

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Vliv výsadeb kleče (*Pinus mugo*) na půdní makrofaunu
(CHKO Jeseníky, NPR Praděd)

Martin Růžička

Diplomová práce
předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru
Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: Mgr. & Mgr. Ivan H. Tuf, Ph.D.

Olomouc 2008

Růžička, M.: Vliv výsadeb kleče na půdní makrofaunu (CHKO Jeseníky, NPR Praděd).
Diplomová práce. Katedra ekologie a ŽP PřF UP, Univerzita Palackého v Olomouci,
64 s., 8 příloh, česky.

Abstrakt

Výsadby kleče do přirozených společenstev alpské tundry probíhaly v CHKO Jeseníky od poloviny 19. století za účelem zvýšení horní hranice lesa. Vliv kosodřeviny na tyto společenstva byl studován v letech 2005-2006 pomocí zemních pastí a půdních vzorků. Celkem bylo zakopáno 81 zemních pastí v odlišných společenstvech alpské tundry a v porostech kleče. Jejich vybírání probíhalo od června do října roku 2006 v měsíčních intervalech. Půdní vzorky byly odebírány v letech 2005-2006 v měsíčních intervalech od června do listopadu a poté extrahovány v modifikovaných Tullgrenových extraktorech. Byly hodnoceny i základní environmentální vlastnosti těchto společenstev: slehlost půdy, velikost středního zrna, pH, obsah uhlíku, dusíku, fosforu a rychlost dekompozice.

Povrch půdy v klečových porostech byl výrazně slehlejší oproti společenstvům alpské tundry. Podobný vzorec vykazovalo i pH minerální vrstvy půdy, což mohlo být způsobeno vyšší intercepcí horizontálních srážek. Porosty kleče a borůvčí vykazovaly i vyšší obsah uhlíku a fosforu v minerální vrstvě než vyfoukávané trávníky a kapradinové nivy. Nejvyšší abundance chvostoskoků, žížal a mnohonožek byly nalezeny v interiéru kleče. Okraj těchto porostů preferovala i stonožka *Lithobius mutabilis* a sekáč *Platybunus pallidus*. Naopak negativně na její přítomnost reagovaly stonoženky.

Klíčová slova: stonožky, mnohonožky, stonoženky, sekáči, chvostoskoci, roztoči, půdní vlastnosti, borovice kleč, horské ekosystémy

Růžička, M.: Impact of dwarf pine (*Pinus mugo*) setting-out to soil macrofauna (Jeseníky PLA). Master Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 64 pp., 8 Appendices, in Czech.

Abstract

Dwarf pine (*Pinus mugo*) shrubs have been set out in native communities of alpine tundra zones in PLA Jeseníky since 19th century. The main purpose of shrubs planting was to increase upper forest limit. The impact of dwarf pine plantations was studied in 2005 - 2006. Individuals were trapped using pitfall traps and heat extracting. Sixty-nine pitfall traps were installed in different communities of alpine tundra zones and in dwarf pine plantations. Pitfall traps were emptied monthly from June to October in 2005. Soil samples were taken in 2005-2006 monthly from June to November and extracted by using modified Tullgren-apparatures. Basic environmental characteristics of these localities were evaluated; compactness of soil, mean soil grain size, pH of soil, content of organic carbon, organic nitrogen, phosphorus and rate of decomposition.

The highest compactness of soil was in dwarf pine plantations. PH of mineral layer showed similar pattern, which could have been induced by higher interception of horizontal precipitations. The research of carbon and phosphorus content in mineral layer showed that there is a significant difference between dwarf pine plantation and vaccinum vegetation in comparsion with tall-fern vegetation and grassland. The highest abundance of collembola, earthworms and diplopoda were found in *Pinus mugo* plantations and the highest abundance of *Lithobius mutabilis* (centipedes) and *Platybunus pallidus* (harvestman) were found in marginal of dwarf pine plantations On the contrary, the appearance of *Pinus mugo* had negative influence on symphylans.

Key words: centipedes, millipedes, symphyla, opiliones (harvestman), collembola, acarina, soil characteristics, dwarf pine, mountain ecosystems

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. & Mgr. Ivana H. Tufa, Ph.D., a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 13. května 2008

.....

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Poděkování	ix
1. Úvod	1
2. Cíle práce	6
3. Metodika	7
3.1 Studijní plocha	7
3.2 Fyzikální, chemické a biologické parametry půd	10
3.3 Společenstva edafonu	14
3.4 Společenstva epigeonu	15
3.5 Analýza dat	16
4. Výsledky	17
4.1 Fyzikální, chemické a biologické parametry půd	17
4.2 Společenstva edafonu	28
4.3 Společenstva epigeonu	35
5. Diskuze	42
5.1 Fyzikální, chemické a biologické parametry půd	42
5.2 Společenstva edafonu	47
5.3 Společenstva epigeonu	48
6. Závěr	51
7. Souhrn	53
8. Seznam literatury	54
Seznam příloh	64

Seznam tabulek

Tabulka 1:	Klimatické charakteristiky oblasti CH4 (upraveno dle Quitta, 1971).....	8
Tabulka 2:	Přehled studovaných lokalit s uvedením zeměpisných souřadnic a typického společenstva pro danou lokalitu.....	10
Tabulka 3:	Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů slehlosti půd v minerální vrstvě sledovaných lokalit	19
Tabulka 4:	Míra kyselosti (pH) minerální vrstvy půd na srovnávaných lokalitách v prostoru Petrových kamenů. Presentován průměr a směrodatná odchylka	21
Tabulka 5:	Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v obsahu Corg v minerální vrstvě půd jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů	22
Tabulka 6:	ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v obsahu PO_4^{3-} v minerální vrstvě půd.....	25
Tabulka 7:	Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v hmotnosti zbytku nerozložené celulózy (%) instalované na jednotlivých lokalitách na povrchu opadu po 142 denní expozici.	28
Tabulka 8:	Význam jednotlivých faktorů (lokalit) pro distribuci společenstev půdní mezofauny	30
Tabulka 9:	Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v početnosti půdní makrofauny na jednotlivých lokalitách. a) analýza všech skupin, b) analýza bez stonožek	32
Tabulka 10:	Význam jednotlivých faktorů (lokalit) pro distribuci jednotlivých druhů stonožek v půdě	33
Tabulka 11:	Význam různých faktorů (biotopů) v CCA modelu pro distribuci jednotlivých druhů stonožek a sekáčů v zemních pastech	38
Tabulka 12:	Charakteristika generalizovaného aditivního modelu pro numerickou odpověď druhů stonožek a sekáčů na nadmořskou výšku instalované pasti (pouze druhy se signifikantní odpovědí)	40

Seznam obrázků

Obrázek 1:	Slehlost půd na jednotlivých lokalitách (průměr + směrodatná odchylka)	18
Obrázek 2:	Hmotnostní zastoupení velikostních frakcí v půdách jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů.....	20
Obrázek 3:	Hmotnostní zastoupení velikostních frakcí v půdách v rámci jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů s prezentovanou velikostí středního zrna Q_{50}	20
Obrázek 4:	Obsah organického uhlíku ve fermentační a minerální vrstvě půd jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů. Prezentován průměr + směrodatná odchylka	22
Obrázek 5:	Obsah organického dusíku ve fermentační a minerální vrstvě půd jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů. Prezentován průměr + směrodatná odchylka	23
Obrázek 6:	Obsah fosforečnanových iontů v půdách jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů. Prezentován průměr + směrodatná odchylka.....	24
Obrázek 7:	Srovnání rychlosti rozkladu celulózy (LDR) na jednotlivých lokalitách v závislosti na pozici instalovaného vzorku. a) na povrchu půdy či opadu, b) ve fermentační vrstvě	26
Obrázek 8:	Srovnání intenzity rozkladu celulózy (% původní hmotnosti) na jednotlivých lokalitách v závislosti na pozici instalovaného vzorku. a) na povrchu půdy či opadu, b) ve fermentační vrstvě.....	27
Obrázek 9:	Srovnání početnosti významných skupin půdní mezofauny – chvostoskoků (Collembola) a roztočů (Acarina). Prezentován průměr + směrodatná odchylka	29
Obrázek 10:	RDA ordinační graf ilustrující distribuci půdní mezofauny na jednotlivých lokalitách.	29
Obrázek 11:	Abundance jednotlivých skupin půdní makrofauny na jednotlivých lokalitách v prostředí NPR Praděd. Prezentován průměr + směrodatná odchylka. a) abundance stonožek (Chilopoda), mnohonožek (Diplopoda), žížal (Lumbricidae) a štírků (Pseudoscorpiones), b) abundance stonožek (Symphyla)	31
Obrázek 12:	RDA analýza distribuce druhů stonožek v půdě v jednotlivých biotopech. 1. kanonická osa vysvětluje 10,4 % a 2. osa 0,9 % variability.	33
Obrázek 13:	Zastoupení signifikantně významných skupin edafonu na jednotlivých lokalitách. Prezentován průměr + směrodatná odchylka.	34
Obrázek 14:	Velikost a struktura společenstev epigeonu v jednotlivých biotopech (přepočteno na úlovek z jedné pasti). a) společenstva stonožek (Chilopoda), b) společenstva sekáčů (Opiliones).....	36
Obrázek 15:	CCA analýza distribuce jednotlivých druhů stonožek a sekáčů v zemních pastech v jednotlivých typech biotopů. 1. kanonická osa vysvětluje 20,2 % a 2. osa 10,1 % pozorované variability.	37
Obrázek 16:	Generalizovaný aditivní model pro faktor kleče. Odpověď pouze pro signifikantní druhy (<i>Lithobius mutabilis</i> : $F = 5,68$, $p = 0,000311$, <i>Platybunus pallidus</i> : $F = 0,091$, $p = 0,015063$).....	39
Obrázek 17:	Generalizovaný aditivní model pro faktor nadmořská výška. Odpověď pouze pro signifikantní druhy.....	39
Obrázek 18:	Clusterová analýza podobnosti biotopů (lokalit) podle struktury společenstva modelových skupin epigeonu	40
Obrázek 19:	Clusterová analýza podobnosti jednotlivých druhů modelových skupin epigeonu podle jejich distribuce na lokalitách	41

Poděkování

Na prvním místě bych rád poděkoval vedoucímu práce Mgr. et Mgr. Ivanu H. Tufovi, Ph.D., za rozmanitou výpomoc a vytvoření přátelské atmosféry při realizaci diplomové práce. Poděkování patří i Mgr. Janě Tufové za determinaci mnohonožek, Ulfu Schellerovi, Ph.D., za revizi materiálu stonoženek, doc. RNDr. Martinu Rulíkovi, Ph.D., za výpomoc při stanovování zrnitostního rozboru půd a RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D., a paní Aleně Habigerové za odborné rady při provádění laboratorních analýz půd. Za podporu a nezištnou pomoc děkuji také rodině a kamarádům, zvláště pak Mgr. Marku Navrátilovi za pomoc při odběru vzorků a Mgr. Janě Mišurcové za výpomoc s laboratorními analýzami půd. Zvláštní poděkování patří také RNDr. Tomáši Kurasovi, Ph.D., Mgr. Petru Mařákovi a Bc. Josefu Kašákovi za sběr a poskytnutí studijního materiálu.

Práce byla podpořena z prostředků projektu VaV MŽP č. SM/6/70/05 Ministerstva životního prostředí České republiky (Vliv výsadeb borovice kleče (*Pinus mugo*) na biotopovou a druhovou diverzitu arko-alpínské tundry ve Východních Sudetech (CHKO Jeseníky, NPR Králický Sněžník). Návrh managementu těchto porostů).

V Olomouci, 9. května 2008

1. Úvod

Přestože je Česká republika lemována prstencem hor, jen tři z nich (Krkonoše, Hrubý Jeseník a Králický Sněžník) vystupují nad horní hranici lesa. Mohou tak hostit jedinečné prvky arкто-alpínské tundry (Soukupová a kol. 1995, Treml a Banaš 2000), která významem dalece překračuje rámeček daného území. V moři lesní a kulturní krajiny České republiky se tyto plochy alpínského bezlesí jeví jako svébytné ostrovy, které hostí populace (často reliktní) izolované ve vysokohorském prostředí, v jejichž řadách nalezneme i endemické taxony rostlin a živočichů (Bureš a kol. 1989, Kuras a kol. 2003).

Ve studované oblasti Jeseníků se pravděpodobně přirozená hranice lesa vyvinula v průběhu holocénu zcela bez přítomnosti borovice kleče (*Pinus mugo*), která zde byla vysazována od poloviny 19. století (Hošek 1972, 1973). Proto může být alpínské bezlesí hodnoceno jako primární (Treml a Banaš 2000, 2005, Banaš a kol. 2001a, Rybníček a Rybníčková 2004). Vlastní alpínská hranice lesa probíhá v Jeseníkách v průměrné výšce 1310 m a její poloha je formována vrcholovým fenoménem a výškovým gradientem teploty a srážek (Treml a Banaš 2000). V minulosti však alpínská hranice lesa značně kolísala. Zvláště v období holocenního klimatického optima v Atlantiku (před 8-6 tis. lety) mohla vystoupit o 300-400 m výše (Kuras a Tuf 2005). Ke změně polohy alpínské hranice lesa přispěl svou aktivitou i člověk. Zvláště pastvou a žďářením mohlo dojít k jejímu snížení až o několik desítek metrů (Hošek 1972, Banaš 2001b).

Druhovou bohatost a rozmanitost alpínského bezlesí Hrubého Jeseníku můžeme dávat do souvislosti s absencí kosodřeviny, což umožnilo rozvoj bylinné a keřkové vegetace nad horní hranicí lesa (Jeník 1973). Rozloha současného bezlesí Jeseníků se pohybuje okolo 1050 ha (Treml a Banaš 2000), ale je ohrožena nepůvodními výsadbami borovice kleče, které úspěšně expandují do původních biotopů (Bureš a kol. 1989, Banaš a kol. 2001, Kuras 2003, Kuras a Tuf 2005). První výsadby kleče se objevují v druhé polovině 19. století společně s ukončením pastvy ovcí a snahou udržet současnou alpínskou hranici lesa (Hošek 1964). Historickou přítomnost kleče nepotvrzují ani současné palynologické studie (Rybníček a Rybníčková 2004), ačkoliv se vyskytuje například v geograficky blízkých Krkonoších.

S výsadbami kleče a její schopností expandovat do alpínských ekosystémů (Ellenberg 1998 in Dullinger a kol. 2003) je svázán negativní vliv na původní alpínské fytoocenózy (Jeník 1961, Banaš a kol. 2001a). Dochází k jejich přeměně na společenstvo kleče a obecně s jakoukoliv přeměnou rostlinného společenstva je spojeno výrazné ovlivnění biotických a abiotických podmínek prostředí (Eviner a Chapin 2003). Jedním z takto zasažených prvků ekosystému jsou půdy, které jsou základem všech terestrických ekosystémů a velkou měrou se podílí na koloběhu prvků, dekompozičních procesech a dalších ekologických procesech (Slavíková 1982, Begon a kol. 1997, Bardget 2005). Vznik půdy je podmíněn půdotvornými činiteli (Smolíková 1982), ale zároveň se chová jako dynamický celek měnící se v čase v důsledku probíhajících sukcesních změn. Reaguje však i na vnější narušení systému (Rusek 1978), v našem případě výsadbami kleče.

Z fyzikálních parametrů půd může dojít k ovlivnění její struktury prostřednictvím změny hromadění půdních částic (Glinski a Lipiec 1990 in Eviner a Chapin 2003) v důsledku mezidruhových rozdílů v kořenových systémech (Eviner a Chapin 2002), nebo rozdílnými mezidruhovými účinky na půdní vlhkost, teplotu (Eviner 2004) a cykly promrzání (Marion 1995, Schimel a Clein 1996). Pod porosty kleče lze očekávat i nižší objemovou hmotnost půdy oproti travinným společenstvům, které se vyznačují vysokou hustotou kořenového systému (Glinski a Lipiec 1990 in Eviner a Chapin 2003). Navíc se půda pod klečí oproti tundře vyznačuje větší hloubkou (Svoboda 2001).

Výsadby kleče výrazným způsobem ovlivňují i mikroklimatické podmínky. V jejich porostech dochází ke snížení teploty nad i v půdním prostředí prostřednictvím zastínění, nebo naopak ke zvýšení teploty díky izolační schopnosti porostů (Svoboda 2001). Stejný efekt hustého korunového zápoje je znám i z boreálních lesů (Hogg a Leiffers 1991 in Eviner a Chapin 2003). Podobný vliv na teplotu půdy má i přítomnost vrstvy opadu (MacKinney 1929, Eviner 2004). Hustý zápoj nadzemních částí kosodřeviny zvyšuje vlhkost uvnitř jejich porostů (Withington a Sanford 2007, Binkley a Giardina 1998) nejen snížením průniku radiace a rychlosti proudění vzduchu (Baldocchi a Vogel 1996), ale i vyčesáváním horizontálních srážek (Svoboda 2001).

Fyzikální parametry půd výraznou měrou ovlivňují i dostupnost živin a přestože jsou v alpínských ekosystémech z velké části vázány v biomase, v půdě jich není nedostatek díky úzce provázanému koloběhu půda-rostliny-opad-půda (Wu a kol. 2006). Při jejich

dostupnosti hraje roli kvalita substrátu (Hobbie 1996). Kleč jako dřevina hromadí velkou část živin v poměrně špatně rozložitelném ligninu (Radtke a kol. 2004, Lee a Dodson 1996), čímž může dojít k narušení koloběhu uhlíku (Eviner a Chapin 2003, Chapela a kol. 2001). Vliv kleče na teplotu půdy může ovlivnit i dostupnost dalších prvků jako dusík nebo fosfor (Schmidt a kol. 1999, Easterwood a Sartain 1990). Obsah živin a mikrobiální aktivita v tundrových půdách je výrazně ovlivněna i specifickým cyklem tání a promrzání, který stimuluje mineralizaci opadu (Marion 1995, Schimel a Clein 1996, Edward a kol. 2007). Jak bylo experimentálně prokázáno, dostupnost dusíku a fosforu úzce souvisí s tímto cyklem (Freppaz a kol. 2006).

Půdy horské tundry se vyznačují pomalou dekompozicí a akumulací mrtvé organické hmoty na povrchu půdy (Svoboda 2001). Rychlost dekompozice opadu je určena jeho kvalitou (Melillo a kol. 1982, Taylor a kol. 1991), složením společenstev detritovorů (Douce a Crossley 1982, Butcher a kol. 1971) a mikroklimatickými podmínkami prostředí (Withington a Sanford 2007, Vaieretti a kol. 2005). Nízkou mírou dekompozice v alpínských ekosystémech podporuje i omezení výskytu makrodekompozitorů, jako jsou mnohonožky a suchozemští stejnonožci (Tajovský 1996), kteří svou aktivitou fragmentují listový opad, promíchávají jej s půdními částicemi nebo očkují mikroflórou (Curry 1987). Mikroorganismy tak mohou osídlivat jen poměrně malou plochu opadu, čímž dochází ke snížení rychlosti jeho dekompozice (Douce a Crossley 1982). Proto v alpínských ekosystémech hraje důležitou roli dekompozice opadu během zimního období (Doležal 2006, Moore 1983), která je umožněna přítomností psychrofylního společenstva dekompozitorů. Aktivita tohoto společenstva je umožněna schopností sněhu izolovat povrch půdy od extrémně nízkých teplot na povrchu (MacKinney 1929, Williams a kol. 1998). V opadu se tak vytváří relativně teplé mikroklima dovolující aktivitu mikroorganismů (Coulson a kol. 1995, Schmidt & Lipson 2004, Danks 2006). V extrémních případech byla v tundrových půdách aktivita hub a bakterií zaznamenána i při -3 až -6°C (Flanagan a Brunell 1980 in Moore 1983).

Se změnou rychlosti dekompozice a kvalitou opadu se na povrchu půdy bude hromadit opad, surový humus a snižovat pH (Eviner a Chapin 2003, González a kol. 2003, Prescott a Vesterdal 2006). Dalším zdrojem acidifikace je vlastní opad kosodřeviny, který je kyselejší než u bylinných společenstev (Raulund-Rasmussen a Vejre 1995,

Vesterdal a Raulund-Rasmussen 1998). K vlastnímu okyselení uvnitř klečových porostů přispívají i kyselé srážky, zvláště v podobě mlhy, kterou kleč vyčesává (Svoboda 2001).

Při hodnocení vlivu výsadeb kleče na fyzikální, chemické i biologické parametry půd nelze jednotlivé faktory hodnotit samostatně. Se změnou společenstva se nemění jen jeden faktor, ale spouští se celý komplex na sobě závislých změn (Wedin & Tilman 1990, Steltzer & Bowman 1998) ovlivňujících půdní prostředí. Na tyto změny prostředí velmi citlivě reaguje půdní fauna (Rusek 2000b, Yates a kol. 2000), která má ve většině případů omezenou možnost migrace a některé bariéry (porosty kleče) nedokáže překonat (Kuras a Tuf 2005). Z tohoto důvodu je obnova narušených společenstev a jejich rekolonizace zdoluhavým procesem. Primární společenstva bývají ovlivněna délkou sukcese a také lokálními podmínkami prostředí. Počáteční fáze primární sukcese v horách probíhají rychleji než pozdější a mají dobře predikovatelný charakter. Více vyvinutá společenstva se již mění poměrně málo (Kaufmann 2001). Pokud známe jejich strukturu, můžeme poznat a hodnotit narušení lokality (Ruff a kol. 2000), jako je tomu například u společenstev chvostoskoků, které reagují na změnu humusové formy (Loranger a kol. 2001, Cassagne a kol. 2004).

Kromě edafonu lze očekávat negativní vliv kleče i na epigeická a herbivorní společenstva bezobratlých. V rozsáhlých porostech kleče dochází k poklesu druhové diverzity epigeických pavouků (Mařák 2006) a zároveň tyto porosty představují neatraktivní prostředí pro herbivorní a saprofytní druhy brouků (Kašák 2007). Kleč vytlačuje i vzácné druhy motýlů (např. okáče sudetského – *Erebia sudetica*) tím, že limituje v růstu jejich hostitelské rostliny vázané na alpínské bezlesí (Kuras a Tuf 2005, Černá a Kuras submitted-a) a zároveň pro některé druhy motýlů představuje nepřekonatelnou bariéru (Černá a Kuras submitted-b).

V neposlední řadě nelze opomenout ani vliv výsadeb kleče na alpínské fytoocenózy (Jeník 1961, Banaš a kol. 2001). Úspěšnost prorůstání kleče do přilehlých společenstev je dána její vyšší konkurenceschopností oproti původním druhům (Magee a Antos 1992). Rychlost penetrace kosodřeviny do alpínských bezlesích společenstev je určena „kompetičním poměrem“ mezi klečí a původními alpínskými druhy. Ten se však mezi druhy liší, proto kleče snáze proniká do ostřicových společenstev oproti vysokostébelným travinám, což může být způsobeno vyšší vrstvou opadu bránící uchycení semenáčků kleče

(Dullinger a kol. 2003). Postup kleče podpořený změnami globálního klimatu (Guisan a Theurillat 2000, Theurillat a Guisan 2001) by mohl mít v následujících dekádách za následek vymizení mnoha alpínských druhů rostlin a živočichů (Theurillat a Guisan 2001, Thomas a kol. 2001). Z těchto důvodů je studium vlivu výsadeb kleče na společenstva alpínského bezlesí Jeseníků nezbytné.

Stav poznání společenstev půdní makrofauny a půdní mezofauny Hrubého Jeseníku je neuspokojivý. Jedna z prvních prací o půdních bezobratlých pochází z druhé poloviny 19. století a Kolenati (1860) v ní popisuje nový druh stonožky. Současné znalosti půdních bezobratlých Jeseníků se tak opírají o práce Folkmanové (1947) – stonožky, Tajovského (1996) – mnohonožky a Šilhavého (1938, 1947) – sekáči. Stav poznání fauny bezobratlých shrnul Rusek (Rusek a kol. 2005). Nedostatečná znalost skladby těchto společenstev, spojená s tak unikátním jevem, jako jsou výsadby kleče, nám dává jen malou možnost predikce jejich vzájemného vlivu a velkou oporu nenalézá ani ve sporadických publikacích. Nicméně však existují práce zkoumající dopad výsadeb nepůvodních jehličnanů na půdní systém v nižších polohách. Jejich výsledkem je srovnání parametrů půd a společenstev bezobratlých v porostech původních a introdukovaných dřevin. Tyto porosty nepůvodních dřevin se vyznačují nižším stupněm komplexity společenstev bezobratlých a chudšími kvalitativními parametry společenstev, přestože po stránce kvantitativní se společenstva nemusí výrazně lišit (Fahy a Gormally 1998, Gonzálezl a kol. 2003, Kováč a kol. 2005). Tyto závěry potvrdily i dosavadní studie hodnotící vliv výsadeb borovice kleče na epigeická společenstva pavouků a brouků (Mařák 2006, Kašák 2007).

Na základě poznatků Lundkvista (1983), Simona a kol. (2000), Yaetese a kol. (2000), Sohleniuse (2002), Tufa a kol. (2003) zabývajících se vlivem odlesnění na půdní faunu lze po výsadbě kleče očekávat úbytek druhů otevřených biotopů a kvalitativní i kvantitativní ochuzení společenstev. Naopak po sanaci kleče dojde k nárůstu druhového spektra o původní druhy alpínského bezlesí v závislosti na schopnosti jejich zpětné rekolonizace. Vzniklé paseky budou vykazovat i vyšší rychlost dekompozičních procesů (Prescott a kol. 2000).

