménez, J.J., Gioia, C., Measey, G.J., Lavelle, P. (2006): The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42, s. 23-38.

Dunger, W., Voigtländer, K. (2009): Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil eco-subsystem development in post-mining sites of eastern Germany – a review. *Soil organisms*, 81, s. 1-51.

Eason, E.H. (1964): Centipedes of the British Isles. Frederick Warne & Co Ltd, London, New York, 294 s.

Eisenbeis, G., Richard, W. (1985): Atlas zur Biologie der Bodenarthtopoden. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 434 s.

Farská, J., Prejzková, K., Rusek, J. (2014): Management intensity affects traits of soil microarthropod community in montane spruce forest. *Applied Soil Ecology*, 75, s. 71-79.

Flint, M.L., Klotz, J., Lazaneo, V., Lewis, V., Mussen, E., Rust, M., Slater, A. (2000): Millipedes and centipedes. In: Ohlendorf, B. (Ed.), *Pest Notes*. University of Kalifornia Division of Agriculture and Natural Resources, s. 1-3.

Folkmanová, B. (1959): Třída Stonožky – Chilopoda. In: Kratochvíl, J. (Ed.), *Klíč zvířeny ČSR, Díl III.*, NČSAV, Praha, s. 49-66.

Frelich, L.E. (2002): Forest dynamics and disturbance regimes. *Studies from temperate evergreen – deciduous forests*. Cambridge University Press, Cambridge, 234 s.

Frouz, J., Keplin, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., Nováková, A., Balík, V., Háněl, L., Materna, J., Düker, Ch., Chalupský, J., Rusek, J., Heinkele, T. (2001): Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering*, 17, s. 275-284.

Golovatch, S.I., Kime, R.D. (2009): Millipede (Diplopoda) distributions. A review. *Soil organisms*, 81, s. 565-597.

Gongalsky, K.B., Persson, T., Pokarzhevskii, A.D. (2008): Effects of soil temperature and moisture on the feeding activity of soil animals as determined by the bait-lamina test. *Applied Soil Ecology*, 39, s. 84-90.

Gongalsky, K.B., Persson, T. (2013): Recovery of soil macrofauna after wildfires in boreal forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, s. 182-191.

Hais, M., Jonášová M., Langhammer, J., Kučera, T. (2008a): Comparison of two types of forest disturbance using multitemporal Landsat TM/ETM+ imagery and field vegetation data. *Remote sensing of environment*, 113, s. 835-845.

Hais, M., Langhammer, J., Jirsová, P., Dvořák, L. (2008b): Dynamics of forest disturbance in Central part of the Šumava mountains between 1985 and 2007 Based on Landsat TM/ETM+ Satellite Data. *Acta Universitatis Carolinae Geographica*, 1-2, s. 53-62.

Hauser, H., Voigtländer, K. (2009): Doppelfüßer (Diplopoda) Ostdeutschlands. Bestimmung, Biologie und Verbreitung. DJN, Deutsche Jugendbund für Naturbeobachtung, Göttingen, 112 s.

Hodkinson, I.D., Jackson, J.K. (2005): Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35, s. 649-666.

Hopkin, S.P., Read, H.J. (1992): *The biology of millipedes*. Oxford University Press, 233 s.

Huhta, V., Karppinen, E., Nurminen, M., Valpas, A. (1967): Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. *Annales Zoologici Fennici*, 4, s. 87-143.

Huhta, V., Nurminen, M., Valpas, A. (1969): Further notes on the effect of silvicultural practices upon the fauna of coniferous forest soil. *Annales Zoologici Fennici*, 6, s. 327-334.

Huhta, V. (1976): Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates. *Annales Zoologici Fennici*, 13, s. 63-80.

Hůrka, K., Čepická, A. (1978): *Rozmnožování a vývoj hmyzu*. Státní pedagogické nakladatelství Praha, 223 s.

Chauvat, M., Titsch, D., Zaytsev, A.S., Wolters, V. (2011): Changes in soil faunal assemblages during conversion from pure to mixed forest stands. *Forest Ecology and Management*, 262, s. 317-324.

Chábera, S., Albrecht, J., Hanák, P., Kočárek, E., Kluzák, Z., Novák, V., Pelíšek, J., Spitzer, K., Urban, F. (1987): Příroda na Šumavě. Jihočeské nakladatelství České Budějovice, 183 s.

Chocholoušková, Z., Gutzerová, N. (2003): Lesy na Šumavě. In: Dudák, V. (Ed.), Šumava – příroda, historie a život. Praha, Baset, s. 167-170.

Innes, J.L. (1987): Air pollution and forestry. Forestry Commission, Bulletin, 70, 40 s.

Johnson, E.A., Miyanishi, K. (2007): Plant disturbance ecology. The process and the response. Academic Press, Elsevier, 698 s.

