

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



Vliv mýcení Klánovického lesa na půdní faunu

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Michaela Mydlochová

Obor studia: Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: Ing. Jakub Hlava, Ph.D.

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci Vliv mýcení Klánovického lesa na půdní faunu 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 _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu Ing. Jakubu Hlavovi, Ph.D. za jeho cenné připomínky, čas a především vstřícný přístup během řešení této diplomové práce. Dále bych ráda poděkovala své rodině, která mě během celého studia významně podporovala.

Vliv mýcení Klánovického lesa na půdní faunu

Souhrn

Tato diplomová práce se zabývá problematikou vlivu mýcení lesa na půdní faunu. Cíl spočívá v poznání druhového spektra a srovnání základních synekologických charakteristik epigeických společenstev brouků, mnohonožek, stonožek a suchozemských stejnooáčů lesního porostu a sousedící mýtiny. Součástí práce je shrnutí dosavadních poznatků o významu půdní fauny s důrazem na vliv a dopady těžby dříví na její společenstva. Na základě dostupné literatury a samostatného terénního výzkumu jsou v práci uvedena doporučení pro ochranu půdního života v kontextu s aplikovaným lesnickým managementem.

Vlastní výzkum byl umístěn do komplexu Klánovického lesa, kde probíhal sběr faunistického materiálu metodou formalinových zemních pastí. Pro studium epigeonu bylo vytipováno a zdokumentováno pět dvojic lokalit, přičemž se vždy jednalo o plochu lesního stanoviště a holiny v různé fázi obnovy lesního porostu. Odchycená biota byla pravidelně vybírána a samostatně určována pomocí determinačních klíčů a binolupy. Po dokončení analýzy druhového spektra byly vypočteny a hodnoceny změny kvantitativních i kvalitativních parametrů odchycených edafických skupin.

Celkově bylo získáno 1142 jedinců půdní fauny náležících k 29 druhům. Na mýtině bylo zjištěno celkem 21 druhů, zatímco v lesním porostu bylo odchyceno druhů 23. Z pohledu kvantitativního bylo zřetelně více jedinců zaznamenáno v lesním porostu. Byla tak potvrzena hypotéza vyšší početnosti téměř všech sledovaných skupin na lesním stanovišti oproti mýtinám. Hypotéza týkající se vyšší diverzity epigeonu v lesním porostu nebyla výzkumem potvrzena. Biota po smýcení lesního porostu zůstala nebo byla obměněna druhy jinými. Na sousedících lokalitách byla zaznamenána srovnatelná diverzita i ekvitabilita. Změna se týkala především druhů společných a tedy i dominance. Nově vzniklé mýtiny byly kolonizovány druhy otevřených stanovišť a saproxylickými druhy. Výraznou kvantitativní preferenci k vytěženým plochám vykazovaly mnohonožky. Naopak nenarušenému prostředí daly přednost druhy typicky lesní – zejména stonožek a suchozemských stejnooáčů. Celková faunistická podobnost mýtin a lesního porostu byla 54 %. Mezi dvojicemi konkrétních lokalit existuje sledovatelný trend rostoucí druhové podobnosti s vyšším stupněm obnovy lesního porostu.

Prevence, vedoucí k ochraně nejen edafonu, by měla především směřovat k minimalizaci holosečných vlivů, působení těžké techniky a k reálné aplikaci zásad přírodě blízkého hospodaření při současné minimalizaci nároků společnosti na produkční funkci lesa.

Klíčová slova: edafon, epigeon, zemní pasti, těžba dříví, dominance.

The impact of clear-cutting on soil fauna in the Klánovice forest

Summary

This diploma thesis assesses the topic of the influence of forest clear-cutting on soil fauna. The aim of the thesis is to determine the spectrum of present species and to compare basic syn-ecologic characteristics of beetles, millipedes, centipedes, and terrestrial isopods of the forest area to the neighbourhood clear-cut area. The thesis includes a summary of knowledge about the soil fauna significance and the influence of logging on it. Based on the literature and the field research, the thesis gives recommendations in how to protect the soil life in the context of applied forestry management.

The research took place in the complex of Klánovice forest, where samples of soil fauna were collected using the method of pitfall traps. For the study, five pairs of locations were selected. The each pair consisted of a forest area and a clear-cut area in various stages of renewal. Trapped biota were identified using determination keys under a binocular microscope. After the determination, qualitative and quantitative characteristics were calculated.

A total of 1142 specimens of soil fauna belonging to 29 species was obtained. In the clear-cut areas, 21 species were recognised, whereas in the forest area 23 species were found. From the quantitative point of view, significantly more specimens were identified in the forest area, which confirmed the hypothesis of the highest number of specimens in all the monitored forest areas compared to clear-cuts. However, the hypothesis that the forest areas would also show higher species' diversity was not confirmed. Once the clearcutting of trees was done, the biota remained or were replaced by other species. In the neighbouring locations, a comparable diversity and equitability were recorded. The changes concerned mainly common species and dominance. Newly created clear-cuts were colonized by the species of open areas and by saproxylic species. From the quantitative point of view, there was a significant preference of clear-cuts by millipedes. On the other hand, typical forest species such as centipedes and terrestrial isopods preferred the intact forest environment. The total faunistic similarity between clear-cuts and forest areas was 54 %. Among the pairs of the surveyed locations, there was an observable trend of growing species' similarity together with the vegetation renewal in clear-cut areas.

The prevention leading to the protection of (not only) edaphic organisms, should point to mitigate the effect of clearcutting as well as the impact of heavy machinery; and should point to actual application of the principles of environment-friendly management with decreasing social demands for forests' productivity.

Keywords: edaphon, epigeon, pitfall traps, logging, dominance.

Obsah

1 Úvod.....	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	10
3 Literární rešerše	11
3.1 Lesní půda.....	11
3.1.1 Lesní humusový profil	12
3.1.2 Živá složka lesních půd.....	14
3.2 Edafon - život v interakcích	15
3.2.1 Fytoedafon.....	17
3.2.2 Zooedafon.....	17
3.3 Vliv lesnického managementu na půdní faunu.....	21
3.3.1 Les jako záštita lidské civilizace	21
3.3.2 Management lesního prostředí	22
3.3.3 Těžba dříví.....	23
3.3.3.1 Vliv těžby dříví na půdu	24
3.3.3.2 Vliv těžby dříví na strukturu půdy	25
3.3.3.3 Vliv těžby dříví na lokální mikroklima	26
3.3.3.4 Vliv těžby dříví na vodíkový exponent (pH).....	28
3.3.3.5 Vliv těžby dříví na organickou hmotu	28
3.3.3.6 Vliv těžby dříví na lesní fytoedafon a rostlinná společenstva	29
3.3.3.7 Vliv těžby dříví na lesní zooedafon	30
3.4 Základní ekologické charakteristiky a význam sledovaných epigeických skupin půdní fauny.....	32
3.4.1 Brouci (Coleoptera)	32
3.4.2 Mnohonožky (Diplopoda).....	32
3.4.3 Stonožky (Chilopoda)	33
3.4.4 Suchozemští stejnonožci (Isopoda: Oniscidea)	33
3.5 Metody studia epigeonu.....	35
3.5.1 Padací zemní pasti	35
3.6 Charakteristika území Klánovického lesa	38
3.6.1 Místopisná poloha Klánovického lesa a jeho ochrana.....	38
3.6.2 Historie Klánovického lesa	38
3.6.3 Ekologické poměry v Klánovickém lese	39

3.6.4 Mykoflóra Klánovického lesa	40
3.6.5 Biota Klánovického lesa	40
3.6.5.1 Flóra	40
3.6.5.2 Fauna	42
3.6.6 Péče o Klánovický les	43
3.7.7 Význam Klánovického lesa.....	44
4 Materiál a metody.....	45
4.1 Charakteristika studované oblasti	45
4.1.1 Lokalita M1 a L1	45
4.1.2 Lokalita M2 a L2	46
4.1.3 Lokalita M3 a L3	46
4.1.4 Lokalita M4 a L4	47
4.1.5 Lokalita M5 a L5	47
4.2 Metodika sběru dat.....	48
4.3 Zpracování dat – synekologické charakteristiky	50
4.3.1 Dominance	50
4.3.2 Druhová podobnost.....	51
4.3.3 Diverzita.....	51
4.3.4 Ekvitabilita	53
5 Výsledky	54
6 Diskuze	66
7 Závěr.....	71
8 Seznam literatury	73
8.1 Elektronické zdroje	83
9 Seznam samostatných příloh.....	84

1 Úvod

Půda, včetně života v ní obsaženého představuje jedno z nejstarších a nejcennějších dědictví, které nám naši předkové odkázali. Paradoxně její vývoj a další zúrodnování, které umožnilo rozvoj civilizace do současné podoby a měřítek, je příčinou její degradace nebo zániku. Bohužel produkční i mimoprodukční funkce půdy mají své „stropy“, které pravděpodobně ani věda a další výzkumy nedokáží zvýšit. Z tohoto důvodu by měla být kvantitativní i kvalitativní ochrana půdy prioritním zájmem lidské společnosti spojeným s jejím racionálním využíváním. Význam a míra zranitelnosti půdy je prohloubena faktem, že se jedná o ekosystém, nesoucí ekosystémy jiné.

Navzdory ohrožování především zemědělské půdy je stále v současné době zbytečně ohrožována i půda lesní. Půda, která je efektivněji chráněna a to hned trojím způsobem - legislativně, rostlinným pokryvem a silným veřejným míněním. Celosvětově je narušována především lesnickým managementem, zahrnujícím i těžbu dříví a odlesňování. V současných klimatických a legislativních podmínkách České republiky se jedná především o její kvalitativní degradaci. Její ochranu staví do nesnadné pozice fakt, že každý má svou interpretaci lesa i jeho významu. Jinou má vlastník lesa, lesní hospodář, firmy provádějící lesnickou činnost, zpracovatelské firmy, myslivci, houbaři i rekreanti. Pro les tak některé skupiny lidí nevidí strom, a dokonce ještě větší procento nevidí půdu s jejími vztahy k okolí. Ochranu lesní půdy a edafonu, jako základní složky přírody a veškerých globálních procesů komplikuje vizuální neatraktivnost a též složitost nejen vzájemných interakcí. Nicméně neznalost neomlouvá a příroda neodpouští. Nelze tedy očekávat, že při odložení její péče na pozdější dobu, se bude půda nacházet ve stejném stavu. Totéž platí o dnešní finanční i časové úspoře při obmytí lesního porostu a založení nového porostu pro další generace.