2. Cíle práce

Hlavním zájmovým objektem předložené práce je dřevina borovice kleč (*Pinus mugo*), přirozeně se vyskytující nad horní hranicí lesa, dorůstající výšky až 5 m a schopností úspěšně expandovat do přilehlých alpínských společenstev (Dulinger a kol. 2003). V zájmovém území Hrubého Jeseníku je však kleč nepůvodní a s jejími výsadbami se začalo v druhé polovině 19. století (Hošek 1972, 1973). S rozrůstáním kosodřeviny dochází k zásadnímu ovlivnění původních společenstev alpínského bezlesí a tím k modifikaci biotických i abiotických podmínek prostředí (Eviner a Chapin 2003).

Úkolem práce bylo získat informace o vlivu výsadeb kleče na půdní subsystém a společenstva půdních bezobratlých a to za a) srovnáním vybraných parametrů půd (fyzikální, chemické a biologické) v přirozených biotopech NPR Praděd a pod výsadbami kleče, b) srovnáním kvantitativních a kvalitativních parametrů společenstev epigeonu a edafonu v přirozených biotopech NPR Praděd a pod výsadbami kleče. Předpokladem těchto cílů je vliv výsadeb kosodřeviny na fyzikální, chemické a biologické parametry půd NPR Praděd a také jejich vliv na společenstva půdních bezobratlých. Na základě rozboru literatury bylo pod klečí očekáváno hromadění opadu, snížení pH, změna slehlosti půdy a opadu, změna obsahu živin, změna rychlosti dekompozice a ovlivnění struktury společenstev půdních bezobratlých. Vliv výsadeb borovice kleče byl hodnocen víceúrovňovou komparativní metodou k postihnutí co nejširšího okruhu účinků na původní společenstva alpínského bezlesí.

3. Metodika

3.1 Studijní plocha



Z hlediska geomorfologického členění se zájmové území nachází v geomorfologickém celku Hrubého Jeseníku. Ten je součástí Jesenické oblasti spadající do Krkonošsko-jesenické subprovincie, která je zastřešena provincií České vysočiny (Boháč a Kolář 1996).

Hrubý Jeseník se rozprostírá na severovýchodním území České republiky na ploše 530 km². Nejvyšší nadmořské výšky dosahuje vrchol Pradědu (1491,3 m), čímž se Hrubý Jeseník stává druhým nejvyšším pohořím České republiky. Pod jeho složitý geomorfologický vývoj se podepsalo varijské i alpínské vrásnění, ale současný reliéf je výsledkem erozních činitelů, zejména vodní a v dobách ledových mrazové eroze (Šafář a kol. 2003).

Specifikem pohoří Hrubého Jeseníku jsou anemo-orografické systémy. Vznik těchto systémů je podmíněn převládajícím západním větrným prouděním a přítomností v tomto směru orientovaných návětrných údolí řek Hučivé a Divoké Desné nebo Merty. Jejich profil zrychluje a vede vzdušné proudy na vrcholovou část hřbetů, kde na závětrné straně dochází k turbulentnímu proudění a s ním spojenému ukládání minerálních i organických částic (včetně semen a spor), hromadění sněhových mas a pádů lavin. Specifické vzdušné proudění i rozdílné odtávání naakumulovaného sněhu ovlivňuje mikroklimatické podmínky a společně s dalšími ekologickými faktory vytváří na závětrné straně svahů rozmanitou mozaiku ekotopů s vysokou biodiverzitou (Jeník 1961, Šafář a kol. 2003).

Celek Hrubého Jeseníku vytváří jádro CHKO Jeseníky, vyhlášené roku 1969. Zájmové území se nachází v jejím nitru na severovýchodních svazích Petrových kamenů, které jsou součástí NPR Praděd zřízené roku 1990. Okolí Petrových kamenů je však chráněno již od roku 1955, kdy zde na ploše 19 ha vznikla Státní přírodní rezervace Petrovy kameny, později začleněná do výše zmíněné NPR Praděd. Nadmořská výška studované plochy se pohybuje od 1330 m n.m. u komunikace spojující Ovčárnu s Pradědem až po 1 430 m n.m. pod vrcholem Petrových kamenů. Severovýchodní svah Petrových kamenů, kde se nachází i studovaná plocha, je výrazně ovlivněn anemo-orografickým systémem Divoké Desné. V zimním období zde dochází k ukládání sněhových mas, které odtávají až v pozdním jaru. Dlouho

trvající sněhová pokrývka (listopad až květen) ovlivňuje rozložení a strukturu vegetace, včetně poklesu alpské hranice lesa na 1300 m n.m. (Hošek 2001).

Základní představu o klimatických podmínkách studované plochy podává nejbližší meteorologická stanice, umístěná na Pradědu (1491 m), ležící 1,5 km severně od Petrových kamenů. Podle zde naměřených klimatických charakteristik řadí Quitt (1971) zdejší oblast do kategorie CH4 (viz tabulka 1), která je charakteristická krátkým létem s dlouhým a chladným přechodným obdobím na jaře a na podzim. Zima na Pradědu bývá dlouhá a studená s průměrnou délkou trvání sněhové pokrývky 180 dní. Průměrná roční teplota vzduchu je 1,1°C (Lednický 1985) a minimální teploty vzduchu klesají pod -30°C (<http://www.jeseniky.ochranaprirody.cz/index.php?cmd=page&id=398>, 22.8.2007).

Lze však předpokládat, že klima studované lokality se bude od hodnot naměřených na Pradědu mírně lišit. Na základě měření z Velké kotliny můžeme očekávat klima o trochu teplejší a vlhčí než na Pradědu. Naopak výrazný rozdíl lze očekávat u směru a rychlosti proudění větru (s výjimkou vrcholových partií studované plochy). Zatímco vrchol Pradědu je exponované a ničím nechráněné místo, zájmové území je ukryto v závětrří Petrových kamenů (Bureš a Burešová 1989).

Tabulka 1: Klimatické charakteristiky oblasti CH4 (upraveno dle Quitta, 1971)

Počet letních dnů	0-20
Počet dnů s průměr. tepl. 10°C a více	80-120
Počet mrazových dnů	160-180
Počet ledových dnů	60-70
Prům. teplota v lednu (°C)	-6 až -7
Prům. teplota v červenci (°C)	12-14
Prům. teplota v dubnu (°C)	2-4
Prům. teplota v říjnu (°C)	4-5
Prům. poč. dnů se srážkami 1mm a více	120-140
Srážkový úhrn ve veget. období v mm	600-700
Srážkový úhrn v zimním období v mm	400-500
Počet dnů se sněhovou pokrývkou	140-160
Počet dnů zamračených	130-150
Počet dnů jasných	30-40

V rámci studované plochy umístěné na svazích Petrových kamenů bylo vzorkováno pět lokalit pro poznání vlivu kleče na parametry půd a na společenstva půdní fauny (mimo epigeonu). Všechny studované lokality leží v subalpínském stupni nad horní hranicí lesa a reprezentují dominantní typy zdejších společenstev.

První a na svahu nejvýše položenou lokalitu tvořila společenstva vyfoukávaných alpínských trávníků (VFT), kterým dominovaly rostlinné druhy jako sítina trojklanná (*Juncus trifidus*), smilka tuhá (*Nardus stricta*), kostřava nízká (*Festuca supina*), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) doplněné lišejníky rodu dutohlávka (*Cladonia* sp.), puklěfka (*Cetraria* sp.) a mechy rodu ploník (*Polytrichum* sp.) (Chytrý a kol. 2001, Jeník 1961). Vzorky byly odebírané z plochy o rozměrech 100 x 50 m v sedle mezi Petrovými kameny a Vysokou holí v nadmořské výšce okolo 1430 m n.m. Poměrně silná vrstva rostlinného opadu dosahovala 5-7 cm a nasedala na mělkou půdu o maximální mocnosti 5 cm.

Níže na svahu se nacházela lokalita se společenstvy subalpínské brusnicové vegetace (VCV) s převahou dominantních druhů brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*) a brusnice brusinky (*Vaccinium vitis-idaea*) s prorůstajícími travinami jako třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) a metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) (Chytrý a kol. 2001). Vzorky byly odebírány z plochy o rozměrech přibližně 80 x 40 m v nadmořské výšce okolo 1410 m n.m. Mělkou a kamenitou půdu pokrývala 1-2 cm silná vrstva opadu, tvořená převážně opadem brusnice borůvky.

Třetí lokalitu, která ležela nejnižší na svahu, tvořila společenstva subalpínských kapradinových niv (KPN). V jejich porostech dominovala kapradina papratka horská (*Athyrium distentifolium*) s výskytem havéze česnáčkové (*Adenostyles alliariae*) a ojediněle rostoucími jeřáby ptačími (*Sorbus aucuparia*) a smrky ztepilými (*Picea abies*) (Chytrý a kol. 2001). Vzorky byly odebírány z plochy 50 x 50 m v nadmořské výšce okolo 1330 m n.m. Po ukončení vegetační doby a na jejím začátku zde byla půda přikryta silnou, ale nerovnoměrnou vrstvou kapradinové stařiny dosahující mocnosti 1-5 cm. Půda zde byla hlubší a vlhčí než na ostatních lokalitách.

Poslední dvě lokality byly umístěny v porostu kleče. První z nich byla umístěna do středu rozsáhlého klečového porostu (KLU) o přibližné pokryvnosti 700 m². V chudém bylinném patru klečového interiéru se v souladu s Chytrým a kol. (2001) vyskytovaly traviny jako metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), papratka horská (*Athyrium distentifolium*) a keřky brusnice borůvky

(*Vaccinium myrtillus*). Půda byla pod porosty kleče pokryta poměrně silnou vrstvou jehličí dosahující mocnosti 3-5 cm. Směrem k okraji se souvislý klečový porost rozvolňoval a v hustém podrostu byly zastoupeny výše zmíněné druhy travin, kapradin a brusnic. Do těchto okrajových částí klečových porostů byla umístěna i poslední lokalita (KLO). Skutečnost, že podrost na okraji klečových porostů je rozdílný, byla zohledněna i při odběru vzorků. Vzorky byly záměrně odebírány z každého typu podrostu. Grafické znázornění rozmístění jednotlivých lokalit je uvedeno v příloze I.

Tabulka 2: Přehled studovaných lokalit s uvedením zeměpisných souřadnic a typického společenstva pro danou lokalitu (souřadnice zamřeny přibližně uprostřed lokality pomocí přenosného GPS Magelan)

lokality	geografické souřadnice	společenstvo
VFT	N50 04.139 E17 14.129 1430 m n.m.	vyfoukávané alpské trávníky
VCV	N50 04.052 E17 14.066 1410 m n.m.	subalpínská brusnicová vegetace
KPN	N50 04.139 E17 14.129 1330 m n.m.	subalpínské kapradinové nivy
KLU	N50 04.103 E17 14.129 1390 m n.m.	výsadby kleče - interiér
KLO	N50 04.114 E17 14.169 1380 m n.m.	výsadby kleče - okraj

3.2 Fyzikální, chemické a biologické parametry půd

Parametry půd uvedené v nadpisu kapitoly byly srovnávány na všech lokalitách studijní plochy pod Petrovými kameny. Na jednotlivých lokalitách byly srovnávány tyto parametry:

- 1) fyzikální parametry
 - slehlost půdy
 - zrnitostní rozbor půdy
- 2) chemické parametry
 - aktivní pH
 - obsah organického uhlíku (C_{org})
 - obsah fosforečnanů (PO_4^{3-})
 - obsah organického dusíku (N_{org})
- 3) biologické parametry
 - celulólytická aktivita půdy ve fermentační a minerální vrstvě

3.2.1 Slehlost půdy



Slehlost půdy byla hodnocena na povrchu půdy (resp. opadu) a v minerální vrstvě (tj. v hloubce cca 5-10 cm) pomocí penetrometru Eijkelkamp P1.50-1. Z důvodu silné skeletovitosti půd na studovaných lokalitách byl hrot penetrometru směřován do prostorů mezi velké kameny. Slehlost půdy byla vyjádřena jako tlak, jenž je nutno vyvinout k penetraci půdy v kPa/cm^2 .

3.2.2 Zrnitostní rozbor



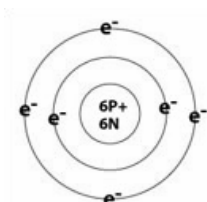
K odběru vzorků pro zrnitostní rozbor půd byla použita sonda o ploše $1/16 \text{ m}^2$ a vzorky byly odebírány z hloubky 5-15 cm pod povrchem opadu. Z těchto důvodů nebyly do vzorku zahrnuty velké kameny, jež překračovaly vymezenou plochu. Zároveň byly ze vzorků odstraněny kameny, u nichž jeden z rozměrů přesahoval 5 cm. Zbylý materiál byl poté vysušen a na soustavě sít roztříděn na velikostní frakce, jejichž hmotnostní zastoupení bylo hodnoceno. Pro půdu každé lokality byla stanovována velikost středního zrna Q_{50} v mm.

3.2.3 aktivní pH půdy



Tam, kde to struktura půdy dovoľovala, byly vzorky pro stanovení aktivního půdního pH odebírány z hloubky 10 cm pod povrchem. V místech s kamenitou půdou byly vzorky odebírány z maximální možné hloubky. Po přenesení do laboratoře byly vzorky vysušeny, rozmělněny a přesáty z důvodu odstranění menších kamenů a organických zbytků jako kořeny, jehlice nebo zlomky větví. Z upraveného vzorku bylo do plastických láhví o objemu 100 ml naváženo 5 g půdy a doplněno 25 ml destilované vody. Po pěti minutách louhování vzorku na rotační třepačce LT 2 bylo pH měřeno kalibrovaným pH metrem.

3.2.4 Obsah organického uhlíku



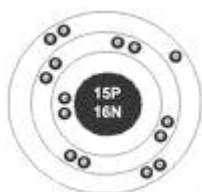
Vzorky pro stanovení organického uhlíku byly odebrány a následně v laboratoři upraveny stejně jako vzorky pro stanovení pH. Obsah organického uhlíku v půdě byl stanovován titrací Mohrovou solí.

Z upraveného vzorku bylo do Erlenmayerovy baňky naváženo přibližně 0,2 g půdy, která byla v digestoři smíchána z 10 ml dichromanu draselného ($K_2Cr_2O_7$) a 20 ml koncentrované kyseliny sírové (H_2SO_4). Vzniklý roztok byl po hodinovém odstavení doplněn 170 ml destilované vody, 2 ml koncentrované H_3PO_4 a sedmi kapkami indikátoru o-fenantrolinu. Následně proběhla titrace Mohrovou solí, kdy barva roztoku přecházela z lahvově zelené do hnědočervené barvy. V okamžiku změny barvy byla zapsána spotřeba titračního činidla sloužící pro výpočet. Dále bylo potřeba pro výpočet zjistit faktor Mohrovou soli, který byl stanoven stejným způsobem, ale bez navážky půdy. Pro stanovení obsahu uhlíku byly použity následující vzorce:

$$\text{Faktor Mohrovou soli: } f = \frac{(10 \text{ ml } K_2Cr_2O_7)}{\text{spotřeba Mohrovou soli}}$$

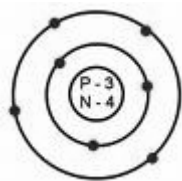
$$\%C_{\text{org}} = \frac{(10 \text{ ml } K_2Cr_2O_7 - f \times \text{spotřeba Mohrovou soli}) \times 0,3}{\text{navážka v g}}$$

3.2.5 Obsah fosforečnanů



Vzorky pro stanovení obsahu fosforečnanů v půdě byly odebrány a upraveny stejným způsobem jako v předchozích případech. Vlastní stanovení obsahu fosforečnanů proběhlo z půdního extraktu podle Mehlicha II. Z upraveného vzorku bylo naváženo 10 g půdy a přelito 100 ml extraktu roztoku Mehlicha II. Po následném extrahování na rotační třepačce LT 2 trvajícím deset minut byl vzorek přefiltrován. Do 25 ml filtrátu bylo přidáno jedno balení PHOS VERu 3 a po promíchání se vzorek nechal 10 minut odstát. Vlastní měření probíhalo ve 25 ml kyvetách na spektrofotometru DR 2000.

3.2.6 Obsah organického dusíku

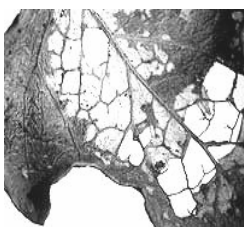


Ze vzorků odebraných a upravených stejně jako v předchozích případech bylo naváženo 0,5-1 g půdy. Navážka byla vsypána do mineralizační trubice společně s polovinou tablety selenu a 10 ml koncentrované H_2SO_4 . Následná několikahodinová mineralizace probíhala do doby, než vzorek získal světlešedé až bílé zbarvení. Po vychladnutí bylo pomocí destilace provedeno vytěsnění amoniaku do 25 ml 2% H_3BO_3 s indikátorem

Tashiro v Erlenmayerově baňce. Vzniklý roztok byl následně titrován 0,01 M HCl, kdy barva roztoku přecházela ze světlezelené do světlefialové barvy. V okamžiku přechodu byla zaznamenána spotřeba HCl. Podle následujícího vzorce byl stanoven obsah organického dusíku v půdě:

$$N_{\text{org}} = \frac{\text{spotřeba 0,01 M HCl} \times 159}{\text{navážka v g}} \text{ g/kg půdy}$$

3.2.7 Celulolytická aktivita půdy ve fermentační a minerální vrstvě



Pro stanovení biologických vlastností půdy byla vybrána její celulolytická aktivita (Tesařová 1987). Celulolytická aktivita půd byla na jednotlivých lokalitách stanovována pomocí rozkladu vzorků celulózy (filtrační papír o rozměrech 10×10 cm, gramáž 80g/m², výrobce Papírna Perštejn spol. s.r.o. Keseg & Rathouský, velikost archů 50×50cm). Nastříhané vzorky celulózy byly poté zataveny do umělohmotné sítě o velikosti ok 1,5 mm. Vlastní instalace na lokality proběhla 20.6.2006, kdy byla půlka vzorků instalována na povrch půdy (opadu) a druhá polovina do fermentační vrstvy (hloubka 3-5 cm). Vzorky byly orientovány v řadě za sebou po vrstevnici s rozestupy 5-30 cm podle možností terénu. Vzorky byly v terénu fixovány pomocí inertních umělohmotných kolíků a označeny číslem. Jejich odběr probíhal v přibližně měsíčních intervalech vždy po třech kusech z každé lokality. Po převezení do laboratoře byly vysušeny při 80°C a zváženy pro stanovení hmotnostního úbytku sušiny. Celulolytická aktivita půdy byla stanovována pomocí indexu rychlosti rozkladu celulózy (LDR, g/g/den) podle následujícího vzorce:

$$\text{LDR} = \frac{\ln W_0 - \ln W_1}{t_1 - t_0} \text{ g/g/den}$$

W₀..... počáteční hmotnost vzorku

W₁..... koncová hmotnost vzorku

t₀..... první den expozice vzorku

t₁..... poslední den expozice vzorku

(Wiegert a Evans 1964, Rychnovská 1993).

3.3 Společenstva edafonu



Pro srovnání abundancí společenstev půdní mezofauny a určení vlivu borovice kleče na jejich společenstva byly vzorkovány lokality pod Petrovými kameny. Odebírání vzorků proběhlo dvakrát během roku 2006, kdy z každé lokality bylo odebráno pět vzorků. Neporušené půdní vzorky o ploše 33 cm² a hloubce 10 cm (včetně vrstvy opadu) byly odebírány dle postupu Górný a Grüm (1993). Následná extrakce probíhala v laboratoři po dobu 10 dnů v modifikovaných Tullgrenových termoextraktorech (Tuf a Tvardík 2005). S použitím stereomikroskopu byla stanovena početnost chvostoskoků a roztočů ve vzorcích, vyjádřená v počtech jedinců na metr čtvereční.

Další hodnocenou skupinou edafonu byli zástupci půdní makrofauny. I zde probíhal výzkum vlivu kleče na jejich společenstva na svazích pod Petrovými kameny. Odběr vzorků probíhal v letech 2005 a 2006. Zatímco v roce 2005 se uskutečnily jen dva odběry v září a říjnu, v roce 2006 probíhalo vzorkování v měsíčních intervalech po celou vegetační sezónu od června do listopadu. Při každém odběru byly z lokalit pomocí ručního odběráku (Kos 1988, Górný a Grüm 1993) odebírány tři vzorky o ploše 1/16m² a hloubce 10 cm. Po převozu do laboratoře byly vzorky extrahovány v modifikovaných Tullgrenových termoextraktorech (Tuf a Tvardík 2005) po dobu 14 dní. Ze získaného materiálu byla hodnocena společenstva stonožek, stonoženek, mnohonožek a štírků, vyjádřená v počtu kusů na metr čtvereční.

U stonožek proběhla pomocí mikroskopu a stereomikroskopu determinace až na druhovou úroveň, zatímco u stonoženek do úrovně čeledí. Determinace probíhala s pomocí dostupných klíčů:

- stonožky: Attems (1929), Brolemann (1930), Folkmanová (1959), Eason (1964), Kaczmarek (1979), Koren (1986, 1992)
- stonoženky: Hansen (1903), Dobroruka (1959), Edwards (1959), Scheller (1961, 1978, 1990), Andersson a kol. (2005)

Současná nomenklatura je v souladu s Fauna Europea (Scheller 2004, Enghoff 2004). Taxonomické řazení je uvedeno v příloze VI.

3.4 Společenstva epigeonu



Veškerý materiál pro hodnocení vlivu výsadeb borovice kleče na společenstva epigeonu byl získán od RNDr. Tomáše Kurase, Ph.D., Mgr. Petra Mařáka a Bc. Josefa Kašáka.

V rámci jejich práce byly na studijní ploše pod Petrovými kameny umístěny padací zemní formalínové pasti (Adis 1979), které slouží k získání bohatého a reprezentativního vzorku epigeonu dané lokality (Green 1999). Zemní pasti tvořily plastové kelímky (průměr 7 cm, hloubka 9 cm) zapuštěné do země tak, aby nepřevyšovaly okolní terén a poté z 1/3 naplněny 3-4% konzervačním roztokem formaldehydu. Pasti byly instalovány 3.6.2005 a následně vybírány v přibližně měsíčních intervalech do 8.10.2005, kdy proběhlo jejich odstranění. Pro zjištění vlivu kleče byly trojice pastí instalovány do čtyřech různě velkých polykormonů kleče. Dále bylo vždy po osmnácti pastech umístěno do dominantních společenstev studované plochy zahrnující subalpínskou brusnicovou vegetaci, subalpínské vysokostébelné trávníky a subalpínské kapradinové nivy. Další pasti byly umístěny do alpínských zapojených trávníků (3 pasti), alpínských a boreálních vřesovišť (3 pasti) a horských třtinových smrčín (9 pastí). Celkově bylo instalováno 81 pastí, jejichž rozmístění a bližší charakteristiku podává příloha II. a III. Metodika sběru materiálu byla převzata a upravena z prací Mařáka (2006) a Kašáka (2007).

Ze získaného materiálu byly vytříděny zájmové skupiny epigeonu; stonožky, mnohonožky a sekáči. U stonožek a sekáčů proběhla determinace na druhovou úroveň pomocí stereomikroskopu a s využitím dostupných klíčů:

- stonožky: Attems (1929), Brolemann (1930), Folkmanová (1959), Eason (1964), Kaczmarek (1979), Koren (1986, 1992)
- sekáči: Šilhavý (1959) a Martens (1978)

Současná nomenklatura je v souladu s Fauna Europea (Enghoff 2004, Martens 2004).

Taxonomické řazení je uvedeno v příloze VI.

3.5 Analýza dat



Pro otestování závislosti společenstev půdních bezobratlých na typu biotopu byla použita mnohorozměrná analýza ve statistickém programu CANOCO (Ter Braak a Šmilauer 1998). Podobnost lokalit na základě slehlosti, chemických analýz, rychlosti rozkladu celulózy a početnosti makrofauny byla hodnocena pomocí jednocestné ANOVy s následným Tukeyho testem kontrastů mezi lokalitami. Tyto analýzy byly provedeny v programu Analyse-it for Microsoft Excel (www.analyse-it.com), stejně jako korelační Pearsonův koeficient mezi velikostí středního zrna a nadmořskou výškou lokality. V programu Microsoft Excel byly vytvořeny i tabulkové výstupy uvedené v diplomové práci. Pro shlukovou analýzu podobnosti biotopů podle struktury společenstev epigeonu byl použit statistický program JPM (SAS 1994).

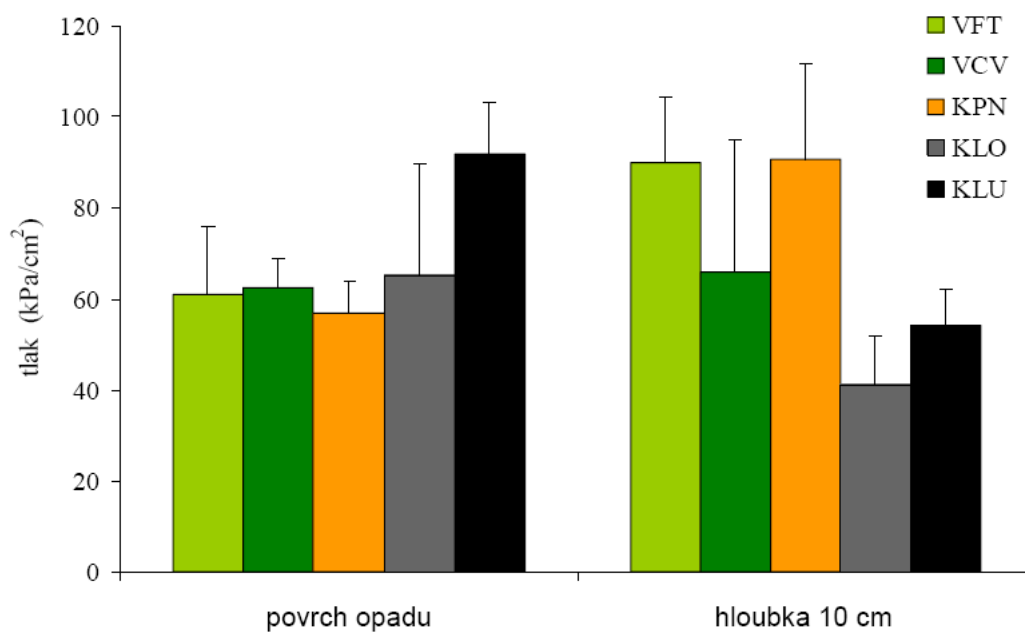
4. Výsledky

4.1. Fyzikální, chemické a biologické parametry půd

4.1.1 Slehlost půd

Podle prvního sledovaného fyzikálního parametru slehlosti půd (obrázek 1), můžeme půdy sledovaných lokalit hodnotit jako středně propustné. Nejvyšší hodnota slehlosti vrstvy opadu byla nalezena uvnitř klečových porostů ($91,6 \pm 11,4 \text{ kPa/cm}^2$) a na jejich okraji ($65 \pm 24,5 \text{ kPa/cm}^2$). Naopak nejméně slehlá byla vrstva opadu v kapradinových nivách ($56,6 \pm 7,4 \text{ kPa/cm}^2$). Výsledky analýz však neprokázaly signifikantní rozdíly ($F = 2,15$, $p = 0,1121$) ve slehlosti vrstvy opadu srovnávaných lokalit.

