

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra Zoologie a rybářství



Půdní fauna dubových porostů a smrkových monokultur

Diplomová práce

Bc. Tereza Zemancová

Obor studia: Zájmové chovy

Vedoucí práce: prof. RNDr. Miroslav Barták, CSc.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Půdní fauna dubových porostů a smrkových monokultur" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14.4.2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. RNDr. Miroslavovi Bartákovi, CSc. za odborné vedení, za pomoc a rady při zpracování této práce. Dále bych ráda poděkovala Ing. Jakubovi Hlavovi, Ph.D. za vysvětlení metodických postupů a odborný dohled. Oběma bych ráda také poděkovala za trpělivost a ochotu, kterou mi v průběhu zpracování věnovali. Poděkování též patří mé rodině, která mě vždy při studiu plně podporovala.

Půdní fauna dubových porostů a smrkových monokultur

Souhrn

Práce zahrnuje zhodnocení složení makrofauny a mezofauny na vybraném území, posouzení variability a abundanci druhů vzhledem k charakteru lesů. Výzkum probíhal ve smrkové monokultuře a dubovém porostu, který se nachází v oblasti CHKO Labské pískovce. Odběr materiálu probíhal po měsíčních intervalech v období květen až říjen. Diplomová práce je zpracována formou pokusu malého rozsahu. Směsné vzorky půdy byly zpracovány pomocí Berlese-Tullgrenových aparátů. Vyextrahovaná půdní fauna byla rozřazena do jednotlivých skupin (na úrovni řádu) a byly spočteny indexy diverzity a ekomorfologický index pro zhodnocení půdní fauny. Data byla zpracována statistickou metodou ANOVA. Smrkové monokultury nevytváří příhodné podmínky pro druhovou rozmanitost, nicméně výsledky z temperátního opadavého lesa, ve kterém byl záměrně vysazen dub červený (*Quercus rubra*) prokázaly, že půda je nepatrně, ale méně kvalitní. Introdukovaný *Q. rubra* by tak mohl mít negativní vliv na abundanci půdních organismů.

Klíčová slova: půdní fauna, dub červený, kulturní smrčiny, CHKO Labské pískovce

Soil fauna of oak stands and spruce monocultures

Summary

The diploma thesis is processed in the form of a small-scale experiment. The thesis includes evaluation of the soil macrofauna and mesofauna composition in the selected area, assessment of variability and abundance of species with respect to the nature of forests. The research was realized in spruce monoculture and oak stand, which are located in the Labské pískovce protected area. The collection of soil samples took place at monthly intervals in the period from May to October. Soil samples were processed using "heat extractors". The soil fauna was divided into individual groups and diversity indices and an ecomorphological index were calculated to evaluate the soil fauna. The data were processed by statistical method of ANOVA. According to the results, spruce monocultures do not create suitable conditions for species diversity, however, results from a temperate deciduous forest in which red oak (*Quercus rubra*) was intentionally planted showed, that the soil is lower quality. The introduced *Q. rubra* could have a slightly negative effect on the abundance of soil organisms.

Keywords: soil fauna, red north oak, spruce monocultures, Labské pískovce protected landscape area

Obsah

1. Úvod	1
2. Vědecká hypotéza a cíle práce	2
3. Literární rešerše	3
3.1. Edafon	4
3.2. Bioindikační vlastnosti půdních členovců	6
3.3. Třídění vybraných půdních organismů dle taxonomického systému.....	7
3.3.1. Kroužkovci (Annelida)	7
3.3.2. Klepítkatci (Chelicerata).....	8
3.3.3. Stonožkovci (Myriapoda)	10
3.3.4. Šestinozí (Hexapoda).....	12
3.3.5. Korýši (Crustacea)	15
3.4. Vliv životního prostředí na půdní faunu	16
3.5. Nadložní humus lesních půd	17
3.6. Ohrožení půdy	18
3.6.1. Eroze půdy	18
3.6.2. Acidifikace půdy	18
3.6.3. Dehumifikace půdy	19
3.6.4. Kontaminace půdy	19
3.6.5. Kompakce půdy	20
3.6.6. Zábor půdy	20
3.7. Ohrožení půdních bezobratlých	21
3.8. Širší charakteristika zkoumané oblasti v CHKO Labské pískovce.....	22
3.8.1. Vlastnosti půd vybraného území	22
3.8.2. Klima a emisní zátěž.....	22
3.8.3. Vegetační pokryv.....	23
3.8.4. Kulturní lesy	24
3.8.5. Dubový les	24
4. Metodika	26
4.1. Odběr a zpracování vzorků	26
4.1.1. Kulturní smrčiny	26
4.1.2. Dubový les	26
4.1.3. Klimatické poměry	26
4.2. Extrakce půdních živočichů pomocí Tullgrenu	27
4.3. Třídění a hodnocení	27
4.4. Statistické zpracování dat a výpočty	28
4.4.1. Abundance	28
4.4.2. Analýza dat	28

4.4.3.	Indexy založené na kvantitativní synekologické analýze	28
4.4.4.	Indexy založené na kvalitativní synekologické analýze	30
5.	Výsledky.....	32
5.1.	Abundance.....	32
5.1.1.	Smrková monokultura.....	32
5.1.2.	Dubový les	32
5.2.	Statistická analýza.....	33
5.3.	Indexy diverzity	34
5.4.	Statistické rozdíly v abundanci zoedafonu dubových a smrkových lesů	35
6.	Diskuze.....	36
7.	Závěr	40
8.	Literatura.....	41

1. Úvod

Půdní organismy jsou důležitou součástí celosvětové biodiverzity, představují téměř 60 % ze všech druhů na Zemi (Whitfield & Purcell 2012). Abundance, diverzita a biomasa těchto organismů jsou v jednotkách hmotnosti a objemu půdy obecně velké, avšak mohou být silně redukovány v mladých a vyvíjejících se půdách nebo v půdách degradovaných. Půdní organismy a představují živou část organické hmoty zvanou edafon (Tuf 2012). Obvykle na ně připadá kolem tisíciny hmotnosti půdy, ale jejich význam je pro každou půdu obrovský a nezastupitelný. Bez půdních organismů nemůže půda existovat a správně fungovat, hrají tak velkou roli v ekosystémových procesech (Weisser & Siemann 2004).

Edafon má podstatný vliv na průběh důležitých procesů včetně rozkladu organické hmoty a tvorby humusu. Půdní fauna je důležitá z hlediska své půdotvorné funkce, ale také kvůli zachování biologické diverzity a stability geobiocenózy. Jednotlivé skupiny půdních živočichů jsou specifické svými stanovištními nároky. Stanovištní podmínky většinou nevykazují konstantní charakter a dochází k jejich neustálým změnám díky ekologickým, klimatickým a geologickým faktorům. Pro detailní poznání zájmových lokalit je důležitá znalost půdní fauny a její nároky na stanoviště (Ruiz et al. 2008). Půdní organismy jsou závislé do velké míry na půdní struktuře a půda vytváří jejich životní prostředí. Pórovitost půdy a obsah vody pak determinují přítomnost různých typů organismů. Život v půdě je fyzicky omezen na život v pórech. Dalším limitujícím faktorem jsou zdroje energie a živin.

Půda je jedním z nejrozmanitějších a nejdůležitějších biotopů na Zemi s velkým druhovým bohatstvím (Khodashenas et al. 2012). Ochrana půdní fauny by měla být důležitým aspektem, neboť právě zoedafon podporuje koloběh živin, procesy rozkladu a přeměny fyzikálních vlastností půdy (Mathieu et al. 2015). Extrémní úbytek půdní rozmanitosti by mohl mít velký vliv na dlouhodobou degradaci půdy (Ruiz et al. 2008). Stanovení indexů diverzity, bohatosti a abundance půdní fauny, by mělo být zaváděno do programů zahrnující ekologii, péči o stanoviště, hodnocení a ochranu ekosystémů (Santorufu et al. 2015).

2. Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce bylo popsat rozdíly ve společenstvech půdní fauny v různých lesních porostech (opadavý dubový les vs smrková monokultura) a případné rozdíly ve složení společenstva vyhodnotit vhodnými statistickými metodami.

Hypotéza: Temperátní opadavý les bude co do složení společenstev půdní fauny bohatší jak v druhovém složení, tak v abundanci.

3. Literární rešerše

Edafonem nazýváme souhrnně všechny půdní organismy. Představuje zhruba jen tisícinu hmotnosti půdy, ale je zcela nepostradatelný pro její fungování, a tím i existenci všech dalších složek suchozemských ekosystémů a v důsledku celé Země (Šimek et al. 2019). Rozmanitost půdních organismů, zajišťujících biologické procesy, je důležitá pro udržitelnost funkčního ekosystému (Kibblewhite et al. 2008). Do roku 1960 se výzkum rolí půdní fauny v ekosystémech týkal především žížal. Až od roku 2004 došlo k pokroku ve výzkumu půd a půdních organismů (Huhta 2007).

Wall et al. (2008) uvádějí, že v oblasti studia půdních organismů je důležitější taxonomická bohatost, nikoli hojnost nebo biomasa. Na podporu tohoto názoru existují některá další tvrzení, např. že funkční význam půdních organismů neodpovídá jejich abundanci (Anderson 1988) a že jejich funkční komplexnost v půdě nemusí vždy ovlivňovat půdní procesy (Liiri et al. 2002). Žížaly, termity, mravence či larvy hmyzu, tyto organismy lze souhrnně nazvat půdními inženýry. Mezi jejich schopnosti patří vytváření půdních chodbiček a prostor, distribuce organické hmoty napříč půdním profilem a tím tak příležitosti pro volný pohyb ostatních organismů. Druhy větší a středně velké jako jsou mnohonožky, roupice, některé hmyzí larvy a stínky se živí organickým detritem. Mrtvou organickou hmotu rozměňují na menší kousky a přetvářejí na hrudkovité exkrementy (Miko 2021). V půdě fungují jako tzv. transformátoři opadu („litter transformers“). Menší půdní členovci jako jsou chvostokoci, roztoči a některé hlístice, se živí převážně půdní mikroflórou, tedy houbami a bakteriemi. V půdě tvoří funkci požíračů a spásáčů mikroflóry („microbial feeders and browsers“), avšak svou činností také přispívají k rozmělnění organického opadu. Bioturbace neboli pohyb půdní fauny v opadu a organických zbytcích umožňuje promíchávání fragmentů organické hmoty s minerálními částicemi půdy (Lavelle 2016).

Půda nabízí komplexní a prostorově rozrůzněné prostředí, ve kterém se půdní organismy často nedostávají do kompetičních vztahů. Díky tomu se vedle sebe může vyskytovat velké množství druhů. Podstatný je také tzv. funkční redundance neboli portfoliový efekt (Setälä et al. 2005). Většina druhů půdních organismů má podobnou nebo překrývající se potravní specializaci, tudíž i potravní niku. Pokud dojde k podstatnému druhovému úbytku společenstev, redundance uspořádání zabezpečuje funkčnost půdního systému. Dochází k funkčnímu „překrytí“ zhoršeného stavu, např. při poklesu půdní diverzity, neboť navenek se tento fakt nemusí viditelně na půdních funkcích projevit. Můžeme pak podléhat dojmu, že je půda v pořádku, i když je ve skutečnosti ovlivněna a pomalu nevratně degraduje (Miko 2021).

Snížení půdní druhové diverzity na menší počet funkčních skupin nevyhnutelně povede k seskupování „nadbytečných“ druhů, pokud jde o jejich funkci a s větší pravděpodobností k tomu dojde u druhově bohatých skupin fauny (Bardgett et al 2006).

3.1. Edafon

Edafon představuje 1-10 % organické hmoty v půdě a tradičně se dělí na zooedafon a fytoedafon. Přičemž tyto skupiny jsou členěny podle příslušnosti ke dvěma říším rozlišovaným na začátku taxonomie. K fytoedafonu se řadí příslušníci říší Archea, bakterie, houby a rostliny, zatímco k zooedafonu řadíme prvoky a živočichy (Tuf 2012). Fytoedafon představuje asi 75 % celkové suché hmotnosti edafonu, avšak rostliny se mezi edafon tradičně neřadí, protože se v půdě nacházejí pouze kořeny, nikoliv celé tělo. Zooedafon představuje asi 25 % celkové suché hmotnosti edafonu. Půdní organismy lze třídit na základě taxonomie, trofické pozice, výskytu z hlediska preferované půdní vrstvy, životního cyklu, velikosti těla a ekologické funkce. Členění zooedafonu podle preferované půdní vrstvy má význam hlavně u taxonomických skupin, které dýchají vzduch a jejich zástupci se vyskytují nad zemí i ve větší hloubce půdního profilu. Životní formy organismů odpovídají charakteru prostředí, ve kterém se vyskytují a nejlépe jsou popsány u chvostoskoků (kap. 3.3.4.) (Dunger 1983). Obecné členění edafonu na základě výskytu v určité hloubce půdního profilu se jeví spíše jako samoučelné, a to především proto, že je dost nejednotné, i když jde o definice kategorií stejných názvů. Zde bylo vybráno členění podle Schaefera (2012).

Rozdělení zooedafonu na základě preferované půdní vrstvy, dle Schaefer (2012):

- 1) Epigeon: kterým souhrnně označujeme druhy, jež se vyskytují na povrchu půdy, v opadance či hrabance (nadložní organický horizont O). Typickými představiteli jsou např. střevlíci, štírci, slíd'áci, stínky atd.
- 2) Hemiedafon: zahrnuje druhy, které obývají svrchní vrstvy půdy (humusový horizont A). Patří sem menší druhy stonožek a mnohonožek, spoustu druhů chvostoskoků, stonoženky atd.
- 3) Epedafon: fauna půdního povrchu s vazbou na půdu a alespoň občasným pronikáním do její opadové a svrchní minerální vrstvy.
- 4) Euedafon: se označují druhy, které se nacházejí hlouběji v půdě. Klasickými zástupci jsou například tzv. hlubinné žížaly, ponravy chroustů, většina zemivek atd.

Zooedafon rozdělujeme na několik kategorií dle doby výskytu organismů v půdě:

- 1) Permanentní fauna: organismy, které řadíme do této skupiny, můžeme považovat za pravé půdní živočichy. Žijí v půdě během celého životního cyklu. Řadíme sem chvostoskoky, hlístice, roztoče, roupice, žížaly, některé druhy brouků, ale i podzemní savce).
- 2) Periodická fauna: jedná se o živočichy, kteří prodělávají vývoj v půdě, v adultním stavu ji opouštějí a příležitostně se do ní vrací. Jedná se například o škvory či drabčíky.

- 3) Temporální fauna: neboli dočasná. Živočichové se vyskytují v půdě ve stadiu vajíček a larev, v dospělosti žijí mimo ni. Jsou to někteří brouci a dvoukřídli, atmobiontní chvostokoci a někteří roztoči.
- 4) Tranzitorní fauna: řadíme sem živočichy, kteří se ukrývají v půdě za účelem zimování, nebo ve svém neaktivním stadiu, tj. vajíčka nebo kukly. Jsou to někteří motýli, obratlovci a mnozí měkkýši (Wallwork 1970).

Nejvýznamnějším dělením půdní fauny je dělení podle velikosti;

Zásadní rozdíl v členění půdní fauny podle velikosti vzniká tím, zda je míra velikosti brána jako délka těla nebo jeho tloušťka. Wallwork (1970) popsal členění, které bylo založeno na délce, později se ale více prosadilo členění založené na průměru těla (Swift et al. 1979). Klasifikaci lze aplikovat na celý edafon, včetně mikroflóry. Praktičnost dělení skupin půdních organismů podle velikosti se projevuje zvláště ve volbě postupů při jejich studiu, které souvisejí nejen s jejich tělesnými rozměry, ale také s jejich abundancí v půdě.

Abundance zástupců jednotlivých skupin mikrofauny se pohybuje řádově v milionech až bilionech jedinců na čtvereční metr. Mezofauna dosahuje početnosti desítek tisíců až milionů jedinců a makrofauna pouhých desítek až stovek. Individuální velikostní skupiny se také liší ekologicky, např. svou rolí v dekompozici opadu, tvorbě půdní struktury apod. Mikrofauna se účastní dekompozice především biochemicky a chemicky, zatímco mezofauna a makrofauna rozkládá mrtvou organickou hmotu hlavně mechanicky (Tuf 2012). Půda též nabízí trvalé nebo přechodné prostředí pro řadu obratlovců, od obojživelníků a plazů až po ptáky a savce (Šimek et al. 2019).

- 1) Mikroedafon zahrnuje mikrofaunu, tj. druhy, které jsou menší než 0,2 mm. Dělí se na mikroflóru (bakterie, houby, aktinomycety, řasy, sinice) a mikrofaunu (prvoci, vířníci, želvušky, hlístice). Prvoci a hlístice nevytvářejí svou činností půdní strukturu, ale jejich hlavní úlohou je predace (Lavelle 2012).
- 2) Mezoedafon je zastoupený mezofaunou. Mezofauna se vyskytuje v organických vrstvách svrchní minerální půdě do hloubky až 20 cm. Většinu zástupců najdeme v horních 5 až 10 cm. Životní cykly těchto skupin bývají závislé na teplotních a vlhkostních změnách. Jsou podstatnou součástí potravních řetězců a sítí v půdě, převážně těch založených na mrtvé organické hmotě. Do půdní mezofauny řadíme živočichy s délkou těla (0,2 až 2 mm) (Schlaghamersky et al. 2020). Většina zástupců mezofauny zpravidla obývají půdu trvale. Drobní členovci tvoří významný podíl co do počtu druhů i jedinců, žijících v půdě. Jednou z nejvýznamnějších skupin jsou roztoči a chvostokoci. Méně početné jsou pak hmyzenky, vidličnatky a drobní zástupci stonožkoců, tj. stonožky a drobnušky (Šimek et al. 2019).
- 3) Megaedafon: obsahuje organismy větší než 2 cm tzv. megafaunu (tj. větší žížaly a obratlovci) (Šimek et al. 2019).

3.2. Bioindikační vlastnosti půdních členovců

Pro hodnocení kvality půdy a krajiny jsou často využíváni členovci (Spitzer 2013). Využití tzv. bioindikačních organismů nám může pomoci pro určení kvalitativních a kvantitativních charakteristik faktorů životního prostředí nebo pro určení celého souboru faktorů životního prostředí. Mezi schopnosti těchto organismů patří jejich potenciál vylučovat různé situace v různém prostředí. Například někteří půdní bezobratlí jsou často využíváni jako kumulativní bioindikátory těžkých kovů v půdě, obsahu reziduí pesticidů v půdě, radionuklidů atd. (Boháč 1999). Pro stanovení organismů jako bioindikátorů prostředí je nutné, aby splňovaly několik důležitých kritérií. Mezi ně patří široká ekologická valence, rozšířený výskyt na rozličných typech stanovišť, těsná vazba organismu na prostředí a jeho senzitivita na změny v prostředí. Důležitá je i snadná determinace organismů, podrobné znalosti o jeho zoogeografickém rozšíření, ekologických nárocích nebo způsobu života (Spitzer 2013). Na základě cíle, s jakým je biologické monitorování prováděno, můžeme rozlišit tři hlavní skupiny bioindikátorů.