Lesní půdu si lze představit jako knihu, kdy jednotlivé nepotištěné listy představují půdní prostředí (směs úlomků hornin, vody a vzduchu). Význam ji teprve vkládají jednotlivá písmena, slova a věty v podobě půdních kořenů a nejrůznějších mikroorganismů i živočichů. Číslování stran zastupuje čas a vývoj lesních půd, které jsou ovlivňovány v kapitolách výchovných i přírodních zásahů do lesního porostu. Závěrečnou kapitolu tvoří dopad těžby dříví na půdu a způsob obnovy lesního porostu. O vydání dalšího dílu knihy jako nového lesního porostu a o jeho funkcích rozhodne stav, ve kterém se půda a především půdní

organismy nacházely v poslední kapitole. Z tohoto důvodu je třeba se při těžbě lesního porostu chovat k půdnímu povrchu jako k obalu knihy, chránící její obsah - půdní organismy.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem diplomové práce je vlastní terénní výzkum Klánovického lesa zaměřený především na poznání druhového spektra, srovnání kvantitativních a strukturálních znaků společenstev stonožek (Chilopoda), mnohonožek (Diplopoda), suchozemských stejnonožců (Isopoda: Oniscidea) a čeledí brouků (Coleoptera) lesa a sousedící mýtiny. Práce by měla kromě základního výzkumu přinést poznatky využitelné pro uvážlivou tvorbu a management lesů obecně. Součástí práce je také shrnutí dosavadních poznatků o významu půdní fauny a dopadů těžby dříví na ni.

Stanovené hypotézy:

- 1) Lze předpokládat, že lesní stanoviště budou vykazovat vyšší diverzitu a bohatost sledovaných skupin bezobratlých oproti mýtinám.
- 2) Lze předpokládat výrazné změny v dominanci jednotlivých druhů sledovaných skupin půdní fauny při srovnání stanoviště les versus vykácená plocha.
- 3) Lze předpokládat, že pokročilejší stupeň obnovy holiny bude vykazovat vyšší ekologické charakteristiky než později vzniklá či osázená mýtina.

3 Literární rešerše

3.1 Lesní půda

Půda představuje nejsvrchnější vrstvu litosféry, která je mimo regolitů mateční horniny postoupena organickou hmotou, vodou a vzduchem. Ještě v nedávných dobách na ni bylo nahlíženo pouze jako na směs úlomků hornin a odumřelé organické hmoty, nacházející se v různé fázi rozkladu a sloužící jako pouhopouhý výrobní prostředek. Tato koncepce nebrala v potaz neustálý vývoj půdy, biologické procesy v ní se odehrávající a ani kontinuitu k prostředí její geneze (Šarapatka, 2014). V rámci pedogeneze Tomášek (2007) rozlišuje čtyři základní procesy - akumulární, erozní, translokační a transformační.

Vznik půdy je podmíněn působením půdotvorných faktorů, za které Šarapatka (2014) označuje mateční horninu, klima a nejrůznější organismy, včetně člověka. Za půdotvorné podmínky považuje reliéf terénu a čas. Jeffery et al. (2010) i Plaster (2013) dokonce půdu hodnotí jako jednu z nejdůležitějších složek suchozemských ekosystémů a zařazují ji pod součást geobicenózy, neboť živá půdní složka a její produkční i mimoprodukční schopnosti (Příloha 1) ji výrazně odlišují od neproduktivní pevné horniny.

Stejně jako další vědní obory také pedologie prodělala řadu vývojových fází a směrů od mineralogicko-petrografického přes agro-chemický, agro-fyzikální, geologicko-petrografický, fyzikálně-chemický, klimato-genetický, až po v současné době převládající směry - mikrobiologické a biologické, při nichž je půda považována za živý systém, který je těsně spjat s jeho okolím. Avšak touto vlastností se půda stává daleko citlivější k přírodním i antropogenním zásahům.

Lesní půda je na tomto základě charakterizována jako dynamický, heterogenní, otevřený, polydisperzní, polyfázový a především živý systém, jehož zákonitý soubor a celá dynamika podmiňují jeho produkční i mimoprodukční schopnosti, a který je schopen být stanovištěm lesních porostů. Lesní půda představuje tedy základ lesa, bez kterého by nemohlo být jakékoliv produkce. Půda z tohoto hlediska určuje všechny vlastnosti lesního porostu, včetně jeho složení, bonity, typu, a tím i obnovy, růstu a zániku. Pouze zdravá lesní půda je schopna produkovat zdravé a kvalitní porosty. Opačné tvrzení lze aplikovat samozřejmě i druhým vertikálním směrem. Lesní půda a lesní porost tvoří přirozený vývojový celek.

Optimální vlastnosti lesních půd je však možné poměrně během krátké doby značně zhoršit nebo až zničit. Jejich náprava naopak trvá velmi dlouho a stojí mnoho lidské práce i finančních prostředků. Z tohoto důvodu by měla ochrana lesní půdy tvořit pomyslný pilíř pro plánované lesní hospodaření, zvláště když lesní půda i lesní porost slouží jako důležitý vizuální indikátor k posouzení managementových zásahů (Pelíšek, 1964). Avšak cena za chybu může být velmi vysoká, protože na vytvoření 25 mm zemědělské půdy je v průměru potřeba cca 500 let, u lesní půdy je tato doba až dvojnásobná.

3.1.1 Lesní humusový profil

Lesní půda jako základní složka lesních ekosystémů je oproti jiným suchozemským ekosystémům dlouhodobě a zejména trvale ovlivněna rostlinným společenstvem, které se nachází ve všech vývojových fázích. Vliv vegetačního krytu jako velmi důležitého biologického faktoru pro lesní půdotvorné procesy byl předmětem půdoznaleckých studií již od dob počátků pedologie. Lesní půdy se liší stejně široce jako vegetace, která je pokrývá. Jsou obecně kyselejší, mají dobře vyvinuté organické vrstvy a mnohem vyšší obsah organických látek než zemědělské půdy. U lesních půd se může obsah organických látek v hrabance blížit 100 %, ve svrchních horizontech pak množství klesá pod 20 % a ve střední části profilu bývá zpravidla méně než 1 % organických látek. Naproti tomu v obdělávaných zemědělských půdách, kde je organická hmota promíchávána s minerálním podílem, se obsah humusu pohybuje v rozmezí 1 - 5 %.

V důsledku velké nebo naopak malé rozmanitosti lesních porostů jsou odvozovány velmi rozdílné nebo uniformní půdní poměry (Baláž et al., 2008; Šarapatka, 2014). Největší vliv fytoceenózy je sledován při procesu tvorby humusu.

Každý lesní porost produkuje určité množství různě kvalitního opadu a tím také určité množství a kvalitu výchozí organické hmoty pro proces mineralizace a zejména humifikace. Výsledkem složitých přeměn je nestabilní amorfni směs humusových látek.

Pod jehličnatými porosty se vytváří především mocnější vrstvy surového povrchového humusu s malou humifikační schopností. Akumulace je v tomto případě způsobena zejména zvýšeným obsahem pryskyřice, vosků i anatomii jehlic. V důsledku těchto faktorů se humifikační proces zpomaluje. Půdy pod jehličnany mají tendenci být

chudší a kyselejší než půdy pod lesy listnatými nebo smíšenými. Významný je též vliv každoročního menšího množství opadu z jehličnanových porostů (Pelíšek, 1964; Jeffery et al., 2010).

Mineralizací a humifikačními procesy se dostává z opadu zpět do lesních půd mnoho minerálních živin, které jsou k dispozici pro další výživu lesního porostu i organismy v půdě žijící.

Bohužel právě nejcitlivější humusový profil, ve kterém je soustředěn metabolismus půdy, je nejvíce narušován (Binkley and Fisher, 2013).

Pro určení formy nadložního humusu je zásadní charakter jednotlivých horizontů humusového profilu. Humusový profil tvoří horizonty nadložního humusu a pod nimi ležící humózní horizont A. Humus se v půdě významně podílí také svou zvýšenou retenční a sorpční kapacitou. V lesním prostředí obvykle dosahuje hloubky desítky centimetrů a je pokryt nerozloženým rostlinným opadem. S postupným přibližováním až k minerálním horizontům se organická hmota nachází ve vyšším stupni rozkladu a její původ se stává neidentifikovatelným. Kvantita i kvalita vzniklého humusu má významný vliv na rezistenci a resilienci terestrického prostředí.

Základními formami nadložního (povrchového) humusu (O) je:

- Tangel (tanglový humus) – není rozlišován v rámci klasifikačního systému půd ČR
- Amphi (amphimull) – není rozlišován v rámci klasifikačního systému půd ČR
- Mull (surový humus)
- Moder (drt')
- Mor (měl)

Tyto formy od sebe odlišuje míra makroskopické rozeznatelnosti původní organické hmoty, stupeň jejich přeměny, vrstva, míra biologické aktivity, poměr C/N, pH reakce, vlhkost a prostředí jejich vzniku (Příloha 2) a (Příloha 3). Z hlediska produkce a oživení zooedafonem je za nejvhodnější formu nadložního humusu označován mull.

Součástí anhydrogenního horizontu (O) je mimo spodního humusového horizontu (H), také nad ním ležící fragmentovaný horizont (F) a horizont opadanky (L).

V rámci horizontu hrabanky (L) je možno rozlišit novou opadanku (Ln) od staré (Lv) a zaznamenat akumulární procesy i počáteční známky rozkladu.

Ve fragmentovaném horizontu (F) jsou rozeznatelné částečně rozložené zbytky, které dominují nad již humifikovaným materiálem. V rámci tohoto horizontu je rozlišován mykogenní horizont (Fm), zoogenní horizont (Fz) a jejich přechodná forma amfigenního horizontu (Fa).

Pod pojmem humusový horizont (H) je označena organická hmota, jejíž původ již nelze rozeznat a je dále členěna na horizont humusový (Hh), zoogenní (Hz) a reziduální (Hr) (Baláž et al., 2008; Jeffery et al., 2010; Němeček, 2001; Binkley and Fisher, 2013; Tajovský, 2015).

3.1.2 Živá složka lesních půd

Také veškerá hmota lesních půd se ze statistického hlediska skládá jak z neživé, tak i ze živé složky. Rozmanitost jejich vzájemných poměrů v lesních půdách podmiňuje i velmi rozdílné půdní vlastnosti - fyzikální, chemické, mikrobiologické, biochemické i biologické, a tím i odlišnou produkční schopnost.

Živá složka lesních půd je tvořena jednak edafonem, jednak živými podzemními orgány vyššího rostlinstva. Tato složka je velmi důležitá již na počátku půdotvorných procesů započatých zvětráváním. Na zvětrávání matečné horniny působí jak mechanickými, tak chemickými procesy. Avšak chemické účinky jsou zpravidla mnohem působivější. Rostlinstvo ovlivňuje mechanický rozpad hornin zejména působeným tlakem svých kořenů. Ty vnikají do horninových puklin a svým růstem tyto prostory dále rozšiřují. Usnadňují tím pronikání kapalně a plynné fáze do větších hloubek. Kromě toho živá půdní složka produkuje chemické exudáty (organické kyseliny, CO₂) působící na horninu. V neposlední řadě též makroskopičtí živočichové ovlivňují zvětrávání hornin. Vyhrabáváním prostor v měkkých horninách zjednodušují průnik vody a vzduchu do horniny, čímž opět podporují další mechanické a chemické zvětrávání.

Živé organismy jsou velmi důležitou a nepostradatelnou složkou nejen lesních půd, protože efektivně ovlivňují především procesy fyzikální a přímo podmiňují veškeré biochemické procesy v půdě. Živé organismy tvoří podle vlastností jednotlivých půdních typů výrazné pedobiocenózy s charakteristickou dynamikou ročních i delších časových období (Pelíšek, 1964; Šarapatka, 2014).