Opačné výsledky byly zjištěny ve slehlosti minerální vrstvy (hloubka 5-10cm), kde nejvyšší hodnoty byly nalezeny ve společenstvu kapradinových niv ($90,8 \pm 20,8 \text{ kPa/cm}^2$) těsně následované vyfoukávanými trávníky ($90 \pm 14,1 \text{ kPa/cm}^2$). Oproti vrstvě opadu byla nejvíce „načechraná“ minerální vrstva v porostech kleče ($54,2 \pm 7,9 \text{ kPa/cm}^2$) a jejich okraji ($40,9 \pm 11,0 \text{ kPa/cm}^2$). Výsledky analýz testu ukázaly signifikantní rozdíly ($F = 7,15$, $p = 0,0010$) ve slehlosti minerální vrstvy půd mezi lokalitami s bylinným porostem (vyfoukávané trávníky, kapradinové nivy) a lokalitami s porosty kleče. Lokalita se společenstvy brusnicové vegetace se od ostatních nelišila (tabulka 3). Přehled hodnot slehlosti půd udává příloha IV.



Obrázek 1: Slehlost půd na jednotlivých lokalitách (průměr + směrodatná odchylka)

Tabulka 3: Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů slehlosti půd v minerální vrstvě sledovaných lokalit

minerální vrstva	n	Průměr	SD	SE
VFT	5	90	12,2	5,48
VCV	5	64	25,5	11,42
KPN	5	94	19,4	8,65
KLU	5	56,7	8,8	3,94
KLO	5	46,7	16,2	7,23

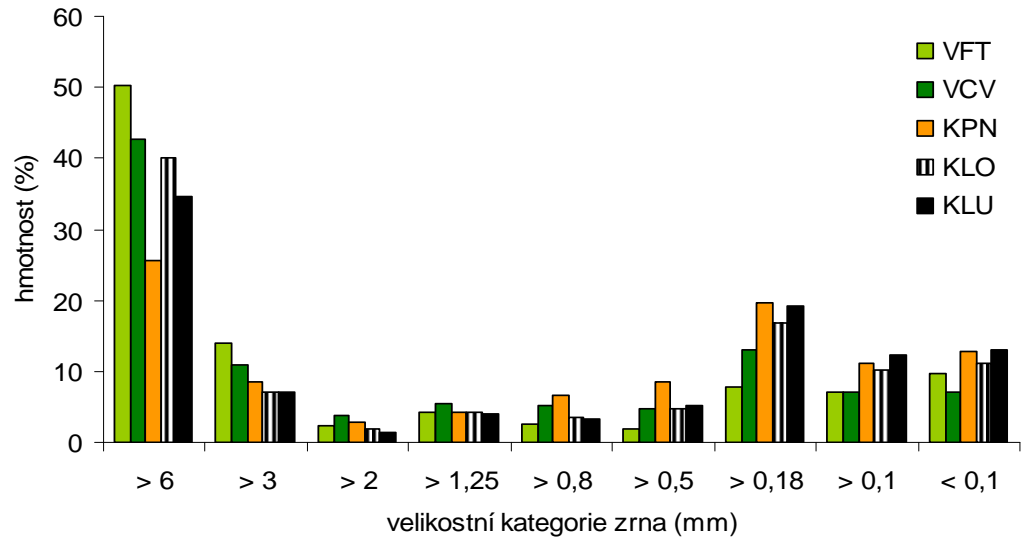
zdroj variability	SSq	DF	MSq	F	p
mezi výběry	8669,333	4	2167,3	7,15	0,0010
všechny výběry	6062,222	20	303,1		
celkem	14731,56	24			

společenstvo	rozdíl	Tukey 95% CI	
VFT v VCV	26,0	-6,9 to 58,9	
VFT v KPN	-4,0	-36,9 to 28,9	
VFT v KLU	33,3	0,4 to 66,3	signifikantní
VFT v KLO	43,3	10,4 to 76,3	signifikantní
VCV v KPN	-30,0	-62,9 to 2,9	
VCV v KLU	7,3	-25,6 to 40,3	
VCV v KLO	17,3	-15,6 to 50,3	
KPN v KLU	37,3	4,4 to 70,3	signifikantní
KPN v KLO	47,3	14,4 to 80,3	signifikantní
KLU v KLO	10,0	-22,9 to 42,9	

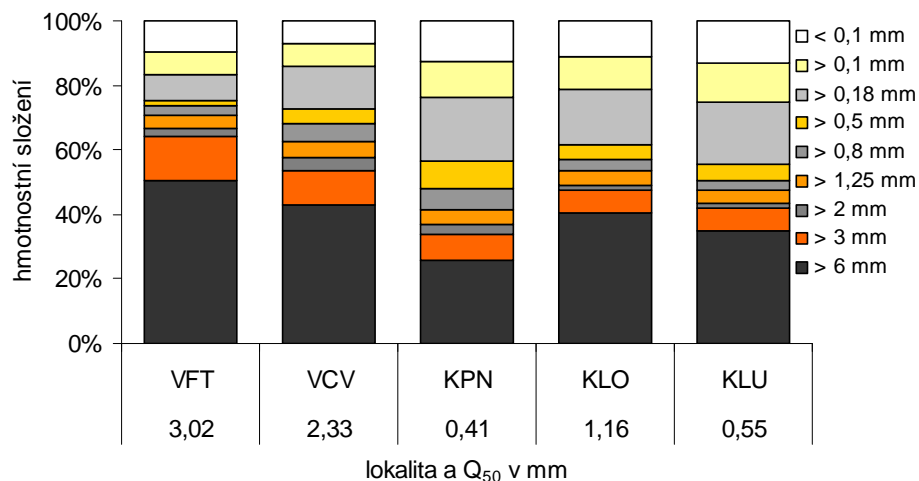
4.1.2 Zrnitostní rozbor půd

Na základě zrnitostního rozboru půd studovaných lokalit (obrázek 2 a 3) byla nejvyšší skeletevitost půd zjištěna ve společenstvech vyfoukávaných trávníků a brusnicové vegetace. Naproti tomu nejnižší zastoupení největších zrn bylo ve společenstvech kapradinových niv. Ty se také společně s porosty kleče vyznačovaly vysokým zastoupením nejjemnějších frakcí zrnitostního rozboru.

Velikost středního zrna Q_{50} byla korelována s nadmořskou výškou lokalit (Pearsonův $r = 0,84$, 95% konf.interv. $-0,17-0,99$, 2-tailed $p = 0,0761$). Z toho vyplývá, že s klesající nadmořskou výškou společenstev se zmenšovala i velikost středního zrna Q_{50} ; VFT (3,02 mm) > VCV (2,33 mm) > KLO (1,16 mm) > KLU (0,55 mm) > KPN (0,41 mm). Hodnoty velikosti středního zrna Q_{50} pro jednotlivé lokality jsou uvedeny v příloze IV.



Obrázek 2: Hmotnostní zastoupení velikostních frakcí v půdách jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů, z analýzy vyloučeny kameny větší než 50 mm



Obrázek 3: Hmotnostní zastoupení velikostních frakcí v půdách v rámci jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů s prezentovanou velikostí středního zrna Q₅₀. Z analýzy byly vyloučeny kameny větší než 50 mm

4.1.3 Hodnota půdního pH

Kyselost půd byla na jednotlivých lokalitách měřena v minerální vrstvě (hloubka 10 cm) a její hodnoty se pohybovaly od 3,09 na okraj klečových porostů po 3,87 ve společenstvu vyfoukávaných trávníků. Jak uvádí tabulka 4, nejkyselější půda byla zjištěna na okrajích klečových porostů ($\text{pH } 3,33 \pm 0,10$). Nejzásaditější půdy naopak představovalo společenstvo vyfoukávaných trávníků ($3,62 \pm 0,23$). Nicméně výsledky analýz nenašly signifikantní rozdíly v pH půd jednotlivých lokalit ($F = 1,86, p = 0,1943$).

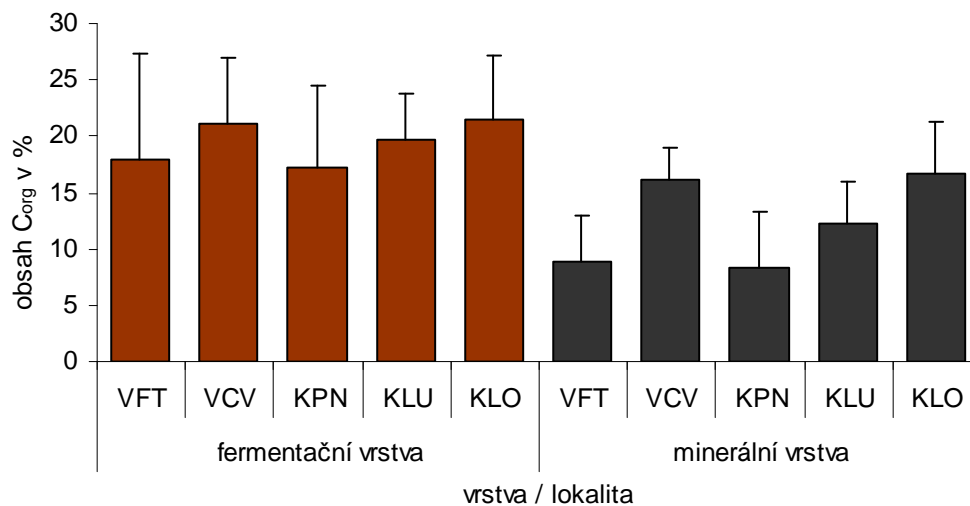
Tabulka 4: Míra kyselosti (pH) minerální vrstvy půd na srovnávaných lokalitách v prostoru Petrových kamenů. Prezentován průměr a směrodatná odchylka

lokality	pH
VFT	3,62 ± 0,23
VCV	3,33 ± 0,20
KPN	3,47 ± 0,36
KLO	3,17 ± 0,09
KLU	3,33 ± 0,10

4.1.4 Obsah organického uhlíku (C_{org}) v půdách

Při stanovování obsahu organického uhlíku v půdách jednotlivých lokalit byla hodnocena zvlášť fermentační vrstva (s rozkládajícím se detritem, hloubka 0-5 cm) a minerální vrstva (hloubka 10 cm). Nejnižší obsah uhlíku (obrázek 4) v obou vrstvách byl nalezen v bylinných společenstvech (KPN – fermentační vrstva $17,24 \pm 7,20$ % minerální vrstva $8,29 \pm 4,94$ %; VFT – fermentační vrstva $17,93 \pm 9,44$ %, minerální vrstva $8,82 \pm 4,20$ %), ačkoliv ve společenstvu vyfoukávaných trávniku byla zjištěna nejvyšší koncentrace C_{org} z jednoho vzorku ($32,46$ %). Naopak nejbohatší na obsah C_{org} v půdách bylo společenstvo brusnicové vegetace (fermentační vrstva $21,15 \pm 5,87$ %, minerální vrstva $16,12 \pm 2,95$ %) a okraj klečového porostu (fermentační vrstva $21,53 \pm 5,60$ %, minerální vrstva $16,74 \pm 4,49$ %).

Výsledky analýz ANOVy a Tukeyho testu však nenašly žádné signifikantní rozdíly v obsahu C_{org} ve fermentační vrstvě půd ($F = 0,71$, $p = 0,5899$). Naopak v obsahu C_{org} v minerální vrstvě půd byly nalezeny signifikantní rozdíly ($F = 7,79$, $p = 0,0001$) u výše zmíněných lokalit (tabulka 5), neboli společenstvo brusnic a okraje klečového porostu se statisticky lišilo od vyfoukávaných trávníků a kapradinových niv. Uvnitř těchto dvojic, stejně jako u obsahu C_{org} v půdě interiéru kleče rozdíly zjištěny nebyly. Přehled obsahu C_{org} na jednotlivých lokalitách udává příloha IV.



Obrázek 4: Obsah organického uhlíku ve fermentační a minerální vrstvě půd jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů. Prezentován průměr + směrodatná odchylka

Tabulka 5: Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v obsahu C_{org} v minerální vrstvě půd jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů

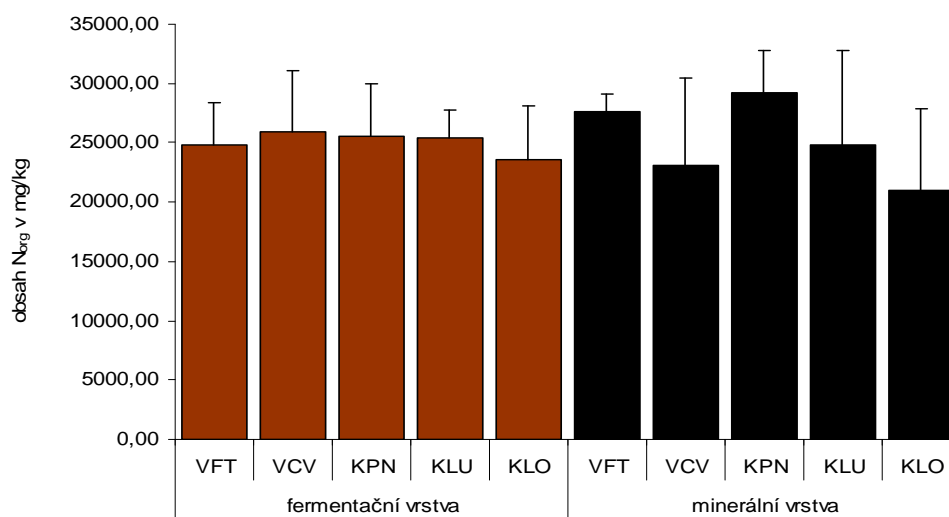
obsah C _{org}	n	Průměr	SD	SE
KLO	9	16,750	4,488	1,4959
VFT	7	8,824	4,201	1,5878
KLU	9	12,300	3,605	1,2018
VCV	9	16,120	2,951	0,9838
KPN	8	8,285	4,934	1,7477

zdroj variability	SSq	DF	MSq	F	p
obsah C _{org}	515,383	4	128,846	7,79	0,0001
všechny výběry	611,750	37	16,534		
celkem	1127,132	41			

společenstvo	rozdíl	Tukey 95% CI	signifikantní
KLO v VFT	7,926	2,051 to 13,800	signifikantní
KLO v KLU	4,450	-1,045 to 9,945	
KLO v VCV	0,630	-4,865 to 6,125	
KLO v KPN	8,465	2,801 to 14,129	signifikantní
VFT v KLU	-3,476	-9,350 to 2,399	
VFT v VCV	-7,296	-13,170 to -1,421	signifikantní
VFT v KPN	0,539	-5,494 to 6,572	
KLU v VCV	-3,820	-9,315 to 1,675	
KLU v KPN	4,015	-1,649 to 9,679	
VCV v KPN	7,835	2,171 to 13,499	signifikantní

4.1.5 Obsah organické dusíku (N_{org}) v půdách

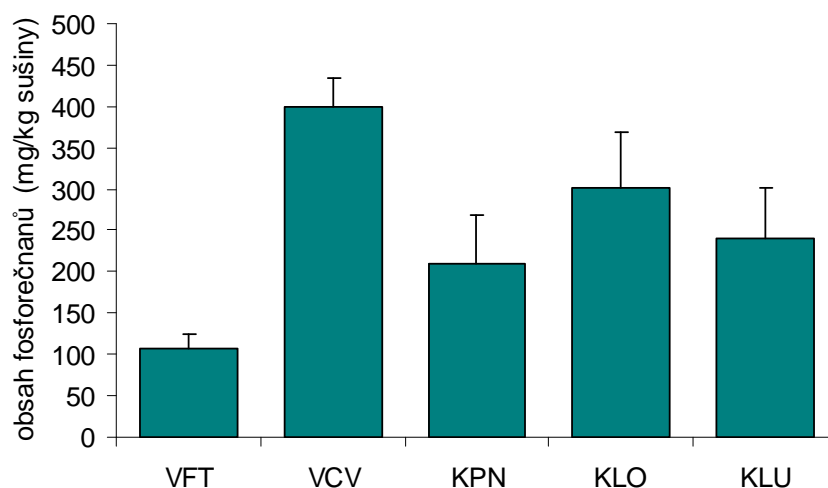
V půdách jednotlivých lokalit byl stanovován obsah organického dusíku, přičemž pozornost byla zaměřena zvláště na fermentační vrstvu (s rozkládajícím se detritem, hloubka 0-5 cm), tak i na vrstvu minerální (hloubka 10 cm). Ve fermentační vrstvě se obsah dusíku mezi jednotlivými lokalitami lišil jen málo (obrázek 5). Nejnižší hodnota byla zjištěna na okraji klečových porostů ($23624,98 \pm 4464,40$ mg/kg) a nejvyšší ve společenstvu brusnic ($25934,24 \pm 5153,30$ mg/kg). Naproti tomu rozdíly v obsahu N_{org} v minerální vrstvě půd mezi lokalitami byly výraznější. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v bylinných společenstvech kapradinových niv ($29222,93 \pm 3573,66$ mg/kg) a vyfoukávaných trávníků ($27592,41 \pm 1540,03$ mg/kg). Nejnižší obsah N_{org} v minerální vrstvě půd byl stejně jako u fermentační vrstvy nalezen na okraji klečových porostů ($21012,30 \pm 6805,90$ mg/kg). Výsledky analýz však nenašly signifikantní rozdíly v obsahu organického dusíku ani v jedné ze dvou studovaných vrstev (fermentační vrstva $F = 2,49$, $p = 0,058$; minerální vrstva $F = 0,38$, $p = 0,8164$). Přehled obsahu N_{org} na jednotlivých lokalitách udává příloha IV.



Obrázek 5: Obsah organického dusíku ve fermentační a minerální vrstvě půd jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů. Prezentován průměr + směrodatná odchylka

4.1.6 Obsah fosforu (PO_4^{3-}) v půdách

V minerální vrstvě půd (hloubka 10 cm) jednotlivých lokalit byl stanovován obsah fosforečnanových iontů. Jejich nejnižší obsah laboratorní testy ukázaly v půdách vyfoukávaných trávníků ($107,67 \pm 17,21$ mg/kg), nejvyšší naopak v přilehlém společenstvu brusnicové vegetace ($400 \pm 35,38$ mg/kg). Půdy ostatních lokalit se vyznačovaly středními hodnotami fosforečnanových iontů (obrázek 6) a mezi nimi a dvěma výše uvedenými lokalitami nebyly zjištěny signifikantní rozdíly. Naproti tomu se v obsahu fosforečnanových iontů statisticky významně lišily ($F = 13,43$, $p = 0,0005$) společenstva vyfoukávaných trávníků a brusnicové vegetace (tabulka 6). Přehled obsahu PO_4^{3-} na jednotlivých lokalitách udává příloha IV.



Obrázek 6: Obsah fosforečnanových iontů v půdách jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů. Prezentován průměr + směrodatná odchylka

Tabulka 6: ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v obsahu PO_4^{3-} v minerální vrstvě půd jednotlivých lokalit v prostoru Petrových kamenů

obsah P	n	Mean	SD	SE
VFT	3	107,667	17,214	9,9387
VCV	3	400,000	35,384	20,4287
KPN	3	210,333	58,620	33,8444
KLO	3	301,000	67,978	39,2471
KLU	3	241,000	59,304	34,2394

Source of variation	SSq	DF	MSq	F	p
obsah P	140982,667	4	35245,667	13,43	0,0005
Within cells	26245,333	10	2624,533		
Total	167228,000	14			

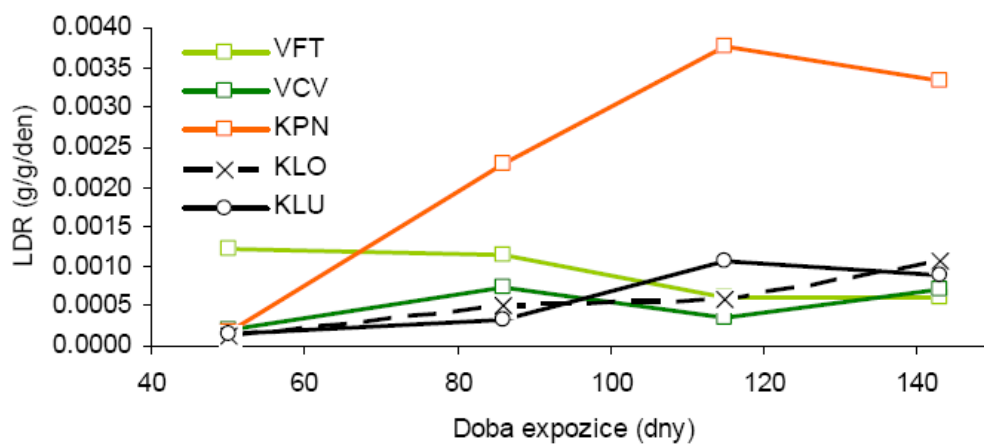
Contrast	Difference	Tukey		
		95% CI		
VFT v VCV	-292,333	-429,997	to -154,670	(significant)
VFT v KPN	-102,667	-240,330	to 34,997	
VFT v KLO	-193,333	-330,997	to -55,670	(significant)
VFT v KLU	-133,333	-270,997	to 4,330	
VCV v KPN	189,667	52,003	to 327,330	(significant)
VCV v KLO	99,000	-38,664	to 236,664	
VCV v KLU	159,000	21,336	to 296,664	(significant)
KPN v KLO	-90,667	-228,330	to 46,997	
KPN v KLU	-30,667	-168,330	to 106,997	
KLO v KLU	60,000	-77,664	to 197,664	

4.1.7 Celulolytická aktivita půd

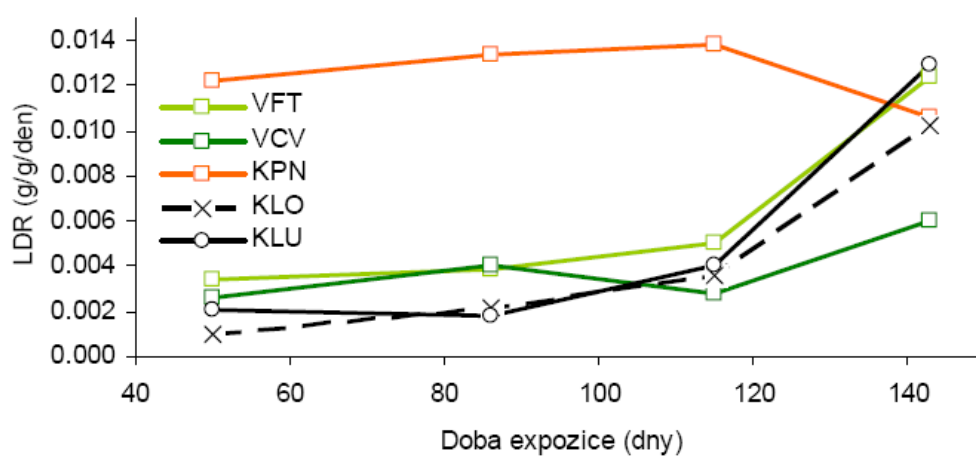
V rámci určení vlivu výsadeb borovice kleče na biologickou aktivitu půd studovaných lokalit byla pozornost zaměřena na rozklad modelové celulózy instalované na povrchu (opadu) a ve fermentační vrstvě (hloubka 3-5 cm) půd. Z přiložených grafů (obrázek 7) je zřejmé, že nejvyšší hodnoty rychlosti rozkladu celulózy byly zjištěny v prostředí kapradinových niv. Tento trend je zvláště patrný v jejich fermentační vrstvě, kde již po prvním odběru (expozice 50 dní) dosáhla rychlost rozkladu celulózy téměř svého maxima a dál už se výrazně neměnila.

Druhým srovnávaným parametrem byla hmotnost zbytku nerozložené celulózy. Ta se v případě celulózy umístěné na povrchu signifikantně lišila ($F = 6,63$, $p = 0,0071$) mezi společenstvy kapradinových niv a ostatními lokalitami (obrázek 8, tabulka 7). Naproti tomu rozdíly mezi hmotnostmi nerozložené celulózy instalované do fermentační vrstvy půd jednotlivých lokalit nebyly signifikantní ($F = 0,39$, $p = 0,8097$).

Grafy srovnání rychlosti rozkladu celulózy na povrchu a ve fermentační vrstvě pro jednotlivé lokality, včetně variability, jsou uvedeny v příloze V. Přehled rychlosti rozkladu modelové celulózy udává příloha IV.