Jonsson, B.G., Kruys, N., Ranius, T. (2005): Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39, s. 289-309.

Jonášová, M., Prach, K. (2004): Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, 23, s. 15-27.

Jonášová, M., Prach, K. (2008): The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*, 141, s. 1525-1535.

Kaczmarek, J. (1979): *Pareczniki Polski*. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznan, Seria Zoologia, 9, 99 s.

Kahn, J.H. (1985): Acid Rain in Virginia: Its yearly damage amounts to millions of dollars, Virginia water resources research center. Special report No. 21, 7 s.

Koivula, M., Niemelä, J. (2003): Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: responses of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Ecography*, 26, s. 179-187.

Kratochvíl, J. (1959): Klíč zvířeny ČSR III. Československá akademie věd, Praha, 869 s.

Křeček, J. (2010): Acid rain: rehabilitation of the air-pollution-damaged headwaters of the Jizera mountains. Science report, s. 30-32.

Kučera, A. (2009): Stav a management lesních ekosystémů v NP Šumava. In: Fanta, J., Křenová, Z. (Eds.), Management lesů v českých národních parcích. Správa NP a CHKO Šumava, s. 26-33.

Lang, J. (1959): Mnohonožky (Diplopoda). In: Kratochvíl, J. (Ed.), Klíč zvířeny ČSR. Díl III., NČSAV, Praha, s. 27-48.

Langrová, I., Vrabc, V., Kubík, Š., Jankovská, I., Kurfürst, J., Barták, M., Vadlejch, J. (2010): Zoologie bezobratlých, Fakulta agrobiologie potravních a přírodních zdrojů, 148 s.

Lavelle, P., Spain, A.V. (2001): Soil ecology. Kluwer academic publishers
Dortrecht/Boston/London, 654 s.

Lewis, J.G.E. (1981): The biology of Centipedes. Cambridge University Press, 476 s.

Ling, D.J., Zhang, J.E., Ouyang, Y., Huang, Q.CH. (2006): Role of simulated acid rain on cations, phosphorus, and organic matter dynamics in Latosol. Archives Environmental Contamination and Toxicology, 52, s. 16-21.

Malmström, A., Persson, T., Ahlström, K., Gongalsky, K., Bengtsson, J. (2009): Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. Applied Soil Ecology, 43, s. 61-74.

Marshall, V.G. (2000): Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. Forest Ecology and Management, 133, s. 43-60.

Matějková, I., Jonášová, M. (2004): Vliv managementu na obnovu šumavských lesů. Aktuality šumavského výzkumu II, Srní 4.- 7.října 2004, Správa NP a CHKO Šumava, s. 270-274.

Oklame, B., Bjornstad, O.N. (2006): A Resource-Depletion Model of Forest Insect Outbreaks. *Ecology*, 87, s. 283-290.

Paoletti, M.G., Hassal, M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea) their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 74, s. 157-165.

Pavlas, J. (2014): Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, Katedra biologie ekosystémů, Branišovská 31, České Budějovice 370 05. Sděleno dne 10.4.2014.

Pickett, S.T.A., White, P.S. (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, 475 s.

Pietikäinen, A.S., Haimi, J., Siitonen, J. (2003): Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *Forest Ecology and Management*, 172, s. 339-353.

Pižl, V. (2001): Současný stav poznání žížal (Lumbricidae) Šumavy. In: Mánek, J. (Ed.), *Aktuality šumavského výzkumu, Sborník z konference, Srní 2.-4. dubna 2001, Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk*, s. 180-184.

Plesník, J. (2003): Životní prostředí Šumavy. In: Dudák, V. (Ed.), *Šumava – příroda, historie a život. Praha, Baset*, s. 331-332.

Podrázský, V., Vacek, S. (2004): Vliv hnojení na zdravotní stav porostů. *Aktuality šumavského výzkumu II, Srní 4.- 7.října 2004, Správa NP a CHKO Šumava*, s. 275-279.

Pontégnie, M., Warnaffe, G.D.B.D., Lebrun, P. (2005): Impacts of silvicultural practices on the structure of hemi-edaphic macrofauna community. *Pedobiologia*, 49, s. 199-210.

Průša, E. (1990): *Přirozené lesy České republiky. Státní zemědělské nakladatelství, Praha*, 248 s.