3.2 Edafon - život v interakcích

Půdní prostředí vykazuje tak pestrý a bohatý život, který by nebylo pravděpodobně možné objevit ani na celém zemském povrchu, i kdyby se všechny zeměpisné oblasti staly pro člověka přístupnými. Již ve 20. letech minulého století se vžilo pro všechny živé organismy topicky nebo troficky vázané na půdní prostředí označení edafon. Pojem v řečtině znamenající zeminu, ale též bázi nebo podstatu. Skutečnost jeho označení za základní prvek posiluje tvrzení o jeho nenahraditelné funkci v rámci půdy (Kutílek, 2012; Šarapatka, 2014).

Na jeden hektar půdy v průměru připadá 2 – 10 t této živé půdní hmoty v závislosti na klimatu, rostlinném pokryvu, půdních vlastnostech a antropogenním zásahu (Bičík et al., 2009). Šarapatka (2014) doložil negativní skutečnost, že na půdní prostředí je aktuálně vázán menší počet jednotlivců veškerých skupin půdních organismů, než je pro zdravou půdu a s ní spojené globální procesy vhodné.

S výjimkou některých druhů anaerobních bakterií jsou veškeré jednobuněčné i mnohobuněčné půdní organismy určitým stupněm vázány na vodou nezaplňené půdní póry, listový opad nebo svrchní vrstvu hrabanky (Vačkář, 2005; Kutílek, 2012). V těchto fyzikálně nehostinných prostředích žijí a rozmnožují se nebo alespoň pátrají po potravě či vhodném úkrytu, ale v první řadě se dle Pelíška et al. (1964); Baláže et al. (2008); Šarapatky (2014) kladně a souborně podílejí na:

- Biotickém čištění půdy
- Poklesu kompetice mezi rostlinami
- Postupném rozkladu odumřelé organické hmoty až na CO₂, H₂O a jednoduché anorganické látky a též na současně probíhající syntéze složitějších organických látek, které se stávají základem humusu
- Potravním řetězci
- Produkci antibiotik, enzymů, hormonů, vitamínů, chelátů a aleopatických látek, které umožňují regulaci půdních populací i procesů v rámci ekosystému
- Produkci trusu
- Přenosu informačních dat
- Přetváření půdy – ovlivňováním jejího složení, struktury, pórovitosti
- Přímé interakci s rostlinami na základě symbiotických vztahů

- Transformaci dusíku z formy anorganické na organickou a též na jeho transformaci z organické podoby na plynou
- Transportu živé i neživé složky půdy
- Zprostředkování a ovlivňování koloběhu živin

Uvedený výčet biologických procesů je účinkem vzájemných interakcí mezi půdními mikroorganismy, živočichy, ale též rostlinami. Za přímé interakce jsou označeny ty vztahy, kdy alespoň jeden z organismů využívá pozitivně druhý. Naopak jako nepřímé se vyznačují interakce v souvislosti se změnami v půdním prostředí, které byly zapříčiněny jedním organismem, ale ovlivnily životní předpoklady pro jiné (Griffiths et al., 1989; Křišťůfek et al., 2000). Různé typy interakcí mezi půdními organismy a půdním prostředím určují diferenciované úrovně zranitelností mezi různými skupinami v důsledku možných dopadů. Sekundárně jsou zasaženy především topické a trofické vztahy (Jeffery et al., 2010). Edafon je více či méně přímo závislý na přísunu energie uhlíkatých látek pocházejících z primární produkce rostlin, přičemž tyto látky se do půdního prostředí dostávají dvěma způsoby. Energeticky bohaté uhlíkaté látky jsou součástí:

- 1) kořenových exudátů, jejichž cukernatá složka představuje základ potravního řetězce pro půdní mikroorganismy, na které jsou troficky navázány další skupiny od prvoků až po velké savce;
- 2) odumřelé organické hmoty (Baláž et al., 2008).

Bez obohacování půdy těmito zdroji by nemohl půdní edafon existovat a plnit funkce ekosystému. Půdní trofické vztahy jsou dle Duvigeauda (1988) členěny do sedmi stupňů:

- 1) Primární producenti
- 2) Destruenti odumřelé organické hmoty
- 3) Rozkladači odumřelé organické hmoty
- 4) Konzumenti I. řádu troficky vázaní na primární producenty
- 5) Konzumenti II. řádu troficky vázaní na fytofágy
- 6) Konzumenti III. řádu troficky vázaní na karnivory
- 7) Vrcholoví konzumenti půdního ekosystému

3.2.1 Fytoedafon

Obecně je edafon složen ze dvou základních podkategorií. Za fytoedafon jsou označeny organismy blízké rostlinám, zahrnující pod tímto souhrnným označením zejména skupinu bakterií, aktinomycet, řas a sinic (Jeffery et al., 2010). Tato mikroflóra je klíčovým nositelem transformace organické hmoty a prvořadým způsobem stanovuje hospodaření s půdními živinami, především s dusíkem (Tomášek, 2007). Jedná se o organismy, které jako první kolonizují povrch nezpevněných hornin: Významným způsobem se podílejí na vzniku a dalším vývoji půdy, neboť obohacují regolit o organickou hmotu svých těl a představují první článek potravního řetězce. Do současné doby bylo na základě odhadu identifikováno pouhé jedno procento těchto půdních mikroorganismů. Druhá podkategorie je označována jako zooedafon.

3.2.2 Zooedafon

Zooedafon je tvořen zástupci jednobuněčných a mnohobuněčných živočichů. V odborné terminologii je častěji tato skupina půdních organismů označována synonymem půdní fauna. Její morfologická, fyziologická i ekologická klasifikace je velmi rozsáhlá a liší se nejen zeměpisně, ale též individuálně - autor od autora. Z tohoto důvodu je zařazení daného druhu bez označení a vymezení konkrétní autorské klasifikace hodnoceno jako nedostatečné (Jeffery et al., 2010).

Tradičně jsou půdní živočichové řazeni do tří až čtyř kategorií dle velikostí jejich tělesného rámce. Nicméně zařazení konkrétního živočišného druhu je závislé na vymezení autorského rozpětí délky někdy též šířky pro danou kategorii. Například Gobat et al. (2004) půdní faunu rozčleňuje na:

- Mikrofaunu (délka těla $\leq 0,2$ mm)
- Mesofaunu (délka těla 0,2 – 4 mm)
- Makrofaunu (délka těla 4 – 80 mm)
- Megafaunu (délka těla: ≥ 80 mm).

Též členění podle převažujícího místa výskytu v půdním profilu je velmi rozmanité. Laštůvka et al. (1996) rozlišuje dle tohoto kritéria pouze dvě formy půdních živočichů:

- Epigeon (zástupci půdní fauny žijí na půdním povrchu)
- Hypogeon (zástupci půdní fauny žijí pod půdním povrchem).

Bábková - Hrochová a Jongepierová (2008) na základě tohoto členění uvádějí tři skupiny půdní fauny:

- Epigeon (zástupci půdní fauny obývající rostlinný opad nebo povrch půdy)
- Hemiedafon (zástupci půdní fauny obývající rostlinný opad nebo rozvolněné vrstvy humusových horizontů)
- Euedafon (zástupci tzv. pravé půdní fauny, kteří jsou půdnímu prostředí vysoce adaptováni a jsou schopni pronikat hluboko do půdního profilu).

Příčemž tomuto členění odpovídá terminologie Šarapatky (2014) na druhy epigeické, endogeické a anektické.

V publikaci Lososa et al. (1984) a zahraniční literatuře (Jeffery et al., 2010) je zooedafon členěn na základě kritéria vaznosti na půdní prostředí do skupin:

- Geobiontů (zástupci půdní fauny vysoce adaptabilní na půdní prostředí, trvale v něm žijící)
- Geofilů (zástupci půdní fauny obydlující půdní prostředí jen v konkrétním stádiu vývoje)
- Geoxenů (zástupci půdní fauny vyskytující se v půdním prostředí nahodile – např. při zavlečení vodou nebo větrem).

Kratochvíl (1936) přišel s tříděním zooedafonu na základě trofické i topické závislosti na půdní prostředí do celkem pěti kategorií:

- Euedafon (zástupci půdní fauny odpovídající Lososovým et al. (1984) geobiontům)
- Protedafon (zástupci půdní fauny odpovídající Lososovým et al. (1984) geofilům)
- Hemiedafon (zástupci půdní fauny schopní žít i mimo půdní prostředí)
- Pseudedafon (zástupci půdní fauny, kterým není půda hlavním životním prostředím - např. úkryt, přezimování atd.)
- Tychedafon (zástupci půdní fauny odpovídající Lososovým et al. (1984) geoxenům).

Oproti tomu Novák et al. (1959) uvádí členění půdní fauny na základě pouze trofických nároků. Za nejpočetnější skupinu označuje saprofágy. Další organismy označil jako nekrofágy, fytofágy a zoofágy.

Život v půdě a specifické podmínky s ním spojené si v průběhu evoluce vyžádaly mnohé adaptace, které Laška et al. (2008) rozeznává celkem tři:

- Morfologické
- Fyziologické
- Související s životními projevy

Míra adaptací roste s hloubkou půdního profilu. Tomu odpovídá skutečnost, že pouhých 5 % půdní fauny je schopno existence v hloubce pod 5 cm. V lesních půdách je dle Pelíška (1964) půdní fauna nejhojněji zastoupena do hloubky 20 cm.

Nejvýznamnější přínosy půdních živočichů pro zdravou půdu spočívají v procesech rozkladu a transformace organických látek, které se odehrávají v daleko kratším časovém horizontu, než podstatně déle působící fyzikální děje a též v regulaci půdního osídlení (Lavelle and Spain, 2003). Ačkoliv role organismů na přeměnu organické hmoty s velikostí klesá, jejich vliv na půdní strukturu roste (Tomášek, 2007). Pojmem bioturbance je označováno jakékoliv porušení sedimentu činností živých organismů. Bioturbátoři též ekosystémový inženýři svou činností významně ovlivňují rozložení částic v půdě, půdní pórovitost a obsah živin v ní. Obecně se jedná o fyzikální půdní proces přemísťování půdní faunou zahrnující:

- Tvorbu povrchových hromádek
- Tvorbu půdy ze zvětralé mateční horniny
- Oboustranný vertikální transport půdního materiálu
- Půdní míchání
- „Půdní pohřbívání“ - zanořování těžkých půdních materiálů jejich podhrabáváním a současným vynášením půdy na povrch (Wilkinson et al., 2009)

Mezi hlavní živočišné představitele těchto procesů patří – žížaly, mnohonožky, mravenci, termiti a půdní obratlovci (Jeffery et al., 2010). Tyto organismy migrují půdou, někteří se jí dokonce „projíždají“ a produkují specifické útvary, výměšky a exkrementy. Vytvořené půdní

agregáty a póry půdní faunou vykazují vyšší stabilitu, pevnosti i biologickou aktivitu oproti těm vzniklým pouze fyzikálními procesy (Oades, 1993; Coleman, 2008).