První skupinou jsou tzv. testovací organismy, využívané v laboratorních podmínkách pro bezprostřední studium účinku různých vlivů prostředí. Velmi významné jsou pro testy toxicity, zejména ve vodním prostředí (Boháč 1999).

Druhou skupinou jsou indikátory pro impaktní monitorování, často označované jako organismy sentinely. Používají se pro sledování změn v terénu na modelových družicích s registrací fyziologických ukazatelů, patologických odchylek od normálu, sledování vývojových tendencí, genetických změn atd. Tyto organismy ve svém těle dokáží kumulovat polutanty z prostředí. Díky analýze jejich tkání lze pak relevantně zhodnotit obsah polutantů v prostředí (Boháč 1999). Sentinelový organismus musí snášet maximální koncentrace polutantů a dokázat se při nich rozmnožovat (Hellowell 1988). Jako bioindikátory lze využít rozličné půdní organismy (splňující předchozí kritéria) bez ohledu na jejich umístění v systému. Například suchozemští stejnonožci (Isopoda) jsou často užívanou skupinou pro indikaci přítomnosti těžkých kovů (Kula & Lazorík 2017). Pokud je prostředí kontaminováno těžkými kovy dochází ve společenstvu stejnonožců ke zvýšené úmrtnosti, sníženým počtem jedinců a poklesem jejich celkové biomasy (děje se tak v závislosti na stupni znečištění) (Jones & Hopkin 1996).

Třetí skupinou jsou bioindikátory ekologické homeostáze. Používají se jako indikátory kvality krajiny a mohou být využity k prognóze jejího dalšího vývoje. Využívají se tak např. společenstva na povrchu žijících brouků střevlíků (Carabidae) a drabčků (Staphylinidae) (Boháč 1999). Pavouky (Aranea) lze využít jako biologické indikátory kvality prostředí kvůli jejich závislosti na kvalitě potenciální kořisti (Paoletti et al. 1991).

Pro zhodnocení biologické diverzity se nejčastěji využívá populační hustota a druhová rozmanitost pancířníků a chvostoků (Deharveng 1996). Pancířníci byli v mnoha studiích úspěšně použiti jako bioindikátory environmentálního znečištění a pro tuto vědní oblast mají značný potenciál, avšak pro jejich pravidelné využití v bioindikaci a biomonitoringu stále chybí dostatek informací o autekologii jednotlivých druhů.

Zooedafon lze považovat za přímo zodpovědný za procesy uvnitř půdního ekosystému. Jeho důležitou funkcí je zejména účast při rozkladu organické hmoty v půdě a při koloběhu živin (Šimek et al. 2019).

Evidentně tak z celkového obrazu složení společenstva půdní fauny bez znalosti stanoviště, na kterém probíhalo vzorkování, můžeme podle jeho ekologických nároků a biondikační schopnosti poměrně dobře vyhodnotit vlastnosti stanoviště, na kterém byli organismy odchyceni. Pokud dojde k absenci druhu (normálně se vyskytujícím v širokém okolí) na nějaké lokalitě, lze usuzovat, že došlo k určité ekologické zátěži na daném území (Spitzer 2013). Nakonec Bolger et al. (2013) uvádí, že pro správné využití organismů jako bioindikátorů by se budoucí výzkum měl zaměřit na několik kritérií;

- 1) Indikační druhy půdních živočichů by měly být testovány a ideálně definovány na regionální úrovni, jejich hodnota se totiž může mezi regiony lišit.
- 2) Hodnocení bioindikačních druhů půdních bezobratlých by mělo probíhat v řádu několika let, a to na základě standardizovaného odběru vzorků, aby se vytvořila spolehlivá definice indikačních druhů i přes vysoké kolísání početnosti druhů mezi členovci, které mohou buď maskovat nebo nadhodnocovat množství konkrétních druhů.
- 3) Studie by měly být zaměřeny na všechny skupiny půdních živočichů, nejen na konkrétní bioindikátory kvality půdního prostředí.

3.3. Třídění vybraných půdních organismů dle taxonomického systému

Z půdních členovců se v půdách vyskytují zástupci všech tří hlavních systematických skupin (klepítkatci, šestinozí a korýši). Zvláště byl uveden kmen kroužkovci (Annelida) zahrnující diskutovaný podřád roupice (Enchytraeidae).

Klepítkatci (Chelicerata) zastoupení pavouky, štirky a různými skupinami roztočů. Skupiny vzdušnicovců; mnohonozí (Myriapoda) zastoupení mnohonožkami, stonožkami, stonoženkami a šestinozí (Hexapoda) zastoupení chvostokoky, hmyzenkami, vidličnatkami a dalšími zástupci hmyzu (v práci jsou popsány pisivky, blanokřídli, dvoukřídli a brouci). Korýši (Crustacea), kteří jsou zastoupení stínkami (Isopoda) (Zrzavý 2006).

3.3.1. Kroužkovci (Annelida)

Kroužkovci jsou skupina bezobratlých živočichů, které řadíme v živočišné říši do linie *Lophotrochozoa*. Název pochází z latiny anellus (neboli kroužek).

Řadí se mezi živočichy s homonomní segmentací tzn., že všechny jejich tělní články jsou stejné kromě prvního a posledního (Zrzavý 2006).

Roupice (Enchytraeidae)

Roupice z kmene kroužkovců (Annelida) jsou blízce příbuzné žížalám. Tělo mívají bělavé a dosahují délky 1 až 50 mm. Známé je přes 700 druhů roupic, ze střední Evropy nyní kolem 150 druhů. Ve svrchní půdě se vyskytují v hloubce 5 až 10 cm, často se shlukují dle přítomnosti potravy (Tajovský et al. 2008). Živí se mrtvou organickou hmotou i půdními mikroorganismy.

Při pozření současně s minerálními částicemi produkují trus s obsahem organominerálních komplexů, které následně přispívají k tvorbě a zachování půdní struktury. Jsou také důležitým zdrojem potravy pro ostatní členovce.

Průměrné roční abundance roupic se mění v závislosti na typu půdy a podnebí, populační hustoty v průběhu roku výrazně kolísají (Šimek et al. 2019). Nejvyšší populační hustotu tvoří roupice v kyselých půdách jehličnatých lesů, avšak není zde zastoupeno mnoho druhů, jako to bývá v půdách slabě kyselých až slabě zásaditých. Jednotlivé druhy, či rody, vykazují rozdílné preference, pokud jde o pH, vlhkost a složení půdy, formu humusu a vegetační pokryv (Jänsch & Römbke 2003). V jehličnatých lesích a rašelinných půdách je jejich význam největší, protože zde do určité míry nahrazují aktivitu žížal, které se kyselým půdám vyhýbají. Mají proto dobrý bioindikační potenciál, ale praktické využití tohoto potenciálu je však omezeno náročnou determinací (Tajovský et al. 2008).

3.3.2. Klepítkatci (Chelicerata)

Většinou se jedná o suchozemské živočichy. Jejich tělo bývá členěno na hlavohruď (prosoma) a zadeček (opistosoma), ústní ústrojí tvoří 2 páry modifikovaných končetin-chelicery a pedipalpy. Na hlavohruďi mají obvykle 4 páry kráčivých končetin a postrádají tykadla (Zrzavý 2006).

Roztoči (Acari)

Patří mezi nejpočetnější skupinu členovců žijící v půdě. Půdní roztoči žijí ve všech biotopech a habitatech s obsahem organické hmoty, jejíž dostatek je pro ně velmi významný. V současnosti se řadí do dvou nadřádů Parasitiformes a Acariformes (Starý 2002). Acariformes se dále dělí na dva řády Trombidiformes a Sarcoptiformes. K nadřádu Parasitiformes patří další čtyři řády Opiliocarida, Holothyrida, Ixodida a Mesostigmata (Krantz & Walter 2009).

Přímé a nepřímé vlivy udávají vztahy půdních roztočů k vnějšímu prostředí. Důležité jsou biotické a abiotické faktory, které přímo ovlivňují fyziologické, morfologické a etologické adaptace na úrovni celých společenstev. Nejdůležitějšími faktory pro rozvoj půdních roztočů jsou vlhkost půdního vzduchu a teplota (Šimek et al. 2019). Půdní reakce (pH) nemá přímý vliv na společenstva. Obecně snášejí lépe vyšší vlhkost než suché prostředí. Díky sklerotizované kutikule jsou schopni určitou dobu snášet sucho. Na teplotě je závislá intenzita metabolismu roztočů a jejich respirace. Při zvýšení teploty dochází k větší spotřebě kyslíku a tím i energie, rychleji tak dojde k vyčerpání energetických zdrojů. Naopak při nízké teplotě se metabolismus sníží a roztoč upadá do stadia strnulosti (Frouz et al. 2001). Půdní roztoči jsou tak obecně náchylní k vyšším teplotám a odolní nižším teplotám. Teplota vnějšího prostředí je důležitá z hlediska ontogeneze a celkové délce života roztoče. Pokud je půda zbavena organické hmoty dochází k výraznému snížení hustoty populací (Wickings & Grandy 2011).

Pancířníci (Oribatida)

Tvoří dominantní skupinu půdních roztočů z nadřádu Acariformes. Nejvyšších populačních hustot dosahují pancířníci převážně v půdách lesních ekosystémů, kde dosahují dominance 70 až 90 %, přičemž největší abundance je zaznamenána v jehličnatých lesích mírných klimatických pásem s dobře vyvinutou vrstvou půdní organické hmoty, kde převažují houby nad bakteriemi. Početní jsou ale i v půdách otevřených biotopů s absencí stromového a keřového patra, kde se dominance obvykle pohybuje kolem 50 % a více (Siira-Pietikäinen et al. 2008). Důležitým komponentem v jejich životních projevech je potrava, v závislosti na převládajícím typu potravy jsou rozdělováni na makrofytofágy, mikrofytofágy a panfytofágy (Starý 2002). Pancířníci jsou převážně K-stratégové, reagující pomalu na změny v půdním prostředí, mikroklimatu, potravní nabídce v půdě a fungují jako stabilizační systém zpomalující změny v půdě (Frouz et al. 2001). Hustota a druhová rozmanitost pancířníků se nejčastěji využívá pro zhodnocení biologické diverzity (Deharveng 2002). Reakci komunit na změny lze popsat jejich abundancí, diverzitou a druhovým složením. Vliv na společenstva půdních členovců může být způsoben abiotickými i biotickými půdními podmínkami. Obnova hustoty pancířníků bývá velmi pomalá, kvůli jejich malé schopnosti lokomoce (Huhta & Niemi 2011).

Pancířníky považujeme je za vhodné bioindikátory půd, jejich přirozených sukcesních změn i změn vyvolaných antropogenními vlivy. Mezi jejich hlavní funkce patří interakce s mikroorganismy (Materna 2000). Saprofytní půdní roztoči se podílejí na všech důležitých půdních procesech, jako významní stimulátoři a vektorů kolonizace půdy půdní mikroflórou. Konzumací mikroorganismů regulují jejich populace nebo naopak podporují (stimulují) jejich růst procesem zvětšování aktivního povrchu organické hmoty fragmentací a rozkladem rostlinných zbytků (Walter & Proctor 1999). Jako vektorů se uplatňují rozšiřováním spor hub v půdním profilu a urychlují jejich sukcesí (Behan & Hill 1978). Představují také jeden z vektorů rozšiřování lišejníků, neboť jejich askospory a buňky byly nalezeny ve střevcích a výkalech pancířníků (Meier et al 2002). Existují druhy mikrofytofágní a panfytofágní, které rozšiřují v půdním profilu spory hub včetně fytopatogenů. Druhy makrofytofágní stimulují fragmentací aktivního povrchu humusu mikrobiální růst (Šimek et al. 2019). Velké množství roztočů živících se půdním detritem selektivně pohlcuje určité minerální látky, uchovává je ve svých tkáních a tím napomáhá jejich šíření v půdě. Důležitou roli hrají v koloběhu dusíku, fosforu a vápníku v půdním ekosystému, také napomáhají dekompozici rostlinných zbytků (Starý 2002).

Pavouci (Araneae)

Nejznámější a početný řád třídy pavoukovců. Pavouci jsem draví a žijí v nadzemních ekosystémech, tak i na povrchu půdy a v hrabance. Taktéž jsou schopni pronikat do dutin půdy a skeletovitého podloží. Velikost je rozmanitá, pohybuje se do 0,5 mm do 25 cm. Celkově je známo celkově přes 46 tisíc druhů. V ČR je popsáno přibližně 880 druhů, z toho téměř polovina preferuje nadzemní habitaty (Šimek et al. 2019). Epigeické druhy žijí na povrchu půdy nebo pod kůrou, kameny, kletí apod. Řadíme sem např. zástupce čeledi slíďákovitých (Lycosidae), skálovkovitých (Gnaphosidae), skákavkovitých (Salticidae).

V hrabance a opadu se vyskytují početní zástupci drobných druhů (o velikosti od 2 až 3 mm) z čeledí snovačkovití (Theridiidae), plachetnatkovití (Linyphiidae) a cedivečkovití (Dictynidae).

Pavouci se živí ostatními druhy členovců, včetně pavouků (Kůrka 2015). Můžeme je považovat za nejrychlejší a nejschopnější predátory. Ve svrchních částech půdy mají pavouci velký ekologický význam. Ve všech agroekosystémech jsou pavouci použitím pesticidů různě ovlivněni. Terénní studie, kterou provedl Pekár (2012) potvrzuje, že na pavouky negativně působí především akaricidní a insekticidní přípravky, zejména neurotoxické látky.

Štírci (Pseudoscorpionida)

Jejich nejvýraznějším znakem jsou velká makadla zakončená klepítky, na kterých ústí jedové žlázy a řada hmatových a senzorických orgánů. Chelicery mají poměrně malé, klíšťkovité a ústí na nich snovací žlázy (Motýčka & Roller 2001). U štírků probíhá pohlavní rozmnožování prostřednictvím spermatoforů. Dorůstají se velikosti 2-5 mm, větší druhy žijí mimo půdu, často synantropně. Popsáno je přes 3300 druhů. Jsou draví, loví půdní členovce, často roztoče (Šimek et al. 2019). V České republice je fauna štírků zpracována zatím jen v rámci čtyř území: Prahy (Šťáhlavský & Ducháč 2001), NP Podyjí (Šťáhlavský 2006), CHKO Kokořínsko (Šťáhlavský 2006) a Dolního Povltaví a Podřipska (Šťáhlavský & Krásný 2007). V posledních dvaceti letech došlo ke zjištění více informací o štírcích vyskytujících se na území České republiky. Nejprve se jednalo hlavně o ojedinělé faunistické údaje běžnějších druhů. Díky většímu zájmu o tuto skupinu se ale postupně podařilo zjistit i výskyt druhů, které v České republice nebyly do té doby známé (Ducháč et al. 2007) a celkový počet druhů štírků České republiky tak dosáhl současných 38 (Harvey 2009).

3.3.3. Stonožkovci (Myriapoda)

Tělo mají členěno na hlavu a trup. Trup je homonomně článkovaný a je vytvořen z různého počtu článků, z nichž většina nese 1-2 páry kráčivých končetin. Dýchají trachejemi. Jedná se o organismy aktivní především v noci, ve dne se ukrývají pod kameny, dřevem, pod kůrou apod. (Zrzavý 2006).

Mnohonožky (Diplopoda)

Diplopoda je samostatná třída podkmene stonožkovců (Myriapoda). Jejich hlavním znakem je členění těla na hlavu s jedním párem tykadla a trup, tvořený větším počtem článků s dvěma páry kráčivých nohou (Tajovský 2001). V České republice je známo 77 druhů. Jsou významnými zástupci půdní fauny a obývají především svrchní vrstvy půdy, kde jsou výrazně aktivní. Jejich početnost je závislá na vlastnostech prostředí, preferují vlhčí stanoviště s dostatkem organických zbytků. Také jsou zastoupeny na stanovištích chudých na minerální soli a kyselých půdách (Enghoff 2015). Dělíme je do několika skupin podle ekomorfologických typů:

Podkorní mnohonožky obývající podkorní prostory, opadanku, mechové polštáře a lišejníkové nárosty. Do této skupiny se řadí, u nás žijící nejmenší mnohonožka, chlupule podkorní (*Polyxenus lagurus* Linnaeus 1758).

Svinule se vyskytují v lesních i lučních půdách a podílejí se na primárním rozkladu rostlinného materiálu. Název řádu se odvíjí od schopnosti svinulí svinout se do pevné kuličky ve chvíli ohrožení.

Raziči jsou typičtí svým protáhlým a válcovitým tělem. Při napadení se na rozdíl od svinulí stáčí do spirály. Velké množství nohou na článkovitém těle umožňuje těmto mnohonožkám aktivně pronikat do půdy a vytvářet vlastní chodbičky (Shelley 2002).

Jako ostatní druhy plní důležitou funkci rozkladačů organických látek v půdě a na jejím povrchu. Významně se podílejí především na rozkladu odumřelé organické hmoty v lesních a lučních půdách mírného pásma a přispívají k rozměňování rostlinného opadu (Tajovský 2001). Jejich exkrementy obsahují částečně natrávený rostlinný materiál, který je obohacený o produkty metabolismu, vlákna a spory hub. Exkrementy dále slouží jako potrava pro různé mikroorganismy, ostatní detritofágní půdní členovce a žížaly. Tyto humusové vrstvy s exkrementy mnohonožek a dalších půdních členovců se označují termínem „moder“. Mnohonožky mají širokou ekologickou valenci a jsou velice adaptabilní i vůči změnám v prostředí (Enghoff 2015).

Stonožky (Chilopoda)

Patří do samostatné třídy Myriapoda. Naši zástupci se dorůstají několika milimetrů až 10 cm. Tělo mají dorsoventrálně zploštělé, hlava nese pár tykadel a kusadlové nožky s jedovou žlázou vyúsťující na koncovém drápu. Všechny tělní články nesou po jednom páru kráčivých končetin, poslední pár je označován jako vlečné nohy, které jsou morfologicky odlišné a nesou řadu významných taxonomických znaků (Edgecombe & Giribet 2007). Dosud je celosvětově známo přes 3000 druhů, z našeho území je popsáno 72 druhů.

Stonožky obývají půdní prostředí nejrozličnějších suchozemských ekosystémů a lze je dělit do dvou hlavních taxonomických skupin (Šimek et al. 2019).

Různočlenky (Lithobiomorpha) žijí v rostlinném opadu, pod kameny, na trouchnivějícím dřevě, pod větvemi a kůrou pařezů. Jejich hřbetní štítky mají nestejnou šířku a tělo nese pouze patnáct párů nohou.

Stejnočlenky (Scolopendromorpha) se řadí do stejné ekomorfologické skupiny jako výše uvedené různočlenky (Edgecombe & Giribet 2007). Mají zploštělé tělo s 21 páry nohou, hřbetní štítky jsou stejně široké a vlečné nohy mohutné, hákovité a silně otrněné. Aktivně vyhledávají a loví kořist v opadu, pod kameny a v mechových polštářích.