- Ruiz, N., Lavelle, P.** (2008): Soil macrofauna field manual, technical level. Food and agriculture organization of the united nations, 101 s.
- Rusek, J.** (2001): Collembola Šumavského národního parku. In: Mánek, J. (Ed.), Aktuality šumavského výzkumu, Sborník z konference, Srní 2.-4. dubna 2001, Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk, s. 178-179.
- Rusek, J., Marshall, V.G.** (2000): Impacts of airborne pollutants on soil fauna. Annual Review of Ecology and Systematics, 31, s. 395-423.
- Řezníčková, Z.** (2003): Osídlení Šumavy. In: Dudák, V. (Ed.), Šumava – příroda, historie a život. Praha, Baset, s. 355-358.
- Seastedt, T.R., Crossley, D.A.** (1981): Microarthropod response following cable logging and clear-cutting in the southern Appalachians. Ecology, 62, s. 126-135.
- Schubart, O.** (1934): Tausendfüßler oder Myriapoda I: Diplopoda. Tierwelt Deutschlands 28. Teil, Gustav Fischer Verlag, Jena, 318 s.
- Singer, R.** (1999): Myriapods. Encyclopedia of Paleontology, 2 (M-Z), s. 767-775.
- Skuhřavý, V., Zahradník, P.** (2002): Lýkožrout smrkový (*Ips typographus* L.) a jeho kalamity. Praha: Agrospoj, 196 s.
- Spiecker, H.** (2003): Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. Journal of Environmental Management, 67, s. 55-65.
- Starý, J.** (2007): Pancířníci (Acari: Oribatida) Šumavy a Krkonoš. Matějka, K. (Ed.), Průběžná zpráva za řešení projektu 2B06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2007, Praha, s. 1-16.
- Starý, J., Matějka, K.** (2008): Pancířníci (Acari: Oribatida) vybraných lokalit horských lesů na Šumavě. In: Matějka, K. (Ed.), Průběžná zpráva za řešení projektu 2B06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2007, Praha, s. 1-22.

Svoboda, M. (2005): Struktura horského smrkového lesa v oblasti Trojmezí ve vztahu k historickému vývoji a stanovištním podmínkám. *Silva Gabreta*, 11, s. 43-62.

Svoboda, M. (2007): Efekt disturbance a hospodářských zásahů na stav lesního ekosystému – případová studie z oblasti tzv. Kalamitní sváznice na Trojmezí. In: *Aktuality šumavského výzkumu III*, Srní. 4. – 5.10.07, Správa NP a CHKO Šumava, s. 109-114.

Svoboda, M. (2011): Problematika managementu lesů v národních parcích – co je nutno změnit a jak? In: Matějka, K. (Ed.), *Průběžná zpráva za řešení projektu 2B06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2010*, Praha, s. 1-4.

Svoboda, M., Fraver, S., Janda, P., Bače, R., Zenáhlíková, J. (2010): Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 260, s. 707-714.

Svoboda, M., Janda, P., Nagel, T.A., Fraver, S., Rejzek, J., Bače, R. (2012): Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 23, s. 86-97.

Svoboda, M., Zenáhlíková, J. (2009): Historický vývoj a současný stav lesa v NP Šumava kolem „Kalamitní sváznice“ v oblasti Trojmezí. *Příroda*, Praha, 28, s. 71-122.

Šantrůčková, H., Vrba, J., Křenová, Z., Svoboda, M., Benčoková, A., Edwards, M., Fuchs, R., Hais, M., Hruška, J., Kopáček, J., Matějka, K., Rusek, J. (2010): Co vyprávějí šumavské smrčiny. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk. 153 s.

Tajovský, K. (1998): Mnohonožky (Diplopoda) Krkonoš, In: Sarosiek, J., Štursa, J. (Eds), *Geoekologiczne Problemy Karkonoszy* (2), s. 9-13.

Tajovský, K. (2000): Stonožky (Chilopoda) Krkonoš, *Opera Corcontica*, 36, s. 385-389.

Tajovský, K. (2001): Dosavadní poznatky o mnohonožkách (Diplopoda) a stonožkách (Chilopoda) na území Šumavy. In: Mánek, J. (Ed.), *Aktuality šumavského výzkumu*,

Sborník z konference, Srní 2.-4. dubna 2001, Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk, s. 173-175.

Tajovský, K. (2002): Soil macrofauna (Diplopoda, Chilopoda, Oniscidea) in a pipe forest disturbed by wildfire. In: Tajovský, K., Balík, V., Pižl, V. (Eds.), *Studies on Soil Fauna in Central Europe*. ISB AS CR, České Budějovice, s. 227-232.

Tajovský, K., Pižl, V. (1998): Extrakce v modifikovaném Kempsonově apatátu - efektivní metoda pro kvalitativní studium půdní makrofauny. In: Šimek, M., Šantrůčková, H., Křišťůfek, V. (eds.): *Odběr, skladování a zpracování půdních vzorků pro biologické a chemické analýzy*. ÚPB AV ČR, České Budějovice, s. 91-97.

Tajovský, K., Pižl, V. (2003): Půdní makrofauna horských smrčín na Šumavě a její ovlivnění probírkovou těžbou. Soil macrofauna of mountain spruce stands in the Bohemian Forest as affected with selective tree cutting. In: Karas, J. (Ed.), *Sborník Konference Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů, Kostelec nad Černými lesy, 20.-21.11.2003*, ČZU Praha, 9 s. (CD ROM, ISBN 80-213-1082-0).