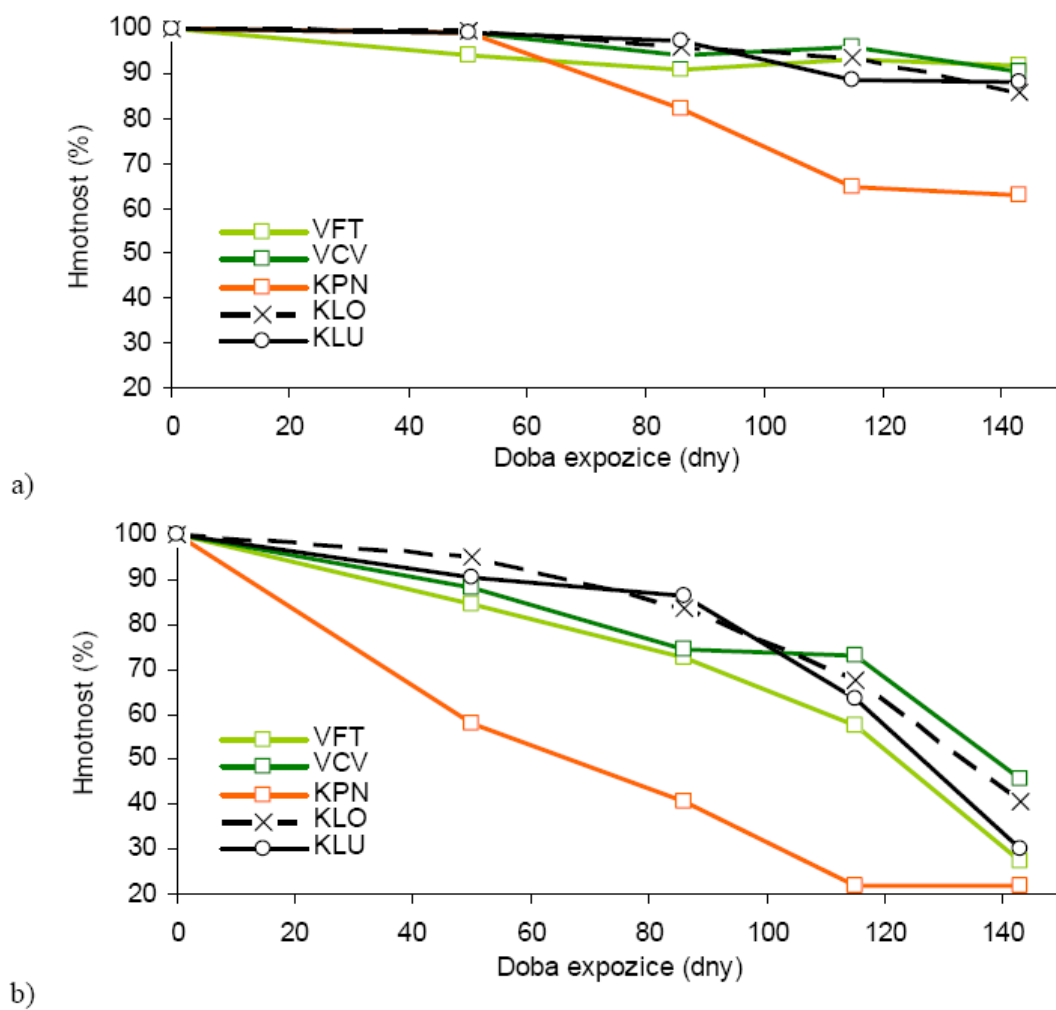


a)



b)

Obrázek 7: Srovnání rychlosti rozkladu celulózy (LDR) na jednotlivých lokalitách v závislosti na pozici instalovaného vzorku. a) na povrchu půdy či opadu, b) ve fermentační vrstvě



Obrázek 8: Srovnání intenzity rozkladu celulózy (% původní hmotnosti) na jednotlivých lokalitách v závislosti na pozici instalovaného vzorku. a) na povrchu půdy či opadu, b) ve fermentační vrstvě

Tabulka 7: Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v hmotnosti zbytku nerozložené celulózy (%) instalované na jednotlivých lokalitách na povrchu opadu po 142 denní expozici.

celulóza povrch	n	Průměr	SD	SE
VFT	3	91,82	5,17	2,99
VCV	3	90,35	4,21	2,43
KPN	3	88,11	6,00	3,46
KLU	3	85,90	6,32	3,65
KLO	3	63,20	13,90	8,03

zdroj variability	SSq	DF	MSq	F	p
celulóza povrch	1664,01	4	416,00	6,63	0,0071
všechny výběry	627,45	10	62,74		
celkem	2291,46	14			

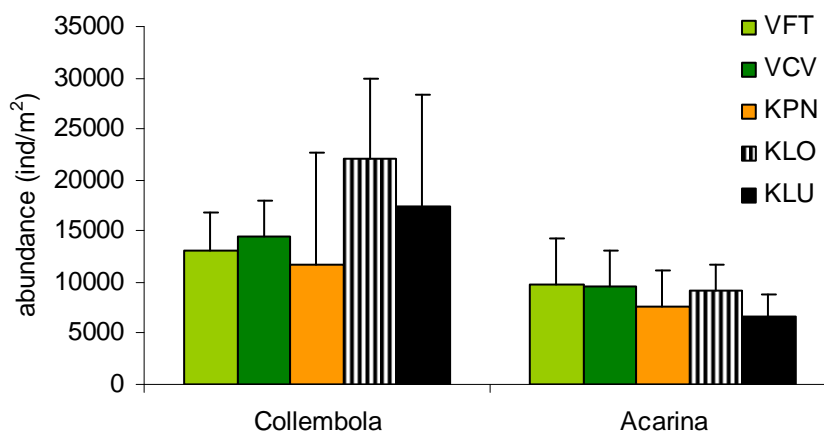
společenstvo	rozdíl	Tukey 95% CI		
VFT v VCV	1,4730	-19,8125	to 22,7584	
VFT v KLU	3,7112	-17,5742	to 24,9967	
VFT v KLO	5,9151	-15,3703	to 27,2005	
VFT v KPN	28,6239	7,3384	to 49,9093	signifikantní
VCV v KLU	2,2383	-19,0472	to 23,5237	
VCV v KLO	4,4421	-16,8433	to 25,7276	
VCV v KPN	27,1509	5,8655	to 48,4363	signifikantní
KLU v KLO	2,2039	-19,0815	to 23,4893	
KLU v KPN	24,9126	3,6272	to 46,1981	signifikantní
KLO v KPN	22,7087	1,4233	to 43,9942	signifikantní

4.2. Společenstva edafonu

Na modifikaci fyzikálních a chemických parametrů půd výsadbami borovice kleče by měli citlivě reagovat i zástupci edafonu. V rámci komparace půdního systému jednotlivých lokalit byla pozornost zaměřena i na změny početnosti půdní mezofauny a makrofauny.

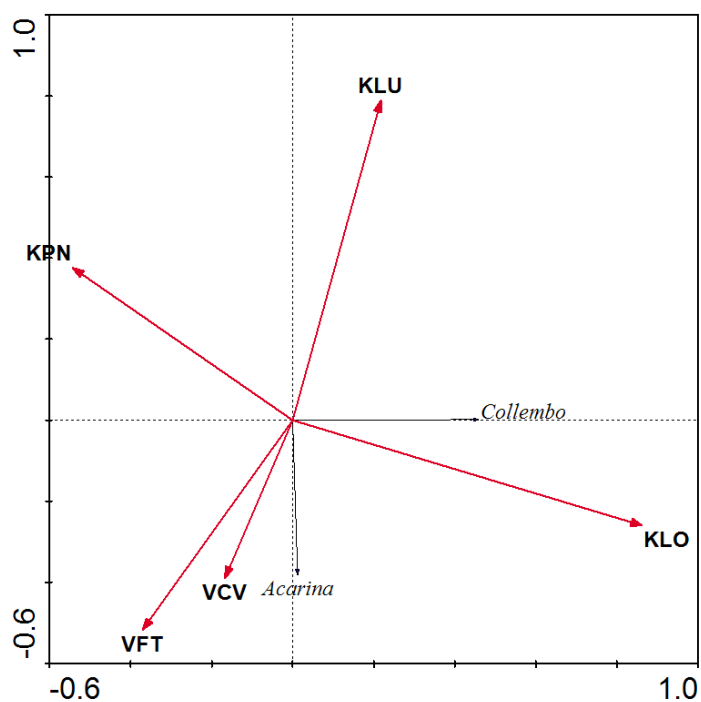
4.2.1 Společenstva půdní mezofauny

Mezi zástupce půdní mezofauny bývají tradičně řazeni chvostokoci a roztoči. Jejich průměrné abundance v jednotlivých společenstvech představuje obrázek 9, ze kterého je patrná nejvyšší početnost společenstva chvostokoků v porostech kleče a naopak jejich nejnížší zastoupení v kapradinových nivách. Abundance roztočů byla na všech sledovaných lokalitách poměrně vyrovnaná s nejvyšší početností v půdách vyfoukávaných trávníků. Nicméně analýzy neprokázaly mezi sledovanými lokalitami signifikantní rozdíly.



Obrázek 9: Srovnání početnosti významných skupin půdní mezofauny – chvostoskoků (Collembola) a roztočů (Acarina). Prezentován průměr + směrodatná odchylka

K otestování vazby chvostoskoků na jednotlivé biotopy byla provedena RDA analýza. Její model vysvětlil 20,2% celkové variability (obrázek 10) a význam jednotlivých lokalit (faktorů) je prezentován v tabulce 8. Žádný z těchto faktorů však neměl signifikantní vliv. Z RDA modelu je také zjevná nejvyšší abundance chvostoskoků v porostech kleče, nebo na jejích okraji.



Obrázek 10: RDA ordinační graf ilustrující distribuci půdní mezofauny na jednotlivých lokalitách. 1. kanonická osa vysvětluje 18,2 % a 2. osa 2 % variability

Tabulka 8: Význam jednotlivých faktorů (lokalit) pro distribuci společenstev půdní mezofauny

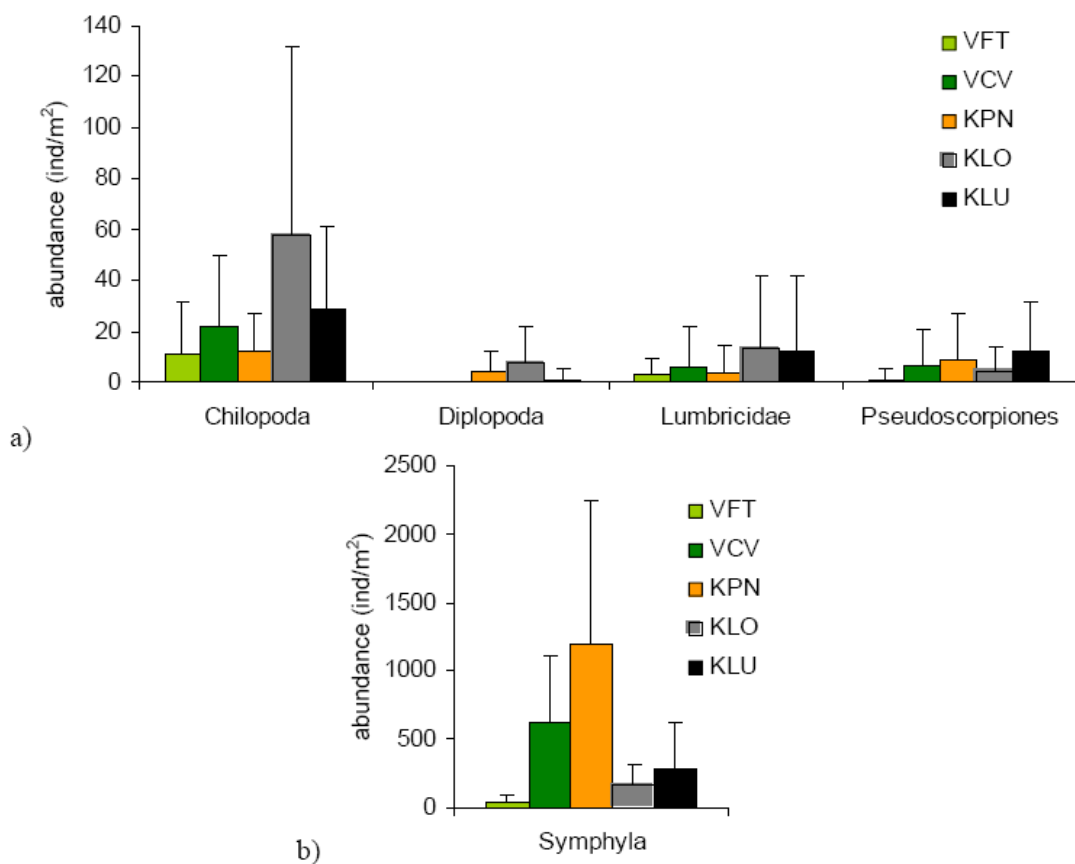
Variable	Var,N	LambdaA	P	F
KLO	4	0,14	0,072	3,64
KLU	3	0,04	0,282	1,29
KPN	5	0,02	0,618	0,39
VFT	1	0,00	0,872	0,08

4.2.2 Společenstva půdní makrofauny

Vliv výsadeb borovic kleče na půdní makrofaunu byl studován na stejných lokalitách jako společenstva mezofauny. Mezi zástupce makrofauny byla zařazena i skupina stonoženek patřící přes své menší rozměry na její rozmezí. V rámci lokalit v prostoru Petrových kamenů v NPR Praděd patří stonoženky mezi dominantní zástupce půdní fauny a jejich abundance zde dosahují vysokých hodnot. Kromě stonoženek byly mezi modelové skupiny zahrnuty stonožky, mnohonožky, žížaly a štírci.

Celkem bylo z odebraného materiálu získáno 2665 jedinců stonoženek, 135 stonožek, 15 mnohonožek, 38 žížal a 62 štírců. Ze skupin byly na druhovou úroveň určeny stonožky a mnohonožky. V rámci stonožek bylo na všech lokalitách objeveno pět druhů ve třech čeledích. Nejpočetnějšími druhy byly *Lithobius mutabilis* (48 jedinců) a *Strigamia acuminata* (21 jedinců). Naopak pouze v jednom exempláři byl z půdních vzorků získán druh *Lithobius forficatus*. Získaný materiál mnohonožek představovali převážně juvenilní jedinci rodu *Leptoiulus* sp. Zástupci stonoženek náleželi do dvou čeledí, z nichž výrazně dominovala čeleď Scolopendrellidae (2384 jedinců) oproti zástupcům čeledi Scutigerellidae (281 jedinců).

Všechny skupiny makrofauny dosahovaly nejvyšších abundancí v porostech kleče, kromě stonoženek, které byly nejpočetnější v kapradinových nivách a brusnicové vegetaci (obrázek 11). Srovnání abundancí makrofauny v půdách jednotlivých lokalit ukázalo, že početnost stonoženek dokázala způsobit signifikantní rozdíl mezi abundancemi v kapradinových nivách a ostatními lokalitami (tabulka 9a). Jiné rozdíly analýza neprokázala. Pokud však byly stonoženky vyloučeny z analýzy, signifikantní rozdíly se objevily v porovnání okrajů porostů kleče s kapradinovými nivami a vyfoukávanými trávníky (tabulka 9b).



Obrázek 11: Abundance jednotlivých skupin půdní makrofauny na jednotlivých lokalitách v prostředí NPR Praděd. Presentován průměr + směrodatná odchylka. a) abundance stonožek (Chilopoda), mnohonožek (Diplopoda), žížal (Lumbricidae) a štírků (Pseudoscorpiones), b) abundance stonoženek (Symphyla)

Tabulka 9: Výsledky ANOVy a Tukeyho testu rozdílů v početnosti půdní makrofauny na jednotlivých lokalitách. a) analýza všech skupin, b) analýza bez stonoženek

a)	abundance	n	Mean	SD	SE
	VFT	102	0,549	1,681	0,1664
	VCV	102	6,853	18,874	1,8689
	KPN	102	12,824	38,014	3,7640
	KLU	102	3,539	10,810	1,0704
	KLO	102	2,539	5,595	0,5540

Source of variation	SSq	DF	MSq	F	p
abundance	9414,757	4	2353,689	6,03	<0,0001
Within cells	197183,559	505	390,462		
Total	206598,316	509			

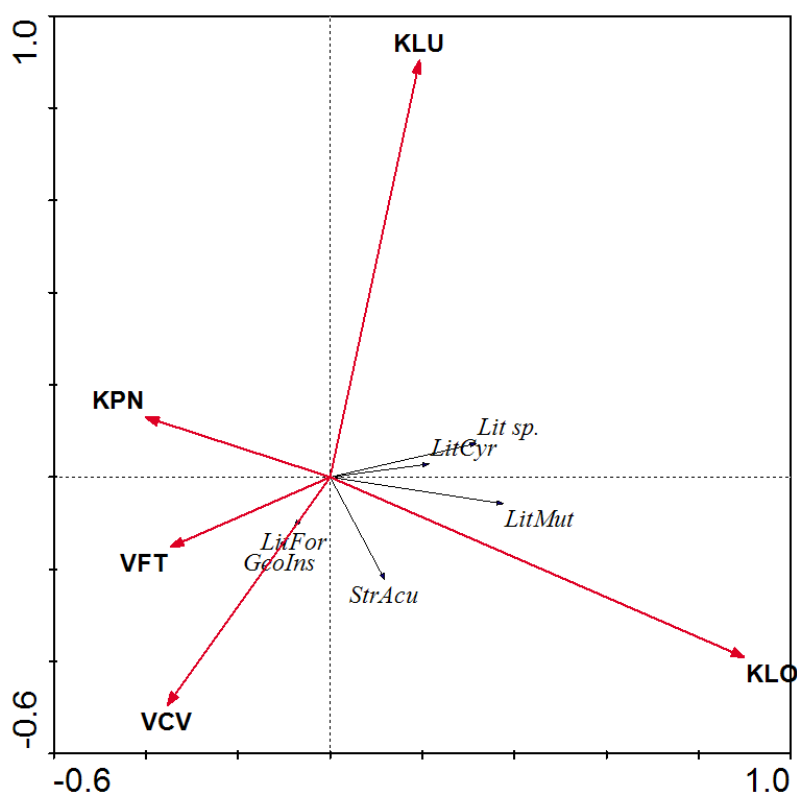
Contrast	Difference	Tukey		
		95% CI		
VFT v VCV	-6,304	-13,879	to 1,271	
VFT v KPN	-12,275	-19,850	to -4,699	(significant)
VFT v KLU	-2,990	-10,565	to 4,585	
VFT v KLO	-1,990	-9,565	to 5,585	
VCV v KPN	-5,971	-13,546	to 1,604	
VCV v KLU	3,314	-4,261	to 10,889	
VCV v KLO	4,314	-3,261	to 11,889	
KPN v KLU	9,284	1,709	to 16,859	(significant)
KPN v KLO	10,284	2,709	to 17,859	(significant)
KLU v KLO	1,000	-6,575	to 8,575	

b)	abundance	n	Mean	SD	SE
	VFT	85	0,188	0,627	0,0680
	VCV	85	0,447	1,086	0,1178
	KPN	85	0,388	0,788	0,0855
	KLU	85	0,718	1,469	0,1593
	KLO	85	1,047	2,577	0,2795

Source of variation	SSq	DF	MSq	F	p
abundance bez	37,614	4	9,404	4,28	0,0021
Within cells	923,224	420	2,198		
Total	960,838	424			

Contrast	Difference	Tukey		
		95% CI		
VFT v VCV	-0,259	-0,882	to 0,364	
VFT v KPN	-0,200	-0,823	to 0,423	
VFT v KLU	-0,529	-1,152	to 0,094	
VFT v KLO	-0,859	-1,482	to -0,236	(significant)
VCV v KPN	0,059	-0,564	to 0,682	
VCV v KLU	-0,271	-0,894	to 0,352	
VCV v KLO	-0,600	-1,223	to 0,023	
KPN v KLU	-0,329	-0,952	to 0,294	
KPN v KLO	-0,659	-1,282	to -0,036	(significant)
KLU v KLO	-0,329	-0,952	to 0,294	

Pro stonožky byl také připraven RDA diagram, který ukazuje vazbu jednotlivých druhů stonožek z půdních vzorků na studované společenstva (obrázek 12). Celkový model vysvětluje 11,7% variability a význam jednotlivých faktorů je uveden v tabulce 9. Model ukázal signifikantní vliv okraje porostu kleče. Stonožka *L. mutabilis* na této lokalitě vykazovala nejvyšší početnost společně s juvenilními stádii stonožek rodu *Lithobius* sp. Hladině významnosti se blížil i význam lokality interiéru klečových porostů. Zemivka *S. acuminata* byla nejvíce zastoupena na okraji klečových porostů a také v brusnicové vegetaci, ve které bylo zjištěno všech pět druhů stonožek. Z toho byly druhy *Lithobius forficatus* a *Geophilus insculptus* zastíženy jen na této lokalitě.

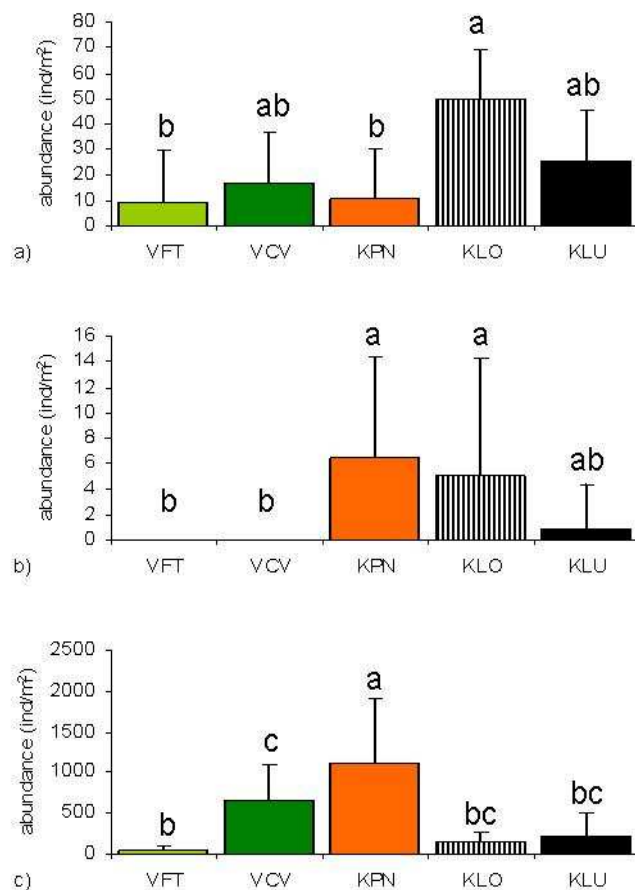


Obrázek 12: RDA analýza distribuce druhů stonožek v půdě v jednotlivých biotopech. 1. kanonická osa vysvětluje 10,4 % a 2. osa 0,9 % variability. LitMut – *L. mutabilis*, LitCyr – *L. cyrtopus*, LitFor – *L. forficatus*, Lit sp. – *Lithobius* sp., StrAcu – *S. acuminata*, GeoIns – *G. insculptus*

Tabulka 10: Význam jednotlivých faktorů (lokalit) pro distribuci jednotlivých druhů stonožek v půdě

variable	Var,N	LambdaA	P	F
KLO	1	0,09	0,004	7,69
KLU	2	0,02	0,072	2,38
VCV	4	0,01	0,826	0,30
KPN	3	0,00	0,924	0,16

V rámci porovnávání rozdílů abundancí jednotlivých druhů na studovaných lokalitách byly zjištěny signifikantní rozdíly u stonožek ($F = 12,72$, $p = <0,0001$), stonožek ($F = 3,71$, $p = 0,0008$) a mnohonožek ($F = 3,35$, $p = 0,014$). U stonožek se lokalita kapradinových niv lišila od všech ostatních stanovišť a lokalita s brusnicovou vegetací se lišila od společenstev vyfoukávaných trávníků (obrázek 13). Naproti tomu u stonožek se signifikantně lišil okraj klečových porostů od společenstev vyfoukávaných trávníků a kapradinových niv. V zastoupení mnohonožek na jednotlivých lokalitách byl zjištěn rozdíl klečovými okraji a kapradinovými nivami oproti vyfoukávaným trávníkům a brusnicovým porostům.