Zemivky (Geophilomorpha) osidlují hlubší vrstvy opadu, ale i humusové a minerální vrstvy půd. K pohybu v takovém prostředí jsou dobře adaptovány. Mají dlouhé a tenké mnohočlánkové tělo s krátkými komolcovitými nohami, postrádají oči. Morfologie těla jim umožňuje prolézat i velmi úzké póry a skulinu v půdě. Běžně se vyskytují i ve strukturních orných půdách, v zahrádkách, kompostech apod.

Početnost stonožek je závislá na stanovištních podmínkách a do větší míry také na různorodosti osídlení daných habitatů ostatními bezobratlými, kterými se živí.

Abundance stonožek se pohybuje v rozmezí desítek až stovek jedinců na metr čtvereční. Jejich biomasa může dosahovat 0,4 až 2 gramy na metr čtvereční půdy (Šimek et al. 2019).

Stonožky se živí drobnými půdními bezobratlými jako jsou půdní larvy hmyzu, drobní členovci apod. Zemivky konzumují také žížaly, rouspice a rostlinný materiál.

Hojné zastoupení stonožek lze nalézt především v lesních půdách a v půdách travnatých biotopů (Tuf & Tufova 2008). Důležitou roli má kvalita substrátu, ve kterém nalézají dostatek úkrytů. Schopnost stonožek vytvářet chodby je omezená, proto využívají existující koridory a prostory vzniklé mechanickou aktivitou jiných půdních živočichů. Stonožky jakožto významní půdní predátoři regulují svoji aktivitou populace ostatních půdních živočichů a podílejí se na toku živin v půdě (Edgecombe & Giribet 2007).

Stonoženky (Symphyla)

Stonoženky dorůstají délky až 10 mm. Preferují vlhčí prostředí a ve strukturních půdách pronikají do hloubek 30 až 50 cm. Známé je celkem 204 druhů (Zhang 2013), v ČR se je doloženo druhů 11. V ideálních podmínkách můžeme najít až 20 000 jedinců na metr čtvereční půdy (Šimek et al. 2019). Téměř chybí v těžkých jílovitých půdách. Stonoženky nejsou schopné prorážet vlastní chodbičky, k lokomoci využívají již existující prostory. Živí se detritem a s ním i přítomnou půdní mikroflórou (Voigtländer 2016).

3.3.4. Šestinozí (Hexapoda)

Jejich společným znakem je členěné tělo na tagmata: hlavu, tříčlankovou hrud' se třemi páry končetin a zadeček. Aktuálně zahrnují čtyři třídy: chvostokoky (Collembola), hmyzenky (Protura), vidličnatky (Diplura) a hmyz (Insecta) (Zrzavý 2006).

Chvostokoci (Collembola)

Chvostokoci mají díky dobré adaptaci široké globální rozšíření a představují rozmanitou skupinu členovců, nyní je popsáno přes 8000 druhů (Zhang 2013). Skutečný počet se však odhaduje na 50 000 (Laška et al. 2008). Nejpočetnější jsou jejich společenstva v travinných ekosystémech a smrkových lesích chladných oblastí mírného pásma (Ciconardi et al. 2013). Chvostokoci se v průběhu evoluce vyvinuli ve zřetelně odlišné životní formy, které představují morfologické adaptace dokonale se přizpůsobené půdní stratifikaci, tj. odlišné podmínky ve vertikálním profilu půd (Salamon et al. 2008). Kategorizujeme je na atmobionty a edafobionty.

Atmobionti se vyskytují nad povrchem půdy mají plný počet očí, pigmentované tělo pokryté štětinkami a šupinkami s dobře vyvinutými nohama, tykadly a furkou. Některé druhy jsou považovány za škůdce zemědělských plodin (Ulrich & Fiera 2009). Atmobionti se dále dělí na čtyři podskupiny: Makrofytoobionty žijící ve vegetaci na povrchu půdy. Jedná se o druhy chvostokoků, kteří mohou způsobovat škody na polních kulturách. Živí se mikroorganismy, případně detritem. Patří sem např. zástupci řádů Entomobryomorpha a Symphypleona.

Mikrofytobionti se vyskytují v nárostech mechů a lišejníků, kde se živí mikroorganismy.

Xylobionti živící se tekutinou z rozkládající dřevní hmoty.

Neustoni jsou aktivní na vodní hladině nebo plovoucích rostlinách, kde se živí převážně řasami. Mají výrazně prodloužené drápky na nohách a prodlouženou furku (Cicconardi et al. 2013).

Edafobionti se dělí se do tří podskupin podle výskytu v jednotlivých půdních vrstvách (Šimek et al. 2019).

Epigeonti se vyskytují na povrchu půdy a mají podobné znaky jako atmobionti.

Hemiedafobionti jsou vázáni na organické vrstvy půdy (opadanka, nadložní humus, humusová vrstva). Jsou typičtí svou redukovanou pigmentací, končetinami a furkou.

Euedafobionti obývají hlubší půdní horizonty, vrstvy nezvodněných sedimentů a pukliny v matečných horninách a jeskyních. Některé druhy se vyskytují v hnízdech sociálního hmyzu a zemních chodbách hlodavců (Bolger et al. 2013). Eudafickým formám chybí adaptace na teplotní extrém, protože žijí v prostředí s vyrovnaným mikroklimatem. Také kvůli své specializaci na hluší půdní vrstvy, mají omezenou schopnost šíření (Cicconardi et al. 2013).

Ačkoliv v půdě tvoří nízkou biomasu, výrazně ovlivňují její mikrostrukturu a hrají zásadní roli při jejím formování. Vysokohorské rendziny na vápencích v podmínkách střední Evropy jsou tvořeny černou vrstvou humusu, která se skládá převážně z exkrementů chvostoskoků. Tyto pelety v průběhu mikrobiálního rozkladu uvolňují živiny, které jsou následně využívány rostlinami a mikroorganismy (Laška et al. 2008). Chvostoskoci konzumují hyfy a mohou tímto způsobem inhibovat nebo stimulovat růst hub a ovlivňovat jejich šíření. Podílejí se na regulaci populací mykorrhizních hub (Salamon et al. 2008). Stejně tak se účastní redistribuce rostlinného materiálu, bakterií a jsou důležití z hlediska regulace rostlinných patogenů požíváním patogenních hub. Společenstva chvostoskoků citlivě reagují na zásahy do půdního prostředí, proto jsou považovány za ekologické bioindikátory (Šimek et al. 2019).

Hmyzenky (Protura)

Mají jednoduchou stavbu těla, které se člení na hlavu, hrud' se třemi páry nohou, článkovaný zadeček (Šimek et al. 2019). Jejich funkci nahradil přední pár nohou. Dorůstají velikosti 1 až 2 mm. Popsáno je až 600 druhů, z toho se na našem území vyskytuje přibližně 20. V příznivých podmínkách se mohou vyskytovat v množství až dvou tisíc jedinců na metr čtvereční. Žijí ve svrchní vrstvě vlhkého humusu, listovém opadu mechu apod. Jejich potravu tvoří houbová vlákna (Rusek et al. 2012).

Vidličnatky (Diplura)

Jsou slabě pigmentovány a mají nápadná růžencovitá tykadla. Pojmenování získaly kvůli dlouhým článkovaným výběžkům umístěným na konci zadečku. Tyto výběžky nebo štěty nesou smyslové orgány. Vidličnatky nemají vyvinuté oči. Délka těla se pohybuje od 2 až 10 mm. Vyskytují se ve svrchních vrstvách půd.

Saprofágní štětinatky ve vlhkém prostředí a dravé škvorovky i v sušších teplejších biotopech (Sendra 2021). V ČR je známo kolem 10 druhů. V průměru jejich počet na metr čtvereční nepřesahuje jeden až dva tisíce jedinců.

Vidličnatky jsou vysoce senzibilní na disturbance, tudíž jsou považovány za dobré indikátory kvality půdního prostředí (Šimek et al. 2019). Vidličnatky jsou velmi citlivé na antropogenní zátěž a změnu klimatu, proto se také využívají jako vhodné modelové organismy pro ekofyziologické studie (Sendra 2021).

3.3.4.1. Hmyz (Insecta)

Pisivky (Psocoptera)

Jedná se o hmyz malého vzrůstu obývající jak přírodní, tak antropogenní biotopy. V přírodních biotopech se vyskytují na listech, jehličí stromů a keřů. Dále na větvích a kůře často s pokryvem lišejníků. Méně zřídka je lze nalézt na kamenech na povrchu půdy nebo v opadance. V antropogenních biotopech žijí na obilí, při kořenech trav na suchých a písčitých stanovištích, pak také na zdech, v obydlích, skladištích i sklenících (Gol & Holuša 2011).

Blanokřídli (Hymenoptera)

Obývají převážně opad a povrchové vrstvy půdy, Do tohoto řádu patří například vosy a žahalky, z nichž některé druhy kořist pod zemí paralyzují a nakladou do ní vajíčko, larva se pak živí tkáněmi kořisti (Šimek et al. 2019).

Dvoukřídli (Diptera)

Dvoukřídli jsou velmi početným řádem hmyzu a v larválním stadiu jsou důležitou složkou půdní fauny. Mají velký význam v rozkladných a půdotvorných procesech. Typickým znakem dospělců je pouze jeden pár blanitých křídel. Larvy žijí hemiedaficky a většina z nich využívá již vytvořené půdní prostory, jen málo z nich aktivně prolézá substrátem (např. larvy típlice a muchnic). Na světě se vyskytuje zhruba 150 tisíc druhů (Courtney et al. 2017), na našem území se vyskytuje přibližně 7000 druhů. Příjem potravy se u různých druhů liší.

Larvy s dobře vyvinutou hlavou mají kousavé ústní ústrojí (eucefalní a hemicefální larvy) např. típlice (Tipulidae) a muchnice (Bibionidae), které jsou z půdně biologického hlediska nejvíce významné. Stejně tak larvy smutnic a pakomárů se významně podílejí na přetváření organické hmoty. Larvy brachycerních much mají redukovanou nebo zcela zaniklou hlavovou strukturu a jsou především fytofágní, saprofágní, koprofágní, nebo žijí cizopasně či jsou dravé (Bickel et al. 2009). Típlice a muchnice jsou nejvíce významné v půdotvorných a rozkladných procesech listnatých lesů. Řadíme je mezi důležité rozkladače listového opadu, tlejícího dřeva, větví atd. Jejich hustoty mohou v ideálních podmínkách dosahovat až tisíce jedinců na metr čtvereční (Šimek et al. 2019).

Brouci (Coleoptera)

Skupina, která má v půdním prostředí široké zastoupení. Ve svrchní vrstvě půdy a opadu se obvykle vyskytují draví a mrchožraví brouci. Z podřádu masožravých (Adephaga) jsou nejvýznamnější střevlíkovití (Carabidae). Mají dlouhá silná kusadla a živí se většinou dravě, rovněž tak i jejich larvy.

Kořisti jsou půdní živočichové různé velikosti (měkkýši, žížaly, larvy, chvostoscoci a ostatní zástupci mezofauny). V ČR žije přes 500 druhů a často jsou využíváni jako bioindikátory kvality prostředí (Šimek et al. 2019).

Jako bioindikátory často slouží drabčíkovití (Staphylinidae). Jedná se o čeleď, která zahrnuje rozsáhlý počet druhů. Na území ČR se vyskytuje přes 1000 druhů.

Mají protáhlé tělo a krovky, to jim umožňuje pronikat více do půdy, můžeme je najít tak ve větší hloubce. Drabčíkovití jsou bionomicky velmi různorodá skupina vyskytující se prakticky ve všech typech terestrických biotopů (Boháč & Matějček 2003). Nachází se mezi nimi čistě euedafické druhy, které jsou velmi malé, oči mají redukované a jsou světle zbarvené (Šimek et al. 2019). Potravu drabčků tvoří larvy dvoukřídlého hmyzu, chvostoscoci, drobní členovci a roupice. Řada druhů je mrchožravá a někteří jsou fungivorní či detritovorní (Boháč et al. 1993; Rous 1993; Boháč et al. 2004). Mezi faktory ovlivňující početnost drabčků patří; globální civilizační zátěž životního prostředí, změny půdních vlastností (eutrofizace, okyselování, depozice polutantů) a změny klimatu, který má následný vliv na rostlinný kryt. Vybrané skupiny drabčíkovitých také významně kumulují některé těžké kovy (olovo, rtuť) a mohou být využity jako bioindikátory jejich zvýšeného obsahu v ekosystémech (Boháč et al. 1993).

Dalším bioindikačním druhem jsou střevlíkovití (Carabidae). Z podřádu masožravých jsou v suchozemských ekosystémech nejvíce významní střevlíkovití. Představují důležitou predátní epigeickou součást fauny přispívající ke stabilitě lesních geobiocenóz, které svým složením, polohou, stupněm narušení, podrostem, stářím a dalšími stanovištními podmínkami ovlivňují faunistickou skladbu této čeledi (Hůrka et al. 1996). Podle potravní specializace převládají mezi střevlíky zoofágové. Střevlíci osidlují velmi rozmanitá stanoviště lesa i bezlesí. Mezi důležité faktory podmiňující jejich výskyt je vlhkost, teplota, zastínění, potrava, typ vegetace a charakter půdního podkladu. Většina druhů žije a pohybuje se na povrchu půdy (Hůrka et al. 1996). Jako bioindikátory změn v prostředí je lze využívat díky jejich citlivosti na nejrůznější toxické látky (insekticidy, herbicidy), kontaminaci půdy těžkými kovy, změnu pH a vlhkosti. Na ploše 10 ha lesa byla početnost odhadnuta na 13000–27000 jedinců (Šimek et al. 2019).

Mezi vybrané nejdůležitější faktory, které střevlíky ohrožují, jsou: přímá likvidace, poškozování nebo změna stanovišť, odlesnění biotopů, nahrazení přirozené skladby lesů, eutrofizace biotopů nadměrným hnojením, acidifikace půd z průmyslové výroby a automobilové dopravy (Boháč 2001). Střevlíci se jeví jako užitečné modelové organismy, protože jsou taxonomicky a ekologicky dobře známí a dobře reagují na změněné biotické a abiotické podmínky (Koivula 2011).

3.3.5. Korýši (Crustacea)

Jsou to převážně mořští nebo sladkovodní členovci, jen málo druhů je suchozemských, vyhledávajících vlhké prostředí. Většina proto dýchá žábami. Končetiny mají často rozeklané a různě modifikované (Zrzavý 2006).

Stejnonožci (Isopoda)

Jediná skupina korýšů, která je plně adaptována na terestrický život (Orsavová & Tuf 2018). Z našeho území je známo přibližně 43 druhů suchozemských stejnonožců.

V ČR se vyskytují ve všech typech suchozemských stanovišť, od nížin po vrcholky hor (Tuf & Tuřová 2008). Tělo mají zploštělé, na hřbetní straně často klenuté, břišní strana je plochá. Délka dospělců se pohybuje od 1,5 do 20 mm. Nejčastěji se skrývají pod kameny, spadáním listím, v zídkách atd. Většina druhů je aktivní večer, kdy bývá větší vlhkost vzduchu.

3.4. Vliv životního prostředí na půdní faunu

Půdní organismy jsou do značné míry závislé na půdní struktuře. Žijí v půdních pórech, které částečně spoluvytvářejí. Celková pórovitost půdy bývá v rozsahu 30-60 % objemových, organismy tak mohou obývat velkou část půdy. Půdní póry bývají z části vyplněny vodou, což představuje vhodné prostředí pro organismy s „vodním typem“ dýchání (tj. organismy přijímající kyslík povrchem těl) (Lavelle & Spain 2001). Ve větších pórech střídavě zaplněných vodou a půdním vzduchem žijí živočichové dýchající trachejemi (např. roztoči a chvostoskoci, vidličnatky) popřípadě plícemi (Losos et al. 1984). Obsah vody v půdě a její pórovitost tak udávají, kde a jaké organismy mohou v půdě žít a být aktivní.

Dalším limitujícím faktorem jsou zdroje energie a živin. Půdní organismy si vyvinuly rozmanité adaptační schopnosti pro trávení obtížně stravitelných rostlinných zbytků (Lavelle 2012). Tyto schopnosti jim umožňují v půdě přežít a prosperovat z energeticky relativně chudé potravy. Adaptační strategie zahrnují také migraci, která je podmíněna vnímáním vlhkosti receptory např. na tykadlech u stejnonožců (Schmalzfuss 1998), přežívání sucha ve formě inaktivních stadií a různé jiné morfologické a fyziologické adaptace.

S prostorovou heterogenitou půdního prostředí souvisí i výskyt a fungování organismů s odlišnými životními nároky a potřebami v poměrně těsné vzájemné blízkosti (Šimek et al. 2019). Edafon se v půdě vyskytuje mozaikovitě, což může fungovat pro různé úrovně rozlišení (pro určité druhy, jejich skupiny a společenstva). Distribuce edafonu v půdě je zásadní pro půdní biologii, poznání významu a funkcí jednotlivých skupin organismů (Losos et al. 1984). Faktory, které mají vliv na fungování a ovlivňování půdních organismů, se projevují v různém prostorovém měřítku. O prostorové distribuci organismů v půdě můžeme získat nejvíce informací na úrovni měřítka „lokalita“. Na této úrovni panují stejné nebo podobné vnější podmínky (teplota, srážky atd.).

Dalším kritériem je měřítko časové, které souvisí s prostorovou distribucí a mozaikovitým výskytem organismů v půdě. Velké katastrofické události (požár, záplavy atd.) mohou zásadně změnit danou lokalitu, ale objevují se sporadicky a jejich důsledky se mohou projevovat v řádu desetiletí až staletí. Řada událostí na dané lokalitě (kompakce půdy způsobená těžkou technikou, pád stromu v lese, déšť, delší sucho atd.) se častěji opakuje a ovlivňují jen prostorově omezenou část ekosystému a půdy na lokalitě. Nicméně pro dotčené zástupce edafonu mohou mít více devastující (nebo naopak prospěšný) účinek, než regionální katastrofa (Berg 2012).

3.5. Nadložní humus lesních půd

Na povrchu lesních půd, kde nedochází k promíchávání celé svrchní vrstvy půdy, se vytvářejí více či méně mocné horizonty nadložního humusu, tj. nadložní organické horizonty. Jejich tvorba je proto jedním ze základních specifík lesních půd. Je to významná součást lesních ekosystémů s největší biodiverzitou a biologickou aktivitou, s nejméně dynamikou přeměn organických látek a živin s velkou hustotou kořenů. Současně je to složka půdy, která odráží podmínky stanoviště, včetně těch, jež omezují biologickou aktivitu (kyselost, sucho, nízké teploty, zamokření apod.) (Podrázský et al. 2006).

Vliv pH půdy na utváření společenstev půdní bioty ilustrují Graefe & Beylich (2003), kteří stanovili prahovou hodnotu 4,2 (pH CaCl₂), pod kterou tato společenstva zcela mění své druhové složení a funkčnost, což vede k rozvoji různých typů humusu. Mezi nejdůležitější abiotické faktory patří: geologické podloží, expozice, reliéf, klimatické podmínky (v ČR převážně funkcí nadmořské výšky). Velice významný faktor je typ vegetace a tím i množství a kvalita opadu. Ty určují rychlost a charakter rozkladných procesů a následně i kvalitu výsledných produktů. Rychleji se rozkládá hmota trav a bylin, pomaleji opad listnatých dřevin a nejpomaleji obvykle kyselý opad jehličnanů.