3.3 Vliv lesnického managementu na půdní faunu

3.3.1 Les jako záštita lidské civilizace

Les představuje soubor různorodých biocenóz, jehož strukturální dominantou jsou dřeviny stromového vzrůstu (Němec a Hřib et al., 2009). Z hlediska lesnické terminologie v rámci Národní inventarizace lesů 2 (NIL 2) se jedná o prostor charakteristický minimálně 5 m výškou stromů, zápojem koruny alespoň 10 %, o ploše minimálně 0,5 ha, s minimální šířkou 20 m (Kučera et al, 2016). Les představuje jeden z nejsložitějších suchozemských ekosystémů naší planety, který je složen z prvků rostlinných, živočišných i abiotických (Němec a Hřib et al., 2009). Tyto složky tvoří prostředí, ve kterém dochází k největším směnám energií na Zemi. Lesy mají tedy nezastupitelný význam k zachování biodiverzity, a tím i pro existenci veškerého života. Kontinuita života se zdravým lesním porostem a lesní půdou je nezpochybnitelná (Hrabák a Poruba, 2005). Funkcí lesů je soubor užitků, které společnost získává cíleným i mimoděčným využíváním funkčního potenciálu lesů. Z hlediska technického je lze členit na produkční a mimoprodukční.

Mezi funkce mimoprodukčního charakteru jsou zpravidla řazeny funkce vodohospodářské, klimatické, půdoochranné, rekreační a zdravotní. Tento významný krajinný prvek se tak významnou měrou podílí na koloběhu vody v přírodě, optimální vzdušné vlhkosti, počasí, klimatu, dále je reservoárem vody a důležitou složkou v produkci kyslíku. Zejména jeho hygienická a pobytová funkce je v současné době velmi ceněnou, neboť lesní porosty přispívají k fyzickému a duševnímu zdraví (Němec a Hřib et al., 2009). Například jediný hektar smrkové monokultury dokáže zachytit 32 t stále rostoucího obsahu tuhých částic ve vzduchu a až 10 krát tlumit nežádoucí zvuky. Rostoucí nárůst zájmu veřejnosti o lesy je možné podložit návštěvností z USA. V roce 1940 navštívilo lesy 16 miliónů osob, v roce 1970 už 200 miliónů a v roce 2000 dokonce 600 miliónů ročně (Hrabák a Poruba, 2005). Další skupinu tvoří funkce půdoochranné – zejména funkce protierozní, protideflační, protisesuvová, protilavinová a břehoochranná.

Z tohoto důvodu by bylo hrubým anachronismem označit za hlavní funkci tu produkční. Základem je rovnocennost těchto funkcí. Jejich rozdílný význam je vyvolán až sekundární intenzitou jejich společenského využívání, velikostí poptávky a schopností lesa danou funkci plnit. Produkční funkce, především těžba dřeví, je upřednostňována. Současným problémem jsou její největší výhody – relativní obnovitelnost, predikce objednávek a finanční

krytí (Němec a Hřib et al., 2009). Lesnický management je tak ve velmi obtížné situaci často protichůdných názorů a tlaků (Remeš, 2009).

3.3.2 Management lesního prostředí

Ačkoliv se charakter středoevropských lesních porostů v průběhu tisíciletí značně měnil, existují archeologické, etnologické i geobotanické podklady považující les za součást pravěké kulturní krajiny. Člověk tak využíval všechny jeho benefity od jeho počátku. Slovní spojení woodland management označuje způsoby lidského zacházení se dřevinami a ovlivňování skladby a struktury lesního porostu.

Již pravěký lesní management zahrnoval prvky - odlýkování stromů bez následné těžby, těžby celých dřevin, těžby pro letninovou píci, lesní pastvy, hrabání steliva nebo žďáření porostu. Stromový management byl zaměřen především na získávání letniny. Mezi základní způsoby obhospodařování lesního porostu patřily pollarding, shredding a coppicing spočívající v postupném ořezávání větví.

Postupem času se spíše chaotický a nepravidelný management měnil v pravidelnější. Dělo se tak pravděpodobně s poklesem využitelných dřevin a s počátkem odlesňování spojeného s nástupem orného managementu v neolitu (Dreslerová a Sádlo, 2000). Během vývoje lidské společnosti byla cyklicky odnímána půda lesů a následně opět zalesňována. Proces zalesňování byl typický zejména pro 2. polovinu 19. století, kdy klesly nároky na výměru zemědělské půdy v důsledku využívání dokonalejších technologií. V dnešní době však výměra a kvalita půdy stále v celosvětovém měřítku klesá a nároky na ni stoupají.

Zvyšující se poptávka a také rozvoj technologií vedl zejména v minulém století k neracionálnímu počítání z hlediska ekologie. Zejména koncept zakládání jehličnatých monokultur, obnova lesa započatá holosečným kácením a umělou obnovou, používání těžké mechanizace vedl ke stavu, ve kterém se dnešní půda i lesy nacházejí (Němec a Hřib et al., 2009).

Východiskem pro tuto situaci do budoucna může být kombinace intenzivních forem energetických lesů (např. topolových plantáží) a uplatňování zásad přírodě blízkého hospodaření (Příloha 4). Cílem tohoto hospodaření je přeměna porostů (druhové skladby),

hospodářského způsobu a tedy i jeho struktury. Výsledkem by mimo jiné měla být zdravější a v tom případě úrodnější půda pro les (Petřík et al., 2007; Remeš, 2009).

3.3.3 Těžba dříví

Disturbance představuje z biologického pohledu dočasnou změnu běžných podmínek vedoucích k zřetelné změně v konkrétním ekosystému. Taková změna může nastat postupně či zcela náhle, vždy je však spojena s redukcí biomasy a abundance oživující složky. Disturbance se může projevit ve výsledku jak pozitivními, tak negativními vlivy. Přírodní disturbance vyvolané působením ohně, větru, záplav, erozí, suchem, tektonickou aktivitou, škůdci a dalšími činiteli patří mezi základní procesy obnovy lesních porostů. Hlavním činitelem pro takovou obnovu je především věk dřeviny (Košulič, 2009). Výsledkem působení je přibližně jednoprocenní obnova lesního porostu během jednoho roku (Picket and White, 1985).

Též těžba dříví je prostředkem výchovy a obnovy lesního porostu. Představuje vyvrcholení práce lesníka, kdy se les sklízí. V podmínkách České republiky je těžba dříví spojena především s produkcí pro domácnosti a prakticky veškerý průmysl. Je však potřeba dbát na zachování zdravých přírodních podmínek pro následující les, který se začíná kontinuálně vyvíjet na ploše toho starého. Lesní zákon člení těžbu dříví na základě mýtného věku (80 let) a důvodů vedoucích k těžbě do čtyř kategorií - těžba předmýtní úmyslná, těžba mýtní úmyslná, těžba nahodilá a těžba mimořádná. Těžba dříví zahrnuje těžební operace - kácení, odvětvení, odkorkování, zpracování, soustřeďování, odvoz a další manipulaci s vytěženým materiálem.

Téměř jakýkoliv těžební zásah a s ním spojené odlesnění představuje významnou disturbanci pro lesní ekosystém, zejména pro okolní stromy a půdu. Z tohoto důvodu je nutné při těžbě postupovat racionálně a šetrně. Bohužel v současné době převládají snahy vlastníků lesa na minimalizaci finančních nákladů nejen na výchovu porostů, ale i na jejich těžbu. Naštěstí jsou vlastníci povinni na lesních porostech hospodařit dle lesních hospodářských osnov (výměra lesa pod 50 ha) nebo lesních hospodářských plánů (výměra lesa nad 50 ha). Mimo jiné jsou na základě právního předpisu nuceni k zalesnění holiny (0,4 – 1 ha) vzniklé těžbou a to do dvou let od vytěžení lesního porostu.

Právě z důvodu levné technologie je v současnosti nejvíce uplatňovaným hospodářským způsobem obnovy – pasečný způsob, zejména jeho holosečná forma. Tímto způsobem je lesní porost vykácen naholo, plocha se zalesňuje zpravidla najednou a obnova je převážně umělá. Její nevýhodou jsou poměrně vysoké náklady na úpravu půdy, semenáčky nebo sazenice, které se mohou prodražit absencí ochrany mateřského porostu, působením extrémních mikroklimatických podmínek, buřeně, lesních škůdců a dalších výchovných zásahů na stejnověký lesní porost (Němec a Hřib et al., 2009). Každým rokem tímto způsobem vzniká více než 18000 ha holin v České republice (Baláž et al., 2008). Z tohoto důvodu bude následující kapitola věnována především důsledkům tohoto způsobu získávání dříví.

3.3.3.1 Vliv těžby dříví na půdu

Dle Baláže et al. (2008) se v důsledku holosečné těžby dříví v krátkém časovém horizontu zcela mění struktura lesa. Je negativně zasažena jeho biologická rozmanitost i nenahraditelné mimoprodukční funkce. Tato umělá disturbance je tak obvykle znatelná i po staletí po lidském zásahu. Při opakování na velkých plochách může být dokonce příčinou narušení stability celé krajiny. Mezi zasažené přírodní složky samozřejmě patří i lesní půda, která naštěstí v tomto ekosystému vykazuje znaky efektivnější autoregulace i autoregenerace, pokud je lesní porost obnoven citlivě a racionálně s výhledem do budoucnosti. Diskutované ekologické důsledky holosečného způsobu těžby se odlišnou měrou projevují i u podrostního, násečného i výběrného způsobu těžby, obvykle jsou tyto následky hodnoceny však mírněji.

Půda je v průběhu holosečné těžby narušována mechanizačními prostředky a následně vlivem dočasněmu odkryvu. Z tohoto důvodu je vystavena zvýšenému vlivu nejrůznějších negativních procesů, které by v případě krytu vegetace nebyly tak zásadní pro její stav.

Celkový dopad na terestrické prostředí závisí na mnohých faktorech:

- Těžební mechanizaci
- Těžební metodě
- Ročním obdobím a počasím
- Sklonu a délce holoseče

- Původních mikroklimatických i edafických podmínkách
- Původním terestriálním společenstvu
- Rozsahu holoseče
- Délce časového období bez vegetačního pokryvu
- Ponechání potěžebních zbytků na holině

Mezi nejzávažnější destrukční procesy lze zařadit degradaci půdní mikrostruktury, přímou mortalitu půdních organismů, erozi půdy, narušení koloběhu látek mineralizací humusu nebo vyplavování půdních živin. Těžba dále narušuje mikrotopografii terénu, mikroklima, kvantitu a kvalitu obsažené organické hmoty v půdě a též mění hydrologický cyklus a cyklus živin (Pelíšek, 1964; Marshall, 2000; Binkley and Fisher, 2013).

3.3.3.2 Vliv těžby dříví na strukturu půdy

Naprostá většina studií zabývajících se vlivem působení mechanizačních prostředků na půdu je věnována agroekosystémům. Nicméně proces zhutňování lesní půdy byl negativně vnímán již před vydáním Tereziánského lesního řádu, kterým byla pastva dobytka na lesních pozemcích zakázána. V minulosti však nebyla těžba dříví spojována s tak vysokou mírou zhutňování půdy, neboť pro těžbu dříví bylo potřeba pouze manuální lidské práce a koňských potahů.