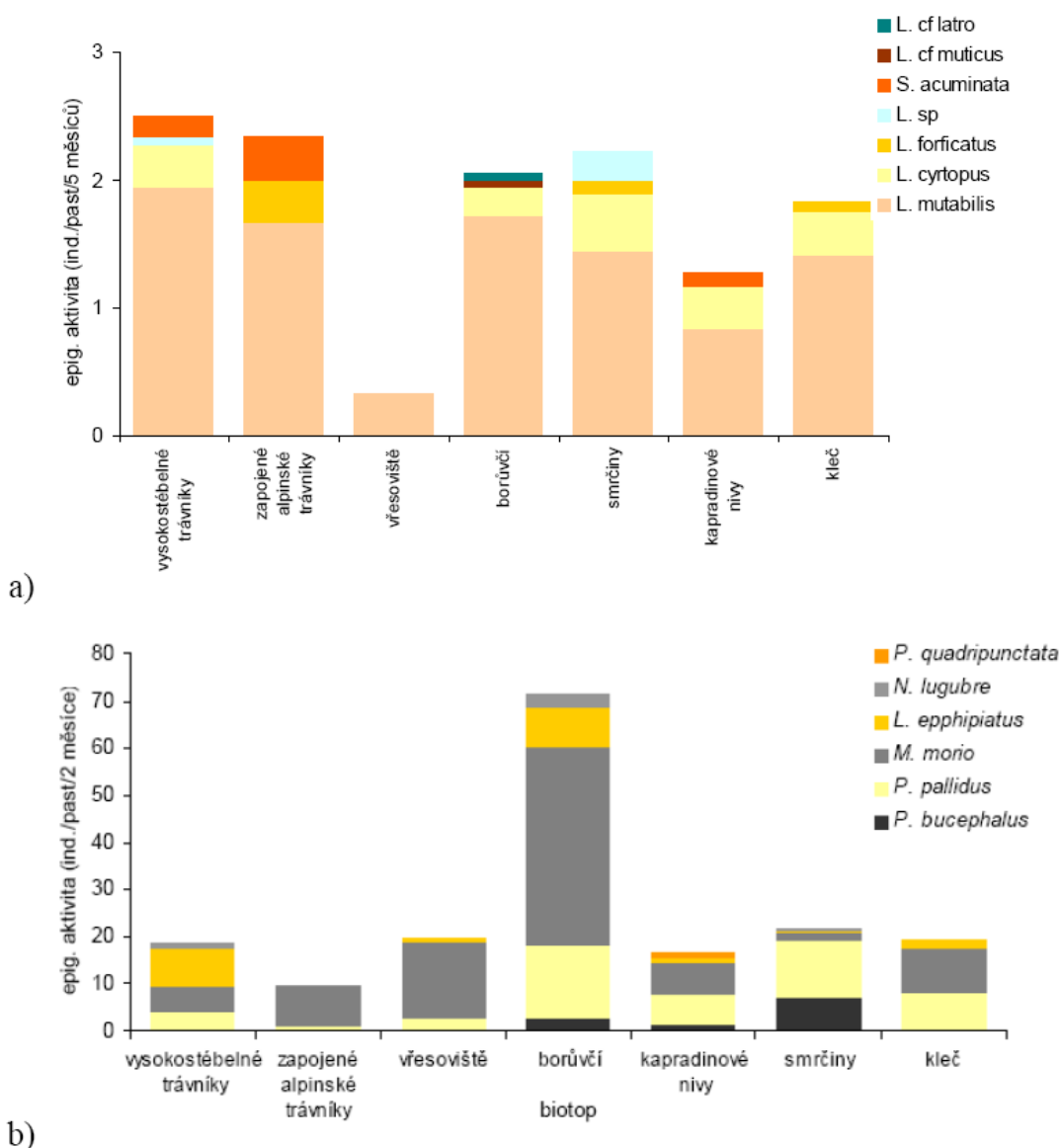
Obrázek 13: Zastoupení signifikantně významných skupin edafonu na jednotlivých lokalitách. Prezentován průměr + směrodatná odchylka, v každém grafu signifikantně významné rozdíly mezi lokalitami jsou znázorněny různými písmeny. a) stonožky b) mnohonožky c) stonožky

4.3. Společenstva epigeonu

Studijní materiál pro hodnocení vlivu výsadeb kleče na společenstva epigeonu byl získán pomocí zemních pastí instalovaných RNDr. Tomášem Kurasem, Ph.D., Mgr. Petrem Mařákem a Bc. Josefem Kašákem do různých biotopů (příloha III.) v prostoru Petrových kamenů v NPR Praděd.

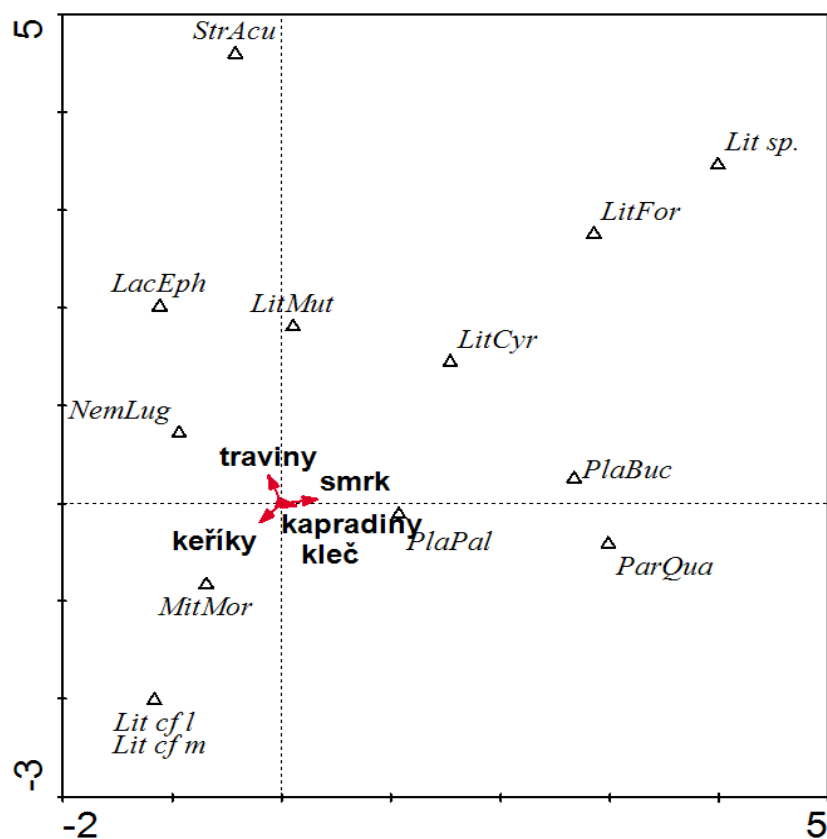
Ze získaného materiálu byly hodnoceny tyto skupiny epigeonu; stonožky, mnohonožky a sekáči. Celkový počet odchycených jedinců dosáhl hodnoty 6871 kusů. Z toho 6385 jedinců připadlo na sekáče, 333 jedinců na mnohonožky a 153 jedinců na stonožky. Do druhové úrovně byla určena skupina sekáčů a stonožek. Sekáči jako nejpočetnější skupina epigeonu byli reprezentováni šesti druhy ve dvou čeledích. Jejich nejpočetnějším zástupcem tvořícím dominantu téměř všech společenstev byl *Mitopus morio* s maximální dominancí v alpínských trávnících a vřesovištích. Naproti tomu smrčínám dominovaly druhy rodu *Platybunus* (*P. bucephalus* a *P. pallidus*). V brusnicové vegetaci a vysokostébelných trávnících se výrazně vyskytoval druh *Lacinius epphiatus* zatímco žlaznatka *Paranemastoma quadripunctata* preferovala kapradinové nivy.

Na základě srovnání velikostí a struktury úlovku stonožek získaného z jednotlivých lokalit (obrázek 14) je zřejmé, že společenstva stonožek preferují travnatá horská společenstva, horské smrčiny a brusnicovou vegetaci. Nejpočetnější druh *L. mutabilis* byl nalezen ve všech biotopech často doprovázen druhem *L. cyrtopus*. Jediný zástupce zemivek *S. acuminata* byl nejčastěji odchycen v travinných biotopech. Podobně jako u sekáčů byly stonožky reprezentovány 6 druhy ve dvou čeledích.



Obrázek 14: Velikost a struktura společenstev epigeonů v jednotlivých biotopech (přepočteno na úlovek z jedné pasty). a) společenstva stonožek (Chilopoda), b) společenstva sekáčů (Opiliones)

Pro otestování významu typu biotopu pro velikost úlovku jednotlivých druhů stonožek a sekáčů byl připraven CCA model, který vysvětlil celkem 36% pozorované variability (obrázek 15). Z jednotlivých typů biotopů se jako významná ukázala společenstva obývajících smrčiny a společenstva travin (tabulka 11). Hladině významnosti se také silně blížila společenstva „keřků“ (tj. borůvčí a vřes). Z polohy jednotlivých druhů vzhledem k šipkám (biotopům) lze odečíst i afinitu druhům k jednotlivým společenstvům, zvláště výraznou u *P. pallidus* k smrčinám, nebo u *M. morio* k vřesu a borůvčí („keřky“).



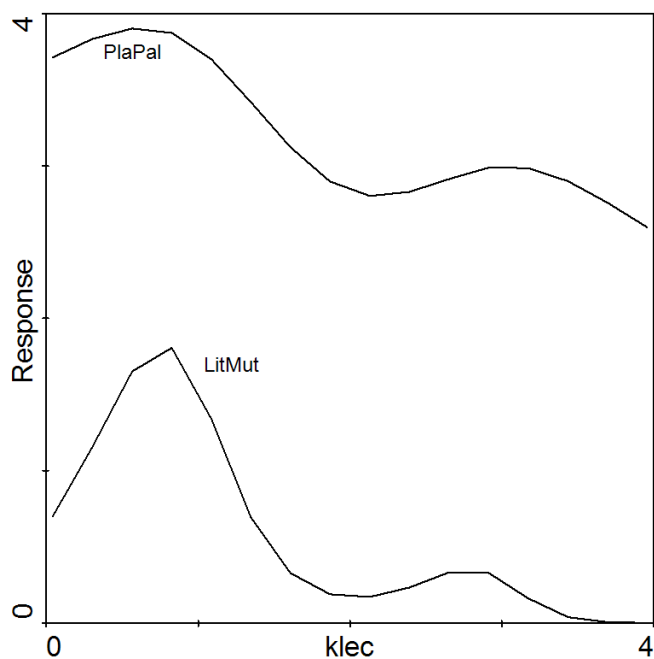
Obrázek 15: CCA analýza distribuce jednotlivých druhů stonožek a sekáčů v zemních pastech v jednotlivých typech biotopů. 1. kanonická osa vysvětluje 20,2 % a 2. osa 10,1 % pozorované variability. Použité zkratky: LitMut – *L. mutabilis*, LitCyr – *L. cyrtopus*, LitFor – *L. forficatus*, Lit sp. – *Lithobius* sp, StrAcu – *S. acuminata*, Lit cf m – *L. cf muticus*, Lit cf l – *L. cf latro*, PlaBuc – *P. bucephalus*, PlaPal – *P. pallidus*, MitMor – *M. morio*, LacEph – *L. epphiatus*, NemLug – *N. lugubre*, ParQua – *P. quadripunctata*

Tabulka 11: Význam různých faktorů (biotopů) v CCA modelu pro distribuci jednotlivých druhů stonožek a sekáčů v zemních pastech

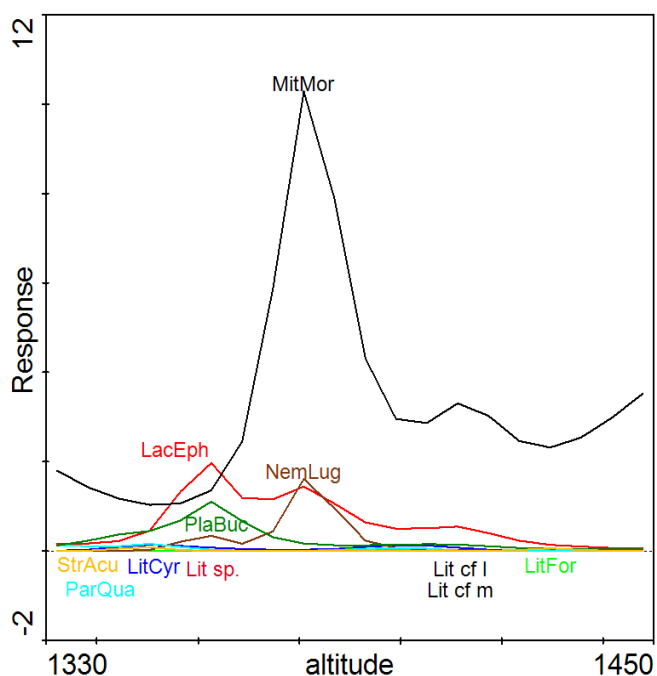
Variable	Var,N	LambdaA	P	F
smrk	4	0,15	0,012	5,77
traviny	1	0,11	0,022	4,04
keřiky	2	0,05	0,064	2,30
kapradiny	5	0,02	0,644	0,58
kleč	3	0,03	0,292	1,18

Z tohoto CCA modelu byl zhotoven generalizovaný aditivní model (GAM) pro vyjádření vztahu jednotlivých druhů ke kleči (obrázek 16). V modelu jsou vyneseny pouze druhy, jejichž reakce na kleč byla signifikantní. Jedná se o nejdominantnější stonožku *Lithobius mutabilis* a dominantního sekáče *Platybunus pallidus* (další dva druhy se signifikantní odpovědí, *L. cf muticus* a *L. cf latro* byly chyceny jen v jednom exempláři mimo kleč). Je patrné, že velikost úlovku početných druhů klesá s velikostí polykormonu kleče. Stejnou odpověď vykazovala i většina ostatních druhů, kromě stonožek *L. cyrtopus*, *L. forficatus* a sekáče *P. quadripunctata*. Pro tyto model předikoval vyšší početnosti ve větších polykormonech, tato predikce však nebyla signifikantní.

Podobně byl připraven také generalizovaný aditivní model pro předpověď velikosti úlovku epigeonu v závislosti na nadmořské výšce lokality (obrázek 17). Ačkoliv tento faktor nebyl signifikantní pro celkové hodnocení materiálu, jako prediktor byl signifikantně významný pro početnost téměř všech druhů epigeonu, vyjma dvou druhů z předchozího grafu (modelu) (tabulka 12). Všechny druhy preferovaly nižší až střední polohy ve svahu.



Obrázek 16: Generalizovaný aditivní model pro faktor kleče. Odpověď pouze pro signifikantní druhy (*Lithobius mutabilis*: $F = 5,68$, $p = 0,000311$, *Platybunus pallidus*: $F = 0,091$, $p = 0,015063$). Pokryvnost kleče: 0 - kleč se v místě nevyskytuje, 1 - polykormon kleče s pokryvností 1-2 m², 2 - polykormon kleče s pokryvností cca 5 m², 3 - polykormon kleče s pokryvností cca 100 m², 4 - polykormon kleče s pokryvností cca 1000 m²

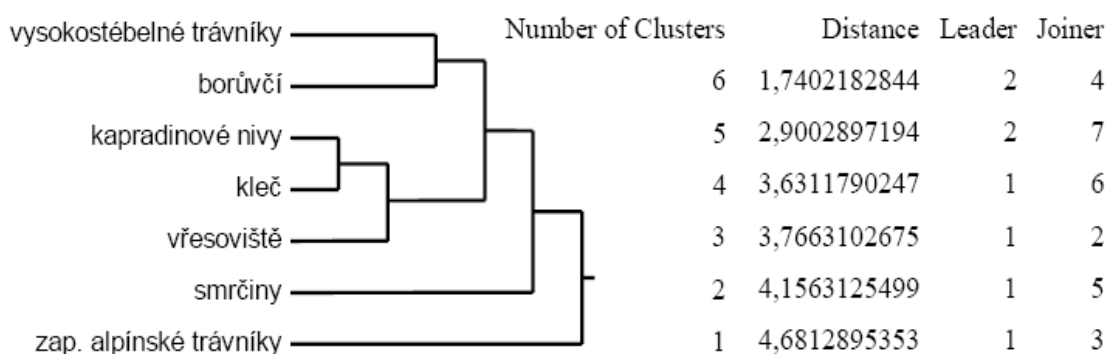


Obrázek 17: Generalizovaný aditivní model pro faktor nadmořská výška. Odpověď pouze pro signifikantní druhy. Přehled druhů a významnosti prediktoru pro jejich reakci viz tabulka 12

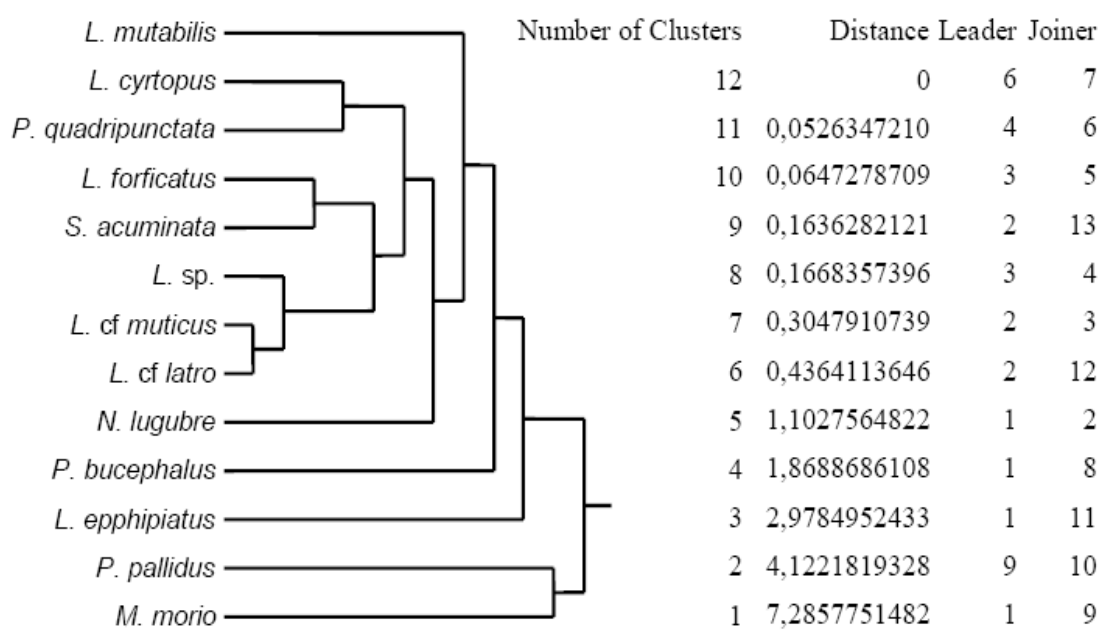
Tabulka 12: Charakteristika generalizovaného aditivního modelu pro numerickou odpověď druhů stonožek a sekáčů na nadmořskou výšku instalované pasti (pouze druhy se signifikantní odpovědí)

		Response	F	p
Predictor(s)	s(altitude,5,9)	<i>L. cf latro</i> (Lit cf l)	44,52	< 1,0e-6
Distribution	Poisson	<i>L. cf muticus</i> (Lit cf m)	44,52	< 1,0e-6
Link function	Log	<i>L. sp</i> (Lit sp)	0,46	< 1,0e-6
Null model resid.DF	404	<i>L. cyrtopus</i> (LitCyr)	3,00	0,0087
		<i>L. forficatus</i> (LitFor)	5,72	1,5E-05
		<i>S. acuminata</i> (StrAcu)	9,35	< 1,0e-6
		<i>L. epphiatus</i> (LacEph)	3,56	0,00210
		<i>M. morio</i> (MitMor)	3,31	0,00394
		<i>N. lugubre</i> (NemLug)	7,52	< 1,0e-6
		<i>P. quadripunctata</i> (ParQua)	8,09	< 1,0e-6
		<i>P. bucephalus</i> (PlaBuc)	2,17	0,04714

Další testovaným kritériem byla podobnost jednotlivých lokalit (biotopů) na základě společenstev epigeonu (obrázek 17). Souhrnně byla použita data o stonožkách a sekáčích. Z výsledků vyplývá, že nejvíce se od ostatních lokalit liší společenstvo alpských trávníků, zatímco nejvíce podobná jsou společenstva kapradinových niv a kleče. Obdobně byla clusterová analýza použita i pro vyhodnocení podobnosti druhů epigeonu podle jejich distribuce na lokalitách (obrázek 18). Největší podobnost měly početně málo zastoupené druhy stonožek *L. cf latro* a *L. cf muticus* a jim blízká skupina juvenilních stonožek *Lithobius* sp. Největší odlišnost od ostatních druhů vykazovaly dominantní druhy sekáčů.



Obrázek 18: Clusterová analýza podobnosti biotopů (lokalit) podle struktury společenstva modelových skupin epigeonu



Obrázek 19: Clusterová analýza podobnosti jednotlivých druhů modelových skupin epigeonu podle jejich distribuce na lokalitách

5. Diskuze

5.1 Fyzikální, chemické a biologické parametry půd

5.1.1 Slehlost půd

Výsledky slehlosti půd přinesly zajímavé výsledky. Zatímco vrstva opadu byla nejslehlejší uvnitř klečových porostů a „nejnačechranější“ ve společenstvech kapradinových niv a vyfoukávaných trávníků, minerální vrstva vykazovala opačné výsledky. V klečových porostech byla výrazně méně slehlá než v kapradinové nivě nebo vyfoukávaných trávnících. Podle Grose a kol. (2004) je půdní struktura v alpínských ekosystémech ovlivněna převážně kořeny rostlin. Velkou roli může hrát jejich délka a biomasa (Miller a Jastrow 1990), nebo hustota. Vysoká hustota kořenů půdu zpevňuje, přesunuje a zvyšuje její objemovou hmotnost, zatím co rostliny s dlouhými křovými kořeny půdu penetrují a uvolňují její kompaktnost (Glinski a Lipiec 1990 in Eviner a Chapin 2003).

Tomu by odpovídala i situace zjištěná na studovaných plochách. Společenstva vyfoukávaných trávníků a kapradinových niv se vyznačují vysokou hustotou rhizosféry, proto vykazují nejvyšší hodnoty slehlosti minerální vrstvy půd. Naproti tomu kleč se svými dlouhými kořeny proniká půdou a uvolňuje její slehlost. Na strukturu půdy má vliv i její oživení (Degens 1997), zvláště pak živočichové, kteří hloubí chodičky, čímž zvyšují počet půdních pórů (Vašků 2008) a tak snižují objemovou hmotnost půd (Troeh a Thompson 1993). Vyšší zastoupení žížal v klečových porostech se tak může projevit na menší slehlosti minerální vrstvy jejich půd.

Rozdíly ve slehlosti opadu mohou být způsobeny v odlišné kvantitě a kvalitě opadu mezi jednotlivými společenstvy a roli může hrát i modifikace mikroklimatických podmínek. Klečové porosty mění vlhkostní a teplotní režim stanoviště (Svoboda 2001), čímž může dojít k ovlivnění cyklů promrzání půd (Marion 1995, Schimel a Clein 1996). Opad kapradinových niv a zvláště pak exponovaných vyfoukávaných trávníků tak snáze promrzá, čímž dochází k jeho promíchávání a nakypření. Tento jev může být silnější zvláště v pozdním podzimu, kdy zem ještě není přikryta izolační vrstvou sněhu a na jaře, kdy později odtávající sníh z klečových porostů (Hogg a Leiffers 1991 in Eviner a Chapin 2003) brání promrzání půdy. Vliv efektu promrzání na nižší vrstvy půdy by měl být menší z důvodu izolačních vlastností opadu (MacKinney 1929, Eviner 2004).

5.1.2 Zrnitostní rozbor půd

Zrnitostní rozbor půd neprokázal žádné signifikantní rozdíly mezi studovanými lokalitami. Nicméně výsledky naznačují (tabulka 2 a 3), že největší skeletovitost půd (zastoupení zrn větších než 6 mm) měla společenstva vyfoukávaných trávníků a její hodnoty klesaly s nižším výškovým umístěním studovaných lokalit na svahu. Podobný trend sledovala i velikost středního zrna Q_{50} . Tento jev může souviset s promýváním půd během srážek a splavováním nejmenších částic do nižších poloh (Mihara 1996).

5.1.3 Hodnota půdního pH

Přestože analýza půdního pH nezjistila signifikantní rozdíly mezi studovanými lokalitami, zjištěné výsledky odpovídaly předpokladu kyselějších půd pod porosty kosodřeviny oproti přirozeným společenstvům alpinské tundry (tabulka 3). Ke stejným výsledkům došel i Svoboda (2001) při studiu vlivu kleče na půdu v Krkonoších. Vlastnost snižovat hodnotu půdního pH zjistil i Kováč a kol. (2005) v porostech introdukované borovice černé (*Pinus nigra*) na jihovýchodě Slovenska. Tato skutečnost může být způsobena rozdílným zastoupením organických kyselin v kořenových exudátech, v rozdílné absorpci kationtů a aniontů z půdy (Eviner a Chapin 2003), nebo rozdílným chemickým složením opadu.

Vliv chemického složení opadu se pak zvláště projevuje při jeho dekompozici, kdy opad jehličnanů obecně uvolňuje více organických kyselin (Raulund-Rasmussen a Vejre 1995, Vesterdal a Raulund-Rasmussen 1998), naopak opad travin bývá zásaditější (Willis a kol. 1997). Významným faktorem ovlivňujícím pH půd může být i intercepce srážek, zvláště horizontálních (mlha), které v horských ekosystémech mohou představovat podstatnou část jejich celkového úhrnu (Weathers 1999). Schopnost jehličnanů vyčesávat mlhu je vyšší než u travin (Ranger a Nys 1994), proto jsou porosty kosodřeviny vystaveny vyšším kyselým depozicím, které snižují půdní pH (Lamersdorf a Meyer 1993, Blake a kol. 1999). Nízké pH v brusnicové vegetaci může být stejně jako u kosodřeviny podmíněno vysokým obsahem organických kyselin v opadu (Raulund-Rasmussen & Vejre 1995) a společně s faktorem vyčesávaných horizontálních srážek může vysvětlovat nejnižší hodnotu půdního pH na okraji klečových porostů.

5.1.4 Obsah organického uhlíku (C_{org}) v půdách

V obsahu uhlíku ve fermentační vrstvě půd nebyl nalezen statisticky významný rozdíl, nicméně z výsledků (tabulka 4) je patrný pattern sledující obsah uhlíku v minerální vrstvě. Ta se vyznačovala nízkým obsahem C_{org} ve společenstvu vyfoukávaných kapradin a kapradinových niv oproti klečovým porostům a borůvčí. Obecně se dá říct, že se obsah C_{org} v minerální vrstvě půd lišil mezi bylinnou vegetací (vyfoukávané trávníky a kapradinové nivy) a vegetací keřů (borůvčí a kleč). Ke stejným výsledkům došel i Svoboda (2001) při srovnávání obsahu C_{org} v minerální vrstvě půd mezi porosty kosodřeviny a společenstvy otevřené tundry v Krkonoších. Vyšší akumulace C_{org} v minerální vrstvě půd pod porosty introdukované borovice černé (*Pinus nigra*) oproti listnatým lesům zaznamenal i Kováč a kol. (2005). Jeho závěry jsou ve shodě i s dalšími studii porovnávajícími chemismus půd mezi jehličnatými a listnatými lesy (Schmidt kol. 1996, Lindo a Wisser 2003).