Theenhaus, A., Schaefer, M. (1995): The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beech forest. *Forest Ecology and Management*, 77, s. 35-51.

Tuf, I.H., Veselý, M., Tufová, J., Dedek, P. (2003): Vliv mýcení lesa na půdní faunu aneb jak interpretovat data získaná studiem odlišných skupin bezobratlých? In: Karas, J. (Ed.), *Sborník Konference Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů, Kostelec nad Černými lesy, 20.-21.11.2003*, ČZU Praha, s. 37-44.

Vacek, S., Podrázský, V. (2003): Forest ecosystems of the Šumava Mts. And their management. *Journal of Forest Science*, 49, s. 291-301.

Vacek, S., Matějka, K., Mayová, J., Podrázský, V. (2003a): Dynamics of health status of forest stands on research plots in the Šumava National Park. *Journal of Forest Science*, 49, s. 333-347.

- Vacek, S., Vančura, K., Zingari, P.C., Jeník, J., Simon, J., Smejkal, J.** (2003b): Mountain forests of the Czech Republic, Forestry department ministry of agriculture of the Czech Republic, 308 s.
- Vasconcellos, R.L.F., Segat, J.C., Bonfim, J.A., Baretta, D., Cardoso, E.J.B.N.** (2013): Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology*, 58, s. 105-112.
- Vencl, S.** (1989): Mezolitické osídlení na Šumavě. *Archeologické rozhledy*, 41, s. 481-501.
- Villegas, J.B., Sierwald, P., Bond, J.E.** (2004): Diplopoda. In: Bousquets, J.L., Morrone, J.J. (Eds.), *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México*, s. 569-599.
- Wang, S., Ruan, H., Wang, B.** (2009): Effects of soil microarthropods on plant litter decomposition across an elevation gradient in the Wuyi Mountains. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, s. 891-897.
- White, P.S.** (1979). Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review*, 45, s. 229-299.
- Wild, J., Neuhäuslová, Z., Sofron, J.** (2003): Changes of plant species composition in the Šumava spruce forests, SW Bohemia, since the 1970s. *Forest Ecology and Management*, 187, s. 117-132.

8. PŘÍLOHY

Tab.18: Zastoupení půdních bezobratlých na jednotlivých lokalitách. Průměrné abundance (počty jedinců na 1 m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny, celková abundance na lokalitě pro tři sledované typy managementu z 15.6.2010.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5
Lumbricidae	16	0	19,2	25,6	19,2	16	3,2	16	38,4
Aranae	115,2	67,2	83,2	208	112	275,2	131,2	147,2	220,8
Diplopoda	0	0	0	6,4	0	3,2	0	0	0
Chilopoda	32	22,4	9,6	54,4	28,8	25,6	32	22,4	25,6
Hymenoptera	6,4	0	0	67,2	86,4	6,4	182,4	54,4	12,8
Coleoptera	182,4	54,4	60,8	96	35,2	83,2	124,8	144	185,6
Diptera	57,6	76,8	115,2	60,8	38,4	99,2	28,8	76,8	150,4
Coleoptera (L)	131,2	179,2	147,2	304	188,8	160	160	268,8	262,4
Diptera (L)	48	182,4	422,4	134,4	329,6	259,2	57,6	105,6	502,4
Opiliones	3,2	0	0	3,2	0	22,4	0	0	9,6
Auchenorrhyncha	73,6	0	0	54,4	16	73,6	38,4	38,4	80
Pseudoscorpiones	16	0	12,8	3,2	3,2	25,6	3,2	3,2	22,4
Lepidoptera (L)	0	0	6,4	3,2	3,2	0	0	0	0
Lepidoptera	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0
Sternorrhyncha	9,6	19,2	48	6,4	6,4	0	3,2	12,8	6,4
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	3,2	0	0
Půdní makrofauna celkem:	691,2	601,6	924,8	1027,2	870,4	1049,6	764,8	889,6	1516,8