V dnešní době jsou stále častěji pro těžbu nasazovány stroje na současné kácení a zpracování dříví (harvestory), vyvážecí soupravy, vyvážecí traktory nebo tahače pro odtah. Podíl mechanizace dosahuje v České republice 90 %. S použitím těchto prostředků se čas na vytěžení porostu značně snižuje (Němec a Hřib et al., 2009). Lesní půda je v důsledku větší mobility a celkové hmotnosti těžebních strojů vystavována nepříznivým vlivům. Obecně se řada autorů přiklání k názoru, že kontaktní tlak působící na půdu prostřednictvím kol, pásů či válců by neměl přesahovat únosnou hodnotu nad 50 kPa. Optimální hodnota je však zřídka kdy dodržována. Touto formou fyzikální degradace jsou negativně ovlivňovány veškeré vlastnosti půdy (Kolymbase and Fellina, 2000). V důsledku zhutňování dochází ke zvýšení objemové hmotnosti, snížení pórovitosti, infiltrace, provzdušnění, mikrobiální a biologické aktivity, obtížnému zakořeňování, kultivaci a tedy i k poklesu lesnické produkce. Půdní struktura je zejména ve svrchních vrstvách zcela zničena.

Obvykle zde platí pravidlo, čím je tlak v pneumatikách těžebního stroje větší, tím je více kontaktní tlak určován půdními vlastnostmi. Zejména zrnitost a s ní související pórovitost má podstatný vliv na stlačitelnost půdy. Dalším významným faktorem pro šetrnější těžbu je optimální vlhkost půdy a roční období. Vlhčí půda klade menší odpor při jejím stlačování a je tedy do větších hloubek deformovatelná. Těž sněhová pokrývka nebo zamrzlá půda představuje ochranu před technogenním zhutněním. Možností prevence a nápravy zhutnění je omezování pojezdů, používání nízkotlakých pneumatik a těžba dříví prováděná ve vhodném vlhkostním stavu (Binkley and Fisher, 2013).

Za nejšetrnější mechanizovanou těžební metodu k půdním vlastnostem je označena metoda sortimentní, kdy manipulace se zkráceným dřívím je považována za snadnější a nevyžaduje použití těžké mechanizace. Dále je za šetrnou k půdnímu povrchu hodnocena metoda stromová, kdy se manipuluje s celou nadzemní biomasou. Negativní účinky na půdu jsou tlumeny korunou stromů (větší pružnost, větší styčná plocha). Za nejméně šetrnou metodu je označena metoda kmenová (Kostroň, 1971).

Struktura půdy po těžbě může být narušována i dalšími faktory, jako je například vítr a déšť, kdy původní vegetace by byla schopná snižovat jejich kinetickou energii až o 95 % (Baláž et al., 2008).

3.3.3.3 Vliv těžby dříví na lokální mikroklíma

Těžba dříví však bude mít na půdu značný dopad, i kdyby byl vliv mechanizačních prostředků zcela minimalizován. Neboť odstranění vegetace se významně promítá do lokálního mikroklimatu. Výrazná změna se týká osvitů půdy, teploty a vlhkosti nad i pod půdním povrchem (Baláž et al., 2008). Teplota lesních půd spolu s vlhkostí a obsahem vzduchu patří k základním činitelům, které ovlivňují veškeré půdní procesy. Příznivá teplota a vlhkost půdy je podmínkou existence a funkce edafonu, a je tedy základním faktorem pro humifikační procesy a tvorbu aktivního, živného humusu. Dynamika těchto poměrů rozhoduje o dynamice biologické aktivity lesní půdy.

Teplotní podmínky v lesních půdách závisí na mnohých činitelích – intenzitě slunečního záření, fytocenóze (stáří, zápoji, složení), vrstvě povrchového humusu, zrnitosti, pórovitosti, půdní vlhkosti, výšce hladiny podzemní vody, reliéfu terénu a barvě půdy.

Hlavním zdrojem tepla pro půdy je periodicky se měnící sluneční záření. Průběh teplot v lesních půdách je modifikovatelný zejména lesním porostem. Původně poměrně vyrovnaná teplota lesní půdy je na nově vzniklých holinách charakterizována většími teplotními výkyvy (denními i ročními). Pro výkyvy na pasekách je typické vystavení během dne rychlému a značnému oteplování a během noci opět rychlému a silnému ochlazení, přičemž nejvyšší teplotní amplituda je ve svrchních vrstvách a do spodin značně klesá (Pelíšek, 1964). Již Mařan a Káš (1948) naměřili o 4 - 5 °C teplejší půdu v hloubce 15 - 30 cm na pasece oproti lesnímu porostu. Růst teploty půdy na holině byl například zaznamenán i Hadašem a Hyblerem (2003), kteří naměřili rozdílnou teplotu o 2,8 °C v 5 cm hloubce. Obdobný trend byl prokázán i v souvislosti porostu ve fázi po probírce (Pelíšek, 1964). Oproti tomu počet dní bez promrznutí půdy je v lesním porostu pětina ve srovnání s otevřeným stanovištěm (Pobědinskij a Krečmer, 1984). Teplotní výkyvy se stávají extrémnějšími s větší plochou holiny a naopak se snižují s jejím zarůstáním. Tento stav zapříčiňuje nejen vegetační kryt, ale také vyšší vrstva povrchového humusu. Humusová vrstva s vysokým obsahem vzduchu není dobrým vodičem tepla, působí tedy na povrchu lesních půd jako izolant. Nicméně ani jeho silná vrstva není žádoucí. Teplotní poměry lesních půd lze regulovat – stálým krytím lesní půdy porostem, vhodnou vnitřní prostorovou výstavbou lesních porostů, péčí o spodní krycí etáže a správnými pěstebními zásahy.

Vodní režim je v úzké spojitosti se vzdušným režimem a tyto režimy opět ovlivňují teplotní poměry. V lesních půdách má voda roli půdotvornou, biologickou a výživnou. Lesní porost ovlivňuje následující složky vlhkostní dynamiky – množství srážek spadlých na půdní povrch, výpar, obsah vody v půdě během roku, výšku hladiny podzemní vody a povrchový odtok (Pelíšek, 1964). Zvýšená teplota a nižší vlhkost nad půdou i silnější proudění vzduchu na holinách má za následek zvýšenou transpiraci. Výpar na holině je cca o 50 % vyšší (Mařan a Káš, 1948) a relativní vlhkost okolního vzduchu cca o 5 % nižší než v zapojeném lesním porostu (Pobědinskij a Krečmer, 1984). Z toho plyne, že vegetační kryt a transpirace zajišťuje vyšší vlhkostní vyrovnanost půdy. Pro zajištění vyšší vlhkosti v zasažené části porostu je vhodné ponechávat dostatečný počet výstavků a pokácených kmenů, neboť ty ve své biomase zadržují potřebné množství vody, snižují povrchový odtok a poskytovaným stínem redukuje vodní výpar (Kjučukov, 2009).

3.3.3.4 Vliv těžby dříví na vodíkový exponent (pH)

Příčiny acidifikace lesní půdy jsou dvojího typu – přirozené a antropogenní. Přirozené příčiny souvisí s tvorbou půd na kyselých matečních horninách, nevhodnými porosty, humusem, organickými kyselinami v půdě, tvorbou CO₂, vymýváním bazických kationtů či oxidací pyritu. Antropogenními příčinami jsou atmosférické depozice, hnojení lesních porostů a především odběr bazických kationtů těžbou dříví.

Na základě ekotoxikologických testů bylo v minulosti zjištěno, že ačkoliv s nižším pH se zvyšuje mobilita toxických kovů, nejdůležitější vlastností je poměr trojmocného kationtu hliníku k bazickým prvkům (Ca, Mg, Na, K). Pokles těchto prvků je na holosečích determinován především odvozem dřeví, ve kterém je vázána značná část, jejich větším vyplavováním z mineralizovaného humusu a též zvýšenou erozí. Z tohoto důvodu se jeví rizikově sklizení celé biomasy zvláště v případě, že jsou jehlice, listy a větve štěpkovány a z místa odváženy (Baláž et al., 2009; Binkley and Fisher, 2013). Například ponecháním větví u pařezu je ztráta vápníku, hořčíku dlouhodobě snížena cca o 40 % při porovnání s odvozem celého stromu (Hruška a Cienciala et al., 2005). Přibližné hodnoty odčerpání základních živin na území českých lesů za rok ilustruje příloha 5 (Klimo, 2001). Jako ještě rizikovější lze označit extrakci pařezů z půdy nejen z důvodu poklesu bazických kationtů, ale i z důvodu redukce specifických mikroklimat (Binkley and Fisher, 2013).

3.3.3.5 Vliv těžby dříví na organickou hmotu

Lesní porosty jsou významným zdrojem uhlíku obdobně jako lesní půda, kde se uhlík akumuluje především z opadu, kořenových exudátů a také mrtvých organismů. Avšak vlivem zrychlené dekompozice organických látek přehříváním svrchních vrstev vytěženého povrchu je jeho značná část uvolňována do atmosféry (Baláž et al., 2008). Bielek (1991) udává propočít cca 40 t vytvořeného humusu na hektar, kdyby byla veškerá vytěžená hmota ponechána na místě. Pelíšek (1964) uvádí pro některé porosty množství opadu na plochu jednoho hektaru za rok (Příloha 6). Schéma dynamiky tvorby humusu v půdě pod vlivem holosečného a podrostního způsobu obnovy porostu ilustruje příloha 7.

Pro optimální vývoj půdy je stěžejní složkou „mrtvé dřevo“ nepřesně označované jako CWD (coarse woody debris). Nicméně se za něj tradičně považuje organická hmota starých,

odumírajících nebo již odumřelých tlejících stromů. Pro plnění jeho funkcí je podstatná jeho struktura a potřebné množství. Z hlediska struktury je nejdůležitější jeho maximální různorodost. Problémem je však stanovení optimálního počtu na jednotku plochu, neboť studované téma je velice složité, časově náročné a též je nedostatek lesních porostů majících různá množství tohoto materiálu. Tato lesní složka se významnou měrou podílí na koloběhu živin, formování půdy, potencionálním skladování uhlíku a vody, neboť opravdu staré formy těchto vegetačních prvků obsahují ve vztahu k sušině až 250 % vláhy. Zvyšuje půdní úrodnost a stabilizaci. Významná je jeho schopnost postupného rozkladu do humusové vrstvy a možnost zvyšování struktury, která je typická i pro nadzemní část lesního porostu. Na mrtvé dřevo je vázán významný podíl ohrožených či chráněných druhů. Je důležitým prvkem pro potravní řetězec i vhodným mikrostanovištěm (Baláž et al., 2008; Kjučukov, 2009).

3.3.3.6 Vliv těžby dříví na lesní fytoedafon a rostlinná společenstva

Vliv odstranění veškeré vegetace těžbou dříví a tím vystavení nadzemní části extrémním podmínkám nelze oddělit od jejího vlivu na půdní ekosystém. Toto tvrzení však lze aplikovat i naopak. Důležité jsou pak především biocenotické vztahy jednotlivých organismů nebo celých skupin organismů mezi sebou (Baláž et al., 2008).