Rozlišujeme několik základních humusových forem v České republice, které jsou součástí Taxonomického klasifikačního systému půd – TKSP (Zádorová & Penížek 2006). Souhrnně bývají označovány písmenem O, ale častěji se hovoří o třech formách humusu. Ty jsou zpravidla odlišeny na základě morfologických znaků – přítomnosti, mocnosti a kvalitě tří základních organických horizontů (opad "L" - relativně čerstvý opad bez známek rozkladu, drť "F" - částečně rozložené zbytky, původ u většiny hmoty je rozeznatelný, měl "H" rostlinné zbytky v silném stupni rozkladu, humifikovaná hmota převládá.) (Podrázský et al. 2006).

Mor někdy označován jako surový humus, obsahuje všechny tři uvedené humusové horizonty (opad, drť, měl) a všechny jsou od sebe ostře odděleny. V moru trvá rozklad organických zbytků velice pomalu, často se tak děje při nižších teplotách, vyšších srážkách, na chudém geologickém podloží a v kyselých podmínkách (Podrázský et al. 2006). Vzniká v kyselém prostředí (např. opad jehličnatých lesů) s nedostatkem dusíku a vysokým obsahem ligninu za aktivní přítomnosti drobných půdních bezobratlých (roztoci, chvostoskoci). Kvůli obecně nízké hustotě půdních organismů nedochází k promíchávání materiálu a vznikají tak výrazné přechody mezi půdními horizonty. Mor se nachází nejčastěji pod jehličnatými porosty, zvláště pak v horských polohách a u půdních typů podzol a kryptopodzol (Zádorová & Penížek 2006).

Moder je forma humusu, ve kterém dochází ke shromažďování organických zbytků, zároveň je ale zachována vyšší aktivita půdní fauny s převahou zoogenního rozkladu v F horizontu. Žížaly jsou zde zastoupeny méně, dominantní jsou zde členovci.

Mul se vyskytuje zpravidla v teplých a vlhkých stanovištích, zejména ve smíšených a listnatých porostech. Častý je i v otevřených ekosystémech.

Dochází v něm k rychlé přeměně organických zbytků na homogenní humifikovanou hmotu. Hmota se rychle zapracovává níže do minerální vrstvy půdy, převážně díky činnosti půdních živočichů a hlavně žížal. Typický je pro černozemě a aluviální půdy (Zádorová & Penížek 2006).

3.6. Ohrožení půdy

Člověk svým zásahem do přirozených luk a lesních ekosystémů začal ve velkém měřítku zvyšovat intenzitu pěstovaných plodin dle svých potřeb. Vlivy antropogenního původu se projevily na kvalitě půdy a jejích přirozených procesech. Dochází tak ke snižování produkčních i mimoprodukčních vlastností půd za účelem co nejvyšších výnosů (Vopravil et al. 2013). Mnohé půdy jsou v současnosti degradovány, čímž jsou narušeny jejich funkce.

Půda je ohrožena mnoha faktory, mezi které patří převážně: eroze, acidifikace, dehumifikace, kontaminace, kompakce a zábor půdy. Většina těchto forem způsobuje celkovou degradaci půdy a ohrožují populace půdních živočichů (Tuf 2012).

3.6.1. Eroze půdy

Při erozi dochází k uvolňování půdních částic, jejich transportu a následnému usazování. Základní silou podmiňující usazování je gravitace. Uvolňování částic má za příčinu síla větru, vody a ledovcových splazů. Vodní eroze vzniká rozplavováním půdních agregátů silou dešťových kapek a následně jejich odnos odtékající vodou (Vopravil et al. 2013).

Vodní erozi brání hustý vegetační pokryv půdy, který zpomaluje padající kapky a dobrá pórovitost půdy, která umožňuje dostatečné vsakování vody do půdy. Typickým příkladem jsou lesní porosty, lesní cesty, pole a intenzivní pastviny. Eroze způsobuje ochuzování půdy o nejurodnější vrstvu, tj. humusový horizont. V současné době se odhaduje, že je erozí ohrožena více než polovina plochy zemědělského půdního fondu (Tuf 2012).

3.6.2. Acidifikace půdy

K okyselování půdy dochází při zvyšování koncentrace volných vodíkových iontů. Může dojít k překročení pufrční kapacity půdy. Tato schopnost je při postupné acidifikaci udržována zprvu rozpouštěním uhličitanu vápenatého nebo v kyselejších půdách dochází k zvětrávání uhličitánů. Pokud dojde k vyčerpání této schopnosti, dochází k výrazným změnám v půdním pH, akumulaci kyselin a síranů v půdě, zhoršení kvality humusu, zpomalení uvolňování minerálního dusíku z humusu a omezení mikrobiální činnosti (Šarapatka et al. 2002). Fosfor pro rostliny přestává být dostupný, uvolňují se rizikové prvky, které byly dosud vázány v neškodných sloučeninách, rozpadají se půdní strukturní agregáty. V rámci KVK (kationtová výměnná kapacita) dochází k výměně kationtů za protony a vymývání živin jako jsou K, Ca, Mg, a také k omezení vývoje a aktivity půdních organismů (bakterií, aktinomycet, chvostoskoků, hmyzenek, drobnušek, žížal atd). Antropogenní procesy ovlivňují acidifikaci půd, např. používání kysele působících hnojiv, imise a kyselé deště.

Suchá depozice polutantů je obtížně kvantifikovatelná, uplatňuje se zejména v oblastech blízko emisních zdrojů (městské a průmyslové aglomerace) a v České republice převyšuje mokrou depozici. Představuje vše, co se z atmosféry k zemskému povrchu dostává v období bez srážek, v podobě pevné (jako částice) nebo plyné. Suchá depozice je rozhodujícím faktorem okyselování zalesněných oblastí (Hruška & Kopáček 2009; Novák et al. 2005; Hruška & Cienciala 2003).

Kyselé deště patří mezi celosvětově nejzávažnější ekologické problémy a půdní ekosystém je na ně citlivý (Chen et al. 2013).

Dopady způsobené kyselými dešti jsou ale hůře rozeznatelné v půdě než nad zemí (Bokhorst et al. 2011). Wei et al. (2017) ve svém výzkumu potvrdili negativní vliv kyselých dešťů na společenství půdní fauny. V současné době je acidifikací poškozena veškerá půda v ČR (Tuf 2012). Hlavní zásady ochrany půdy jsou omezení využívání kyselých půdních hnojiv, střídání plodin, pěstování víceletých pícnin, omezení monokultur.

3.6.3. Dehumifikace půdy

Je úbytek organické hmoty. Organická hmota v půdě ve srovnání s minerální částí zastupuje jen malý podíl, avšak má značný význam (Seitz et al. 2015). Dekompozice vzniká aktivitou půdních organismů a je součástí půdotvorných procesů. Během dekompozice dochází k mineralizaci; při které dochází k rozkladu organické hmoty a uvolňují se jednotlivé prvky ve formě iontů a humifikaci; změně organické hmoty a vzniku stabilních organických komplexů fulvokyselin, huminových kyselin a huminu (Vopravil et al. 2013). Při rozkladu organické hmoty v půdě se část uhlíku uvolněna edafonem dostává do ovzduší ve formě CO₂ a 10–30 % uhlíku se hromadí v půdě formě humusu. Významnou funkcí humusu je zásobování a postupné uvolňování živin rostlinám, schopnost vázat velké množství vody a také je součástí půdních agregátů, které vytvářejí půdní strukturu a podílejí se na provzdušnění půdy. Úbytek organické hmoty na polích je převážně zapříčiněn nedostatkem plodin a posklizňových zbytků, ze kterých by se následnou dekompozicí, aktivitou půdních mikroorganismů stal humus (Šarapatka et al. 2002). Stejný problém nastává v hospodářských lesích. Mezi antropogenní faktory, které posilující míru dehumifikace, patří také eroze, zamokření a vysušení půd (oba tyto procesy zrychlují mineralizaci organické hmoty).

Dehumifikace způsobuje rozpad půdních agregátů a tím se zvyšuje náchylnost k erozi, sníženou schopnost půdy odolávat zhutnění a absorbovat vodu, pokles pufruční schopnosti, náchylnost ke kontaminaci a snížená schopnost uvolňování živin (Tichý 2005).

3.6.4. Kontaminace půdy

Na kontaminaci půd se podílí celá řada organických i anorganických látek, které nejsou přirozenou součástí půdy. Zdrojem těchto látek mohou být přirozené procesy nebo antropogenní činnost (Tlustoš et al. 2006). Cizorodé látky mohou poškodit základní funkce půdy a mohou se dál šířit do okolí i do potravních řetězců (přes rostliny ke konzumentům) (Šmejkalová et al. 2003). Dvě hlavní skupiny kontaminantů jsou:

Potenciálně rizikové prvky: jedná se především o těžké kovy, jejichž zvýšené koncentrace jsou pro organismy toxické. Dlouhodobé účinky na organismus mohou způsobit poškození nervové soustavy či vyvolat rakovinné bujení (Bandalíková & Hrubý 2010). V důsledku činnosti člověka se dostávají do půdy hlavně ve formě imisí z dopravy, spalování a z průmyslové výroby. Za kontaminaci může také nevhodné používání průmyslových hnojiv, pesticidů, kaly z čištění odpadních vod a sedimenty z vyčištěných rybníků a řek. Rizikové prvky se pak vstřebávají do rostlin kořenovým systémem.

Jsou zavedena přísná opatření na ochranu půdy před kontaminací těmito prvky, založená na kontrole aplikovaných agrochemikálií a kalů (Šarapatka 2013).

Perzistentní organické polutanty jsou organické látky, které jsou toxické a odolné vůči rozkladu. Jedná se o skupinu látek, které vznikají průmyslovou výrobou nebo jako meziprodukt.

Mezi nejznámější perzistentní organické polutanty patří pesticid DDT, polychlorované bifenyly, naftalen, toluen a další. Tyto látky pak ulpívají na jejich povrchu kořenových systémů rostlin (Tuf 2012).

3.6.5. Kompakce půdy

Při kompakci dochází k degradaci půdy jejím stlačením neboli utužením. Následkem kompakce dochází ke změně pórovitosti půdy a její objemové hmotnosti (Wei et al. 2015). Taková půda špatně vstřebává vodu, srážky rychleji odtékají po zpevněném povrchu a stupňuje se tak vodní eroze. Ztrácí se schopnost vázat vodu a bránit vzniku povodní tzv. retenční schopnost půdy. Ve stlačené půdě hůře klíčí rostliny a půdní živočichové mají omezenou schopnost volného pohybu. Na pedokompakci má také vliv acidifikace, zvýšené používání draselných hnojiv, dehumifikace a nadměrné zavlažování půd (Javůrek & Vach 2008).

3.6.6. Zábor půdy

K záboru půdy dochází při zastavění půdy a použití nepropustných materiálů jako jsou: stavby budov, silnic dálnic, parkovišť apod. V současné době je výstavba měst (urbanizace) neodvratným procesem. Zábory půdy transportní infrastrukturou a suburbanizací jsou velmi časté v rozvinutých evropských státech, které mají vysokou hustotu obyvatel, výjimkou není ani ČR (Šarapatka 2013). Odhaduje se, že v rámci EU je zastavěno 2,3 % půdy a většina záborů vznikla v posledních letech. V ČR je zastavěna větší plocha půdy (3,2 %), než je průměr pro EU.

Negativní dopady záboru na půdu je definitivní a nezvratné. Zastavěná půda ztrácí všechny vlastnosti a je trvale zničena. Nejenže organismy přicházejí o svá stanoviště, tyto bariéry rozdělují i jejich populace. Rostliny zde nemohou růst, častá je vodní eroze, mění se hydrologie okolní krajiny, převážně hladinu podzemní vody a významně mění mikroklima dané lokality (Tuf 2012).

3.7. Ohrožení půdních bezobratlých

Půdní organismy jsou ohroženy všemi faktory, které ohrožují samotnou půdu. Eroze a dehumifikace snižuje kvalitu životní prostředí. Pro citlivé skupiny, které nedokáží přijímat kyselější vodu, je acidifikace neslučitelná s jejich existencí. Při acidifikaci dochází ke snížení dostupnosti vápníku (Hruška & Kopáček 2009), který je důležitý zejména pro mnohonožky a suchozemské stejnonožce při využívání vápenaté soli pro inkrustaci své kutikuly. V okyselených půdách se tak můžeme často setkat s menší početností hmyzenek, chvostoskoků, suchozemských stejnonožců, mnohonožek a žížal. Hmyzenky, jejichž výskyt byl před sto lety velmi hojný, se v důsledku emisí a kyselých dešťů staly méně početnými (Wei et al. 2017).

Většina druhů půdních bezobratlých je náchylná na kontaminaci půdy, jak potenciálně rizikovými prvky, tak perzistentními organickými polutanty (Tuf 2012). Používání insekticidů na polích snižuje nejen populace škodlivého hmyzu, ale také půdních bezobratlých, kteří vytvářejí půdu samotnou.

Jedním z mnoha dalších problémů je používání těžké techniky při orbě, což způsobuje stlačení podorničí. Svrchní zoraná půda leží na ztuhlé vrstvě, která brání prostupu vody, prorůstání kořenů i vývoji půdních bezobratlých. Zakrytí půdy betonem či asfaltem má také přímý vliv na nepříznivý rozvoj půdních bezobratlých (Javůrek & Vach 2008). V tomto případě ani aktivní raziči chodeb (krom výjimek), kteří se dokážou aktivně prohlabávat půdou do velkých hloubek, se asfaltem neprokoušou. Významným problémem jsou také silnice, ty rozdělují krajinu, což vede ke vzniku izolovaných ostrovů. Silniční komunikace představují problém i pro skupiny edafonu, které se pohybují v hrabance a po povrchu země (Šarapatka 2013).

Půdní bezobratlí jsou chráněni zákony, které se týkají ochrany půdy a ochrany přírody a krajiny. Dalším legislativním opatřením, které se vztahuje k půdním organismům, je Vyhláška 395/1992 Sb. Ministerstvo životního prostředí České republiky ze dne 11. června 1992, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Její třetí přílohou je seznam zvláště chráněných druhů živočichů. Přestože je většina druhů půdních bezobratlých vzácná (např. naše endemická žížala *Dendrobaena mrazeki* Černosvitov 1935), mnoho z nich v této vyhlášce chybí.

Základem ochrany živočichů je ochrana jejich stanovišť a mnoho vzácných druhů se vyskytuje na chráněných územích. Největší pozornosti se v ČR těší mnozí brouci, denní motýli, některé skupiny blanokřídlého hmyzu a vážky (Tuf 2012). Mezi chráněnými druhy však nenajdeme žádné stonožky, mnohonožky, stejnonožce, chvostoskoky, pancířníky, hmyzenky, hlístice, roupice ani žížaly. Jejich ochrana spočívá pouze v ochraně půdy jako takové.

3.8. Širší charakteristika zkoumané oblasti v CHKO Labské pískovce

Zájmová oblast se nachází na severu severních Čech a svou druhou polovinou zasahuje do Saska. Specifikem tohoto bioregionu je, že tvoří pískovcové kaňony, skalní města a stolové hory. Typický je plně rozvinutý pískovcový a údolní fenomén. Vysoká geodiverzita však kvůli chudosti substrátu způsobuje jen omezené zvýšení biodiverzity. V současnosti převládají smrkové monokultury, typické jsou reliktní bory a travní porosty na plošinách. Celé území tvořeno mohutným souvrstvím křídových pískovců od cenomanu (období před 100,5-93,9 mil. lety) až po koniak (cca 90-86 miliony let). Pískovci je pak tvořena horní hrana údolí, kde se pak nachází acidofilní vegetace (Culek 2005).

3.8.1. Vlastnosti půd vybraného území

Většina objemu půdy připadá na minerální podíl, organická složka představuje jen malou část. V NP České Švýcarsko a CHKO Labské pískovce vzniká na zvětralinách kvádrových pískovců 85,5 % půd. Jsou to půdy kyselé, písčité či hlinitopísčité. Nejrozšířenějším půdním typem jsou arenické podzoly, které jsou vázané právě na oblasti pískovcových skal s lesními společenstvy kyselých a smrkových borů (Culek 2005). Charakteristické jsou ve vyšších nadmořských výškách a ve vlhkém chladném podnebí, vznikly pod jehličnatými (zvláště smrkovými) lesy a vyznačují se vysokým obsahem surového humusu a velmi nízkou přirozenou úrodností (Culek 2013; Tomášek 2000). Jsou silně kyselé a nenasycené v celém svém profilu (Šimek et al. 2019). Hlavním půdotvorným procesem je hnědnutí, tudíž častým půdním typem jsou kambizemě dystrikové (Tomášek 2000).

3.8.2. Klima a emisní zátěž

Zkoumaná oblast spadá do oblastí klimaticky chladných. Vyšší polohy jsou řazeny do mírně teplých oblastí. Charakteristický je oceánický ráz klimatu. V detailu je klima silně ovlivněno členitým reliéfem, pro nějž jsou zejména charakteristické velmi silné teplotní inverze v hlubokých roklích a kaňonech (Abraham et al. 2007).

V oblasti severních Čech docházelo v minulosti k velkému znečištění ovzduší z těžkého průmyslu a výroby elektřiny (především kvůli tepelným elektrárnám na lignit s vysokým obsahem síry a popela). Důsledky znečištění způsobeným uhelnými elektrárnami se začaly projevovat na okolních lesích v 50. letech minulého století. Hlavními polutanty byly oxidy síry a dusíku (Tichý 2005). Antropogenní emise oxidu siřičitému (SO₂) kulminovaly koncem sedmdesátých let. Docházelo k odumírání lesů, především v Krušných horách, které přiléhají k Labské pískovcové oblasti. Rozsáhlá oblast, kde také probíhal náš výzkum, se nalézala v blízkosti velkých zdrojů znečištění. Dříve tato oblast spadala do území tzv. černého trojúhelníku. Jednalo se o území s vysokým znečištěním ovzduší z průmyslové činnosti. Emise z této oblasti byly v 90. letech minulého století považovány za jeden z hlavních zdrojů znečištění ovzduší v Evropě. Působením těchto prvků docházelo k velkým škodám na vegetaci a také měly nepříznivý vliv na lidské zdraví (Hůnová 2001).

3.8.3. Vegetační pokryv

Lesní porosty na Děčínském Sněžníku a v okolí podlely v 70. – 80. letech 20. stol. imisím. Dodnes se je nepodařilo zcela zalesnit, vykytují se zde porosty náletových dřevin. V těchto imisemi zatížených oblastech se dříve místo citlivějších lesních dřevin vysazovaly relativně rezistentní introdukované dřeviny. Probíhaly zde výsadby borovice černé, dubu červeného, smrku pichlavého a smrku černého (Šimek et al. 2019). Bezlesí zabírá jen 20 % plochy, louky a pastviny mají vyrovnané zastoupení s agrocenózami. Fytocenózy slouží jako jedna z hlavních charakteristik životního prostředí při cenologických studiích půdních živočichů (Kunst 1968). Flóra a vegetace podkresu je velmi chudá, což je způsobeno velmi chudým geologickým podložím, monotónní geomorfologií bez výrazných zářezů, údolí či depresí. Chudost flóry je dána také vysokou lesnatostí a rovněž i dominantním zastoupením smrku ztepilého (*Picea abies*) (Abraham et al. 2007). Lesní půdy jsou dlouhodobě ovlivňovány přítomným rostlinným společenstvem ve všech jeho vývojových stádiích. Dlouhodobě si zachovávají své přirozené vlastnosti včetně přítomnosti půdních organismů. Od velké rozmanitosti (nebo naopak jednoduchosti či uniformnosti) lesních porostů se odvozují rozličné (resp. uniformní) stanovištní, mikroklimatické a strukturní poměry na povrchu i v jednotlivých svrchních vrstvách půdy (Frouz et al. 2015).