Hlavní faktorem vysvětlujícím rozdíl v obsahu uhlíku v půdě mezi bylinnou a keřovou vegetací může být rozdílná kvalita opadu (Hobbie 1996). Zatímco lignin více zastoupený v opadu keřů se špatně rozkládá (Gloaguen a Touffet 1982), traviny poskytují snáze rozložitelný opad urychlující koloběh uhlíku v půdě, s čímž souvisí i rychlost dekompozice, která negativně ovlivňuje obsah uhlíku v půdě (Melillo a kol. 1982). Zjištěná vysoká rychlost dekompozice v kapradinových nivách (obrázek 7) uvedená v této práci tento závěr podporuje. Naopak do rozporu s ním se dostává nízký obsah C_{org} spojený s nízkou hodnotou rychlosti dekompozice ve společenstvu vyfoukávaných trávníků. Proto se dá předpokládat existence dalšího faktoru vysvětlujícího rozdíl v hromadění uhlíku. Jedním z nich by mohla být rozdílná hodnota půdního pH, která je vyšší pod porosty travin oproti keřům. Nižší pH snižuje rychlost dekompozice a tím ovlivňuje i koloběh uhlíku (Douce a Crossley 1982, Butcher a kol. 1971).

5.1.5 Obsah organického dusíku (N_{org}) v půdách

V rámci porovnání lokalit se hodnoty N_{org} signifikantně nelišily a velké rozdíly nebyly zjištěny ani mezi fermentační i minerální vrstvou půdy. Signifikantní rozdíly v obsahu N_{org} mezi porosty kleče a otevřenou tundrou nenašel ani Svoboda (2001) v Krkonoších. Nicméně zatímco v této práci byl zjištěn mírně zvýšený obsah N_{org} ve společenstvech alpské tundry (obrázek 5), v Krkonoších tomu bylo naopak. Malé rozdíly v obsahu

N_{org} mezi původními listnatými lesy a introdukovanou borovicí černou zjistil i Kováč a kol. (2005).

Malé rozdíly v obsahu N_{org} mezi lokalitami mohly být způsobeny rozdíly v kvalitě a kvantitě opadu (Hobbie 1992), rozdílným pH půdy (Vitousek a kol. 2002), nebo rozdílnými vstupy uhlíku ovlivňujícími koloběh dusíku (Flanagan a van Cleve 1983 in Eviner a Chapin 2003). Lze však předpokládat, že na rozložení dusíku v jednotlivých společenstvech se podílí více faktorů najednou (Wedin a Tilman 1990, Steltzer a Bowman 1998).

5.1.6 Obsah fosforu (PO_4^{3-}) v půdách

Stejně jak v předchozích případech se i obsah fosforu v půdách obecně lišil mezi bylinnou vegetací a keřiky. Avšak signifikantní rozdíly byly zjištěny jen mezi společenstvy brusnicové vegetace a vyfoukávaných trávníků (tabulka 6). Taktéž Svoboda (2001) zjistil větší obsah fosforu v porostech kleče oproti otevřené tundře. Naopak Kováč a kol. (2005) zjistil vyšší obsah fosforu v mladých přehoustlých výsadbách borovice černé oproti původním listnatým lesům.

Distribuce fosforu na jednotlivých lokalitách je pravděpodobně ovlivněna hodnotou půdního pH a organickými kyselinami produkovanými samotnými rostlinami nebo vyluhovanými z opadu. Reakcí s kyselinami dochází k vytěsnění fosforečnanových iontů z půdních částic a jeho uvolnění do půdního prostředí (Eviner a Chapin 2003). Tuto hypotézu potvrzuje i vyšší obsah PO_4^{3-} v klečových porostech a brusnicové vegetaci charakteristických nižším pH. Jiné vysvětlení vyššího obsahu fosforu v klečových porostech podává Brady (1990 in Svoboda 2001). Podle něj může kořenový systém kleče transportovat fosfor z hlubších půdních horizontů blíže k povrchu a skrz rozklad hrabanky obohatit povrchové horizonty.

5.1.7 Celulolytická aktivita půd

Společenstva kapradinových niv se vyznačovala signifikantně vyšší rychlostí rozkladu celulózy oproti srovnávaným lokalitám. Tento výsledek je zajímavý ve srovnání s prací Doležala (2006), který studoval rychlost dekompozice na sjezdových tratích pod Petrovými kameny v NPR Praděd. Jeho výsledky přinesly pravý opak se signifikantně nejnižší rychlostí rozkladu celulózy v kapradinových nivách ve srovnání se společenstvy brusnic a vysokostébelných trávníků. Narozdíl od této práce probíhal jeho výzkum i v průběhu zimního období, kdy dekompozice opadu v alpských

ekosystémech hraje velmi důležitou roli (Moore 1983). Během tohoto období se v Doležalově výzkumu rozložily 2/3 celulózy a zbylých cca 30% v průběhu vegetačního období, zatímco v pokusu prezentovaném v této práci bylo během vegetační doby rozloženo 80% celulózy (tyto skutečnosti si však samozřejmě neprotiřečí – 80 % hmotnosti v tomto experimentu může odpovídat oněm cca 30 % experimentu Doležalově).

Faktorem řídícím tyto difference bude pravděpodobně dostupnost vody, která je v alpínských ekosystémech limitujícím faktorem dekompozice (Withington a Sanford 2007). Jak Doležal uvádí, jím studovaná kapradinová niva ležela výše na svahu a po většinu roku byla suchá s výraznou dotací vody jen v období tání sněhu, zatímco lokalita studovaná v této práci ležela v dolní části svahu v mírné depresi a již během odběrů zde byla půda po celou vegetační dobu vlhká. Rychlost rozkladu celulózy v kapradinových nivách může být ovlivněna i složením společenstva detritivorů (Douce a Crossley 1982, Butcher a kol. 1971). V tomto případě vysokou abundancí stonoženek konzumujících detritus (Michelbacher 1949, Edwards 1961). Stonoženky zde také mohou suplovat roli málopočetných makrodekompozitorů a být tak hlavním faktorem ovlivňujícím fragmentaci opadu, jeho promíchávání s půdními částicemi nebo očkování mikroflórou (Curry 1987)

Rychlost rozkladu celulózy na ostatních lokalitách se vzájemně výrazně nelišila a určit řídící faktor rychlosti rozkladu pro jednotlivé lokality nelze určit přesně. Spíše lze hovořit o souboru mnoha faktorů, které se vzájemně ovlivňují. Příkladem mohou být klečové porosty, které vykazují vyšší a stálější vlhkost díky vyšší intercepci srážek a zastínění povrchu půd (Svoboda 2001). Vyšší vlhkost by měla pozitivně podpořit rychlost dekompozice (Withington a Sanford 2007) podpořenou vysokou abundancí půdní mezofauny a žížal (González a kol. 2003). Naopak nižší pH a teplota v klečových porostech (Svoboda 2001) rychlost dekompozice snižuje společně s rozdílnou kvalitou opadu (Withington a Sanford 2007).

Z výsledků je také patrná výrazně vyšší hodnota rychlosti rozkladu celulózy instalované do vrstvy opadu než na jeho povrchu, což plně souhlasí s výsledky Withingtona a Sanforda (2007). I zde hlavní roli hrají lepší vlhkostní poměry v opadu oproti jeho povrchu (Murphy a kol. 1998).

5.2. Společenstva edafonu

5.2.1 Společenstva půdní mezofauny

K půdní mezofauně se řadí živočichové s rozměry 0,2 – 2 mm a tradičně do ní bývají řazeni chvostokoci a roztoči (Rusek 2000a). Po výsadbě kleče lze očekávat změny jejich životního prostředí zvláště rozdílnou kvalitou opadu a také změny v kvalitativním a kvantitativním složení společenstev (Pinto a kol. 1997). Nejvyšších abundancí dosahovali chvostokoci na okraji klečových porostů (22191 ± 7647 ind/m²) a v jejich interiéru (17427 ± 10828 ind/m²). Tyto výsledky potvrzují obecný trend vyšších abundancí chvostokoků v jehličnatých porostech oproti nelesním společenstvům (Lindo a Visser 2003). O něco nižší abundance chvostokoků zjistil Kováč a kol. (2005) v introdukovaných výsadbách borovice černé. Loragner a kol. (2001) udávají abundance chvostokoků z různých biotopů Savojských Alp v hodnotách 31000 ind/m² (1550 m n.m.) až téměř 60000 ind/m² (2150 m n.m.).

Abundance roztočů dosahovaly nižších hodnot než u chvostokoků. Podle těchto výsledků společenstva půdní mezofauny vykazují znaky pokročilejších sukcesních stádií, protože ve stádiích primární sukcese převažují roztoči nad chvostokoky (Kaufmann a kol. 2002).

5.2.2 Společenstva půdní makrofauny

Okraje klečových porostů hostily nejvyšší abundance stonožek, mnohonožek a žížal a statistická analýza ukázala i signifikantní odlišnost od společenstev vyfoukávaných trávníků. Ta mohla být způsobena zřejmě extrémními klimatickými podmínkami nad horní hranicí lesa, kde mnohonožky dosahují maxima své vertikální distribuce (Tajovský 1996). Podobná situace panuje i u suchozemských stejnonožců málokdy vystupujících nad 1 300 m n.m. (Jančařík 1950). Vyšší abundance mnohonožek a žížal na okrajích klečových porostů může být vysvětlena jejich aktivní migrací za potravou. Jak zjistila Seeberová (2006), tyto skupiny půdní makrofauny preferují opad nepůvodního druhu dřeviny oproti opadu původních trav.

Nejpočetněji zastoupenou skupinou půdní makrofauny byly stonožky se signifikantně významnou dominancí v porostech kapradinových niv. Jejich abundance zde dosahovala velmi vysokých hodnot více než tisíc jedinců na metr čtvereční v porovnání s lesy s početností v desítkách (Tuf 2001, Edwards 1958) nebo na loukách

se stovkami jedinců na metr čtvereční (Edwards 1958). V přirozených lesních porostech s neutrální reakcí půdy dosahuje jejich početnost řádů tisíců (Luptáček 1999) a podobně vysoké hodnoty udává i Michelbacher (1949) z různých biotopů. Pomineme-li jejich nízké zastoupení ve vzorcích ze společenstev vyfoukávaných trávníků, kde je jejich distribuce nejspíš ovlivněna klimatickými podmínkami, je zřejmý negativní vliv výsadeb kosodřeviny na jejich abundance. Může se tak jednat o odpověď stonožek na narušení jejich přirozeného stanoviště (Michelbacher 1949).

Výrazný vliv výsadeb borovice kleče se projevil i na distribuci jednotlivých druhů stonožek mezi lokalitami. Tento vliv byl nejvíce patrný na nejpočetnějším druhu stonožky klečových okrajů *Lithobius mutabilis*, který bývá často dominantou ve společenstvech v narušených lesích (Tuf 2003). Je přítomnost tak indikuje narušení stanoviště. Distribuci stonožek může odrážet i potravní nabídka jednotlivých lokalit. Velikosti populací těchto půdních predátorů poměrně citlivě reagují na dostupnost potravy (Chen a Wise 1999, Brose 2003) a jak lze z výsledků vidět, abundance stonožek poměrně přesně sledují početnost chvostoskoků na jednotlivých lokalitách.

5.3. Společenstva epigeonu

Ze získaného materiálu byla provedena analýza společenstev dvou dravých skupin epigeických bezobratlých, sekáčů a stonožek, odchycených do zemních pastí v prostoru pod Petrovými kameny. Početně méně zastoupené stonožky vykazovaly nejbohatší společenstva ve vysokostébelných trávnicích, zatímco nejbohatší společenstva sekáčů hostila brusnicová vegetace. Po analýze s vytvořenými ekomorfologickými skupinami biotopů (keříky, traviny, smrk, kleč a kapradiny) byly tyto faktory statisticky významné. Nejvyšší vysvětlovací hodnotu měl faktor smrk, protože společenstva která hostí se dosti liší od ostatních. Hlavní příčinou rozdílu ve složení společenstev sekáčů ve smrčinách je vyrovnaný poměr druhů *Platybunus bucephalus* a *Platybunus pallidus*, zatímco druhý jmenovaný výrazně dominuje vyšším částem svahu.

Na velikost polykormonu kosodřeviny signifikantně reagovala nejpočetnější stonožka *Lithobius mutabilis* a dominantní sekáč *Platybunus pallidus* poprvé popsany z oblasti Jeseníků Šilhavým (1938). Přestože u obou druhů klesal úlovek s velikostí polykormonu, z modelu (obrázek 16) je patrné jejich nejčastější zastoupení v polykormonech kleče o pokryvnosti 1-2 m². U *L. mutabilis* tento jev potvrzuje předpoklad eurytopního duhu typického pro narušené biotopy (Tuf 2003). K podobným

výsledkům došel i Mařák (2006) při studiu vlivu výsadeb kleče na epigeické pavouky. I v tomto případě s rostoucí velikostí polykormonů klesá druhová diverzita až na polovinu a zmenšuje se i celková abundance epigeických pavouků. Naopak u keříku s malou pokryvností celkový úlovek roste. Malé klečové porosty se tak vyznačují pozitivním ekotonálním efektem (Málková a kol. 2001). Podobný vliv keřů byl také zjištěn v Rakousku (Seeber a kol. 2005), kde opuštěné louky a pastviny zarůstající keřovou vegetací zvyšují abundance všech významných skupin makrofauny a v jejich druhovém spektru převládají eurytopní druhy. Model testující závislost vertikální distribuce stonožek a sekáčů byl také signifikantní. Tato skutečnost naznačuje, že ve studovaném území se vyskytuje řada druhů na hranici svého výskytu, jak to dokumentoval Tajovský (1996) pro mnohonožky nebo Jančařík (1950) pro suchozemské stejnonožce.

Z kvalitativního hlediska bylo společenstvo stonožek zastoupeno celkem sedmi druhy ve třech čeledích z celkového počtu 28 druhů zaznamenaných v celých Jeseníkách (Rusek a kol. 2005). Čeleď Geophilidae reprezentoval druh *Geophilus insculptus* získaný z půdních vzorků brusnicové vegetace ve dvou exemplářích. Jedná se o druh preferující lesní stanoviště (Kaczmarek 1979) a běžně se vyskytující i v horském prostředí (Folkmanová 1960, Koren 1986, Tajovský 2000a, Tajovský 2001).

Druhou zastoupenou čeledí zemivek je Linotaeniidae, reprezentovaná druhem *Strigamia acuminata*. Druh výrazně preferoval vegetaci borůvčí, travin nebo okraj klečového porostu, zatímco v jeho interiéru byl nalezen pouze v jednom exempláři. Opět se jedná o lesní druh známý i z horských oblastí (Koren 1986, Tajovský 2000a, Tajovský 2001).

Nejpočetněji je zastoupena čeleď Lithobiidae prezentovaná na zkoumané ploše dominantní stonožkou *Lithobius mutabilis*. Jedná se o eurytopní druh (Koren 1992) patřící k charakteristickým stonožkám vrcholových partií hor (Tajovský 2000b). Druhým významným zástupcem této čeledi je druh *Lithobius cyrtopus*. Stejně jako *L. mutabilis* jde o druh široce rozšířený (Kaczmarek 1979), běžně osídlující horské prostředí (Folkmanová 1947, Tajovský 2000a). Třetím druhem čeledi je naše nejznámější stonožka *Lithobius forficatus*. Přestože je to druh široce rozšířený a běžně vystupující do hor (Kaczmarek 1979), na studované ploše byl odchycen pouze ve čtyřech jedincích. Zbývající dva druhy byly nalezeny vždy pouze v jenom exempláři a určeny jako *Lithobius cf muticus* a *Lithobius cf latro*. Opět jde o druhy s poměrně

širokou ekologickou valencí, v případě *L. latro* preferující horské prostředí (Koren 1992). Oba dva druhy jsou známé i z českých hor (Folkamnová 1947, 1960, Tajovský 2001).

Zajímavé porovnání složení společenstva stonožek nabízí práce Tufa a kol. (2005), zabývající se vlivem sjezdových tratí na společenstva epigeonu v prostoru Petrových kamenů v NPR Praděd a vzorkující téměř totožná společenstva. Zatímco v jeho práci nebyly z čeledi Lithobiidae zastíženy druhy *L. cf muticus* a *L. cf latro*, naopak byl odchycen druh *L. crassipes*.

Společenstvo sekáčů bylo zastoupeno šesti druhy ve dvou čeledích. Čeleď Nemastomatidae reprezentovaly dva druhy žlaznatek *Nemastoma lugubre* a *Paranemastoma quadripunctatum*. Jedná se o druhy se širokou ekologickou valencí (Martens 1978) časté v lesních porostech (Šilhavý 1956) a z Jeseníků potvrzené Šilhavým (1938). Typickými představiteli druhé čeledi Phalangiidae jsou druhy *Mitopus morio* a *Lacinius Ehippiatus* tvořící dominantu většiny studovaných společenstev. Opět se jedná o eurytopní druhy, což potvrzuje i jejich výskyt od nížin po hory (Šilhavý 1956, Martens 1978). Poslední dva druhy náležejí do rodu *Pallidus*, jmenovitě *P. bucephalus* a *P. pallidus*. V obou případech se jedná o druhy preferující vyšší až horské polohy s jehličnatými lesy (Martens 1978). *P. pallidus* byl navíc poprvé popsán z Jeseníků a běžně obývá i porosty kleče (Šilhavý 1956), což může způsobit jeho vyšší početnost výše na svahu oproti *P. bucephalus*.

Zajímavé srovnání druhového složení společenstev sekáčů opět podává práce Tufa a kol. (2005), který při svém výzkumu v prostoru Petrových kamenů taktéž našel všechny výše zmíněné druhy. Navíc v prostoru vysokostébelných travin a kapradin zaznamenal druh *Ischyropsalis hellwigi* a ve společenstvu brusnicové vegetace druh *Mitostoma chrysomelas*. Tyto druhy nebyly v této práci zaznamenány.

6. Závěr

Tato práce se zabývá vlivem výsadeb borovice kleče (*Pinus mugo*) na půdní subsystém v prostoru Petrových kamenů v NPR Praděd v CHKO Jeseníky. První výsadby pravděpodobně nepůvodní kosodřeviny se zde začaly provádět od poloviny 19. století z důvodu udržení, popřípadě zvýšení horní hranice lesa (Hošek 1964, 1972). Velká část těchto výsadeb proběhla do přirozených společenstev alpské tundry Jeseníků, kde je kleč poměrně konkurenčně zdatným druhem a úspěšně invaduje do okolního prostředí (Dullinger a kol. 2003). S výsadbami a rozrůstáním kleče se tak mění složení rostlinných společenstev mající podstatný vliv na biotické i abiotické faktory prostředí (Eviner a Chapin 2003). Kleč tak může nepřímo skrz změnu abiotických podmínek ovlivnit na narušení citlivě reagující půdní bioty (Rusek 2000b, Yates a kol. 2000). Zřejmý je však i přímý vliv klečových porostů zahrnující přímé vytlačení živočišných druhů nebo vytváření nepřekonatelných bariér fragmentujících původní alpské bezlesí (např. Kuras a Tuf 2005, Mařák 2006, Kašák 2007, Černá a Kuras submitted-a).

Součástí práce tak bylo odpovědět na otázku, jak výsadby kleče ovlivňují fyzikální, chemické a biologické parametry půd a jak na tyto změny reagují vybrané studijní skupiny edafonu a epigeonu. Jako studijní plocha byl vybrán severní svah Petrových kamenů v NPR Praděd, kde se ve vzájemné blízkosti vyskytují všechny zájmové lokality, čímž byl odstraněn rušivý vliv některých faktorů prostředí jako například orientace svahu ke světovým stranám.

Pro práci byla zvolena víceúrovňová komparativní metoda dovolující obsáhnout co možná největší škálu vlivů výsadeb kosodřeviny na společenstva alpského bezlesí. Pro studium vlivu na půdní parametry a společenstva edafonu byl vybrán rozsáhlý polykormon kleče (cca 700 m²) a jako kontrolní plochy přirozená společenstva alpského bezlesí zahrnující vyfoukávané trávníky, brusnicovou vegetaci a kapradinové nivy. Pro zjištění vlivů kosodřeviny na společenstva epigeonu posloužil materiál poskytnutý RNDr. Tomášem Kurasem, Ph.D., Mgr. Petrem Mařákem a Bc. Josefem Kašákem (viz Mařák 2006, Kašák 2007).

Z výsledků fyzikálních parametrů je zřejmý vliv kleče na slehlost půdy. Fermentační vrstva pod jejími porosty byla slehlejší a minerální naopak „načechranější“ oproti kontrolním plochám. Velikost středního zrna Q_{50} nevykazovala žádné signifikantní rozdíly mezi plochami a byla spíše korelována s nadmořskou výškou.

Klečové porosty výrazně ovlivňovaly i chemismus půd. V rámci jejich porostů byla zaznamenána nižší hodnota pH, což mohlo být podmíněno vyšší intercepcí horizontálních srážek a kyselejším opadem. V širším pojetí se půdy pod keři (společenstva brusnic a klečové porosty) vyznačovaly větším obsahem uhlíku a fosforu oproti bylinným společenstvům (vyfoukávané trávníky a kapradinové nivy). S vyšším obsahem uhlíku je svázán i nižší objem dusíku pod keři. Rychlost rozkladu celulózy probíhala nejintenzivněji v prostředí kapradinových niv a byla pozitivně spojena s vyšší vlhkostí stanoviště.

Společenstva mezofauny všech lokalit se vyznačovala vyššími abundancemi chvostoskoků oproti roztočům, což poukazuje na jejich pokročilejší sukcesní stádia. Větší abundance chvostoskoků v kleči je dána jejich preferencí lesních biotopů oproti travinným. Vyšší abundanci žížal a mnohonožek na okraji tohoto biotopu může vysvětlit jejich potravní preference k opadu introdukovaných dřevin oproti původním travinám. O negativním vlivu kleče vypovídá i vysoká početnost stonožky *Lithobius mutabilis*, která je typická pro narušená společenstva. Na přítomnost kosodřeviny velmi citlivě reagovaly stonožky dosahující na kontrolních plochách vysokých abundancí (vyjma vyfoukávaných trávníků) oproti zlomkovým hodnotám v klečových porostech. Kvantitativní a kvalitativní parametry společenstev epigeonu jsou negativně korelovány s rostoucí pokryvností polykormonů kleče. Výjimku tvoří malé polykormony (1-2 m²) a izolované keřky kleče, u kterých se projevuje pozitivní ekotonální efekt na početnost a diverzitu společenstev.

Závěrem tak lze potvrdit hypotézu, že nahrazením původních společenstev introdukovaným druhem, v tomto případě kosodřevinou, dochází k modifikaci biotických a abiotických podmínek prostředí, které ovlivňují i složení společenstev edafonu a epigeonu. Nicméně k navržení vhodného managementu společenstev alpského bezlesí Hrubého Jeseníku je potřeba dalšího výzkumu. Jelikož by se případné managementové zásahy týkaly zejména asanace kleče, je například nutné pochopit, jak bude probíhat obnova společenstev na sanovaných plochách. Otázka managementových zásahů je však velmi aktuální a pokud nebude řešena, unikátní příroda alpského bezlesí Jeseníků může být nenávratně ztracena.

7. Souhrn

Předložená práce probíhala v letech 2005-2007 v NPR Praděd v CHKO Jeseníky. Jejím cílem bylo pomocí vícenásobné komparativní metody určit vliv výsadeb borovice kleče (*Pinus mugo*) na půdní subsystém přirozených společenstev alpínského bezlesí Hrubého Jeseníku. Ze získaného materiálu byly získané následující výsledky:

1. výsadby kleče ovlivňují slehlost půd v jejich fermentační i minerální vrstvě oproti půdám alpínského bezlesí
2. zvýšenou intercepcí horizontálních srážek a změnou kvality opadu klesá pH uvnitř klečových porostů
3. snížení pH, modifikace mikroklimatických podmínek a změna kvality opadu zvyšuje obsah uhlíku v minerální vrstvě půd klečových porostů
4. vyšší obsah uhlíku v porostech kleče a menší procento dusíku signalizuje zvýšené vstupy organického materiálu a snížené biotické výstupy
5. nejvyšší hodnoty rychlosti rozkladu celulózy byly zaznamenány ve společenstvech kapradinových niv. Hlavním faktorem řídícím rychlost dekompozice v tomto prostředí je vlhkost a složení společenstva detritivorů
6. poměr abundance chvostokoků a roztočů poukazuje na pokročilejší sukcesní stádia společenstev půdní mezofauny
7. v klečových porostech se zvětšuje abundance stonožek, mnohonožek, žížal a štírků. Jak ale ukazuje příklad stonožek, tento nárůst je způsoben pouze jedním eurytopním druhem, který je spíše indikátorem narušeného prostředí
8. naopak dochází k úbytku druhů více vázaných na nelesní společenstva
9. s rostoucí velikostí klečových polykormonů klesají kvantitativní a kvalitativní parametry studovaných společenstev
10. ve výsadbách kleče dramaticky klesají abundance stonožek
11. k navržení vhodného managementu (asanace kleče) alpínských společenstev je potřeba další výzkum, opírající se zejména o poznání obnovy společenstev na sanovaných plochách

8. Seznam literatury

- Adis, J. (1979):** Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger*, 202: 177-184.
- Andersson, G., Meidell, B.A., Scheller, U., Windquist, J.-A., Osterkamp Madsen, M., Djursvoll, P., Budd, G., Gärdenfors, U. (2005):** Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Mångfotingar. Myriapoda. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Attems, C.G. (1929):** Geophilomorpha. Das Tierreich, 52. Lief. Berlin.
- Baldocchi, D., Vogel, C. (1996):** Energy and CO² flux densities above and below a temperate broad-leaves forest and a boreal pine forest. *Tree Physiol.* 16:5–16
- Banaš, M., Lekeš, V., Tremel, V. (2001a):** Stanovení alpské (horní) hranice lesa v Hrubém Jeseníku a Králickém Sněžníku. *Taxonia a. s., Olomouc*, 76 s.
- Banaš, M., Tremel, V., Lekeš, V., Kuras, T. (2001b):** Několik poznámek ke stanovení alpské hranice lesa ve Východních Sudetech. In: Létal, A., Szczyrba, Z., Vysoudil, M. (eds.): Sborník příspěvků výroční konference České geografické společnosti-"Česká geografie v období rozvoje informačních technologií", 25.-27.9.2001., Olomouc, Univerzita Palackého, s. 109-128, ISBN 80-244-0365-X.
- Bardgett, Richard. 2005:** *The Biology of Soil. A community and ecosystem approach.* Oxford University Press.
- Begon, M., Harper, J., Townsend, C. (1996):** *Ecology: Individuals, Populations, and Communities*, 3rd edition, Blackwell Science, Italy, 1068 pp.
- Binkley, D., Giardina, C. (1998):** Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42: 89–106
- Blake, L., Goulding, K.W.T., Mott, C.J.B., Johnston, A.E. (1999):** Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK. *European Journal of Soil Science*, 50: 401-412.
- Bird, S., Coulson, R.N., Crossley, D.A. Jr. (2000):** Impacts of silvicultural practices on soil and litter arthropod diversity in a Texas pine plantation. *Forest Ecology and Management* 131: 65-80
- Boháč P., Kolář J. (eds.) (1996):** Vyšší geomorfologické jednotky české republiky. ČÚZK, Praha, 56 p.
- Brolemann, H.W. (1930):** Chilopodes. *Faune de France*, 25. Paris.
- Brose, U. (2003):** Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia*, 135: 407–413.
- Bureš, L., Burešová, Z. (1989):** Velká kotlina – státní přírodní rezervace – průvodce naučnou stezkou. Krajský ústav státní památkové péče a ochrany přírody v Ostravě, Gottwaldov, 44 pp.
- Bureš, L., Burešová, Z., Novák, V. (1989):** Vzácné a ohrožené rostliny Jeseníků. – Český svaz ochránců přírody, Bruntál, 239 pp.