Vytvoření holiny znamená především pro půdní mikroflóru náhlou ztrátu cukernatých látek produkovaných lesním porostem. Roli těchto látek pro tato mikrobiální společenstva vyjadřuje procentuální poměr mikrobiální distribuce v rizosféře a v částech půdy bez kořenů stromové vegetace, který u bakteriálního společenstva dosahuje až 50:1 a u houbovitého společenstva až 10:1. Mírným problémem je, že původní mikroflóra vykazuje fyziologickou adaptaci pouze na analýzu lesního opadu, nikoliv na potěžební zbytky. Počet bakterií po provedeném těžebním zásahu se zvyšuje na úkor hub, přičemž původní mykorhizické houby jsou substituovány vláknitými bakteriemi (aktinomycety). Produkci aleopatických látek redukuje potencionální růst rostlinné vegetace. Dopad těžby na fytoedafon je různý, obecně však jeho vliv je považován za redukční (Perry, 1994). Tomuto tvrzení dávají za pravdu Hassett and Zak (2005), kteří zaznamenali 24 % redukci biomasy mikrobiálního společenstva na holině.

3.3.3.7 Vliv těžby dříví na lesní zoedafon

Problematika vlivu těžby dříví na půdní faunu je obtížná. Vyslovení závěrů komplikuje především:

- Nedostatečná znalost terestriálního prostředí (heterogenita), organismů a vzájemných interakcí (Křišťůfek et al., 2000; Šarapatka, 2014)
- Neznalost míry důležitosti nepřeborného množství interakcí, které probíhají současně (Křišťůfek et al., 2000)
- Nedostatek studií zkoumající dlouhodobý vliv těžby a nemožnost objektivního posouzení, zda ke změnám došlo z důvodu těžby dříví nebo přirozeného vývoje půdního ekosystému (Marshall, 2000)
- Neuniformní lesní porosty – holiny a podmínky v nich
- Různorodost odpovědí na těžbu závisí na konkrétním druhu i jedinci půdní fauny (Baláž et al., 2008)

Mechanická zátěž při těžbě dříví a následná příprava půdy po holosečné těžbě má za následek degradaci všech půdních vlastností. S touto zátěží je zejména poškozován půdní povrch a ohrožována půdní pórovitost. V důsledku působení vysokých tlaků jsou zástupci půdní fauny přímo zabíjeni nebo zraňováni. Negativní dopad na ně spočívá v důsledku jejich vysušování a ohrožování zvýšenými predačními tlaky (Stoate et al., 2001).

V důsledku lokálních klimatických změn dochází obvykle ke změně původního lesního společenstva, které je na holinách obnovováno pomalu a existuje riziko nenávratnosti některých lesních druhů. Nicméně po holoseči vznikají optimální podmínky pro kolonizaci typickými druhy otevřené krajiny. Též větší heterogenita prostředí zvyšuje druhovou pestrost (Tuf et al., 2003; Baláž et al., 2008).

Vliv důsledků těžby na půdní zoedafon je nutné posuzovat i z hlediska trofických nároků. Pokles a změna struktury fytoedafonu, který tvoří základ potravní pyramidy, též zapříčiňuje kvantitativní a kvalitativní změnu půdní bezoobratlé fauny (Bábková – Hrochová a Jongepierová, 2008; Baláž et al., 2008).

Nejpatrnější vliv těžby dříví se pochopitelně odráží u zástupců půdní fauny na samém vrcholu trofického řetězce a u větších, pohyblivějších druhů (Bengtsson et al., 1998; Tuf et al., 2003).

Z dostupných dlouhodobých studií však plyne, že těžba dříví na půdní faunu krátkodobě nepůsobí negativně. Mimo jiné v důsledku zvýšeného osvětlení a tím podpory bylinné vegetace či zalesnění většina půdních skupin převyší abundanci někdy i druhovou bohatost v rámci deseti let. Následně však obě charakteristiky obvykle poklesnou na úroveň vzrostlého lesa (Huhta et al., 1967; Marshall, 2000; Baláž et al., 2008). Pozitivně na zvýšení kvantitativních a kvalitativních charakteristik půdního společenstva působí vápník obsažený v dřevní tkáni „mrtvého dřeva“ a v na něm přítomných houbách. Tento prvek je podstatný pro inkrustaci tělního povrchu některých skupin půdní fauny, např. pancířníky, mnohonožky, stonožky, suchozemské stejnonožce aj. (Sutton, 1976; Starý, 2008; Kocourek, 2013; Voigtländer, 2011).

Negativně na tyto charakteristiky působí destrukce mechů, na které může být vázáno velké množství půdních živočichů, např. želvušky (Sohlenius, 1982).

Například Tajovský (2015) doložil svým výzkumem na Šumavě, že stonožky a mnohonožky jsou schopné dále existovat i v podmínkách razantních změn, jenž tradičně provázejí těžbu i přeměnu lesního porostu. Nepatrně více druhů mnohonožek zaznamenal na pasekách, společenstvo stonožek bylo na pasekách i v lesním porostu druhově vyrovnané. K obdobnému výsledku došel i Tuf et al. (2003) při hodnocení dopadu lesního managementu. V zemních pastech však byly odchyceny druhy spíše edafické než epigeické, patrně vlivem narušení fyzikálních parametrů povrchových vrstev půdy. Též se poměrně dramaticky snížila jejich abundance (mnohonožek, stonožek, suchozemských stejnonožců).

Za nejméně dotčenou skupinu těžbou dříví, ale i jinými hospodářskými zásahy jsou označováni tzv. r - stratégové, zejména roztoči (Acari - Acaridida) (Cancela da Fonseca, 1990).

3.4 Základní ekologické charakteristiky a význam sledovaných epigeických skupin půdní fauny

3.4.1 Brouci (Coleoptera)

S ohledem na rozsah práce a přibližně 6000 druhů brouků žijících jen v České republice (Šarapatka, 2014) bude problematika ekologie a významu této skupiny živočichů řešena až v diskuzi na základě odchycených druhů.

3.4.2 Mnohonožky (Diplopoda)

Mnohonožky jsou převážně zástupci půdní fauny s epigeickou aktivitou za vhodných klimatických podmínek. Těmi je označeno teplotní rozmezí 7 – 20 °C a vlhkost půdy cca 30 % v závislosti na konkrétních druzích. Při vyšších teplotách využívají možnost estivace (Kocourek, 2013).

Mnohonožky jsou obyvateli vrstvy opadu, často jsou též nalézány pod ležícími kusy dříví a kůry, pod kůrou ležících stromů, v sutích, v jeskynních s organickým detritem, v drnech travin, na plodnicích stopkovýtusných i vřeckovýtusných hub nebo v mrtvém dřevě. Dřevní hmota je pro mnohonožky velmi atraktivním materiálem, kromě vhodného úkrytu představuje i zdroj potravy ve formě dřevokazných hub a tlející rostlinné hmoty. Mnohé druhy oživují člověkem ovlivněné prostory. Na základě trofických nároků jsou řazeny k saprofágním živočichům. Jejich místo v biocenózách je dáno jejich schopností konkurence s populacemi jiné půdní fauny (Tajovský, 2015).

Ač se mnohonožky obvykle zdržují v šeru, v době sezónní migrace byla zaznamenána i jejich opačná světelná reakce.

Na základě studií o půdní mikrostruktuře bylo zjištěno, že exkrementy této skupiny půdní fauny jsou hlavními složkami humusových půdních horizontů, tvůrci jejich vzniku a dalšího vývoje, neboť jsou časově velmi stabilní. Jejich význam pro půdu se tak přibližuje významu žížal (Lumbricina) (Kocourek, 2013).

3.4.3 Stonožky (Chilopoda)

Stonožky jsou v České republice reprezentovány čtyřmi řády (Geophilomorpha, Lithobiomorpha, Scolopendromorpha, Scutigeroforma) (Lewis, 1981), devíti čeleděmi a celkem 73 druhy (Folkmanová, 1928). Zástupci, kteří jsou obvykle povrchově odchyceni, mohou náležet především k řádu zemivek (Lithobiomorpha) nebo k řádu různočlenek (Geophilomorpha).

Pro většinu stonožek jsou charakteristické sezónní přesuny, noční aktivita, nespécifická predace a preference k vlhčím mikroklimatům (Voigtländer, 2011). Obecně je jejich výskyt podmiňován právě vhodnými topickými a trofickými podmínkami. Jsou to organismy, které dávají přednost lesní půdě a půdám původních trvalých travních porostů. Obvykle je jejich výskyt spjat s rostlinným opadem, mechovým porostem, kameny, spadlými kládami, kůrou pařezů, větví a s trouchnivějícím dřívím (Tajovský, 2015). Zpravidla jsou adaptovány dlouhým obdobím hladovění (Voigtländer, 2011) a ve výjimečných případech se mohou žít i saprofágně (Folkmanová, 1928).

Jejich význam spočívá především ve funkci aktivních predátorů v potravním řetězci ekosystémů (Lewis, 1981).

3.4.4 Suchozemští stejnonožci (Isopoda: Oniscidea)

Čeští zástupci tohoto podřádu náležejí k celkem 10 čeledím, v rámci nichž je rozlišeno celkem 43 druhů.

Obvykle se jedná o obyvatele převážně povrchových vrstev půdy (Tuf and Tufová, 2008). Nejvyšší hustotu osídlení vykazují suchozemští stejnonožci na trvalých travních porostech, následně v lesích s listnatým opadem, v lesích se smíšeným opadem, lužních lesích a nejnižší v agrocenózách. Uvedené pořadí je dáno stabilitou vegetace na stanovišti. Mnohé druhy lze označit za synantropní či petrofilní (Tajovský, 2005).

Hlavními faktory jejich výskytu na stanovišti je dostatečná vlhkost, vhodná teplota a možnost úkrytů. Většina druhů České republiky je eurytermní. S vyšší teplotou je u většiny zástupců sledována zvýšená intenzita pohybu, ale i vyšší dehydratace. Gunn (1937) zjistil, že již při 4% ztrátě původní hmotnosti za jednu hodinu se u jedince značně zvyšuje

pravděpodobnost jeho úhynu. Z uvedeného je zřejmé, že se jedná o živočichy s noční aktivitou a možností využití estivace za nepříznivých klimatických podmínek. Vyšší teploty mohou ovlivnit hustotu jejich populace.

Ochrana před nepříznivými klimatickými podmínkami a predátory, kterým slouží jako zdroj vápníku, je trojí: morfologická, chemická a behaviorální. Kromě již zmíněné noční aktivity jí je inkrustované tělo, páchnoucí sekret, thanatóza (předstírání vlastního úhynu), volvace, thigmokineze či studiem často řešená agregace (Sutton, 1976). Allee (1926) se jevem shlukování podrobně zabýval a mimo jiné došel k následujícím závěrům:

- Shlukování vyplývá primárně z faktorů vhodného prostředí, nikoliv z potřeby společnosti dalších jedinců, nicméně již šestičlenné shluky výrazně snižují rychlost odparu vody z těla suchozemského stejnonožce
- K agregaci dochází v místech nejmenšího dopadu světelného záření
- Shlukování je řízeno feromony obsažených v exkrementech

Potravu tvoří převážně látky rostlinného původu. Jejich význam tedy spočívá v mechanickém rozkladu odumřelého materiálu, jeho transportu napříč půdním profilem a též šíření půdní mikroflóry. Zajišťují lepší přístupnost pro půdní mikroorganismy i kořeny rostlinné vegetace. Jejich použití jako ekologických nebo biogeografických indikátorů je vhodné, stejně jako u ostatních sledovaných skupin (Jeffery et al., 2010).