Tab.19: Zastoupení půdních bezobratlých na jednotlivých lokalitách. Průměrné abundance (počty jedinců na 1 m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny, celková abundance na lokalitě pro tři sledované typy managementu z 26.10.2010.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5
Lumbricidae	6,4	0	3,2	22,4	3,2	12,8	0	6,4	12,8
Aranae	44,8	118,4	83,2	108,8	102,4	240	217,6	179,2	179,2
Diplopoda	3,2	6,4	3,2	0	0	3,2	0	0	0
Chilopoda	41,6	3,2	0	38,4	48	51,2	22,4	28,8	6,4
Hymenoptera	432	3,2	19,2	25,6	16	102,4	64	480	6,4
Coleoptera	28,8	16	22,4	64	60,8	76,8	124,8	99,2	96
Diptera	0	32	3,2	9,6	6,4	25,6	3,2	6,4	3,2
Coleoptera (L)	307,2	92,8	128	179,2	185,6	182,4	121,6	118,4	128
Diptera (L)	99,2	377,6	172,8	38,4	137,6	124,8	41,6	35,2	83,2
Opiliones	0	0	0	3,2	3,2	0	0	0	3,2
Auchenorrhyncha	12,8	0	6,4	9,6	9,6	3,2	9,6	6,4	9,6
Pseudoscorpiones	6,4	0	12,8	22,4	9,6	19,2	25,6	0	12,8
Lepidoptera (L)	0	3,2	0	0	0	0	0	3,2	3,2
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	3,2	3,2	0
Sternorrhyncha	6,4	9,6	35,2	0	3,2	54,4	0	9,6	6,4
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	0	0	0	6,4	0	3,2	0	0	0
Půdní makrofauna celkem:	988,8	662,4	489,6	528	585,6	899,2	633,6	976	550,4

Tab.20: Zastoupení půdních bezobratlých na jednotlivých lokalitách. Průměrné abundance (počty jedinců na 1 m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny, celková abundance na lokalitě pro tři sledované typy managementu z 21.6.2011.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5
Lumbricidae	3,2	0	0	9,6	0	16	9,6	6,4	12,8
Aranae	57,6	96	64	60,8	140,8	172,8	297,6	284,8	99,2
Diplopoda	0	0	0	0	0	9,6	0	0	0
Chilopoda	16	0	22,4	41,6	44,8	32	28,8	32	6,4
Hymenoptera	76,8	3,2	16	3036,8	16	76,8	339,2	432	6,4
Coleoptera	86,4	32	70,4	44,8	35,2	80	99,2	128	108,8
Diptera	70,4	41,6	444,8	64	217,6	38,4	172,8	57,6	73,6
Coleoptera (L)	172,8	182,4	329,6	384	278,4	176	185,6	316,8	188,8
Diptera (L)	89,6	492,8	307,2	486,4	150,4	252,8	86,4	188,8	316,8
Opiliones	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Auchenorrhyncha	6,4	3,2	6,4	9,6	16	9,6	9,6	9,6	76,8
Pseudoscorpiones	6,4	0	9,6	6,4	19,2	9,6	9,6	12,8	6,4
Lepidoptera (L)	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sternorrhyncha	6,4	0	38,4	0	6,4	12,8	0	0	0
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	6,4	0	0	0	0	0	3,2	0	0
Půdní makrofauna celkem:	598,4	851,2	1308,8	4144	924,8	886,4	1241,6	1468,8	899,2

Tab.21: Zastoupení půdních bezobratlých na jednotlivých lokalitách. Průměrné abundance (počty jedinců na 1 m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny, celková abundance na lokalitě pro tři sledované typy managementu z 14.10.2011.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5
Lumbricidae	3,2	0	9,6	9,6	3,2	9,6	9,6	22,4	9,6
Aranae	51,2	41,6	80	134,4	112	150,4	118,4	67,2	86,4
Diplopoda	6,4	16	3,2	0	0	3,2	0	3,2	0
Chilopoda	19,2	3,2	12,8	44,8	54,4	51,2	22,4	48	28,8
Hymenoptera	6,4	0	16	0	0	12,8	83,2	51,2	22,4
Coleoptera	25,6	48	25,6	28,8	70,4	57,6	99,2	57,6	102,4
Diptera	44,8	12,8	9,6	12,8	6,4	35,2	3,2	48	48
Coleoptera (L)	278,4	118,4	128	163,2	150,4	118,4	256	156,8	179,2
Diptera (L)	179,2	435,2	464	176	224	339,2	217,6	150,4	275,2
Opiliones	0	0	0	3,2	0	3,2	0	0	3,2
Auchenorrhyncha	0	6,4	0	9,6	0	3,2	19,2	9,6	3,2
Pseudoscorpiones	19,2	3,2	9,6	32	38,4	6,4	22,4	6,4	12,8
Lepidoptera (L)	6,4	0	0	3,2	0	3,2	6,4	3,2	0
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sternorrhyncha	3,2	0	48	0	6,4	16	0	0	0
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Půdní makrofauna celkem:	643,2	684,8	806,4	617,6	665,6	809,6	857,6	624	771,2