Lesní biodiverzita je úzce spjata s půdním prostředím. Půdní biota představuje velký a často opomíjený rezervoár biologické rozmanitosti. Zástupci jednotlivých říší mají své původní zastoupení v rámci kontinentů nebo oblastí, kde se při svém vývoji adaptovali a stali se součástí společenstev. Invazní a geograficky nepůvodní druhy můžeme rozdělit podle rizika a vlivů, které negativně působí na přírodní ekosystémy a domácí druhy (Buriánek et al. 2013):

- 1) kategorie – druhy s velkým rizikem, invadující v území a likvidující přírodní ekosystémy a druhy. U těchto druhů je nutné eliminační opatření a sledování.
- 2) kategorie – druhy mající nepředvídatelné invazivní vlivy a místy se šíří. Nezbytný je monitoring druhů a v případě invazivního chování provedení opatření k jejich eliminaci.
- 3) kategorie – druhy bez rizika, v území se vyskytují sporadicky nebo nevykazují známky invaze.

Ve sledované oblasti CHKO Labské pískovce se vyskytuje dub červený (*Quercus rubra*), který spadá do III. kategorie a má přímý vliv změnu druhové skladby bylinného patra. Další samostatnou skupinou jsou invazní mechy, např. *Campylopus introflexus* roste zejména ve smrkových monokulturách a na místech narušených těžbou (lesní cesty, paseky atd.) a *Orthodontium lineare*, který se hojně vyskytuje na kyselých substrátech především na tlejících kmenech smrků, bázích stromů s kyselou borkou (smrky, duby) a pískovcových skalách (Culek 2013; Tomášek 2000).

Na změnu půdních podmínek mají vliv nejen půdní organismy ale i vegetace. Vegetace ovlivňuje pH půdy a skrze něj pak ostatní půdní charakteristiky (Binkley & Giardina 1998). Typ vegetace může ovlivnit koloběh prvků, jejich uskladnění v biomase a míru zachytávání polutantů z atmosféry. Depozice bude v lese značně větší než na loukách nebo pastvinách, protože se zde významně uplatňuje suchá složka depozice (Simon et al. 1996).

3.8.4. Kulturní lesy

Ve střední Evropě by bez lidských zásahů převládaly lesy listnaté s převahou buku a dubu. Za posledních 200 let došlo destrukci většiny těchto lesů z důvodů urbanizačních procesů a zisku zemědělské půdy. V 19. století začalo dominovat vysazování jehličnatých monokultur, které poskytovaly cenné dřevo (Emmer 1998). K výsadbě lesa se často používaly dřeviny, které byly na daném místě nepůvodní. Jednalo se hlavně o výsadby monokulturních lesů s jehličnatými druhy dřevin. Hlavními dřevinami této skupiny byly *Picea abies* (smrk ztepilý) a *Pinus sylvestris* (borovice lesní) (Kenk & Guehne 2001). V České republice zabírají jehličnaté lesy plochu 73,9 % z lesní půdy. Z toho smrk ztepilý (*Picea abies*) byl vysázen na 51,9 % lesní půdy. Kulturní lesy v oblasti Labských pískovců se vyskytují zejména na pískovcích a sprašových hlínách a byly vysazovány na místech s nízkou druhovou rozmanitostí. Kulturní smrkové lesy zauímají většinu porostů na území Labských pískovců. Jejich věková a druhová skladba se značně liší od původních lesů. V současné době převládají jehličnaté kulturní lesy, původně však v této oblasti dominovaly lesy listnaté a smíšené.

Smrčiny se vyznačují nízkým pH často v rozmezí hodnot 3 až 4 (Tajovský et al. 2008). Pod jehličnatými porosty má humus kvůli opadu daleko kyselejší charakter a koncentrace látek v průsakové vodě je vyšší (obsahuje fulvokyseliny, které účinně rozkládají a vyluhují minerální podklad) (De Schrijver et al. 2007).

Pro půdy horských smrčin je charakteristický pomalý rozklad organické hmoty, převažuje její hromadění na povrchu v dobře rozlišitelných horizontech a zapracovávání organických zbytků do půdního profilu je velmi pomalé (Frouz et al. 2015). Kvůli hromadění opadu jehličí na povrchu půdy dochází k tvorbě silného humusového horizontu. Živiny v organické hmotě nejsou uvolněny, a tak nejsou přístupné kořenům rostlin. Půdy pod jehličnatými lesy jsou náchylnější k acidifikaci oproti půdám, na kterých rostou stromy listnaté. Tyto půdy jsou pak také méně příznivé pro půdní mikroorganismy (Augusto et al. 2002).

3.8.5. Dubový les

Ve sledovaném území roste dub červený (*Quercus rubra*). Dříve byl vysazován v parcích jako okrasná rostlina. Dalšími důvody introdukce byla jeho bohatá plodnost a rychlý růst. Díky těmto vlastnostem měl nahradit původní duby, které v důsledku kumulace abiotických a biotických stresových faktorů v 70. a 80. letech minulého století hromadně odumíraly (Gubka & Špišák 2010).

Vyznačuje se nižšími nároky na světlo, obsah živin v půdě, vysokou odolností vůči mrazu a znečištěnému ovzduší (Pagan & Randuška 1988). Introdukované dřeviny mohou mít vysoký vliv na vlastnosti půdy a ekosystém jako takový.

V roce 2019 Małgorzata & Stefanowicz provedli studii, při které posuzovali vliv dubu červeného na půdu a její fyzikálně-chemické a mikrobiální vlastnosti ve srovnání s půdou původního dubu (*Quercus robur*) v polopřirozeném lese. Výsledky potvrdily, že celková mikrobiální a bakteriální biomasa byla pod dubem červeným výrazně nižší než u dubu letního. Struktura mikrobiálního společenstva v humusu se u obou druhů také výrazně lišila, u dubu letního. Výrazně vysoké poměry C/N a C/P byly prokázány ve starších listech dubu červeného.

Ačkoli měly nižší koncentrace fenolických látek a kondenzovaných taninů, tyto sloučeniny se dostávaly do půdy v důsledku vyšší produkce svrchní vrstvy u dubu červeného (Małgorzata & Stefanowicz 2019).

Ve většině států Evropy je dub červený v posledních letech posuzován spíše jako invazní druh (Major et al. 2013) a jeho šíření je sledováno s obavami. Byla prokázána jeho úspěšná přirozená obnova, vytlačování původních druhů dřevin i jisté negativní působení na stav přízemní vegetace (Chmura 2013).

Dub červený byl vysazován na stanoviště chudší a kyselejší než domácí druhy dubů, která jsou i v evropském kontextu pro něj považována za vhodnější (Dressel & Jäger 2002). Kantor (1989) dub červený uvádí jako dřevinu bez melioračních účinků a její nepřilíš vysokou kvalitu opadu narozdíl od jiných listnatých dřevin. Jako dřeviny, které zhoršují stav humusových forem hodnotí smrky a vejmutovku. Dub červený vykázal sice lepší vliv na vývoj půd ve srovnání s jehličnany, ale výrazně méně příznivý ve srovnání s břízou (Podrázský & Štěpáník 2002). Má také patrně vyšší nároky na odběr živin, což se projevuje poklesem obsahu celkového dusíku pod jeho porostem. Bonifacio et al. (2015) doložili pomalejší rozklad a zhoršenou dynamiku koloběhu živin. Působením dubu červeného došlo na chudých půdách ke vzniku extrémnější humusové formy, pomalejšímu rozkladu opadu a zhoršení dostupnosti vápníku a fosforu.

Ve srovnání s domácími druhy dubů má dub červený negativní vliv na stav lesních půd a dynamiku živin (Małgorzata & Stefanowicz 2019). Ve zkoumané vrstvě nadložního humusu v porostech dubu červeného a v jeho svrchních minerálních půdních horizontech, byla zjištěna nižší půdní reakce, vyšší acidita, nižší schopnost půdního sorpčního komplexu, méně příznivý obsah humusu, dusíku a makroelementů. Je proto nutné tuto dřevinu vnímat jako dřevinu snižující kvalitu lesního stanoviště přirozených doubrav (Bonifacio et al. 2015). V případě invazních rostlin, jejichž růst je poměrně rychlý, lze dopad na půdní společenstva zjistit poměrně rychle (Belnap et al. 2005). U dřevin je nutné delší časové rozpětí pro sledování takovýchto změn (Kowarik 1995). Existuje ale málo studií, které by se zabývaly působením invazních dřevin na půdní společenství.

4. Metodika

4.1. Odběr a zpracování vzorků

Na základě diskuse se zaměstnanci lesní správy v Děčíně byly k odběrům nalezeny dvě vhodné lokality o velikosti cca 1 ha. Odběry probíhaly na dvou stanovištích v okolí Kristinina Hrádku (Mezi Maxičkami a Děčínským Sněžníkem). Odběr vzorků probíhal v období květen až říjen (byly tím tak pokryty jarní, letní a podzimní aspekty) v roce 2020. Jednalo se o směsné vzorky odebírané ze dvou lokalit s různým porostem dřevin – smrková monokultura (GPS: N 50°49'28"; E 14°07'05") a přibližně 50letý dubový porost (GPS: N 50°49' 26"; E 14°07'06"). V každé lokalitě byly měsíčně odebírány směsné vzorky půdy ze šesti míst. Pokaždé byla půda odebírána z plochy 13x13 cm do hloubky 10 cm. Směsné vzorky půdy byly v plastových uzavíratelných sáčcích do 24 h transportovány do laboratoře a bezprostředně uloženy do tepelných extraktorů typu Berlese-Tullgrenův aparát (dále jen Tullgren). Po konečném roztřídění a součtu všech živočichů byly spočteny indexy diverzity. Data byla následně zpracována vhodnou statistickou metodou. Stanoveny byly také formy nadložního humusu, a to moder v dubovém lese a mor ve smrkové kultuře.

4.1.1. Kulturní smrčiny

Odběr byl realizován v prostředí se zastoupením smrku ztepilého (*Picea abies*). V přízemní vegetaci se vyskytovali acidofilní traviny metlička křivolaká (*Deschampsia flexuosa*), třtina chloupkatá (*Alamagrostis villosa*), bika lesní (*Luzula sylvatica*), kaprad' rozložená (*Dryopteris dilatata*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), velkou část pokrývaly mechorosty např. již zmíněný *Campylopus introflexus* a *Orthodontium lineare*

4.1.2. Dubový les

Na téměř 0,7 ha území, ve kterém probíhal odběr vzorků, byl záměrně vysazen dub červený (*Quercus rubra*). Přízemní vegetace byla chudší. V bylinném patře byla přítomna metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*), papratka horská (*Athyrium distentifolium*) a z mechorostů *Orthodontium lineare*.

4.1.3. Klimatické poměry

Vzorky půdy byly odebírány ve výšce 486 m.n.m. v dubovém lese a 493 m.n.m. v kulturním lese tak, aby klimatické podmínky byly stejné pro obě stanoviště. Odběr probíhal vždy v polovině daného měsíce. Teplota je důležitá charakteristika půdy, ovlivňující vznik, vývoj půdy a její fyzikální chemické i biologické vlastnosti včetně aktivit mikroorganismů. Většina půdních bezobratlých v mírném pásmu se vyhýbá teplotám nad 15-20 °C. Teplota svrchní vrstvy půdy kolísá v průběhu dne i roku více než teplota spodních vrstev půdy a je totožná s momentální teplotou vzduchu (Šimek et al. 2019). Tabulka 1. zobrazuje teploty dnů, ve kterých probíhaly odběry. Naměřené hodnoty pocházely z meteorologické stanice Sněžník (id stanice U1SNEZ01).

Tab.1. teplota vzduchu a srážkové poměry v odběrových dnech; ČHMÚ

Meteo. stanice Sněžník (569 m n.)	Maximální teplota	Minimální teplota	Srážky (ve dnech odběru)
Květen	21.3 °C	11.1 °C	1 mm
Červen	19.6 °C	14.9 °C	3.8 mm
Červenec	18.8 °C	4.6 °C	0 mm
Srpen	27 °C	15 °C	0 mm
Září	25 °C	10.8 °C	0 mm
Říjen	8.2 °C	4.5 °C	0.4 mm

4.2. Extrakce půdních živočichů pomocí Tullgrenu

Metodika extrakce a samotná konstrukce Tullgrenů byla převzata dle metodik v Anderson et al. (2013) a Bano & Roy (2016). Jedná se o jednu z nejefektivnějších metod pro extrakci bezobratlých živočichů z půdních vzorků. Zařízení obsahuje tyto základní části: klobouček s žárovkou, drátěné síto o velikosti ok 0,5 cm x 0,5 cm, upravenou nádobu tvaru rovné nálevky a sběrnou nádobku obsahující 70% ethanol. Vzorky půdy byly umístěny na drátěné sítko, které přiléhalo ke kovovému trychtýři. Nad touto konstrukcí byl umístěn tepelný zdroj (žárovka). Tepelné záření, které shora žárovka produkovala, způsobilo vysychání vzorku. S postupným vysycháním došlo k přesunu půdních organismů ze svrchní vrstvy vzorku do spodní. Vysoušení půdy nutí půdní organismy propadnout přes sítko (kvůli negativní geotaxi a pozitivní hygrotaxi) a kovový trychtýř usměrnil jejich pád do sběrné nádoby s konzervační tekutinou (70% vodným roztokem ethanolu). Po ukončení extrakce (10 dnů) byla získaná půdní fauna pod binolupou rozřazena do vyšších taxonomických jednotek (řády, popř. čeledi; viz dále).

4.3. Třídění a hodnocení

Třídění vybraného materiálu bylo prováděno pomocí binokulární lupy. Pro účely tohoto výzkumu byla extrahovaná fauna rozřazována do následujících vyšších taxonomických jednotek (determinace probíhala ve spolupráci s Ing. Jakubem Hlavou, Ph.D.):

Acari (roztoci), Araneae (pavouci), Coleoptera (brouci), Collembola (chvostokoci), Chilopoda (stonožky), Diplura (vidličnatky), Diptera (dvoukřídli) imaga a larvy, Lumbricidae, Hemiptera (polokřídli), Hymenoptera (blanokřídli), Isopoda (stejnonožci), Oribatida (pancířníci), Protura (hmyzenky), Pseudoscorpionida (štírce), Psocoptera (pisivky), Staphylinidae (drabčíkovití) imaga a larvy, Symphyla (stonoženy), Thysanoptera (trásnokřídli), Zygentoma (rybenky). Rostoci a pancířníci, ve statistických analýzách, byli počítáni zvlášť. A to na základě užití pancířníků jako dobrých bioindikátorů.

U každé z uvedených skupin byla stanovena početnost pro vzorky z dubového lesa a vzorky smrkové monokultury. Pro tvorbu souhrnné databáze byl použit program Microsoft Excel.

4.4. Statistické zpracování dat a výpočty

4.4.1. Abundance

Abundance neboli početnost je měřítkem počtu jedinců všech skupinách osidlujících určitou jednotku plochy nebo objem. Přesnost stanovení abundance závisí na reprezentativním rozložení odběrových ploch na sledovaném biotopu (Begon et al. 1997). Abundance byla počítána pro každý vzorek půdního odběru. Populační hustota jednotlivých skupin byla počítána dle odběru ze 6 míst, kdy jeden odběr byl z místa o rozměrech 13x13 cm (tj. $0,0169 \text{ m}^2 * 6 = 0,1 \text{ m}^2$). Výsledky součtu skupin se dále vynásobily do celého metru čtverečního.

4.4.2. Analýza dat

Pro statistické šetření byla použita analýza rozptylu (ANOVA). K získání smysluplných výsledků je třeba, aby data v rámci skupin byla normálně rozdělena a aby skupiny měly přibližně stejné rozptyly. Prvním předpokladem, který je potřeba ověřit, je normalita závislé proměnné ve všech skupinách. K otestování byl zvolen Shapiro-Wilkův testu u kterého byla zvolena hladina významnosti $\alpha < 0,05$. Podrobnější vyhodnocení ANOVA bylo provedeno pomocí POST HOC testu, konkrétně Tuckeyovou metodou (dále T-metoda).

Pro ověření statistické významnosti vztahu byla zvolena hladina $\alpha < 0,05$, která se váže na chyby I. (zamítnutí H_0 , která ve skutečnosti platí) či II. druhu (pravděpodobnost nesprávného přijetí H_0). Data byla zpracována v programu Statistica (StatSoft 2012).

V rámci lokalit byly dále testovány indexy diverzity. Byla použita běžná forma Simpsonova indexu a Shannonův index s přirozeným logaritmem a s ním spojený index vyrovnanosti. Zvlášť byl pak stanoven BSQ index.

Statistická významnost rozdílů mezi jednotlivými skupinami se hodnotila pomocí dvouvýběrového t-testu pro srovnání středních hodnot dvou populací. Při dvouvýběrovém t-testu bylo nejdříve nutno otestovat hypotézu o shodě rozptylů (F-test) a na základě výsledku se rozhodlo, zda bude užít t-test s rovností rozptylů nebo s nerovností rozptylů. Testování probíhalo na hladině významnosti $\alpha < 0,05$.

4.4.3. Indexy založené na kvantitativní synekologické analýze

Pro výpočet jednoduchých indexů diverzity byly použity Margalefův a Menhinickův index. Představují počet taxonů ve společenstvu, který v sobě nese důležitou informaci o celkovém počtu nalezených druhů (Jarkovský et al. 2012).

- **Margalefův index**

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

kde S je počet druhů a N celkový počet jedinců.

- **Menhinickův index**

$$D_{Mh} = \frac{(S)}{\sqrt{N}}$$

kde S je počet druhů a N celkový počet jedinců.

- **Simpsonův index**

Udává pravděpodobnost, že dva náhodně vybraní jedinci budou náležet jinému druhu. Je závislý na dominantním druhu a méně citlivý k druhům vzácným (Jarkovský et al. 2012). Jeho hodnota se při absolutní vyrovnanosti rovná počtu druhů. Je dán vztahem:

$$p_i = \frac{N_i}{N}$$

$$D = 1 / \sum p_i^2$$

kde p_i je relativní početnost druhu i , počet jedinců i -tého taxonu a N celkový počet jedinců.