3.5 Metody studia epigeonu

Pro studium epigeických společenstev půdních bezobratlých v terénu je popsána celá řada vzorkovacích metod. Ty jsou obvykle spojeny s usmrcováním půdní fauny, neboť determinace odchycených exemplářů je zpravidla obtížnou záležitostí. Determinační znaky je potřeba pozorovat při podstatně větším zvětšení než nabízí lidské oko. Při sběru je třeba postupovat v souladu s § 5; Zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992.

Vzhledem ke značné druhové i ekologické rozmanitosti doposud neexistuje jednotná metody jejich sběru. Mezi hojně používané metody je však řazen individuální sběr, padací zemní pasti a prosívání povrchu půdy. Všechny uvedené metody, ale mohou být ovlivněny metodologickou nedokonalostí plynoucí z možnosti jejich modifikace (Kupka a Melčáková, 2009).

3.5.1 Padací zemní pasti

Jasnou dominanci v použití zaujímají právě modifikované padací zemní pasti, jež své označení získaly na základě jejich funkčního principu. Tato nejběžnější metoda byla doporučována již za doby Rakouska - Uherska. Hojně byl používán model kdysi standardizovaný a pojmenovaný Barber trap, dle autora, který jej využíval pro studium jeskynní fauny (Barber, 1931).

Výhodou jejich užití je především časová i ekonomická nenáročnost, možnost odchycení značného množství živočichů včetně drobnějších jedinců a jednoduchost jejich sestavení (Lang, 2000). V nezákladnějším případě se může jednat o obvykle kruhovou, zakopanou nádobu do půdy, tak aby její hrdlo bylo v nebo pod úrovní terénu a její stěny byly v úzkém kontaktu s půdní hmotou (Adis, 1979).

Značnou nevýhodou padacích zemních pastí je široké spektrum faktorů potencionálně zkreslujících výsledek, míra znalostí a zkušeností při navrhování pokusu a tedy i obtížnost interpretace objektivních výsledků. Adis (1979) rozlišuje téměř na dvě desítky takových faktorů, které mohou být tříděny do čtyř základních skupin. Jsou jimi

- 1) Zvolený model padacích zemních pastí a jejich rozmístění
- 2) Faktory konkrétního prostředí

- 3) Rozdílné populační charakteristiky
- 4) Přímé lidské ovlivnění v důsledku časté chůze

Chůze může negativně ovlivnit reprezentativní vzorek, ale i pozitivně aktivovat některé skupiny epigeonu vlivem zvýšeného obsahu CO₂, příkladem vykazující takové chování jsou chvostokoci (Collembola).

Ve výzkumných pracích je pozornost věnována především komparaci vlivů první uvedené skupiny. Obecně se většina autorů shoduje na vyšší efektivitě pastí s fixační tekutinou oproti suchým (Weinstein and Slaney, 1995). K usmrcení a následné konzervaci je užíván vodný roztok formaldehydu, ethanolu, méně účinná nemrznoucí směs i směs vody, soli, octa či parafin. V publikacích je evidována shoda o 5% latentní koncentraci formalinu pro většinu půdních bezobratlých (Obrist and Duelli, 1996; Pekár, 2002; Koivula et al., 2003; Kocourek, 2013). Za nejvhodnější materiál nádoby plynoucí z laboratorního šetření označil Luff (1975) sklo a následně plast. Naopak plechové nádoby nedoporučil z důvodu možného zdrsnění povrchu korozí a následného úniku až 10 % exemplářů z pastí. Koivula et al. (2003) za nejpodstatnější faktor zvolil průměr hrdla, sklon stěn a výšku nádoby použité pasti. Stanovil též závěr, že menší nádoba obvykle zaznamenala více jedinců, nicméně pro větší jedince nepředstavovala překážku k úniku. Oproti tomu opravdu velké nádoby odchytily i nežádoucí větší obratlovce a přilákaly jedince požírající mršiny. Instalaci vodících barrier doporučili Hansen and New (2005) z důvodu 3 – 8,7 násobného zvýšení úspěšnosti odchyty jedinců. Za podstatný je též považován optimální počet pastí na konkrétní lokalitě, jejich spon okolo 7,5 m (Ward et al., 2001) a doba jejich aplikace minimálně 20 dní (Niemi et al., 1990). Velmi diskutovaným tématem je přítomnost, materiál, plocha a čírost krycí stříšky. U různých materiálů nebyl zaznamenán významný rozdíl v efektivitě. Avšak hodnocení její přítomnosti nebo absence není jednoznačné. Stříšky nejsou doporučovány z důvodu nižší pravděpodobnosti pádu jedince (Work et al., 2002). Opačný názor má Heydemannem (1956) a Adis (1979), kteří tvrdí, že specifické mikroklima pod stříškou některé druhy přilákává a jiné odpuzuje. Použití návnadových pastí záleží především na trofických nárocích sledovaných skupin živočichů.

Mezi faktory prostředí jsou Adisem (1979) například považovány klimatické a vlhkostní podmínky, korunový zápoj, stáří vegetace, vrstva přítomného opadu nebo povrch okolo pastí.

Prací zabývajících se populačními charakteristikami je minimum (Obrist and Duelli, 1996). Je však ověřeno, že některé druhy jsou odchyceny častěji než jiné. Jedná se například o pasoucí se druhy, svižné běžce nebo velké druhy, které hůře zvládají motorické schopnosti v kritickém okamžiku na hrdle nádoby.

Za samostatnou skupinu faktorů je nutné uvést jev nazývaný digging – in, kdy se disturbance půdy projevuje rostoucí epigeickou aktivitou některých organismů po čerstvém zakopání pastí (Digweed et al., 1995).

3.6 Charakteristika území Klánovického lesa

3.6.1 Místopisná poloha Klánovického lesa a jeho ochrana

Klánovický les představuje nejrozsáhlejší souvislý lesní komplex na území hlavního města Prahy. Rozprostírá se po jejím východním okraji, konkrétně na katastrálních územích městských čtvrtí Horní Počernice, Klánovice, Újezd nad Lesy a přilehlých středočeských obcí Jirny, Šestajovice a Úvaly (Příloha 8).

Tento významný krajinný celek o rozloze přibližně 15 km² je součástí chráněného území přírodního parku Klánovice – Čihadla, jehož základ tvoří pět menších zvláště chráněných území. Předmětem ochrany jsou především vodní a mokřadní biotopy (PP Velký Počernický rybník, PP Prameniště Blatovského potoka, PR V pískovně), a dále pak biotopy lesního typu (PR Klánovický les a PR Klánovický les – Cyrilov).

Charakteristickým rysem oblasti je rovinný reliéf krajiny (230 – 270 m n. m.) a síť pravoúhlých lesních cest, jež lemují železniční trať Praha – Kolín, která přes celé území prochází (Boček, 2007).

3.6.2 Historie Klánovického lesa

Území Klánovického lesa má mimo jiné i významnou archeologickou hodnotu, neboť se rozkládá na ploše několika středověkých vesnic – Holu, Lhoty nad Úvalem, Slavetic a Žáku. Nejstarší literární pramen o hustém osídlení této oblasti je datován k letopočtu 1227. Nicméně i poslední dochovaná vesnice Žák po třicetileté válce zanikla pravděpodobně v důsledku neúrodnosti zdejší půdy. Lesní celek byl v 17. století ještě rozlehlejší než dnes a dosahoval až ke kolodějskému panství. Antropogenní činností byl ovlivněn až v 19. století, kdy v implikaci budování železniční dráhy byly vypuštěny zachovalé vesnické rybníky (Příloha 9) (Huth, 1995; Karnecká et al., 2012).

Do ukončení druhé světové války patřila většina lesních pozemků k panství Lichtensteinskému, nicméně roku 1874 byla část lesa odkoupena pražským realitním podnikatelem Václavem Klánem a na jejím místě vybudována nová osada nesoucí jeho jméno. Klánovice a přilehlé okolí se postupně staly luxusní vilovou a rekreační lokalitou s vlastním lázeňským komplexem, golfovým resortem a upraveným vycházkovým lesem (Lukáš a Fischer, 2014; Ryska, 2016).

V nedávné minulosti byla i chráněná část lesního komplexu ohrožena odlesněním z důvodu rozšíření golfového hřiště. V referendu občané hlasovali ve prospěch zachování lesního porostu. V současné době je les nejvíce ovlivňován probíhajícím managementem Lesů ČR, Lesů hlavního města Prahy a provozováním jezdeckého a cyklistického sportu (www.novinky.cz).

3.6.3 Ekologické poměry v Klánovickém lese

Komplex Klánovického lesa se vyznačuje vysokou ekologickou a biologickou hodnotou nejen v souvislosti s přilehlou urbanizovanou krajinou, ale především přítomností mnohých rozmanitých biotopů a mikrobiotopů, jenž se na poměrně malých plochách střídají. Jsou zde zastoupeny suché biotopy založené na písčích, až biotopy s mokřadním charakterem. Z tohoto důvodu bude pozornost následujícího textu zaměřena především na sledovanou lokalitu PR - Cyrilov a její okolí.

Zájmové území se rozkládá v oblasti středočeské kotliny na střetu středočeské vrchoviny a nížiny středního Polabí. Z klimatického hlediska je rozprostřeno na rozhraní teplé (T2) a mírně teplé (MT10) oblasti. V porovnání s českou metropolí zde panují vlhčí a chladnější zimy. Klimatické hodnoty oblasti lze odvodit z dlouhodobého meteorologického měření stanice umístěné v nadmořské výšce 265 m n. m v přilehlých Úvalech (Příloha 10) (Kohlík, 2010).

Z geomorfologického hlediska území náleží k okrsku Čakovické tabule, jejíž skalní podklad tvoří zvrásněné ordovické jílovité břidlice, jenž jsou nepropustné pro na nich uložené cenománské kvádrové slepence a pískovce. Geologická zpráva z roku 1993 potvrdila umělé odkryvy pravděpodobně v důsledku historické těžby písku na území.

Půdy na místních horninách jsou lehké, převážně písčité až písčitohlinité. V místech akumulace podzemní vody, zejména v blízkosti železniční tratě, je lze označit jako oglejené (Kovanda et al., 2001). Hodnotu půdních podmínek však zvyšuje značná izolovanost od agrocenóz a možné celkové degradace (Kohlík, 2010).

V území pramení Horoušanský potok náležící k povodí Vltavy. Vlivem nepropustnosti podlaží lze detekovat hladinu podzemní vody 0 – 4 m pod terénem. Typickým jevem je

plošné periodické či trvalé zamokření zpravidla kolem vodotečí a koryta železničního spojení (Hašková, 1988).