Tab.22: Zastoupení půdních bezobratlých na jednotlivých lokalitách. Průměrné abundance (počty jedinců na 1 m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny, celková abundance na lokalitě pro tři sledované typy managementu z 21.6.2012.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5
Lumbricidae	0	0	6,4	0	6,4	0	3,2	3,2	38,4
Aranae	115,2	89,6	118,4	243,2	182,4	265,6	307,2	108,8	0
Diplopoda	0	3,2	0	0	0	3,2	0	0	0
Chilopoda	19,2	0	9,6	28,8	41,6	9,6	9,6	12,8	0
Hymenoptera	12,8	6,4	6,4	92,8	41,6	22,4	544	275,2	0
Coleoptera	118,4	28,8	60,8	67,2	64	54,4	105,6	89,6	0
Diptera	134,4	137,6	105,6	9,6	73,6	147,2	224	105,6	179,2
Coleoptera (L)	342,4	208	217,6	233,6	451,2	224	300,8	294,4	0
Diptera (L)	115,2	256	272	419,2	313,6	560	67,2	300,8	22,4
Opiliones	0	0	0	92,8	0	6,4	0	3,2	48
Auchenorrhyncha	6,4	6,4	16	44,8	3,2	76,8	16	32	86,4
Pseudoscorpiones	0	3,2	9,6	9,6	32	16	3,2	6,4	176
Lepidoptera (L)	0	6,4	16	6,4	3,2	6,4	0	3,2	156,8
Lepidoptera	0	3,2	0	0	0	3,2	0	6,4	0
Sternorrhyncha	19,2	19,2	105,6	44,8	3,2	16	16	6,4	96
Heteroptera	0	0	0	35,2	0	124,8	0	38,4	0
Trichoptera	0	0	0	83,2	0	0	3,2	0	6,4
Půdní makrofauna celkem:	883,2	768	944	1411,2	1216	1536	1600	1286,4	809,6

Tab.23: Zastoupení půdních bezobratlých na jednotlivých lokalitách. Průměrné abundance (počty jedinců na 1 m²) jednotlivých skupin půdní makrofauny, celková abundance na lokalitě pro tři sledované typy managementu z 18.10.2012.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5
Lumbricidae	6,4	0	3,2	0	9,6	0	6,4	0	0
Aranae	201,6	140,8	83,2	201,6	121,6	89,6	115,2	92,8	204,8
Diplopoda	0	28,8	0	0	6,4	6,4	0	6,4	0
Chilopoda	22,4	3,2	19,2	60,8	51,2	67,2	25,6	28,8	9,6
Hymenoptera	198,4	28,8	0	76,8	3,2	9,6	80	16	160
Coleoptera	67,2	54,4	35,2	102,4	163,2	32	134,4	105,6	137,6
Diptera	22,4	16	16	6,4	16	16	32	3,2	9,6
Coleoptera (L)	598,4	134,4	208	204,8	259,2	128	179,2	182,4	256
Diptera (L)	124,8	169,6	217,6	176	60,8	198,4	44,8	54,4	675,2
Opiliones	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0
Auchenorrhyncha	22,4	12,8	0	16	3,2	67,2	0	19,2	25,6
Pseudoscorpiones	0	16	22,4	12,8	32	25,6	48	25,6	12,8
Lepidoptera (L)	0	0	0	12,8	3,2	22,4	0	3,2	3,2
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sternorrhyncha	6,4	32	32	0	9,6	0	0	0	0
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Půdní makrofauna celkem:	1270,4	636,8	640	870,4	739,2	662,4	665,6	537,6	1494,4

Tab.24: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 16.6. – 17.8.2010.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	6	0	3	21	11	5	2	4	9	61
Aranae	101	76	133	198	158	153	110	241	194	1364
Diplopoda	1	2	4	3	4	5	0	2	0	21
Chilopoda	3	0	1	13	7	1	5	1	1	32
Hymenoptera	25	3	13	99	192	0	284	530	214	1360
Coleoptera	39	88	52	64	198	29	55	125	89	739
Diptera	64	87	152	44	110	78	64	109	49	757
Coleoptera (L)	13	5	2	5	4	3	4	1	11	48
Diptera (L)	6	33	2	3	7	1	1	3	5	61
Opiliones	1	6	3	3	2	6	1	1	2	25
Auchenorrhyncha	5	2	9	26	5	6	6	7	10	76
Pseudoscorpiones	2	0	2	1	2	0	3	1	5	16
Trichoptera	2	0	3	0	1	0	6	1	4	17
Lepidoptera (L)	0	1	1	1	0	1	0	2	1	7
Orthoptera	0	0	0	1	0	0	1	0	1	3
Mecoptera	0	0	0	2	0	1	0	0	0	3
Dermaptera	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Půdní makrofauna celkem:	268	303	380	484	702	289	543	1028	595	4592

Tab.25: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 17.8. – 26.10.2010.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	2	0	1	3	0	2	0	0	4	12
Aranae	74	59	93	127	118	114	40	66	107	798
Diplopoda	0	4	0	1	0	8	0	1	1	15
Chilopoda	3	1	3	10	4	1	4	5	1	32
Hymenoptera	9	1	8	28	98	4	113	189	81	531
Coleoptera	12	39	11	15	33	13	19	28	28	198
Diptera	46	25	35	48	36	20	32	60	42	344
Coleoptera (L)	12	8	5	8	5	0	1	7	10	56
Diptera (L)	3	6	3	2	3	2	2	3	8	32
Opiliones	1	2	1	3	6	5	13	12	9	52
Auchenorrhyncha	1	2	3	10	30	3	3	9	22	83
Pseudoscorpiones	0	1	1	4	1	5	0	2	1	15
Trichoptera	0	0	2	0	0	1	0	0	1	4
Lepidoptera (L)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2
Orthoptera	0	0	2	2	1	0	0	0	1	6
Mecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Heteroptera	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
Půdní makrofauna celkem:	163	150	169	261	335	178	227	383	317	2183