- **Bergerův-Parkerův index**

Index vyjadřuje poměrnou významnost nejčetnějšího druhu. Jeho možný rozsah je od 0 do 1. Index je ovlivněn velikostí vzorku, ale je nezávislý na množství druhů. Využívá jiný princip výpočtu než ostatní indexy a nezahrnuje abundance všech taxonů. Při analýze je vhodným doplňkem indexů využívajících abundance všech taxonů (Jarkovský et al. 2012).

$$BP = \frac{N_{max}}{N}$$

Kde N_{max} je počet jedinců nejpočetnějšího taxonu a N celkový počet jedinců ve vzorku.

- **Shannonův index**

Index bere v úvahu množství druhů, které existují ve vzorku a relativní množství jedinců, kteří existují pro každý druh. Index formuluje jednotnost hodnot důležitosti pomocí všech druhů ve vzorku.

Protože vzorec zahrnutý do jeho výpočtu zahrnuje logaritmus, pro index neexistuje žádná maximální hodnota. Hodnoty nižší 2 jsou interpretovány jako ekosystémy s relativně nízkou rozmanitostí druhů, zatímco hodnoty vyšší než 3 jsou vysoké. Avšak hodnoty v ekologických datech jsou často v rozmezí od 1,5-3,5. (Jarkovský et al. 2012). Výpočet se provádí pomocí vzorku:

$$H' = - \sum p_i \ln (p_i) \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

kde p_i je relativní početnost druhu i , n_i je počet jedinců i -tého druhu a N celkový počet jedinců.

4.4.4. Indexy založené na kvalitativní synekologické analýze

- **BSQ index**

Půda byla hodnocena pomocí BSQ indexu (Biological Soil Quality index). Jedná se o metodu hodnocení kvality půdy na základě výskytu půdních členovců. Index je založen na konceptu, že čím je půda kvalitnější, tím větší bude druhové spektrum půdních živočichů a bude obsahovat více euedafických skupin. Hodnota indexu BSQ se stanovuje na základě ekomorfologického indexu (EMI), který je pro každou taxonomickou jednotku půdní fauny přiřazen (Parisi 2001). Výše skóre EMI reflektuje míru morfologického přizpůsobení živočicha (skupiny živočichů) půdnímu prostředí, a tudíž i míru vázanosti na něj.

EMI nabývá hodnot od 1 do 20. Čím vyšší EMI je, tím více je živočich na půdní prostředí vázán. Vyšší hodnoty EMI jsou tak přiřazeny k druhům permanentním.

BSQ index je pak prostým součtem jednotlivých EMI. Můžeme rozlišit několik (pod)typů BSQ indexu. BSQ-ar se vypočítá sečtením skóre všech skupin členovců. BSQ-c je zvlášť zaměřený pouze na skupinu chvostoskoků. U žižal se někdy vyjadřuje samostatný BSQ-e (Fusaro et al. 2018). Pro výpočet BSQ byly u jednotlivých euedafických skupin použity hodnoty vycházející z práce Gardi & Parisi (2002) a některé hodnoty byly následně lehce upraveny pro potřeby tohoto výzkumu.

Řád Collembola měl největší zastoupení ve studovaných lokalitách. Kvůli jejich citlivosti na změny v půdním prostředí byl zvlášť kalkulovaný BSQ-c. Zástupci Collembola byli rozděleni do tří menších skupin v souvislosti s jejich ekologickými nároky. Jednotlivé hodnoty EMI indexů znázorňuje Tabulka 2.

Tab. 2 hodnoty ekomorfologického indexu EMI; zdroj: Gardi & Parisi (2002), upraveno.

Permanentní fauna		Temporální fauna		Collembola	
Protura	20	Coleoptera imaga	3	Makrofytobionti	2
Diplura	20	Coleoptera larvy	15	Euedafobionti (velcí)	10
Pseudoscorpionida	20	Diptera imaga	1	Euedafobionti (malí)	20
Oribatida	20	Diptera larvy	10		
Symphyla	20	Hymenoptera imaga	1		
Enchytraeidae	20	Hymenoptera vajíčka	5		
Chilopoda	15				
Acari	12				
Zygentoma	10				
Isopoda	10				
Araneae	3				
Psocoptera	1				

Makrofytobionti jsou podskupinou atmobiontů žijících mimo půdu, v mechu, pod kůrou apod. (viz kapitola 3.3.4.). Mají výraznou furku, oči a pigmentované tělo. **Euedafobionti** jsou podskupinou edafobiontů a obývají hlubší půdní horizonty. Mají výrazně redukovaný počet oček nebo jim oči úplně chybí, pigmentace je velmi slabá nebo žádná, furku mohou mít redukovanou či žádnou. Velcí **euedafobionti** mají délku těla větší než 1 mm a osidlují systém větších chodbiček v celém půdním profilu. K malým euedafobiontům byli řazeni chvostoskoci velcí od 0,7-1 mm, kteří jsou vázáni na hlubší horizonty (Cicconardi et al. 2013).

5. Výsledky

5.1. Abundance

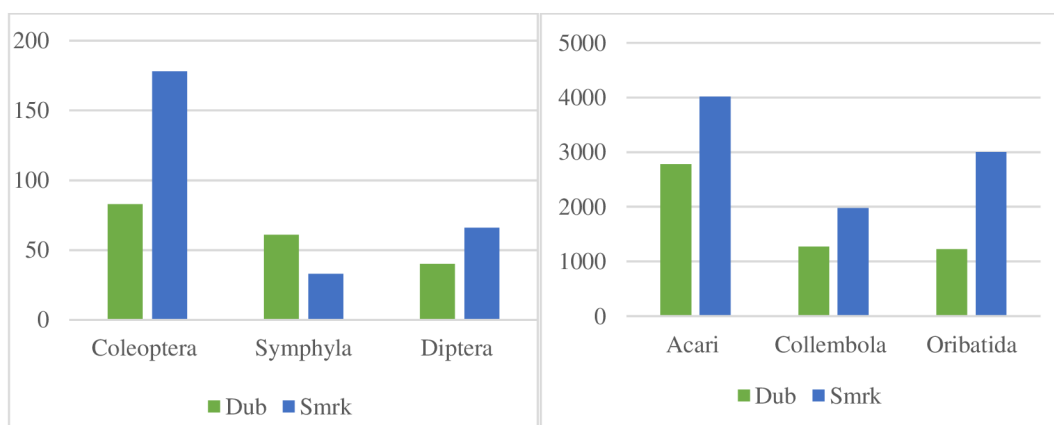
Celkově bylo pomocí Tullgrenů získáno 14 962 jedinců půdních živočichů, kteří byli následně rozřazeni do 19 taxonomických jednotek. Některé skupiny byly zastoupeny pouze ojedinelé (Zygentoma, Thysanoptera). Nejvíce extrahovaných živočichů bylo v letním aspektu (Příloha I a II).

5.1.1. Smrková monokultura

Ze vzorků ze smrkového lesa bylo vyextrahováno celkem 9 410 jedinců z 16 různých skupin. Největší zastoupení zde měl řád Acari (včetně Oribatida), ve kterém bylo dohromady 7 019. Velké zastoupení měly taxony Collembola (Makrofytobionti + Euedafobionti: 1 982 jedinců), Coleoptera (178 jedinců včetně larev) a Diptera (66 jedinců včetně larev). Naopak nejméně početné byly skupiny Chilopoda (4) Hymenoptera (3) a Enchytraeidae (2) (Příloha I).

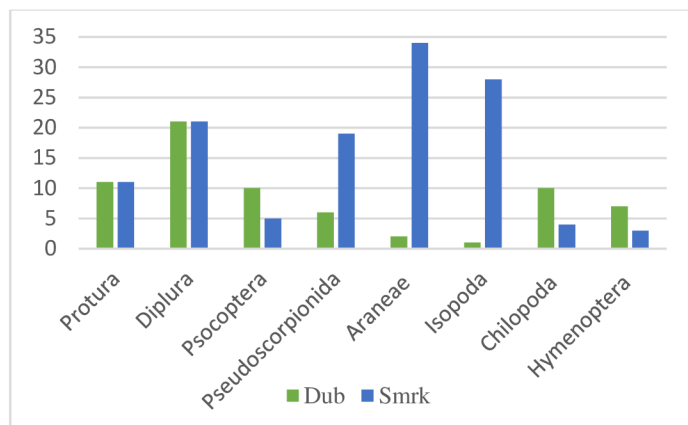
5.1.2. Dubový les

Ze vzorků z dubového lesa bylo vyextrahováno celkem 5 552 jedinců z 18 skupin. Řád Acari (včetně Oribatida) měl největší zastoupení. Dohromady bylo extrahováno 4 016 roztočů. Velké zastoupení měly taxony; Collembola (Makrofytobionti + Euedafobionti: 1 273 jedinců), Coleoptera včetně larev (83), Symphyla (61) a Diptera včetně larev (40). Naopak nejméně početný byl řád Araneae (2) a ojedinelé výskyty jedinců ze skupin Thysanoptera, Zygentoma, Lumbricidae (Příloha II). Pro představu rozdílů mezi hodnotami byly vytvořeny sloupcové grafy (Graf 1, 2 a 3).



Graf 1: abundance nejpočetnějších skupin

Graf 2: abundance druhých nejpočetnějších skupin



Graf 3: abundance méně početných skupin

5.2. Statistická analýza

Pro statistické hodnocení dat byly stanoveny následující hypotézy:

H0: Neexistuje rozdíl v abundanci sledovaných půdních organismů mezi smrkovým a dubovým lesem.

H1: Mezi smrkovým a dubovým lesem existuje statisticky významný rozdíl v abundanci sledovaných půdních organismů.

Protože p-hodnota Shapiro-Wilkova testu vyšla větší než 0,05 nezamítáme na hladině významnosti nulovou hypotézu, protože data ve všech skupinách pocházejí z normálního rozdělení. Data byla následně hodnocena analýzou ANOVA v programu Statistica (StatSoft 2012). Pomocí statistické metody ANOVA byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi abundancí sledovaných skupin organismů v dubovém lese a smrkovou kulturou, a to jak mezi stanovišti, tak mezi jednotlivými odběry (Tabulka 3). H0 tak můžeme na základě hladiny významnosti zamítnout.

Tab.3. výsledky ANOVA pro všechny skupiny, hodnota p určuje statistickou významnost

	Stupně volnosti	F	p
Stanoviště	1	6,833	0,009
Odběr	5	3,799	0,002

Pro vyhodnocení konkrétního rozdílu mezi stanovišti byla použita T-metoda neboli test proměnné abundance. Výsledek testu podle průměru dokazuje, že abundance je vyšší ve smrkovém lese oproti dubovému (Tabulka 4).

Tab. 4. výsledky T-metody pro stanoviště

Stanoviště	Abundance průměr
Dub	7,343
Smrk	12,447

Ke zhodnocení rozdílů proměnné abundance mezi jednotlivými odběry (květen až říjen) byla využita opět T-metoda. Nejvíce jedinců bylo extrahováno z odběrů v červenci, druhý nejvíce zastoupený měsíc bylo září. Nejmenší počet jedinců byl z říjnového odběru.

5.3. Indexy diverzity

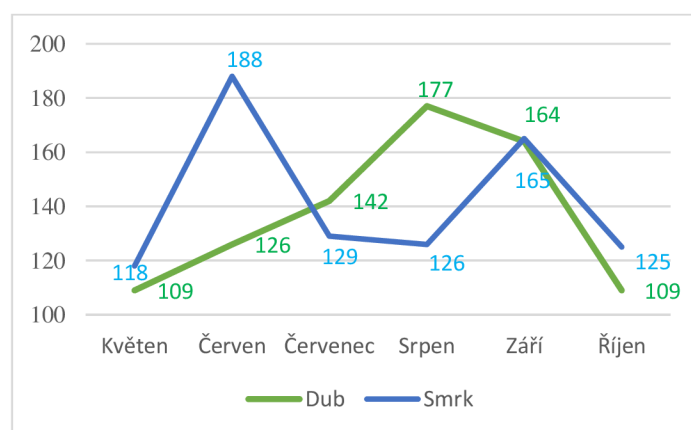
S ohledem na význam bezobratlých v půdě zobrazují indexy diverzity aktuální stav ve sledované oblasti a byly použity jako jedny z nejlepších ukazatelů při určování kvality půdy (Moghimian & Kooch 2013). Hodnota Shannonova indexu v moderu dubového lesa byla nepatrně vyšší než v moru lesní monokultury. Výsledky Simpsonova indexu rovnosti v obou horizontech nejsou signifikantní. Srovnání středních hodnot Margalefova a Menhinickova indexů nevykazuje významné rozdíly (Tabulka 5).

Tab. 5 indexy diverzity

Lokalita	Celk. počet jedinců	Margalef index	Menhinick index	Simpson index	Berger Parker Index	Shannon index	Shannon evenness
Dub	5552	1,62	0,20	0,35	0,50	1,256	0,462
Smrk	9410	1,53	0,15	0,33	0,43	1,273	0,468

BSQ index

Index byl počítán pro každý měsíc zvlášť. Z uvedených výsledků (Graf 4) vyplývá, že půda byla hodnocena mírně kvalitnější ve smrkové kultuře. Zastoupení nejvíce skupin dosáhlo vrcholu v červnu, a to ve smrkovém porostu. Hodnoty BSQ-c byly vyšší pro smrk (112) než pro dub červený (92). Hodnota F-testu byla $p=0,488$; ($\alpha < 0,05$). Výsledek tak nebyl statisticky signifikantní.



Graf 4: porovnání hodnot BSQ indexu v jednotlivých měsících

5.4. Statistické rozdíly v abundanci zoedafonu dubových a smrkových lesů

Řád Acari byl nejpočetnější ze všech sledovaných skupin. Celkem bylo extrahováno 6 804 roztočů a z toho 4 231 pancířníků. Vyšší abundance byla zjištěna při letních odběrech ve smrkových porostech. Protože je však p-hodnota u Acari vyšší než zvolená hladina významnosti ($\alpha < 0,05$), lze tvrdit, že mezi lokalitami není statisticky významný rozdíl v počtu jedinců.

Výsledek t-testu u pancířníků ukázal hladinu významnosti kdy $p=0,009$.

Abundance pancířníků se významně statisticky lišila a jejich výskyt byl hojnější ve smrkové kultuře. Nejvíce pancířníků bylo extrahováno v srpnu a září, kdy také byly nižší průměrné teploty a vyšší úhrn srážek. Rozdíly mezi výslednými hodnotami ze smrkové kultury a hodnotami z dubového lesa jsou velké.

Mezi další skupiny, u kterých se potvrdil statisticky významný rozdíl, patří pavouci, imaga brouků (drabčici) a stejnonožci. Na nejnižší možné hladině významnosti také zamítáme H_0 u roupic a blanokřídlých. U všech vyjmenovaných skupin došlo ke potvrzení alternativní hypotézy, která tvrdí že mezi lesy existuje rozdíl v abundanci zoedafonu. Výsledky všech skupin jsou znázorněny v Tabulce 6.

Tab. 6 výsledky t-testu mezi jednotlivými skupinami

Skupina	jedinci/m ²		p
	Dub	Smrk	
Acari	27890	40150	0,208
Araneae	20	340	0,012
Coleoptera (dospělci)	50	310	0,018
Coleoptera (larvy)	780	1470	0,062
Collembola	12730	19830	0,157
Diptera (dospělci)	230	350	0,137
Diptera (larvy)	170	310	0,254
Enchytraeidae	70	20	0,049
Hymenoptera	70	30	0,049
Chilopoda	100	40	0,140
Isopoda	10	280	0,039
Oribatida	12270	30040	0,009
Pseudoscorpionida	60	190	0,123
Psocoptera	100	50	0,189
Symphyla	610	330	0,121
Celkem	55160	93740	

6. Diskuze

Při výzkumu půdní fauny je třeba myslet na to, že žádná půda není homogenní v celém svém objemu. Velká časová proměnlivost související s dynamickým charakterem půdních procesů a prostorová heterogenita půdního prostředí mnohdy komplikují studium půdy a interpretaci zjištěných výsledků (Šimek et al. 2019). Z našich výsledků můžeme pozorovat, že v půdě smrkového porostu byl zvýšený výskyt jedinců určitých řádů. Jednalo se zejména o řády roztoči, chvostokoci, dále také pavouci a stejnožáci.

Stanovištní podmínky (a zejména půdní prostředí) ovlivňují výskyt bezobratlých, kteří jsou na půdě závislí a plní důležitou funkci v půdotvorných procesech. Podstatou diplomové práce bylo monitorovat zastoupení vybraných živočišných skupin, sledovat jejich vazby (popřípadě odvodit možnou příčinu dané vazby) na stanovištní podmínky v modelovém území CHKO Labské pískovce.

Dle Augusta et al. (2002) v dlouhodobém měřítku ovlivňuje druhová skladba stromů vývoj půd, zvláště jejich svrchní vrstvy. Binkley & Giardina (1998) uvádějí, že je půda ovlivňována dřevinami, a to působením několika faktorů: minerálním zvětráváním, fixací N, atmosférickou depozicí, pedogenezí, mikroklimatem a kvalitou opadu. Různé druhy stromů mají vliv na rozdíly v pH a koncentracích vyměnitelných kationtů v neporušených lesních porostech. Mohou tak produkovat organické kyseliny z dekompozice opadu, které mění poměry bazických a kyselých prvků v půdě. Ovlivňují rozdílný příjem kationtů do biomasy a změnu v obsahu minerálů v původním půdním podloží (Finzi et al. 1998). Produkce organických kyselin závisí na typu opadu, a jak bylo tímto malým výzkumem nastíněno, opad dubu červeného má nejspíš lehce negativní vliv na výskyt bezobratlých v porovnání s opadem smrkového jehličí (to má zase za následek acidifikaci půdy; Nykvist 1963).

Také dlouholeté působení průmyslových imisí, zejména SO₂, CO₂, N₂O aj. významně snižuje druhovou diverzitu, průměrnou početnost a vyrovnanost jednotlivých druhů. Na ovlivnění abundance půdní fauny také mohly mít vliv četné kyselé deště v době, kdy zkoumaná oblast spadala do již zmiňovaného černého trojúhelníku.

Hmyzenky a vidličnatky

Menta (2012) udává, že hmyzenky vyhledávají půdy, které nejsou příliš kyselé. Ze vzorků půdy z obou lesů byl extrahován stejný počet jedinců z obou řádů. Jejich abundance v obou lokalitách byla nízká, zřejmě z důvodu většího zakyselení půdního prostředí v souvislosti s opadem.

Vidličnatek se v průměru vyskytuje jeden až dva tisíce jedinců na metr čtvereční (Šimek et al. 2019), extrahováno bylo pouhých 420 jedinců/m². Vidličnatky jsou vysoce senzibilní na disturbance, proto jsou považovány za dobré indikátory kvality půdního prostředí (Sendra 2021). Díky jejich citlivosti můžeme tvrdit, že se jednalo o poměrně narušené půdní prostředí.

Štírce

Výsledky práce ukazují, že štírce preferovali půdu pod smrkovým porostem. Štírce mají široký rozptyl výskytu a každý druh upřednostňuje jiné prostředí.

V předkládané práci byli půdní členovci tříděni podle řádů, k jasnějšímu poznání preference štírců k prostředí, by se musely určit jednotlivé druhy. Některé druhy vyhledávají místa s vlhkým substrátem, některé naopak místa sušší (Šťáhlavský & Ducháč 2001).