- Butcher, J.W., Snider, R., (1971):** Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. Annual Review of Entomology 16:249-288.
- Cassagne, N., Bal-Serin, M.-C., Gers, Ch., Gauquelin, T. (2004):** Changes in humus properties and collembolan communities following the replanting of beech forests with spruce. Pedobiologia, 48: 267-276
- Coulson, S.J., Hodkinson. I.D., Strathdee, A.T., Block, W., Webb, N.R., Bale, J.S., Worland, M.R. (1995):** Thermal Environments of Arctic Soil Organisms during Winter. Artic and Alpine Research, 27: 364-370
- Curry, J.P. (1987):** The Invertebrate fauna of grassland and its influence on productivity. I. The composition of the fauna. Grass and Forage Science, 42: 103-120 in Wiegert, R.G., Evans, F.C. (1964): Primary Production and the Disappearance of Dead Vegetation on an Old Field in Southeastern Michigan. Ecology, 45: 49-63
- Černá, K., Kuras, T. (submitted-a):** Richness of Lepidoptera species associated with isolated alpine sites in the High Sudetes Mountains: effect of area and isolation measure. European Journal of Entomology.
- Černá, K., Kuras, T. (submitted-b):** Effect of dwarf pine (*Pinus mugo*) on heliophilous butterflies associated with alpine habitats in the High Sudetes Mountains. European Journal of Entomology.
- Danks, H.V. (2006):** Insect adaptations to cold and changing environments. Can. Entomol. 138: 1-23
- Degens, B.P. (1997):** Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. Aust. J. Soil. Res. 35:431–59
- Doležal, E. (2006):** Dekompozice celulózy ve svrchní vrstvě opadu jako ukazatel stresu v subalpínských společenstvech. Diplomová práce, Univerzita Palackého Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie a životního prostředí. 49 s., 22 příloh, Ms.
- Douce, K.G., Crossley, D.A. Jr. (1982):** The effect of soil fauna on litter mass loss and nutrient loss dynamics in Arctic tundra at Barrow, Alaska. Ecology, 63: 523-537
- Dobroruka, L. J. (1959):** Stonoženky – Symphyla. In: Kratochvíl, J. (ed.): Klíč zvířeny ČSR III. Praha, NČSAV: 21-23.
- Dullinger, S., Dirnbock, T., Grabherr, G. (2003):** Patterns of shrub invasion into high mountain grasslands of the northern calcareous Alps, Austria. Artic, Antarctic, and Alpine Research, 35: 434-441
- Eason, E.H. (1964):** Centipedes of the British Isles. London, Frederick Warne & Co Ltd.
- Easterwood, G., Sartain J. (1990):** Clover residue effectiveness in reducing orthophosphate sorption on ferric hydroxide coated soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 54:1345–50
- Edward, A.C., Scalenghe, R., Freppaz, M. (2007):** Changes in the seasonal snow cover of alpine regions and its effect on soil processes: A review. Quaternary International, 162-163: 172-181.

- Edwards, C.A. (1958):** The ecology of Symphyla. Part I. Populations. Ent. exp. & appl., 1: 308-319.
- Edwards, C.A. (1959):** A revision of the British Symphyla. Proceeding of Zoological Society, London, 132: 403-439.
- Edwards, C.A. (1961):** The ecology of symphyla part III: Factors controlling soil distribution. Ent. exp. & appl, 4: 239-256
- Enghoff, H. (ed.) (2004):** Myriapoda. Fauna Europaea version 1.1, <http://www.faunaeur.org>
- Eviner, V.T. (2004):** Plant traits that influence ecosystem processes vary independently among species. Ecology, 85: 2215-2229
- Eviner, V.T., Chapin, F.S. III. (2002):** The influence of plant species, fertilization and elevated CO₂ on soil aggregate stability. Plant Soil. 246:211–19
- Eviner, V.T., Chapin, F.S. III. (2003):** FUNCTIONAL MATRIX: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 34:455–85
- Fahy, O., Gormally, M. (1998):** A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with nearby conifer plantation and clearfelled site. Forest Ecology and Management, 110: 263-273.
- Flanagan, P., Van Cleve, K. (1983):** Nutrient cycling in relation to decomposition and organic matter quality in taiga ecosystems. Can. J. For. Res. 13:795–817 in Eviner, V.T., Chapin, F.S. III. (2003): FUNCTIONAL MATRIX: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 34:455–85
- Folkmanová, B. (1947):** Stonožky z Jeseníků. Entomologické listy, 10: 75-81.
- Folkmanová, B. (1959):** Stonožky - Chilopoda. In: Kratochvíl, J. (ed.): Klíč zvířeny ČSR III. Praha, NČSAV: 49-66.
- Folkmanová, B., Lang, J. (1960):** Příspěvek k poznání stonožek Rychlebských hor
- Glinski, J., Lipiec, J. (1990):** Soil Physical Conditions and Plant Roots. Boca Raton, FL.: CRC. 250 pp. in Eviner, V.T., Chapin, F.S. III. (2003): FUNCTIONAL MATRIX: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 34:455–85
- Gloaguen, J., Touffet, J. (1982):** C-N evolution in the leaves and during litter decomposition under Atlantic climate—the beech and some conifers. Ann. Sci. Forest. 39:219–30.
- González G., Seastedt T.R., Donato Z. (2003):** Earthworms, arthropods and plant litter decomposition in aspen (*Populus tremuloides*) and lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests in Colorado, USA. Pedobiologia, 47: 863-869
- Górny, M., Grüm, L. (1993).** Methods in Soil Zoology. Elsevier and PWN, Amsterdam & Warszawa.
- Green, J. (1999):** Sampling method and time determines composition of spider collections. The Journal of Arachnology, 27: 176-182.

- Gros, R., Monrozier, L.-J., Bartoli, F., Chotte, J.-L., Faivre, P. (2004):** Relationships between soil physico-chemical properties and microbial activity along a restoration chronosequence of alpine grasslands following ski run construction. *Applied Soil Ecology*, 27: 7–22.
- Guisan, A., Theurillat J.-P. (2000):** Assessing alpine plant vulnerability to climate change: a modeling perspective. *Integrated Assessment*, 1: 307-320.
- Hansen, H.J. (1903):** On the genera and species of the order Symphyta. *Quart. J. micr. Sci.*, 47: 1-101, 7 pl.
- Hobbie, S.E. (1992):** Effects of plant-species on nutrient cycling. *Trends Ecol. Evol.* 7:336– 39
- Hobbie, S.E. (1996):** Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. *Ecol. Monogr.* 66:503–22
- Hogg, E., Lieffers, V. (1991):** The impact of *Calamagrostis canadensis* on soil thermal regimes after logging in northern Alberta. *Can. J. For. Res.* 21: in Eviner, V.T., Chapin, F.S. III. (2003): FUNCTIONAL MATRIX: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34:455–85
- Hošek, E. (1964):** Zalesňování horských holí na Král. Sněžníku a Keprníku kolem r. 1900. *Opava, Čas. Slez. Muzea, série C*, 3: 65-73.
- Hošek, E. (1972):** Vlivy minulosti na přírodu a historické zajímavosti v chráněné krajinné oblasti Jeseníky. *Ostrava, Campanula*, 3: 103-118.
- Hošek, E. (1973):** Vývoj dosavadního hospodaření v nejvyšších polohách Jeseníků a jeho vliv na horní hranici lesa. *Ostrava, Campanula*, 4: 69-81.
- Hošek, J. (2001):** Znalecký posudek: posouzení stavu ploch v prostoru Ovčárna – Petrovy kameny (CHKO Jeseníky) z hlediska jejich ovlivnění provozováním zimních sportu, lyžařských vleků a souvisejících činností. 135 pp.
- Chapela, I.H., Osher, L.J., Horton, T.R., Henn, M.R. (2001):** Ectomycorrhizal fungi introduced with exotic pine plantations induce soil carbon depletion. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 1733-1740
- Chen, B., Wise, D.H. (1999):** Bottom-up limitation of predaceous Arthropods in a detritusbased terrestrial food web. *Ecology*, 80: 761-772.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M. (eds.) (2001):** Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 307 pp.
- Jančařík, A. (1950):** Příspěvek k poznání Oniscoideí slezských Jeseníků. *PSOK*, 11: 51-60.
- Jeník, J. (1961):** Alpínská vegetace Krkonoš, Hrubého Jeseníku a Králického Sněžníku. Nakladatelství ČSAV, Praha.
- Jeník, J. (1973):** Alpínské ekosystémy a hranice lesa v Hrubém Jeseníku z hlediska Ochrany přírody. *Ostrava, Campanula*, 4: 35-42.
- Kaczmarek, J. (1979):** Pareczniki (Chilopoda) Polski. Poznań, Wydawnictwo naukowe UAM.

- Kašák, J. (2007):** Vliv sjezdových tratí na faunu bezobratlých v NPR Praděd (CHKO Jeseníky): na příkladu epigeických. Bakalářská práce, Univerzita Palackého Přírodovědecká fakulta, Katedra zoologie. 27 s., 9 příloh.
- Kaufmann, R. (2001):** Invertebrate succession on an alpine glacier foreland. *Ecology*, 82: 2261-2278.
- Kaufmann, R., Fuchs, M., Gosterxeier, N. (2002):** The soil fauna of an alpine glacier foreland: colonization and succession. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 34: 242-250.
- Kolenati. (1860):** Einige neue Insekten-Arten vom Altvater (dem hohen Gesenke der Sudeten). *Wiener Entomologische Monatschrift*, 4: 381-394.
- Koren, A. (1986):** Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 1 Geophilomorpha, Scolopendromorpha. *Carinthia* 2, 43.
- Koren, A. (1992):** Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 2 Lithobiomorpha. *Carinthia* 2, 51.
- Kos, I. (1988):** Problemi kvalitativnega in kvantitativnega vzorčenja skupine strig (Chilopoda). Diplomsko delo, Univerza Edvarda Kardelja v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, VTOZD za biologijo. 89 s.
- Kováč, Ľ., Košťúrová, N., Miklisová, D. (2005):** Comparison of collembolan assemblages (Hexapoda, Collembola) of thermophilous oak woods and *Pinus nigra* plantations in the Slovak Karst (Slovakia). *Pedobiologia*, 49: 29-40.
- Kuras, T. (2003):** Inventarizační průzkum motýlů (Lepidoptera) Národní přírodní rezervace Praděd, CHKO Jeseníky. Manuskript, 41pp., Dep. In SCHKO ČR Jeseníky, Jeseník.
- Kuras, T., Beneš J., Frič, Z., Konvička, M. (2003):** Dispersal patterns of endemic alpine butterflies with contrasting population structures: *Erebia epiphron* and *E. sudetica*. *Population Ecology*, 45: 115-123.
- Kuras, T., Tuf, I.H. (2005):** Vliv borovice kleče na bezobratlé Hrubého Jeseníku. *Živa*, 53: 268-269.
- Lamersdorf, N.P., Meyer, M. (1993):** Nutrient cycling and acidification of a northwest German forest site with high atmospheric nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 62: 323-354.
- Lednický, V. (1985):** Podnebí Pradědu. Šumperk, Severní Morava, sv. 49, p. 44-48.
- Lee, J.J., Dodson, R. (1996):** Potential carbon sequestration by afforestation of pasture in the South-Central United States. *Agronomy Journal* 88: 381-384
- Lindo, Z., Visser, S. (2003):** Microbial biomass, nitrogen and phosphorus mineralization, and mesofauna in boreal conifer and deciduous forest floors following partial and clear-cut harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 1610-1620.
- Loranger, G., Bandyopadhyay, I., Razaka, B., Ponge, J.-F. (2001):** Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 381-389.

- Lundkvist, H. (1983):** Effects of clear-cutting on the enchytraeids in a Scots pine forest soil in Central Sweden. *Journal of Applied. Ecology*, 20: 873-885.
- Luptáček, P. (1999):** Symphyla, Paupoda, Protura and Diplura dynamics along climate inversion in the Zádiel Gorge (Slovak Karst). In: Tajovský, K. & Pižl, V. *Soil Zoology in Central Europe*, ISB AS CR, České Budějovice: 197-201.
- MacKinney, A.L. (1992):** Effects of forest litter on soil temperature and soil freezing in autumn and winter. *Ecology*, 10: 312-321
- Magee, T.K., Antos, J.A. (1992):** Tree invasion into a mountain-top meadow in the Oregon Coast Range, USA. *Journal of Vegetation Science*, 3: 485-494.
- Málková, J., Matějka, K., Krtičková, M., Zikmund, M. (2001):** Vegetation dynamics in dwarf pine ecosystems in the eastern Giant Mts. *OperaCorcontica*, 38: 123-148.
- Marion, G.M. (1995):** Freeze/thaw processes and soil chemistry. US Army Corps Engineers, Special Report 95-112
- Mařák, P. (2006):** Analýza Struktury společenstev pavouků v prostoru sjezdových tratí NPR Prácheň (CHKO Jeseníky). Diplomová práce, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 32 pp.
- Martens, J. (1978):** Spinnentiere, Arachnida – Weberknechte, Opiliones. *Die Tierwelt Deutschlands*, 64. Teil. Veb Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Martens, J. (2004):** Opiliones. *Fauna Europaea* version 1.1, <http://www.faunaeur.org>
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F. (1982):** Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63, 621–626.
- Mihara, M. (1996):** Effects of agricultural land consolidation on erosion processes in semi-mountainous paddy fields of Japan. *J. agric. Engng Res.*, 64: 237 – 248
- Michelbacher, A.E. (1949):** The ecology of symphyla. *The Pan-Pacific Entomologist*, 25: 1-12
- Miller, R. Jastrow, J. (1990):** Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biol. Biochem.* 22:579–84
- Murphy, K.L., Klopatek, J.M., Klopatek, C.C. (1998):** The effects of litter quality and climate on decomposition along an elevational gradient. *Ecological Applications* 8, 1061–1071
- Pinto, C., Sousa, J.P., Graca, M.A.S., da Gama, M.M. (1997):** Forest soil Collembola. Do tree introductions make a difference? *Pedobiologia* 41, 131–138.
- Prescott, C.E., Blevins, L.L., Staley, C.L. (2000):** Effects of clear-cutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia. *Can. J. For. Res.*, 30: 1751-1757.
- Prescott, C.E., Vesterdal, L. (2006):** Effects of British Columbia tree species on forest floor chemistry. *NATO Science series*, 55: 17-29
- Quitt, E. (1971):** Klimatické oblasti Československa. *Stud. Geogr.*, Brno, 16: 1 - 73.

- Radtke, P.J., Prisley, S.P., Amateisl, R.L., Copenheaverl, C.A., Burkhart, H.E. (2004):** Proposed model for deadwood C droduction and decay in Loblolly Pine plantations. *Enviromental Management*, 33: 56-64
- Ranger, J., Nys, C. (1994):** The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science*, 45: 193-204.
- Raulund-Rasmussen, K., Vejre, H. (1995):** Effect of tree species and soil properties on nutrient immobilization in the forest floor. *Plant Soil*. 168–169:345–52
- Ruf, A., Beck, L., Rombke, J., Spelda, J. (2000):** Standortsspezifische Erwartungswerte fur die Gemeinschaftsstruktur ausgewahlter Taxa der Bodenfauna als Bodenqualittatskriterium. *Ber. nat-med. Verein Innsbruck*, 87: 365-379
- Rusek, J. (2000a):** Živá půda. (1) Bohatost a rozmanitost života v půdě. *Živa*, 3: 25-27
- Rusek, J. (2000b):** Živá půda. (6) Bez života není půda více půdou. *Živa*, 6: 267-270
- Rusek, J., Starý, J., Tajovský, K., Pižl, V. (2005):** Dlouhodobý půdnězoologický výzkum v CHKO Jeseníky. In *Campanula. Sborník referátů z conference k 35. výročí Chráněné krajinné oblasti Jeseníky, Karlova Studánka, Malá Morávka, 11. a 12.11.2004. Správa ochrany přírody – Správa CHKO Jeseníky, Jeseník: 28-33.*
- Rybníček K., Rybníčková, E. (2004):** Pollen analyses of sediments from the summit of the Praděd range in the Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). – *Preslia, Praha*, 76: 331–347.
- Rychnovská, M. (1993):** Structure and Functioning of seminatural Meadows. *Academia, Praha* 386 pp.
- Ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. (1998):** CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4).Centre for Biometry Wageningen (Wageningen, NL) and Microcomputer Power (Ithaca NY, USA).
- SAS INSTITUTE INC. (1995):** JMP® Statistics and Graphic Guide Version 3.1. SAS Campus Drive, Carry, North Carolina, USA.
- Seeber, J., Seeber, G.U.H., Kössler, W., Langel, R., Scheu, S., Meyer, E. (2005):** Abundance and trophic structure of macro-decomposers on alpine pastureland (Central Alps, Tyrol. effects of abandonment of passturing. *Pedobiologia*, 49: 221-228.
- Seeber, J., Scheu, S., Meyer, E. (2006):** Effects of macro-decomposers on litter decomposition and soil properties in alpine pastureland: A mesocosm experiment. *Applied Soil Ecology*, 34: 168–175.
- Scheller, U. (1961):** Cave Symphyla from Switzerland. *Revue Suisse de Zoologie*, 68: 419-424.
- Scheller, U. (1978):** The Pauropoda and Symphyla of the Geneva Museum V. A review of the Swiss Scolopendrellidae (Myriapoda, Symphyla). *Revue Suisse de Zoologie*, 85: 247- 263.

- Scheller, U. (1990):** The Pauropoda and Symphyla of the Geneva Museum IX. Symphyla from middle and south Europe, Turkey and Moroco (Myriapoda, Symphyla). *Revue Suisse de Zoologie*, 97: 411-425.
- Scheller, U. (2004):** Symphyla. In: Enghoff, Henrik (ed.) Myriapoda. Fauna Europaea version 1.1, <http://www.faunaeur.org>
- Schimel, J.P., Clein, J.S. (1996):** Microbial response to freeze-thaw cycles in tundra and tajga soils. *Soil. Biol. Biochem.*, 28: 1061-1066.
- Schmidt, M.G., Macdonald, S.E., Rothwell, R.L. (1996):** Impacts of harvesting and mechanical site preparation on soil chemical properties of mixed-wood boreal forest sites in Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, 76: 531-540.
- Schmidt, I.K., Jonasson, S., Michelsen, A. (1999):** Mineralization and microbial immobilization of N and P in arctic soils in relation to season, temperature and nutrient amendment. *Applied Soil Ecology*, 11: 147-160.
- Schmidt, S.K., Lipson, D.A. (2004):** Microbial growth under the snow: Implications for nutrient and allelochemical availability in temperate soils. *Plant and Soil*, 259: 1-7.
- Slavíková, J. (1982):** Ekologie rostlin. Univerzita Karlova v Praze, Praha, 247pp.
- Smolíková, L. (1982):** Pedologie I. Univerzita Karlova v Praze, Praha, 129 pp.
- Sohlenius, B. (2002):** Influence of clear-cutting and forest age on the nematode fauna in a Swedish pine forest soil. *Applied Soil Ecology*, 19: 261-277.
- Soukupová, L., Kociánová, M., Jeník, J., Sekyra J. (eds.), (1995):** Artic-alpine tundra in the Krkonoše, the Sudetes. *Opera Conrcontica*, 32: 5-88.
- Steltzer, H., Bowman, W. (1998):** Differential influence of plant species on soil nitrogen transformations with moist meadowalpine tundra. *Ecosystems* 1:464–74
- Svoboda, M. (2001):** The effects of *Pinus mugo* (Turra.) plantations on alpine tundra microclimate, vegetation distribution, and soils in Krkonoše national park, Czech Republic. *Opera Corcontica*, 38: 189-206.
- Šafář, J. & kol (2003):** Chráněná území ČR – Olomoucko, svazek IV. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 60
- Šilhavý, V. (1938):** Sekáči Jeseníků. *Sorník. Klubu přírodovědců v Brně*, 1937, 20: 68–74.
- Šilhavý, V. (1947):** Sekáči Jeseníků II. *Entomologické listy* 10: 16–19.
- Šilhavý, V. (1956):** Sekáči – Opilionidea. Nakladatelství ČSAV, Praha.
- Tajovský, K. (1996):** Společenstva mnohonožek (Diplopoda) a suchozemských stejnoonožců (Oniscidea) Velké kotliny v Hrubém Jeseníku (Česká republika). *Entomofauna Carpatica*, 8: 158-166.
- Tajovský, K. (2000a):** Stonožky (Chilopoda) Krkonoš. *Opera Corcontica*, 36, 385-389
- Tajovský, K. (2000b):** Stonožky (Chilopoda) Krkonoš. *Geologické problémy Krkonoš* (4)

- Tajovský, K. (2001):** Dosavadní poznatky o mnohonožkách (Diplopoda) a stonožkách (Chilopoda) na území Šumavy. *Aktuality šumavského výzkumu*, s. 173-175
- Taylor, B.R., Prescott, C.E., Parsons, W.J.F., Parkinson, D. (1991):** Substrate control of litter decomposition in four Rocky Mountain coniferous forests. *Canadian Journal of Forestry Research* 69, 2242–2250.
- Tesařová, M. (1987):** Stanovení rychlosti rozkladu modelové celulózy v půdě – terénní metoda. In: Rychnovská, Milena a kol.: *Metody studia travinných ekosystémů*, Academia, Praha: 181 – 191.
- Theurillat, J.-P., Guisan, A. (2001):** Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *ClimaticChange*, 50: 77-109.
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M., Conradt, L. (2001):** Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577-581.
- Treml, V., Banaš, M. (2000):** Alpine timberline in the High Sudetes. *Acta Universitatis Carolinae, Geographica*: 83-99. Karolinum, Praha
- Treml, V., Banaš, M. (2005):** Alpínská hranice lesa v Hrubém Jeseníku. In: KOLEKTIV: CAMPANULA - Sborník referátu z konference k 35. výročí CHKO Jeseníky. Správa ochrany přírody – Správa CHKO Jeseníky, Jeseník. pp. 50-56.
- Troeh, F., Thompson, L. (1993):** Soil and soil fertility. New York: Oxford Univ. Press in Eviner, V.T., Chapin, F.S. III. (2003): FUNCTIONAL MATRIX: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34:455–85
- Tuf, I.H. (2001):** Příspěvek k poznání stonoženek (Symphyla) lužního lesa. *Myriapodologica Czecho - Slovaca*, 1: 73-75.
- Tuf, I.H. (2003):** Four-year development of a centipede (Chilopoda) community after a summer flood. *African Invertebrates*, 44: 265-276.
- 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. Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů. ČZU, FLE, katedra pěstování lesů, Praha: 37-44.
- Tuf, I. H., Tvardík, D. (2005):** Heat-extractor – indispensable tool for soil zoological studies. In: Tajovský, K., Schlaghamerský, J. & Pižl, V. *Contributions to Soil Zoology in Central Europe I*. ISB AS CR, České Budějovice: 191-194.
- Tuf, I.H., Tufová, J., Kuras, T. (2005):** The impact of Ski-runs on soil macrofauna. 8th central European Workshop of soil biology, České Budějovice, April 20-22, 2005, p 70.
- Vaieretti, M.V., Harguindeguy, N.P., Gurvich, D.E., Cingolani, A.M., Cabido, M. (2005):** Decomposition dynamics and physico-chemical leaf quality of abundant species in montane wood in central Argentina. *Plant and Soil*, 278: 223-234.
- Vašků, Z. (2008):** Pro vodu i proti vodě. *Vesmír*, 87: 310-313
- Vesterdal, L., Raulund-Rasmussen, K. (1998):** Forest floor chemistry under seven tree species along a soil fertility gradient. *Can. J. For. Res.* 28: 1636-1647

- Weathers, K.C. (1999):** The importance of cloud and fog to the maintenance of ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 14:214-215
- Wedin, D., Tilman, D. (1990):** Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. *Oecologia* 84:433-41
- Wiegert, R.G., Evans, F.C. (1964):** Primary production and the disappearance of dead vegetation on an old field in Southeastern Michigan. *Ecology*, 45:49-63
- Withington, C.L., Sanford, R.L. Jr. (2007):** Decomposition rates of buried substrates increase with altitude in the forest-alpine tundra ecotone. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 68-75
- Wu, G., Wei, J., Deng, H., Zhao, J. (2006):** Nutrient cycling in an alpine tundra ecosystem on Changbai Mountain, Northeast China. *Applied Soil Ecology*, 32: 199-209.
- Yeates, G.W., Hawke, M.F., Rijkse, W.C. (2000):** Changes in soil fauna under *Pinus radiata* agroforestry regimes on soil fauna during a 25-year tree rotation. *Biology and Fertility of Soil*, 31: 391-406.