Tab.26: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 26.10.2010 – 21.6.2011.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	0	0	2	3	2	1	0	1	3	12
Aranae	137	166	198	217	306	144	113	320	253	1854
Diplopoda	2	7	8	2	3	8	2	6	0	38
Chilopoda	9	2	1	15	14	6	13	5	9	74
Hymenoptera	14	1	29	98	238	5	134	476	155	1150
Coleoptera	35	128	73	121	121	59	44	105	92	778
Diptera	57	226	119	70	191	75	60	148	161	1107
Coleoptera (L)	28	7	12	12	21	15	21	37	57	210
Diptera (L)	43	13	10	1	8	21	4	19	14	133
Opiliones	12	12	9	1	8	4	3	6	14	69
Auchenorrhyncha	2	2	2	19	6	6	11	3	22	73
Pseudoscorpiones	1	3	16	7	7	12	11	5	5	67
Trichoptera	0	2	1	0	0	1	0	0	2	6
Lepidoptera (L)	0	1	0	3	3	1	4	1	4	17
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	12	1	0	2	0	1	0	4	14	34
Sternorrhyncha	40	16	37	21	16	61	11	38	28	268
Plecoptera	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Siphonaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Půdní makrofauna celkem:	393	587	517	592	945	421	431	1174	833	5893

Tab.27: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 21.6. – 17.8.2011.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	2	0	3	6	1	0	1	0	1	14
Aranae	53	44	187	129	49	96	79	67	93	797
Diplopoda	2	0	0	0	2	3	0	0	0	7
Chilopoda	3	2	1	4	5	1	4	1	3	24
Hymenoptera	15	1	10	98	61	4	126	220	217	752
Coleoptera	31	43	31	58	48	15	44	57	65	392
Diptera	79	49	120	82	164	52	94	84	97	821
Coleoptera (L)	4	3	2	4	4	3	5	2	8	35
Diptera (L)	11	3	3	4	11	6	5	4	47	94
Opiliones	8	2	3	0	1	2	1	3	4	24
Auchenorrhyncha	6	6	6	21	32	5	69	23	76	244
Pseudoscorpiones	4	0	0	5	2	2	0	2	0	15
Trichoptera	3	1	2	0	0	0	0	0	1	7
Lepidoptera (L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Sternorrhyncha	0	0	1	0	0	1	8	4	6	20
Plecoptera	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Půdní makrofauna celkem:	221	156	369	411	380	190	438	467	619	3251

Tab.28: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 17.8. – 14.10.2011.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	0	0	3	8	0	1	0	2	2	16
Aranae	71	77	145	161	124	160	109	103	125	1075
Diplopoda	1	3	0	0	1	3	0	2	0	10
Chilopoda	6	2	2	5	11	0	12	6	3	47
Hymenoptera	10	0	2	51	255	1	155	424	153	1051
Coleoptera	16	30	15	22	60	14	40	49	18	264
Diptera	98	87	88	148	88	79	72	102	429	1191
Coleoptera (L)	16	4	4	2	2	2	6	4	5	45
Diptera (L)	14	3	1	0	0	4	2	2	2	28
Opiliones	6	3	1	0	0	2	2	7	7	28
Auchenorrhyncha	3	0	2	22	65	14	87	26	63	282
Pseudoscorpiones	0	0	3	2	3	6	0	3	1	18
Trichoptera	0	1	5	2	0	8	0	0	0	16
Lepidoptera (L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	6	0	0	8	4	0	1	1	3	23
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sternorrhyncha	0	0	10	0	0	2	0	2	0	14
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siphonaptera	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Megaloptera	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Půdní makrofauna celkem:	248	210	281	431	614	298	486	733	811	4112