Tuto problematiku nelze zatím vzhledem k omezenému množství údajů příliš zobecnit. Pravděpodobně byla jejich početnost ve smrku vyšší, protože přízemní vegetace v modelových lokalitách byla ve smrkovém lese rozmanitější než v dubovém.

Roupice

Roupice obecně tvoří největší populační hustotu v kyselých půdách jehličnatých lesů. Jak už bylo uvedeno, jednotlivé druhy mají rozdílné preference, jestliže jde o pH, vlhkost a složení půdy, formu humusu a vegetační pokryv (Jänsch & Römbke 2003), tato teze nebyla v tomto výzkumu prokázána. Výskyt roupic byl četnější v dubovém lese a na základě vyhodnocení t-testu byla potvrzena statistická významnost rozdílu početnosti jedinců z dubového a smrkového lesa. Je to nejspíše způsobeno rozkladem opadu dubu červeného, který má vliv na pH půdy a způsobuje její okyselování (Bonifacio et al. 2015).

Chvostokoci

Druhou nejvíce zastoupenou skupinou byli v obou zkoumaných lokalitách chvostokoci. Mezi pozorované chvostokoky patřili převážně zástupci podřádů Entomobryomorpha. Makrofytophagové se obecně vyskytují v nárostech mechů a lišejníků, na půdě a kůře stromů, kde se žijí mikroorganismy (Šimek et al. 2019). Z výsledků můžeme tvrdit, že pokryv horní vrstvy půdy mechy ve smrkovém lese měl vliv na zvýšený výskyt těchto druhů.

Euedafobionti byli rozděleni do skupin podle velikosti. Ve smrkové kultuře dominovali velcí euedafobionti, kteří osidlují systém větších chodbiček a puklin, např. rody *Folsomia*, *Isotomiella*. Kyprý humusový horizont v jehličnatém lese odpovídal jejich životním podmínkám. Malé euedafobionty, vázané na hlubší horizonty, většinou zahrnovaly druhy z podřádu Poduromorpha a čeledi Tullbergiidae.

Gardi & Parisi (2002) uvádí, že hodnota BSQ-c více souvisí s obsahem organického uhlíku a stabilitou půdního agregátu. Hodnoty indexu pro chvostokoky byly ve smrku nepatrně vyšší než v dubu, avšak pro přesnější zhodnocení kvality půdy by bylo nutné provést rozbor organické hmoty v půdě.

Při určování početnosti chvostokoků mohlo dojít k určitým nepřesnostem vzhledem k vysokému počtu jedinců ve zkoumaných půdních vzorcích. Plošná hustota chvostokoků byla vyšší v jehličnatém lese. Pravděpodobně to bylo způsobeno vyšší diverzitou přízemní vegetace. Výsledek se zdá být v souladu se závěry Salamon et al. (2008), který konstatuje, že společenstva chvostokoků ovlivňuje množství a kvalita potravinových zdrojů (tj. živý svrchní rostlinný materiál, houby atd). Na rozkladu odumřelé hmoty v moru se podílejí převážně houby a plísňe, které tvoří potravu chvostokoků (Ciconardi 2013).

Drabčíkovití (Staphylinidae)

Boháč et al. (2004) uvádí, že drabčíci preferují jehličnaté porosty, kde se vyskytují především pod kůrou mrtvých a poraněných stromů. Hojnější výskyt drabčků také byl v naší práci prokázán ve smrkové monokultuře. Abundance imag drabčků na zkoumaných plochách činila 360 jedinců/m².

Stonožky a stonožky

Preferování vlhkého prostředí odpovídá dvojnásobnému počtu stonožek vyskytujících se v dubovém porostu oproti smrkovému. Šimek et al. (2019) uvádějí, že se v ideálních podmínkách může nacházet až 20 000 jedinců na metr čtvereční půdy, v tomto výzkumu bylo nalezeno 330 jedinců/m² ve smrku a 610 jedinců/m² v dubu. Dubový ani smrkový les, tak nevytvářely příznivé podmínky. Stonožky preferují především vlhká stanoviště (Menta 2012) a tento fakt byl v průběhu vlastního šetření ověřen.

V rámci našeho monitoringu stonožek byla stanovena poměrně vyšší abundance v moru dubového lesa (100 jedinců/m²), který je charakteristický svou vlhkostí. Abundance stonožek se pohybuje v rozmezí desítek až stovek jedinců na metr čtvereční půdy (Šimek et al. 2019), na základě nalezených jedinců, můžeme tvrdit, že pro ně dubový les tvořil ideální prostředí k životu. Z extrahovaných stonožek patřily všechny druhy do řádu Geophilomorpha, tj. druhy vázané na hlubší horizonty (Šimek et al. 2019).

Značný vliv na hustotu stonožek má vedle geologického podloží a půdně chemických poměrů rovněž druhová skladba vegetace (Tajovský 2001), která ve zkoumané oblasti byla nižší v listnatém lese, a přesto se jich tam vyskytovalo více. Středoevropská hercynská pohoří, často s pozměněnými lesními společenstvy (smrkové porosty a smrkové monokultury) na méně výživném horninovém podloží vykazují daleko nižší druhovou diverzitu než výše položená pohoří (Tajovský 2001). Tajovský et al. (2008) také uvádí, že klimatické změny zjevně nemají vliv na populace stonožek, a to jak zemivek, tak různočlenek. Lze tedy předpokládat, že při terénních odběrech příliš nezáleželo na aktuálních klimatických poměrech.

Roztoči a pancířníci

Výsledek t-testu potvrdil statisticky výrazný rozdíl v zastoupení roztočů mezi smrkovým a dubovým lesem.

V průběhu roku, v mírném evropském pásu, dosahuje abundance pancířníků obvykle dvou vrcholů: na jaře a na podzim (Ruquaeya & Roy 2006). V Belgii dosahují pancířníci výrazného maxima v dubovém lese v květnu a říjnu (Lebrun 1965). Avšak ve zkoumaných oblastech byla početnost pancířníků nejvyšší v letním aspektu (červnu a červenci), kdy ale teploty v odběrových dnech nepřekročily 20 °C. Značné zastoupení roztočů ve vzorku mohlo být způsobeno poměrně vysokým úhrnem srážek v červnu (Tabulka 1). Vliv srážek, resp. celkové půdní vlhkosti dokládá i Kunst (1968), který tvrdí, že je pro výskyt roztočů nejdůležitějším faktorem teplota a vlhkost půdního vzduchu. Jejich větší četnost je tak korelována s vyšší vlhkostí půdy.

Vzájemné vztahy fytoocenóz a společenstev pancířníků nejsou přímé, neboť pancířníci jsou potravně vázáni především na výskyt půdních mikroorganismů, a ne na živá rostlinná pletiva, Proto nemůžeme jejich výskyt porovnávat s kvalitou a pestrostí přizemní vegetace (Starý 2002).

Kohyt & Piotr (2019), provedli studii, která si kladla za cíl určit vliv porostů dubu červeného na společenstva roztočů. Vliv dubu červeného na půdní mezofaunu byl hodnocen pomocí srovnání s původním dubem letním ze stejného rodu (*Quercus robur*), který byl vysazen ve stejném typu půdního podloží. Ve srovnání s dubem letním byla diverzita a abundance roztočů obecně nižší. V předkládané práci byly porovnávány dva odlišné typy lesů, avšak co se hustoty roztočů týče, byla opět nižší v porovnání se smrkovou kulturou.

Na základě výzkumu Kohyt & Piotr (2019) bylo potvrzeno, že přítomnost dubu červeného v Polsku vytváří nepříznivé podmínky pro rozvoj společenstev roztočů, konkrétně pancířníků. Staré porosty (60-70 let) dubu červeného mají vliv na pokles hustoty společenstev pancířníků a eliminaci některých druhů. Výsledky a závěry naší práce tento fakt do jisté míry potvrzují.

Nicméně obecně je známo, že v jehličnatých lesích pancířníci, v rámci ostatních skupin mezofauny, výrazně dominují (Marterna 2004). Jejich hustoty se zvyšují s rostoucí kyselostí půdy (Loranger et al. 2001). S vyšší kyselostí půdy se prodlužuje doba rozkladu opadanky a dochází tak k akumulaci půdní organické hmoty. Ve smrkovém opadu se také nachází vysoký podíl plísňových bakterií, které nabízí potravu houbožravým pancířníkům (Parkinson et al. 1978).

7. Závěr

Tato práce si kladla za cíl popsat rozdíly ve společenstvech půdní fauny ve dvou modelových lokalitách – smrková monokultura a dubový porost. Výsledky nepotvrzují hlavní hypotézu o větší abundanci a diverzitě půdní fauny v půdách pod listnatým porostem, ale poskytují informace o možném negativním vlivu dubu červeného na některá půdní společenstva. Porovnáním obou lokalit pomocí t-testu byl zjištěn signifikantní rozdíl v abundanci půdních živočichů mezi lokalitami u skupin Oribatida, Enchytraeidae, Hymenoptera, Isopoda, Aranae a Coleoptera (larvy). Celkové zhodnocení abundance organismů pomocí ANOVA vyšlo jako statisticky významné, a to ve prospěch smrkové monokultury, kde byla doložena vyšší abundance sledovaných živočichů. Můžeme tak tvrdit, že mezi smrkovým a dubovým lesem existuje statisticky významný rozdíl v početnosti půdních bezobratlých.

Pro komplexní představu o škodlivosti introdukovaných dřevin je za potřebí dalších a dlouhodobějších studií. Introdukované rostliny mohou měnit druhovou skladbu bylinného patra a v závislosti na něm dochází také ke změnám ve společenství půdní fauny. Dub červený v České republice byl už na většině místech vykácen (Benda & Šutera 2007).

Studiem společenstev půdních členovců z obou lokalit došlo ke zjištění, že plošná hustota většiny skupin ve smrkovém kulturním lese byla větší než v dubovém porostu. Vyšší abundance roztočů a chvostoskoků je obecně typická pro jehličnaté lesy (Materna 2004), čemuž by odpovídaly i výsledky v naší práci. U těchto skupin lze očekávat vztah mezi jejich zvýšenou početností a kyselostí půdy (Ulrich, 1986). Porovnávány byly stanoviště, ve kterých docházelo k akumulaci jednoho typu opadu dřeviny, která na nich rostla. Opad dubu červeného také způsobuje acidifikaci půdy, ale zároveň ovlivňuje druhovou skladbu přízemní vegetace, která je důležitým faktorem pro diverzitu a distribuci půdní fauny. Rozdíly v bylinném patře obou lesů byly výrazné. Četnější zastoupení rozličných druhů přízemní květeny bylo ve smrkové kultuře.

Budoucí výzkum by se mohl zaměřit na všechny skupiny půdních organismů, nejen bioindikační druhy, a to ve vztahu k fyzikálním a chemickým vlastnostem půdy. Několikaleté studie společenstev by mohly na základě standardizovaného odběru vzorků vytvořit spolehlivější definice indikačních druhů i přes vysoké kolísání početnosti druhů mezi členovci, které mohou buď maskovat, nebo nadhodnocovat množství konkrétních druhů.

8. Literatura

- Abraham V, Pokorný P, Bobek P. 2007. Vývoj lesní vegetace Českého Švýcarska v historické době. Pages 9-35 in Bauer P, Kopecký V, Šmucar J editors. Labské pískovce-historie, příroda a ochrana území. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Děčín.
- Anderson T, Zilli L, Montalto L, Marchese R, McKinney M, Park YL. 2013. Sampling and Processing Aquatic and Terrestrial Invertebrates in Wetlands. *Wetland Techniques 2013*: 143-195.
- Anderson, J. M. 1988. Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. *Biology and Fertility of Soils* **3**:216-227.
- Augusto L, Ranger J, Binkley D, Rothe A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* **59**:233-253.
- Bandalíková B, Hrubý J. 2010. Following of erosive cash of soil in variants with different intercrops. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis. Agronomy* **12**:1-17.
- Bano R, Roy S. 2016. Extraction of Soil Microarthropods: A low cost Berlese-Tullgren funnels extractor. *International Journal of Fauna and Biological Studies* **2**:14-17.
- Bardgett R, Usher B, Hopkins D. 2006. Biological diversity and function in soils. *European Journal of Soil Science* **57**:924-926.
- Begon M, Harper J, Townsend L. 1997. *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Olomouc.
- Behan V M, Hill SB. 1978. Feeding habits and spore dispersal of oribatid mites in the Nord American Arctic. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* **15**:497-516.
- Belnap J, Phillips L, Sherrod K, Moldenke A. 2005. Soil biota can change after exotic plant invasion: does this affect ecosystem processes? *Ecology* **86**:3007-3017.
- Benda P, Šutera V. 2007. Příspěvek k poznání některých nepůvodních druhů savců na území Ústeckého a Karlovarského kraje. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* **32**:37-41.
- Berg, P. 2012. Patterns of biodiversity at fine and small spatial scales. *Soil ecology and ecosystem services* **13**:136-152.
- Bickel D, Pape T, Meier R. 2009. *Diptera diversity: status, challenges and tools*. Brill, Boston.
- Binkley D, Giardina C. 1998. Why do tree species affect soils? The Warp and Woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* **42**:89-106.
- Boháč J, Hromádka L, Janák J, Likovský Z, Smetana A. 1993. Staphylinidae. Pages 39-62 in Jelínek J. editor. *Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera)*, Prague.
- Boháč J, Matějček J, Rous R. 2004. Check-list drabčíkovitých (Coleoptera: Staphylinidae) ČR s rozdělením do ekologických skupin podle citlivosti k antropogenním vlivům a do kategorií podle ohrožení IUCN, Prague.
- Boháč J, Matějček J. 2003. *Katalog brouků (Coleoptera) Prahy*. Clarion Production, Praha.

- Boháč J. 1999. Organismy jako bioindikátory měnícího se prostředí. *Životní Prostředí* **33**: 3.
- Boháč J. 2001. Epigeic Beetles (Insecta: Coleoptera) in Montane Spruce Forests under Long-Term Synergistic Chronic Effects in the Giant Mountains (Central Europe). *Ekológia* **20**: 57-69.
- Bokhorst G, Phoenix K, Bjerke W, Callaghan V. 2011. Extreme winter warming events more negatively impact small rather than large soil fauna: shift in community composition explained by traits not taxa. *Global Change Biology* **18**:1152-1162.
- Bolger T, Kenny J, Arroyo J. 2013. The Collembola fauna of Irish forests a comparison between forest type and microhabitat with the forests. *Soil Organisms* **85**:61-67.
- Bonifacio E, Petrillo M, Petrella F, Tambone F, Celi L. 2015. Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant and Soil* **395**:215-229.
- Buriánek V, Novotný R, Hellebrandová K, Šrámek V. 2013. Ground vegetation as an important factor in the biodiversity of forest ecosystems and its evaluation in regard to nitrogen deposition. *Journal of Forest Science* **59**:238-252.
- Cicconardi F, Fanciulli P, Emerson P, Brent C. 2013. Collembola, the biological species concept and the underestimation of global species richness. *Molecular Ecology* **21**:5382-5396.
- Courtney G W, Pape T, Skevington J H, Sinclair B. 2017. Biodiversity of diptera. *Insect Biodiversity: Science and Society* **1**:229-256.
- Culek M. 2013. Biogeografické regiony České republiky. Masarykova univerzita, Brno.
- Culek, M. 2005: Biogeografické členění České republiky II. díl. AOPK ČR, Praha.
- De Schrijver A, Geudens G, Augusto L, Staelens J, Mertens J, Wuyts K, Gielis L, Verheyen K. 2007. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux. *Oecologia* **3**: 663-674.
- Deharveng L. 2002. Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: A Case Study in the Pyrenees (France). *Conservation Biology* **10**:74-84.
- Dressel R D, Jäger E J. 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz **35**:37-64.
- Ducháč V, Mlejnek F. Šťáhlavský 2007. *Chthonius* (*Chthonius*) *heterodactylus* (Pseudoscorpiones: Chthoniidae), eine neue Art für die Tschechische Republik. *Arachnologische Mitteilungen* **33**:31-33.
- Dunger W. 1983. Tiere im Boden. *Die Neue Brehm-Bücherei* **3**:327
- Edgecombe D, Giribet G. 2007. Evolutionary biology of centipedes (Myriapoda: Chilopoda). *Annual Review of Entomology* **52**:151-170.

- Emmer IM, Fanta J, Kobus AT, Kooijman A, Sevink J, Fanta J. 1998. Reversing borealization as a means to restore biodiversity in Central- European mountain forests—an example from the Krkonoše mountains. *Biodiversity Conservation* **7**:229-247.
- Enghoff H, Golovatch S, Short M, Stoev P, Wesener T. 2015. Diplopoda-taxonomic overview. Pages 363-453 in Minelli A, editor. *Treatise on Zoology-Anatomy, Taxonomy, Biology*. Brill, Leiden.
- Finzi C, Canham D, van Breemen N. 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. *Ecological Applications* **8**:447-454.
- Frouz J, Keplín J, Pižl V, Tajovský K, Starý J, Lukešová A, Nováková A, Balík V. 2001. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering* **17**:275-284.
- Frouz J, Roubíčková A, Heděnc P, Tajovský K. 2015. Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analysis of enclosure studies. *European Journal of Soil Biology* **68**:18-24.
- Fusaro S, Gavinelli F, Lazzarini F, Paoletti M. 2018. Soil Biological Quality Index based on earthworms (QBS-e). A new way to use earthworms as bioindicators in agroecosystems. *Ecological Indicators* **93**:1276-1292.
- Gardi C, Parisi V. 2002. Use of microarthropods as biological indicators of soil quality: The BSQ synthetic indicator. Page 297-304 in Kapur S, editor. *International Meeting on: Soils with Mediterranean Type of Climate, Italy*.
- Gol J, Holuša O. 2011. Struktura taxocenóz pisivek (Insecta: Psocoptera) v lesních geobiocenózách v oblasti Králického Sněžníku. *Acta Musei Beskidensis* **3**:71-84.
- Graefe U, Beylich A. 2003. Critical values of soil acidification for annelid species and the decomposer community. *Newslett. Enchytraeidae* **8**:51-55.
- Gubka K, Špišák J. 2010. Prirozená obnova duba červeného (*Q. rubra* L.) na výskumných plochách Semerovce (LS Šahy). Pages 30-34 in Knott R, Peňáz, J, Vaněk, P, editors. *Pěstování lesů v nižších vegetačních stupních*. Mendelova univerzita, Brno.
- Harvey M S. 2009. *Pseudoscorpions of the World, version 1. 2*. Western Australian Museum, Perth.
- Hellawell M. 1988. Toxic substances in rivers and streams. *Environmental pollution* **50**: 61-85.
- Hruška J, Cinceala E. 2003. Long-term acidification and nutrient degradation of forest soils limiting factors of forestry today. *Ministerstvo životního prostředí, Praha*.
- Hruška J, Kopáček A. 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy: I. Emise a depozice okyselujících sloučenin. *Živa* **2**:93-96.
- Huhta V, Niemi R. 2011. Communities of soil mites (Acarina) in planted birch stands compared with natural forests in central Finland. *Canadian Journal of Forest Research* **33**:171-180.
- Huhta V. 2007. The role of soil fauna in ecosystems: A historical review From Darwin to Satchell. *Pedobiologia* **50**:489-495.