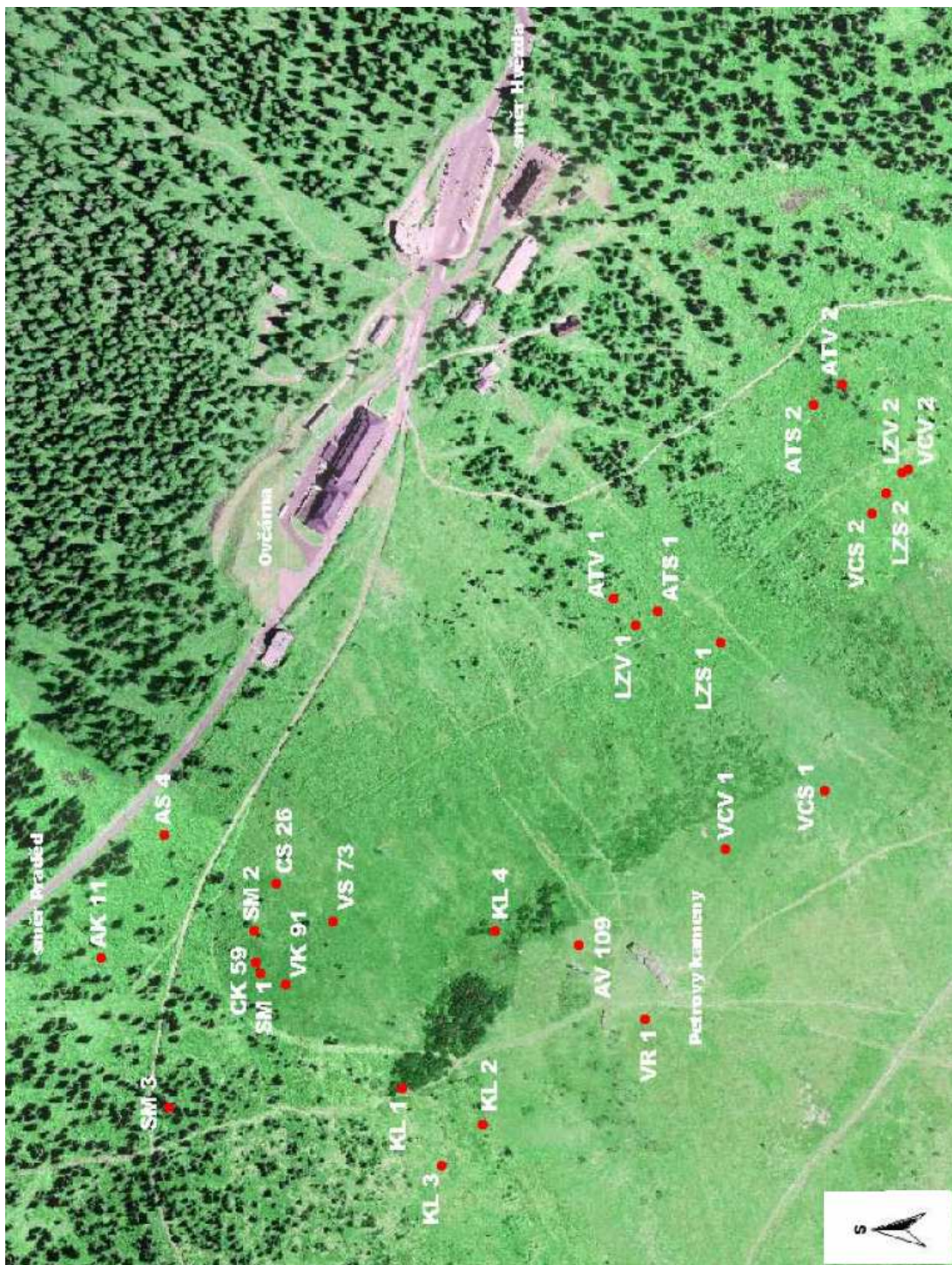
Seznam příloh

- Příloha I.** Rozmístění lokalit pro odběry půdních vzorků v prostoru NPR Praděd
- Příloha II.** Rozmístění lokalit pro instalaci zemních pastí v NPR Praděd (převzato od Mařáka 2006)
- Příloha III.** Charakteristiky instalovaných zemních pastí pod Petrovými kameny (převzato od Mařáka 2006 a Kašáka 2007)
- Příloha IV.** Přehled fyzikálních, chemických a biologických parametrů půd. Presentován průměr a směrodatná odchylka
- Příloha V.** Rychlost rozkladu celulózy instalované na povrchu a ve fermentační vrstvě na jednotlivých lokalitách. Presentovány průměry a směrodatné odchylky
- Příloha VI.** Přehled a taxonomické zařazení zjištěných druhů stonožek, mnohonožek a sekáčů
- Příloha VII.** Abstrakt posterové prezentace na konferenci **9th Central European Workshop on Soil Zoology**
- Příloha VIII.** CD-ROM
- | | |
|------------------|--|
| Fotogalerie | fotografie lokalit a průběhu práce (*.jpg) |
| Ruzicka_2008.pdf | text práce |
| Tabulky | podkladová data pro analýzy |

Příloha I. rozmístění lokalit pro odběry půdních vzorků v prostoru NPR Praděd



Příloha II. rozmístění lokalit pro instalaci zemních pastí v NPR Praděd (převzato od Mařáka 2006)



Příloha III. – část 1. Charakteristiky instalovaných zemních pastí pod Petrovými kameny (převzato od Mařáka 2006 a Kašáka 2007)

Číslo	Past (kód)	GPS souřadnice*	Sjezdovka	Kód NATURA**
1	AS4A	N50 04.318 E17 14.08 1331 m	ANO	A4.3
2	AS4B	N50 04.318 E17 14.083 1331 m	ANO	A4.3
3	AS4C	N50 04.318 E17 14.083 1331 m	ANO	A4.3
4	AK11A	N50 04.339 E17 14.000 1340 m	NE	A4.3
5	AK11B	N50 04.339 E17 14.000 1340 m	NE	A4.3
6	AK11C	N50 04.339 E17 14.000 1340 m	NE	A4.3
7	ATS1A	N50 04.124 E17 14.258 1357 m	ANO	A4.3
8	ATS1B	N50 04.124 E17 14.258 1357 m	ANO	A4.3
9	ATS1C	N50 04.124 E17 14.258 1357 m	ANO	A4.3
10	ATV1A	N50 04.143 E17 14.262 1344 m	NE	A4.3
11	ATV1B	N50 04.143 E17 14.262 1344 m	NE	A4.3
12	ATV1C	N50 04.143 E17 14.262 1344 m	NE	A4.3
13	ATS2A	N50 04.067 E17 14.400 1350 m	ANO	A4.3
14	ATS2B	N50 04.067 E17 14.400 1350 m	ANO	A4.3
15	ATS2C	N50 04.067 E17 14.400 1350 m	ANO	A4.3
16	ATV2A	N50 04.057 E17 14.415 1351 m	NE	A4.3
17	ATV2B	N50 04.057 E17 14.415 1351 m	NE	A4.3
18	ATV2C	N50 04.057 E17 14.415 1351 m	NE	A4.3
19	CS26A	N50 04.270 E17 14.059 1361 m	ANO	A4.1
20	CS26B	N50 04.270 E17 14.059 1361 m	ANO	A4.1
21	CS26C	N50 04.270 E17 14.059 1361 m	ANO	A4.1
22	CK59A	N50 04.275 E17 14.006 1367 m	NE	A4.1
23	CK59B	N50 04.275 E17 14.006 1367 m	NE	A4.1
24	CK59C	N50 04.275 E17 14.006 1367 m	NE	A4.1
25	LZS1A	N50 04.096 E17 14.241 1373 m	ANO	A4.1
26	LZS1B	N50 04.096 E17 14.241 1373 m	ANO	A4.1
27	LZS1C	N50 04.096 E17 14.241 1373 m	ANO	A4.1
28	LZV1A	N50 04.133 E17 14.248 1352 m	NE	A4.1
29	LZV1B	N50 04.133 E17 14.248 1352 m	NE	A4.1
30	LZV1C	N50 04.133 E17 14.248 1352 m	NE	A4.1
31	LZS2A	N50 04.034 E17 14.348 1373 m	ANO	A4.1
32	LZS2B	N50 04.034 E17 14.348 1373 m	ANO	A4.1
33	LZS2C	N50 04.034 E17 14.348 1373 m	ANO	A4.1
34	LZV2A	N50 04.028 E17 14.362 1371 m	NE	A4.1
35	LZV2B	N50 04.028 E17 14.362 1371 m	NE	A4.1
36	LZV2C	N50 04.028 E17 14.362 1371 m	NE	A4.1
37	VS73A	N50 04.244 E17 14.038 1379 m	ANO	A2.2
38	VS73B	N50 04.244 E17 14.038 1379 m	ANO	A2.2
39	VS73C	N50 04.244 E17 14.038 1379 m	ANO	A2.2
40	VK91A	N50 04.262 E17 13.994 1373 m	NE	A2.2
41	VK91B	N50 04.262 E17 13.994 1373 m	NE	A2.2
42	VK91C	N50 04.262 E17 13.994 1373 m	NE	A2.2
43	VCS1A	N50 04.047 E17 14.154 1412 m	ANO	A2.2
44	VCS1B	N50 04.047 E17 14.154 1412 m	ANO	A2.2
45	VCS1C	N50 04.047 E17 14.154 1412 m	ANO	A2.2
46	VCV1A	N50 04.086 E17 14.110 1411 m	NE	A2.2
47	VCV1B	N50 04.086 E17 14.110 1411 m	NE	A2.2
48	VCV1C	N50 04.086 E17 14.110 1411 m	NE	A2.2
49	VCS2A	N50 04.039 E17 14.334 1374 m	ANO	A2.2

Příloha III. část 2. Charakteristiky instalovaných zemních pastí pod Petrovými kameny (převzato od Mařáka 2006 a Kašáka 2007)

Číslo	Past (kód)	GPS souřadnice*	Sjezdovka	Kód NATURA**
50	VCS2B	N50 04.039 E17 14.334 1374 m	ANO	A2.2
51	VCS1C	N50 04.039 E17 14.334 1374 m	ANO	A2.2
52	VCV2A	N50 04.026 E17 14.364 1371 m	NE	A2.2
53	VCV2B	N50 04.026 E17 14.364 1371 m	NE	A2.2
54	VCV2C	N50 04.026 E17 14.364 1371 m	NE	A2.2
55	AV109A	N50 04.142 E17 14.038 1428 m	NE	A1.2
56	AV109B	N50 04.142 E17 14.038 1428 m	NE	A1.2
57	AV109C	N50 04.142 E17 14.038 1428 m	NE	A1.2
58	VR1A	N50 04.112 E17 13.994 1440 m	NE	A2.1
59	VR1B	N50 04.112 E17 13.994 1440 m	NE	A2.1
60	VR1C	N50 04.112 E17 13.994 1440 m	NE	A2.1
61	SM1A	N50 04.273 E17 14.000 1372 m	NE	L9.1
62	SM1B	N50 04.273 E17 14.000 1372 m	NE	L9.1
63	SM1C	N50 04.273 E17 14.000 1372 m	NE	L9.1
64	SM2A	N50 04.277 E17 14.026 1366 m	NE	L9.1
65	SM2B	N50 04.277 E17 14.026 1366 m	NE	L9.1
66	SM2C	N50 04.277 E17 14.026 1366 m	NE	L9.1
67	SM3A	N50 04.305 E17 13.908 1362 m	NE	L9.1
68	SM3B	N50 04.305 E17 13.908 1362 m	NE	L9.1
69	SM3C	N50 04.305 E17 13.908 1362 m	NE	L9.1
70	KL1A	N50 04.209 E17 13.935 1408 m	NE	***
71	KL1B	N50 04.209 E17 13.935 1408 m	NE	***
72	KL1C	N50 04.209 E17 13.935 1408 m	NE	***
73	KL2A	N50 04.174 E17 13.917 1420 m	NE	***
74	KL2B	N50 04.174 E17 13.917 1420 m	NE	***
75	KL2C	N50 04.174 E17 13.917 1420 m	NE	***
76	KL3A	N50 04.190 E17 13.887 1413 m	NE	***
77	KL3B	N50 04.190 E17 13.887 1413 m	NE	***
78	KL3C	N50 04.190 E17 13.887 1413 m	NE	***
79	KL4A	N50 04.177 E17 14.042 1395 m	NE	***
80	KL4B	N50 04.177 E17 14.042 1395 m	NE	***
81	KL4C	N50 04.177 E17 14.042 1395 m	NE	***

* - souřadnice získány pomocí GPS eTrex Garmin

** - vegetační kód NATURA: A4.3 - subalpínské kapradinové nivy s dominancí *Athyrium distentifolium*, A4.1 - vysokostébelné trávníky s dominancí *Luzula luzuloides* a *Calamagrostis villosa*, A2.2 - subalpínská brusnicová vegetace s dominancí *Vaccinium myrtillus*, A1.2 - zapojené alpínské trávníky s dominancí *Avenella flexuosa* a *Nardus stricta*, A2.1 - alpínská a boreální vřesoviště, L9.1 - rozvolněné horské třtinové smrčiny

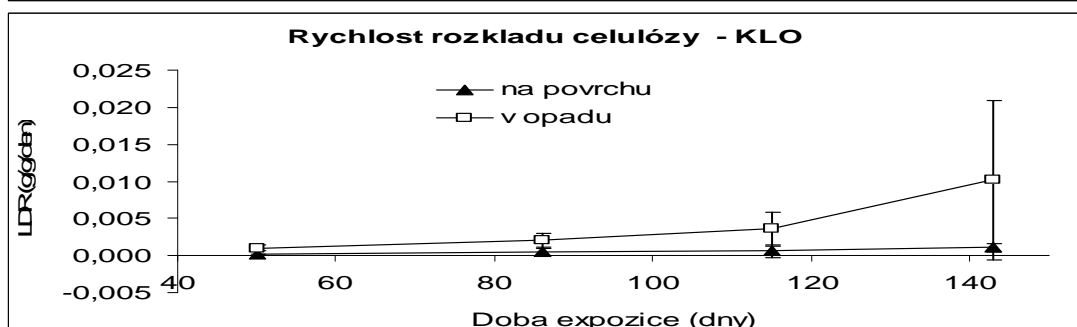
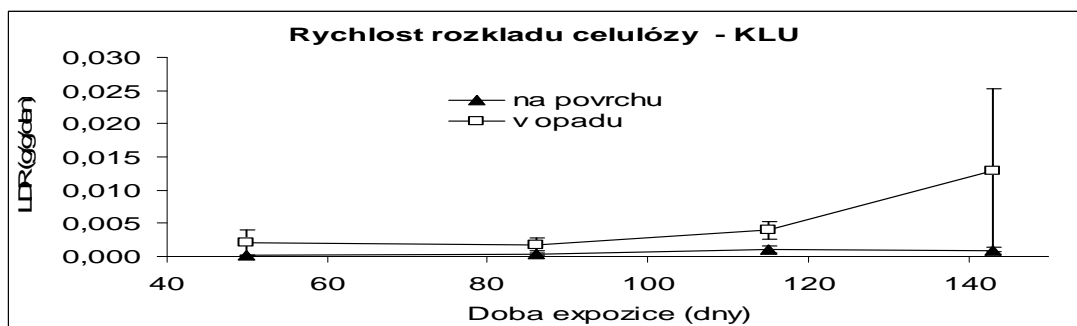
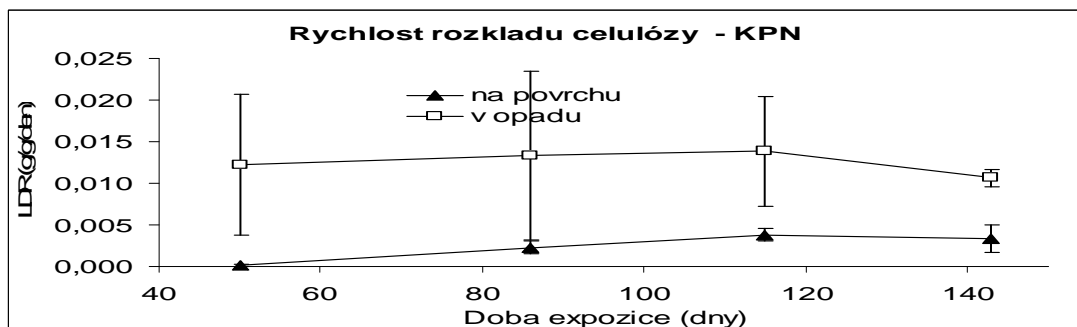
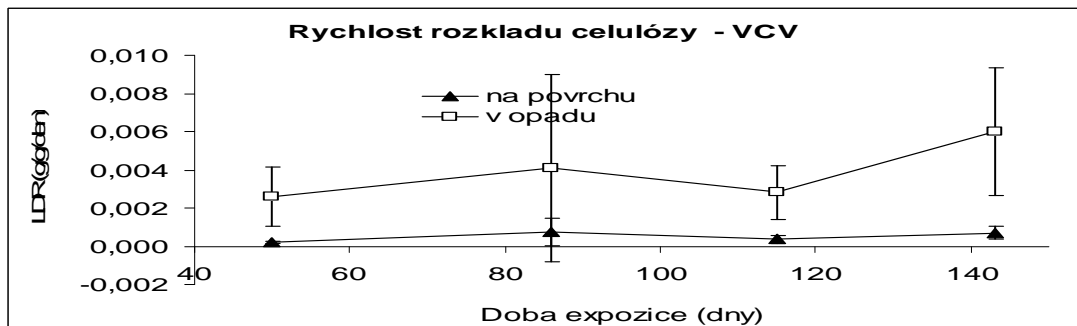
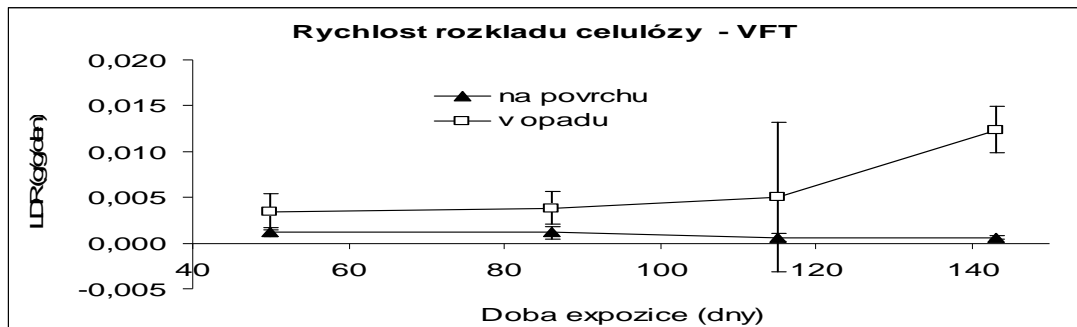
*** - pokryvnost kleče: KL1 - polykormon kleče s pokryvností cca 1000 m², KL2 - polykormon kleče s pokryvností cca 5 m², KL3 - polykormon kleče s pokryvností 1-2 m², KL4 - polykormon kleče s pokryvností cca 100 m²

Příloha IV. přehled fyzikálních, chemických a biologických parametrů půd. Prezentován průměr a směrodatná odchylka

lokality	Vrstva*	pH	obsah C v %	obsah N v mg/kg	obsah PO ₄ ³⁻ v mg/kg	rychlost rozkladu celulózy v g/g/den	slehlost v kPa/cm ²	velikost středního zrna Q ₅₀ v mm
VFT	F	3,62 ± 0,23	17,93 ± 9,44	24856 ± 3475	107,7 ± 17,2	0,000899 ± 0,000502	61,0 ± 14,9	3,02
	M		8,82 ± 4,20	27592 ± 1540		0,006159 ± 0,005406	90,0 ± 14,1	
VCV	F	3,33 ± 0,20	21,15 ± 5,87	25943 ± 5153	400,0 ± 35,4	0,000507 ± 0,000425	62,5 ± 6,30	2,33
	M		16,12 ± 2,95	23112 ± 7344		0,003878 ± 0,003027	65,8 ± 29,1	
KPN	F	3,47 ± 0,36	17,24 ± 7,20	25556 ± 4443	210,3 ± 58,6	0,002597 ± 0,001581	56,7 ± 7,40	0,41
	M		8,29 ± 4,94	29223 ± 3574		0,005185 ± 0,005994	90,8 ± 20,8	
KLU	F	3,17 ± 0,09	19,76 ± 3,97	25365 ± 2432	301,0 ± 68,0	0,000656 ± 0,000507	91,7 ± 11,4	0,55
	M		12,30 ± 3,61	24865 ± 7953		0,004233 ± 0,007158	54,2 ± 7,90	
KLO	F	3,33 ± 0,10	21,53 ± 5,60	23625 ± 4464	241,0 ± 59,3	0,000631 ± 0,000583	65,0 ± 24,4	1,16
	M		16,75 ± 4,49	21012 ± 6806		0,012513 ± 0,005989	40,8 ± 11,0	

* F – fermentační vrstva; M – minerální vrstva

Příloha V. Rychlost rozkladu celulózy instalované na povrchu a ve fermentační vrstvě na jednotlivých lokalitách. Prezentovány průměry a směrodatné odchylky



Příloha VI. Přehled a taxonomické zařazení zjištěných druhů stonožek, mnohonožek a sekáčů

Kmen: Arthropoda

Podkmen: Myriapoda

Třída: Chilopoda

Řád: Lithobiomorpha

Čeleď: Lithobiidae

Lithobius forficatus (Linnaeus, 1758)

Lithobius mutabilis C. L.Koch, 1862

Lithobius cyrtopus Latzel, 1880

Lithobius cf muticus C.L. Koch 1847

Lithobius cf latro Meinert 1872

Řád: Geophilomorpha

Čeleď: Geophilidae

Geophilus insculptus Attems, 1895

Čeleď: Linotaeniidae

Strigamia acuminata (Leach, 1814)

Podkmen: Myriapoda

Třída: Diplopoda

Podtřída: Chilognatha

Nadřád: Nematophora

Řád: Chordeumatida

Čeleď: Chordeumatidae

Mycogona germanica (Verhoeff 1892)

Nadřád: Juliformia

Řád: Julida

Čeleď: Julidae

Leptoiulus proximus (Němec 1896)

Podkmen: Chelicerata

Třída: Arachnida

Řád: Opiliones

Podřád: Palpatores

Čeleď: Nemastomatidae

Nemastoma lugubre (Müller, 1776)

Paranemastoma quadripunctatum (Perty, 1833)

Čeleď: Phalangiidae

Lacinius ehippiatus (C.L.Koch, 1835)

Mitopus morio (Fabricius, 1799)

Platybunus bucephalus (C.L.Koch, 1835)

Platybunus pallidus (Šilhavý, 1938)

Příloha VII. Abstrakt posterové prezentace na konferenci 9th Central European Workshop on Soil Zoology

Růžička, M., Tuf, I.H. (2007): Impact of introduced dwarf pine (*Pinus mugo*) to soil conditions in alpine tundra zone (Jeseníky PLA). In: Tajovský, K. (ed.): 9th Central European Workshop on Soil Zoology, Abstract book. Institute of Soil Biology, Biology Centre, ASCR, v.v.i., České Budějovice: 58.

Impact of dwarf pine (*Pinus mugo*) plantations to soil macrofauna (Jeseníky PLA)

Martin Růžička, I.H. Tuf

Department of Ecology & Environmental Science, Faculty of Science,
Palacky University, Olomouc, Czech Republic

In Jeseníky PLA, dwarf pine (*Pinus mugo*) shrubs were setting-out from XIX. century, over previously cleared areas in the alpine tundra zones. These shrubs were planted from reason increasing upper forest limit. The purpose of this study was to analyze soils and soil nutrients ($C_{org.}$, N, PO_4^{3-} and pH) in alpine tundra communities with and without dwarf pine (*Pinus mugo*) plantations. Furthermore, these groups of soil invertebrates – Chilopoda, Opilionida, Symphyla, Collembola and Acarina were studied for analysis impact of *Pinus mugo* plantations to soil macrofauna.

To describe the effect of *Pinus mugo* on soil chemistry were withdrawn 3 soil samples from each locality. These samples were analyzed in the laboratory of Palacky University - Department of Ecology & Environmental Science. The samples were analyzed for pH, organic carbon, nitrogen and phosphorus.

Studied epigeon animals were obtained by pitfall trapping from June to October 2005. Totally 80 pitfall traps were installed in surrounding Petrovy kameny (NNR Praděd, Jeseníky PLA) in different alpine tundra communities.

Soil fauna communities were obtained from soil samples (area 1/16 m², depth 10 cm) and these samples were heat-extracted using a modified Tullgren apparatus. The soil samples were withdrawn in growing seasons 2005 and 2006 (3 samples from each locality from June to October).

The lowest pH values were recorded from marginals dwarf pine plantations. We discovered significant differences in content $C_{org.}$ and PO_4^{3-} between some localities. The highest abundance of Collembola was discovered from marginals *Pinus mugo* plantations and by Acarina from VFT. We discovered significant differences in epigeon abundance between some localities. In endogeic fauna communities we discovered significant differences between fern vegetation and other localities.