Tab.29: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 14.10.2011 – 21.6.2012.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	1	0	1	1	1	0	4	2	0	10
Aranae	225	53	114	216	327	188	212	412	410	2157
Diplopoda	7	14	5	4	2	8	2	6	0	48
Chilopoda	6	2	2	10	11	7	18	9	3	68
Hymenoptera	23	0	41	161	269	15	95	413	327	1344
Coleoptera	33	92	41	70	124	62	66	164	99	751
Diptera	60	46	43	131	157	151	90	214	478	1370
Coleoptera (L)	31	5	6	19	32	10	47	67	30	247
Diptera (L)	21	27	4	8	3	10	21	39	17	150
Opiliones	7	0	2	6	6	7	3	20	6	57
Auchenorrhyncha	2	0	1	51	51	33	3	67	144	352
Pseudoscorpiones	5	3	2	20	21	15	21	20	28	135
Trichoptera	1	0	0	1	0	15	0	0	1	18
Lepidoptera (L)	3	1	1	4	0	3	0	4	2	18
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Heteroptera	0	0	0	3	0	1	0	1	1	6
Sternorrhyncha	111	68	97	11	23	0	37	19	24	390
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siphonaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Půdní makrofauna celkem:	536	311	360	716	1027	525	619	1457	1571	7122

Tab.30: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 21.6. – 16.8.2012.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	5	0	10	10	1	2	2	4	1	35
Aranae	136	118	228	423	172	238	152	211	244	1922
Diplopoda	5	4	5	0	3	8	0	2	0	27
Chilopoda	5	0	5	18	5	5	13	5	4	60
Hymenoptera	55	1	56	754	370	38	412	569	444	2699
Coleoptera	87	108	65	100	101	26	85	152	60	784
Diptera	333	191	205	648	613	367	421	297	295	3370
Coleoptera (L)	12	10	8	5	9	4	17	14	19	98
Diptera (L)	9	6	2	2	1	3	4	22	5	54
Opiliones	16	6	8	3	4	11	4	6	1	59
Auchenorrhyncha	85	25	20	500	274	80	442	135	402	1963
Pseudoscorpiones	2	2	3	2	5	6	3	12	1	36
Trichoptera	2	1	1	0	0	0	4	0	1	9
Lepidoptera (L)	0	1	1	6	1	1	3	2	1	16
Orthoptera	0	0	0	2	0	0	0	0	7	9
Heteroptera	0	0	0	52	0	11	0	53	37	153
Sternorrhyncha	3	3	11	157	7	2	4	13	34	234
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siphonaptera	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Půdní makrofauna celkem:	755	476	631	2682	1566	802	1566	1497	1556	11531

Tab.31: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 16.8. – 18.10.2012.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	2	0	2	3	1	3	2	1	1	15
Aranae	93	70	81	201	90	65	100	141	102	943
Diplopoda	2	2	3	1	4	10	0	0	0	22
Chilopoda	8	2	6	17	10	7	11	7	0	68
Hymenoptera	30	1	41	251	234	8	129	259	186	1139
Coleoptera	15	22	30	26	49	18	22	56	32	270
Diptera	91	28	103	160	135	57	98	209	140	1021
Coleoptera (L)	10	0	7	4	2	6	2	7	7	45
Diptera (L)	5	9	9	3	1	3	6	46	1	83
Opiliones	7	2	4	2	7	3	2	16	6	49
Auchenorrhyncha	7	10	4	38	8	8	27	19	73	194
Pseudoscorpiones	0	0	6	3	0	6	2	12	0	29
Trichoptera	2	1	4	0	0	3	0	0	2	12
Lepidoptera (L)	0	0	0	1	1	1	2	0	0	5
Orthoptera	2	0	2	2	0	0	0	1	3	10
Heteroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Sternorrhyncha	8	1	26	2	3	1	0	0	0	41
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Siphonaptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Půdní makrofauna celkem:	282	148	328	714	546	199	403	774	555	3949

Tab.32: Epigeická aktivita, úhrnné počty jedinců půdních bezobratlých z 5 pastí ze všech lokalit dohromady v období 18.10.2012 – 18.6.2013.

	M1	M4	M5	S3	S5	S7	P2	P3	P5	Celkem:
Lumbricidae	0	0	0	1	0	3	0	3	2	9
Aranae	118	87	95	176	211	88	109	284	195	1363
Diplopoda	11	17	5	1	2	1	3	5	1	46
Chilopoda	10	0	2	16	12	5	25	4	9	83
Hymenoptera	19	14	33	111	375	10	125	381	223	1291
Coleoptera	27	75	46	69	85	34	69	151	68	624
Diptera	99	53	80	307	170	70	45	276	218	1318
Coleoptera (L)	31	1	11	21	19	7	31	26	44	191
Diptera (L)	26	30	27	5	3	31	27	6	5	160
Opiliones	7	1	3	3	6	5	2	16	2	45
Auchenorrhyncha	1	0	3	7	11	13	3	13	15	66
Pseudoscorpiones	8	1	11	6	2	6	2	10	6	52
Trichoptera	0	0	2	0	0	2	0	0	0	4
Lepidoptera (L)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2
Orthoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	2	0	2	0	1	1	0	0	0	6
Sternorrhyncha	55	57	46	8	8	0	1	61	2	238
Plecoptera	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Siphonaptera	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Megaloptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3
Půdní makrofauna celkem:	414	336	367	731	909	277	443	1236	790	5503