- Hůnová I. 2001: Spatial interpretation of ambient air quality for the territory of the Czech Republic. *Environmental Pollution* **112**:107-119.
- Hůrka K, Veselý P, Farkač J. 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana* **32**:15-26.
- Chen D, Lan Z, Bai X, Grace B, Bai Y, van der Heijden M. 2013. Evidence that acidification-induced declines in plant diversity and productivity are mediated by changes in below-ground communities and soil properties in a semi-arid steppe. *Journal of Ecology* **5**:1322-1334.
- Chmura D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understory environment and flora: a study of the Silesian Upland (southern Poland). *Polish Journal of Ecology* **61**:431-442.
- Jänsch S, Römbke J. 2003. Ecological characterisation of selected enchytraeid species (Enchytraeidae, Oligochaeta) a literature research. *Soil Organism* **93**:59-72.
- Jarkovský J, Littnerová S, Dušek L. 2012. Statistické hodnocení biodiverzity. Akademické Nakladatelství Cerm, Brno.
- Javůrek M, Vach M. 2008. Negativní vlivy zhutnění půd a soustava opatření k jejich odstranění. Výzkumný ústav rostlinné výroby. Praha.
- Jones DT, Hopkin SP. 1996. Reproductive allocation in the terrestrial isopods *Porcellio scaber* and *Oniscus asellus* in a metal-polluted environment. *Functional Ecology* **3**:741-750.
- Kantor P. 1989. Meliorační účinky porostů náhradních dřevin. *Lesnictví* **35**:1047-1066.
- Kenk G & Guehne S. 2001. Management of transformation in central Europe. *Forest Ecology and Management* **151**:107-119
- Khodashenas A, Kouchaki A, Moghaddam P, Lakzian A. 2012. Evaluation of structural biodiversity in natural systems of arid and semiarid regions. Soil characteristic and biodiversity. *Journal of Natural Environment* **65**:163-179.
- Kibblewhite MG, Ritz K, Swift MJ. 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences* **363**:685-701.
- Kohyt J, Piotr S. 2019. Oribatid mite (Acari: Oribatida) communities reveal the negative impact of the red oak (*Quercus rubra* L.) on soil fauna in Polish commercial forests. *Pedobiologia*. **79**:2-6.
- Koivula M. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys* **100**:287-317.
- Kowarik I, Pyšek P, Prach, K, Rejmánek M, Wade M. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. Pages 15-38 in Pyšek P, Prach, K, Rejmánek M, Wade M editors. *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Krantz G W, Walter D E. 2009. *A manual of acarology*. Lubbock University Press, Texas.

- Kula E, Lazorík M. 2017. Myriapodst and Isopods of Spruce and Beech Mountain Forests in the Moravian Silesian Beskids. *Baltic Forestry* **23**:342-355.
- Kunst M. 1968. Mites of the superorder Oribatei of Czechoslovakia [MSc. Thesis]. Charles University, Prague.
- Kůrka A. 2015. Pavouci České republiky. Academia. Praha.
- Laška V, Mikula J, Tuf I. 2008 Jak hluboko žijí půdní bezobratlí. *Živa* **56**:169-171.
- Lavelle P, Spain A V. 2001. Soil Ecology. *Journal of Water Resource and Protection* **9**:1225-1243.
- Lavelle P. 2012 Soil as a habitat. *Soil Ecology and Ecosystem Services* **15**:7-27.
- Lavelle P. 2016. Ecosystem engineers in a self-organized soil: a review of concepts and future research questions. *Soil Science* **4**:91-109.
- Lebrun P. 1965. Contribution a l'étude écológique des Oribates de la litiere dans une foret de Moyenne-Belgique. *Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique* **153**:1-96.
- Liiri M, Setälä H, Pennanen J, Fritze T. 2002. Relationship between soil microarthropod species diversity and plant growth does not change when the system is disturbed. *Oikos* **96**:137-149.
- Loranger G, Bandyopadhyaya I, Razaka B, Ponge F. 2001. Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? *Soil Biology and Biochemistry* **33**:381-393.
- Losos B, Gulička J, Lellák J & Pelikán J, 1984. *Ekologie živočichů*. SPN, Praha.
- Major C, Nosko P, Kuehne C, Campbel D, Bauhus J. 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* **291**:144-153.
- Małgorzata S, Stefanowicz A. 2019. Invasive *Quercus rubra* negatively affected soil microbial communities relative to native *Quercus robur* in a semi-natural forest. *Science of The Total Environment* **696**:133-977.
- Materna J. 2000. Oribatid communities (Acari: Oribatida) inhabiting saxicolous mosses and lichens in the Krkonoše. *Pedobiologia* **44**:40-62.
- Materna J. 2004. Does forest type and vegetation patchiness influence horizontal distribution of soil Collembola in two neighbouring forest sites? *Pedobiologia* **48**:339-347.
- Mathieu J A, Hatté Ch, Balesdent J, Parent E. 2015. Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles. *Global Change Biology* **21**:4278-4292.
- Meier F A, Scherrer A R, Honegger. 2002. Faecal pellets of lichenivorous mites contain viable cells of the lichen-forming ascomycete *Xanthoria parietina* and its green algal photobiont, *Trebouxia arboricola*. *Biological Journal of the Linnean Society* **76**:259-268

- Menta C. 2012. Soil Fauna Diversity-Function, Soil Degradation, Biological Indices, Soil Restoration. Biodiversity Conservation and Utilization in a Diverse World. Intech, Croatia.
- Míko, L. 2021. Půda jako hotspot biodiverzity aneb ráj drobných půdních členovců. Ochrana přírody **5**:3-7.
- Ministerstvo životního prostředí. 2004. Vyhláška č. 395/1992 ze dne 11. června 1992, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny in Sbíрка zákonů České republiky, 1992. Česká republika.
- Moghimian N, Kooch Y. 2013. The effect some of physiographic factors and soil physico-chemical features of hornbeam forest ecosystem on earthworms biomass. Journal of Wood and Forest Science and Technology **20**:1-21.
- Motyčka V, Roller Z. 2001 Bezobratlí (1). Albatros, Praha.
- Novák M, Kirchner J W, Fottová D, Přečková E, Jačková I, Krám P, Hruška J. 2005. Isotopic evidence for processes of sulfur retention/release in 13 Central European catchments spanning a strong pollution gradient. Global Biogeochemical Cycles **19**:23-27.
- Nykvist N. 1963 Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. Studia Forestalia Suecica **3**:4-31.
- Orsavová J, Tuf I H. 2018. Suchozemští stejnonožci: atlas rozšíření v České republice a bibliografie, Valašsko.
- Pagan J, Randuška D. 1988. Atlas dřevín 2. Obzor, Bratislava.
- Paoletti MG, Favretto M R, Stinner B R, Purrington F, Bater E. 1991. Invertebrates as bioindicators of soil use. Agriculture, Ecosystems & Environment **34**: 341-362.
- Parisi V. 2001. La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. Acta Naturalia de L'Ateneo Parmense **37**:97-106.
- Parkinson D, Domsch K H, Anderson E. 1978. Die Entwicklung mikrobieller Biomassen im organischen Horizont eines Fichtenstandortes. Acta Oecologia **13**:355-366.
- Pekár S. 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. Pest Management Science **68**:1438-1446.
- Podrázský V, Remeš J, Ulbrichová I. 2006. Rychlost regenerace lesních půd v horských oblastech z hlediska kvantity nadložního humusu. Forestry Research **17**:230-237.
- Podrázský V, Štěpáník R. 2002. Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách – oblast LS Český Rudolec. Zprávy lesnického výzkumu **47**:53-56.
- Rous R. 1993. Pselaphidae. Pages 62-64 in Jelínek J, editors. Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera). Prague.
- Ruiz R, Ochoa V, Hinojosa B, Carreira JA. 2008. Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. Soil Biology and Biochemistry **40**:2137-2145.

- Ruquaeya B, Roy S. 2006. Spatial distribution and seasonal abundance of soil mites and collembola in grassland and Leucaena plantation in a semi-arid region. *Tropical ecology* **10**:47.
- Rusek J, Shrubovych J, Szeptycki A. 2012. Head porotaxy and chaetotaxy of order Acerentomata (Protura). *Zootaxa* **3262**:54-61.
- Salamon A, Zaitsev A, Gärtner S, Wolters V. 2008. Soil macrofaunal response to forest conversion from pure coniferous stands into semi-natural montane forests. *Applied Soil Ecology* **40**:491-498.
- Santorufu L, Cortet J, Nahmani J, Pernin C, Salmon S, Pernot A, Morel J, Maisto G. 2015. Responses of functional and taxonomic collembolan community structure to site management in Mediterranean urban and surrounding areas. *European Journal of Soil Biology* **70**:46-57.
- Seitz S, Goebes P, Zumstein P, Assmann T, Kühn P, Niklaus P, Scholten T. 2015. The influence of leaf litter diversity and soil fauna on initial soil erosion in subtropical forests. *Earth Surface Processes and Landforms* **40**:1439-1447.
- Sendra A. 2021. Diversity, ecology, distribution and biogeography of Diplura. *Insect Conservation and Diversity* **14**:415-425.
- Setälä H, Thomas M, Thomas J. 2005. Trophic structure and functional redundancy in soil communities. Pages 236-249 in Bardgett R, Usher B, Hopkins D editors. *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Shelley M. 2002. A revised, annotated, family-level classification of the Diplopoda. *Arthropoda Selecta* **11**:187-207
- Schaefer M. 2012. *Wörterbuch der Ökologie 5-neu bearbeitete und erweiterte Auflage*. Akademischer Verlag, Heidelberg
- Schlaghamersky J, Tůmová M, Devetter M, Háněl L, Kovac L, Starý J, Tajovský K, Simek M. 2020. Živá půda 4. Půdní mikrofauna a mezofauna. *Živa* **106**:181-185.
- Schmalzfuss H. 1998. Evolutionary strategies of the antennae in terrestrial isopods. *Journal of Crustacean Biology* **18**:10-24.
- Siira-Pietikäinen A, Penttinen R, Huhta V. 2008. Oribatid mites (Acari: Oribatida) in boreal forest floor and decaying wood. *Pedobiologia* **52**:111-118.
- Simon L, Martin H W, Adriano C. 1996. Chicory (*Cichorium intybus* L.) and dandelion as phytoindicators of cadmium contamination. *Water, Air, and Soil Pollution* **3**: 51-362.
- Spitzer L. 2013. Střevlíci (Coleoptera: Carabidae) jako bioindikátor přirozených a antropogenních stanovišť. [MSc. Thesis]. Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Starý J. 2002. Changes of oribatid mite communities (Acari: Oribatida) during primary succession on colliery spoil heaps near Sokolov, North-West Bohemia, Czech Republic. Pages 199-206 in Tajovský K, Balík V, Pižl V editors. *Studies on Soil Fauna in Central Europe*. ISB AS, České Budějovice.

- Starý J. 2002. Pancířníci (Acari: Oribatida) NPR Javorina, Bílé Karpaty. Pages 123-130 in Starý J, Sborník Klubu přírodovědeckého v Uherském Hradišti. Akademie věd ČR, České budějovice.
- StatSoft CR s.r.o. 2012. Statistika 12 [software], www.statsoft.cz. Praha
- Swift J, Heal W, Anderson J M, Anderson J M. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems (Vol. 5). University of California Press. Los Angeles
- Šarapatka B, Dlapa P, Bedrna Z. 2002. Kvalita a degradace půdy. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Šarapatka B. 2013. Vybrané kapitoly z pedologie a ochrany půdy. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Šimek M, Elhottová D, Fuksa P, Hynšt J, Kobes M, Kvítek T, Malý S, Moudrý J, Rozsypal R, Tajovský K. 2019. Živá půda. Academia, Praha.
- Šmejkalová M, Mikanová O, Borůvka S. 2003. Effects of heavy metal concentrations on biological activity of soil micro-organisms. *Plant Soil and Environment* **49**: 321-326.
- Šťáhlavský F, Ducháč V. 2001. Neue und wenig bekannte Afterskorpion-Arten aus der Tschechischen Republik. *Arachnologische Mitteilungen* **21**:46-49.
- Šťáhlavský F, Krásný L. 2007. Štírci (Arachnida: Pseudoscorpiones) Dolního Povltaví a Podřipska. *Acta Rerum Naturalium* **28**:427-436.
- Šťáhlavský F. 2006. Štírci (Pseudoscorpiones, Arachnida) CHKO Kokořínsko. *Acta Rerum Naturalium* **27**:161-165.
- Tajovský K, Balík V, Háněl L, Starý J, Schlaghamerský J, Pižl V, Resl K. 2008. Vývoj půdní fauny na zatravňovaných plochách na lokalitě. *ČSOP Bílé Karpaty* **24**:405-410.
- Tajovský K. 2001. Colonization of colliery spoil heaps by millipedes (Diplopoda) and terrestrial isopods (Oniscidea) in the Sokolov region, Czech Republic. *Restoration Ecology* **9**: 365-369.
- Tichý M. 2005. Alternative in silico Methods for Toxicity Testing of Chemical Compounds. *Chemické listy* **99**:10.
- Tlustoš P, Száková J, Šichorová K, Pavlíková D, Balík J. 2006. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí. VURV, Praha.
- Tomášek M. 2000. Půdy České republiky. Český geologický ústav, Praha.
- Tuf I, Tufova J. 2008. Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. *Časopis Slezského Muzea* **57**:37-44.
- Tuf I. 2012. Půdní bezobratlí. Pages 613-621 in Machar I, Drobilová L, editors. Ochrana přírody a krajiny v České republice, vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

- Ulrich B. 1986. Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **149**:702-717.
- Ulrich W, Fiera C. 2009. Environmental correlates of species richness of European springtails (Hexapoda: Collembola). *Acta Oecologica* **35**:45-52.
- Vaněk J. 1974. Oribatid mite (Acarina, Oribatoidea) community changes caused by industrial pollutions in spruce forest soils. *Quest Geobiol* **14**: 35-116.
- Voigtländer K. 2016. present knowledge of the Symphyla and Paupoda (Myriapoda) in Germany An annotated checklist. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* **80**:51-85.
- Vopravil J, Khel T, Havelková L, Batysta M. 2013. Studie zabývající se základní problematikou eroze půdy a jejím současným stavem v Ústeckém a Jihomoravském kraji České republiky. Sowac, Praha.
- Vopravil J, Khel T, Kulířová P, Havelková L. 2013. Nové metody hodnocení vodní eroze na VÚMOP. Pages 1-7 in Rožnovský J, Litschmann T, Středová H, Středa T, editors. *Voda, půda a rostliny*. VÚMOP, Praha.
- Wall D, Bradford M, John M, Trofymow J, Behan-Pelletier V, Bignell D, Dangerfield M. 2008. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. *Global Change Biology* **11**: 2661-2677.
- Wallwork A. 1970. Ecology of soil animals. *Journal of Animal Ecology* **40**:541.
- Wei H, Liu W, Zhang J, Qin Z. 2017. Effects of simulated acid rain on soil fauna community composition and their ecological niches. *Environmental Pollution* **220**:460-468.
- Wei Y, Wu X, Cai Ch. 2015. Splash erosion of clay–sand mixtures and its relationship with soil physical properties: The effects of particle size distribution on soil structure. *Catena* **135**:254-262.
- Weisser W, Siemann E. 2004. Insects and ecosystem function. Pages 173 in Weisser W, Wolfgang. *Ecological Studies*, Springer. Berlin.
- Whitfield JB, Purcell A. 2012. *Daly and Doyen's introduction to insect biology and diversity*. Oxford University Press, New York.
- Wickings K, Grandy S. 2011. The oribatid mite *Scheloribates moestus* (Acari: Oribatida) alters litter chemistry and nutrient cycling during decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* **43**:351-358.
- Zádorová T. Penížek V. 2006. Problems in correlation of Czech national soil classification and World Reference Base. *Geoderma* **167**: 54-60.
- Zhang ZQ. 2013. Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness (Addenda 2013). *Zootaxa* **3703**:1-82.
- Zrzavý J. 2006. *Fylogeneze živočišné říše*. Scientia, Praha.

Samostatné přílohy

PŘÍLOHA I – Početnost jednotlivých skupin (v měsících) v lokalitě smrkového porostu

PŘÍLOHA II – Početnost jednotlivých skupin (v měsících) v lokalitě dubového porostu

PŘÍLOHA I – Početnost jednotlivých skupin (v měsících) v lokalitě smrkového porostu

Skupina	Smrk (Mor)						Celkem
	Květen	Červen	Červenec	Srpen	Září	Říjen	
Protura	-	6	-	-	-	5	11
Diplura	5	3	4	-	8	1	21
Collembola (*)							
*Makrofytobionti	31	328	66	262	261	12	960
*Euedafobionti (velcí)	50	381	246	173	85	75	1010
*Euedafobionti (malí)	9	3		-	-	-	12
Psocoptera	-	-	3	-	2	-	5
Coleoptera (dospělci)	-	2	2	19	6	2	31
Coleoptera (larvy)	15	7	23	39	16	47	147
Diptera (dospělci)	1	9	17	8	-	-	35
Diptera (larvy)	-	15	6	7	3	-	31
Pseudoscorpionida	11	1	-	3	4	-	19
Araneae	-	5	1	-	27	1	34
Acari	397	1010	1004	441	900	263	4015
Oribatida	431	615	861	479	386	232	3004
Hemiptera	-	-	-	-	-	5	5
Isopoda	-	10	10	-	8	-	28
Symphyla	-	9	14	4	3	3	33
Chilopoda	-	2	-	2	-	-	4
Hymenoptera	-	1	2	-	-	-	3
Enchytraeidae	-	-	-	-	2	-	2
Celkem skupin 16							

PŘÍLOHA II – Početnost jednotlivých skupin (v měsících) v lokalitě dubového porostu

Skupiny	Dub (Moder)						Celkem
	Květen	Červen	Červenec	Srpen	Září	Říjen	
Protura	-	10	-	1	-	-	11
Diplura	10	-	-	4	7	-	21
Collembola (*)							
*Makrofytophagové	28	55	205	225	167	42	722
*Euedafobionti (velcí)	82	34	108	200	51	70	545
*Euedafobionti (malí)	6	-	-	-	-	-	6
Psocoptera	-	-	7	2	1	-	10
Coleoptera (dospělci)	-	1	1	-	1	2	5
Coleoptera (larvy)	15	9	10	10	26	8	78
Diptera (dospělci)	1	3	9	10	-	-	23
Diptera (larvy)	-	1	16	-	-	-	17
Pseudoscorpionida	-	1	1	1	3	-	6
Araneae	-	-	-	-	1	1	2
Acari	245	183	1398	278	561	124	2789
Oribatida	94	88	344	271	280	150	1227
Isopoda	-	-	1	-	-	-	1
Symphyla	3	-	9	19	17	13	61
Chilopoda	-	-	-	1	6	3	10
Hymenoptera	3	-	-	2	1	-	6
Enchytraeidae	-	1	2	3	1	-	7
Zygentoma	-	1	-	-	-	-	1
Thysanoptera	-	-	-	-	3	-	3
Lumbricidae	-	-	-	-	-	1	1
Celkem skupin 18							