3.6.4 Mykoflóra Klánovického lesa

Komplex Klánovického lesa leží ve středu zájmu mnohých houbařů a mykologů, přičemž pozornost je prakticky výhradně orientována na makromycety. Mykologickému průzkumu se zde věnoval Landa (1988). Kromě houbaři běžně oceňovaných druhů, jako jsou například bedla červenající (*Lepiota rhacodes*), bedla vysoká (*Lepiota procera*), lakovka ametystová (*Laccaria amethystina*), mochromúrka růžovka (*Amanita rubescens*), hřib hnědý (*Boletus badius*), hřib dubový (*Boletus aestivalis*), hřib smrkový (*Boletus edulis*), hřib žlutomasý (*Boletus chrysenteron*), kozák březový (*Boletus scaber*) či nejrůznější druhy klouzkovitých hub, jimž svědčí vlhká i písčítá stanoviště, zaznamenal také množství velmi vzácných hub uvedených v Červeném seznamu makromycetů České republiky. Z ojedinělých lupenitých hub lze uvést makromycety mokřadního charakteru křehutku orobincovou (*Psathyrella typhae*), třepenitku pomněnkovou (*Phaeonematoloma myosotis*), vláknici mokřadni (*Inocybe acutella*), dále kriticky ohroženého zástupce kyselých půd šřavnatku zlatou (*Hygrophorus hypothejus*), holubinku chromovou (*Russula claroflava*), holubinku Zvárovu (*Russula zvarae*), kvůli kyselým dešťům vytrácející se čirůvku zélanku (*Tricholoma equestre*) či četné druhy zrádných pavučinců (rod *Cortinarius*). Z čeledi hřibovité (*Boletaceae*) je hodnotný nález hříbu rubínového (*Chalciporus rubinus*), mykorhizního hříbu siného (*Gyroporus cyanescens*) nebo parazitujícího hříbu příživného (*Pseudoboletus parasiticus*) na plodnici pestřce obecného (*Scleroderma citrinum*). V území byl zaznamenán výskyt nepůvodního, invazního květnatce Archerova (*Clathrus archeri*). Celkově byla lokalita z mykologického pohledu označena druhově bohatou. Za svou rozmanitost vděčí především ne zcela optimální druhové skladbě dřevin. Nejbohatší společenstvo bylo zjištěno na stanovištích kyselých bezkolencových doubrav.

3.6.5 Biota Klánovického lesa

3.6.5.1 Flóra

Do komplexu Klánovického lesa bylo umístěno mimořádně vysoké množství biologických průzkumů a inventarizací včetně studií klasifikujících ekologickou zranitelnost krajiny před neuskutečněným oznámením pro proces posuzování vlivu záměru (obnova

a rozšíření golfového hřiště) v rámci Vyhodnocení vlivů na životní prostředí (EIA) (Řezáč, 2005; Kuras, 2008).

Vlastní zájmové území je dle fytoecnologické databáze složeno z biotopů uvedených v příloze 11.

Stávající procentuální zastoupení dřevin v prostoru rezervace je ilustrováno přílohou 12. Aktuálně dominující jehličnatá vegetace společně s dubem červeným (*Quercus rubra*) je výsledkem sekundární lesnické výsadby. Eminentní je výskyt variabilních populací bříz, zahrnujících v okolí Prahy vzácnou břizu pýřitou (*Betula pubescens*) nebo lužního ekotypu habru obecného (*Carpinus betulus*) (Kohlík, 2010).

V minulosti zde byly plošně reprezentovány trvalé travní porosty, které postupně podlehly druhotné sukcesi. Na suchých lokalitách byl zastoupen biotop T2 – smilkových trávníků, z něhož se do dnešní doby dochovaly například smilka tuhá (*Nardus stricta*) či vřes obecný (*Calluna vulgaris*) v prosvětlených částech porostu i podél cest. Naopak na vlhkých místech se patrně jednalo o pcháčovce a bezkolencové louky. Bezkolencová doubrava společně s bikovou doubravou je předmětem ochrany rezervace. Na podmáčených částech lesa je typický výskyt dominantního bezkolence rákosovitého (*Molinia arundinacea*) a na sušších písčitých půdách - například hojně rostoucí kostřava různolistá (*Festuca heterophylla*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*) nebo metlička křivolaká (*Deschampsia flexuosa*) (Řezáč, 2005; Chytrý et al., 2010).

Kubíková (1992) doložila výskyt některých druhů rostlin vyšších poloh. Jimi jsou devětsil bílý (*Petasites albus*), kaprad' samec (*Dryopteris filix-mas*), pérnatec horský (*Lastrea limbosperma*) a třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*). Na rašelinné mokřady je vázán výskyt monitorovaného rašelíníku bodlavého (*Sphagnum cuspidatum*), kozlíku dvoudomého (*Valeriana dioica*) či játrovky (*Riccardia incurvata*). Rezervace k roku 2008 byla tvořena podle Kurase (2008) 451 druhy vyšších rostlin.

Celý komplex Klánovického lesa je zcela jedinečný z hlediska mechorostů (bryoflóry). Váňa (2010) zmapoval na této lokalitě 38 druhů, což lze považovat za nález nadprůměrný z hlediska nejen České republiky, ale i střední Evropy. S ohledem na tento jev lze charakter oblasti označit jako totožný s horskými polohami.

3.6.5.2 Fauna

Do oblasti přírodního stanoviště s plynulým navázáním na suburbanizovanou krajinu bylo v minulosti umístěno též množství zoologických průzkumů.

Výjimka byla představována pouze malokologickými průzkumy, neboť převážně acidní charakter prostředí nepředstavuje vhodné existenční podmínky pro většinu druhů této skupiny živočichů (Kohlík, 2010).

Opačnou situaci popisuje Buchar (2005), který v lokalitě pozoroval 27 druhů zástupců arachnofauny, z nichž pět druhů bylo označeno za bioindikačně významné vzhledem k preferenci klimaxových poměrů. Přítomnost těchto druhů odráží vysokou kvalitu přírodní rezervace. Nicméně ochránářsky nejceněnější nálezy slíďáka borového (*Alopecosa aculeata*) a slíďáka Schmidtova (*Alopecosa schmidti*) byly sledovány stejně jako u řádu motýlů a blanokřídlých pouze na nelesních stanovištích (Kohlík, 2010).

Metodou individuálního sběru a zemních pastí Kocourek (2013) monitoroval společenstva mnohonožek a to na území listnatého lesa s přílehlými mokřými až zrašelinělými loukami a také na rozhraní řídkého podmáčeného luhu. Na těchto ekotonech byl doložen výskyt celkem 20 druhů mnohonožek. Jedinou známou lokalitu v metropoli zde má vzácná, na písčité podlaží vázaná chobotule oranžová (*Polyzonium germanicum*), téměř ohrožená prstencovka nížinná (*Rossiulus vilnensis*) a štětěnka brvitá (*Mastigophorophyllon saxonicum*). Za eudominantní druhy jsou označeny mnohonožka lesní (*Julus scandinavius*), špičanka dlouhoocasá (*Ophiulus pilosus*) a prstencovka nížinná (*Rossiulus vilnensis*).

Zvýšená pozornost v oboru koleopterologie byla spjata zejména s posledními dvaceti lety minulého století. Zaměřena byla především na brouky mokřadních a rašelinných biotopů. Sledovanými čeleděmi brouků byli drabčíkovití, mandelinkovití, nosatcovití (Kohlík, 2010) a střevlíkovití (Veselý, 2002).

Místní tůně jsou habitatem také osmi druhů obojživelníků, včetně čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) či kuňky obecné (*Bombina bombina*).

Na lokalitě bylo též pozorováno pět druhů plazů zahrnujících i kriticky ohroženou zmiji obecnou (*Vipera berus*), jejíž výskyt v nížinných polohách v České republice je považován spíše za ojedinělý (Kohlík, 2010).

Řezáč (2005) uvádí pozorování 84 druhů ptáků v oblasti. Avšak jen 55 druhů zde pravidelně hnízdí. Zbývající počet druhů byl sledován při obstarávání potravy. Nejhodnotnějšími druhy jsou datel černý (*Dryocopus martius*), žluna šedá (*Picus canus*) a žluna zelená (*Picus viridis*), které jsou vázány na staré dřeviny ponechané na dožití.

Kuras (2008) uvádí na 32 převážně běžných druhů savců. Ochrannásky nejhodnotnější druhy představuje řád letounů jako je například kriticky ohrožený netopýr černý (*Barbastella barbastellus*) či vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*).

3.6.6 Péče o Klánovický les

Současný stav Klánovického lesa je výsledkem po několik desetiletí nesprávně prováděného lesnického managementu. Avšak z hlediska věkové struktury se jedná o porost relativně vyrovnaný a dlouhodobě udržitelný s dominancí šesté věkové třídy (Příloha 13).

Pozitivně však nelze hodnotit již zmíněnou druhovou skladbu dřevin. Obnova lesa byla v nedávné minulosti převážně uskutečňována stanovištně nevhodnou borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a modřínem evropským (*Larix decidua*). Listnaté stromy byly zapojovány minimálně. Z tohoto důvodu je za nejcenější část lesa považována dřevitá vegetace pocházející z období před rokem 1939. Nicméně v kontextu přilehlé metropole dosahuje rezervace zvláště významné hodnoty díky rozmanité mozaikovitosti. Nevhodná skladba dřevin zapříčinila zhoršující se zdravotní stav lesa, kdy byly nevhodné dřeviny napadeny kůrovcem (*Scolytinae*) či klikorohem borovým (*Hylobius abietis*). Také některé původní druhy jsou napadeny housenkami obaleče dubového (*Tortrix viridana*), tracheomykózami a padlím dubovým (*Erysiphe alphitoides*). Obnova v podobě listnatých dřevin je ztěžována nadprůměrnými stavy spárkaté zvěře. Aktuálně jsou plošně těženy především borové části lesa (Kohlík, 2010; Hruška, 2017). Pomocí programu Global forest watch (www.globalforestwatch.org/), jenž slouží k monitoringu kácení lesů metodou vyhodnocování satelitních snímků, byl zjištěn úbytek Klánovického lesa v průběhu let 2001 – 2014 o 63 ha. Opětovně zalesněno bylo 26 ha (Příloha 14). Pro rok 2017 byla navržena těžba celkově 4500 m³ dříví, přičemž holosečným způsobem bylo získáno 2283 m³. Zbývající těžební objem představovaly výchovné a asanační zásahy. Bylo tak vytvořeno 7,76 ha nových holin. Celkový objem vytěženého dříví k celkové ploše porostu je pod celostátním průměrem (Hruška, 2017) (Příloha 15).

Kromě výše zmíněných problémů by se dle plánu péče zhotoveného Kohlíkem (2010) měla pozornost orientovat na přechod k podrobnému hospodářství, redukci jednotlivých stromových jedinců, zvýšení ochrany proti buření či zamezení šíření nepůvodní střešchy obecné (*Prunus padus*) z lokality PR - Klánovický les do zájmového území. Staré duby a habry by měly být ponechány na dožití nebo alespoň v minimálním počtu 10 – 15 kusů na hektar. Jelikož je celé dotčené území součástí územního systému ekologické stability s nadregionálním biocentrem, musí být lesnický management racionálně aplikován pro jeho udržení a funkčnost do budoucna. Komplex Klánovického lesa je též součástí certifikovaných systémů Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC) a Forest Stewardship Council (FSC), které vykazují nejen ochranné, ale i marketingové znaky. V reálném prostředí existuje potřeba provádět kontroly dodržování jejich stanovených zásad.

Péči lesnímu komplexu poskytují nejen vlastníci lesních pozemků, ale i členové Českého svazu ochránců přírody společně s dětským turisticko - přírodovědným oddílem Stopa Klánovice (Macháčová a Macháč, 2001).

3.7.7 Význam Klánovického lesa

Do roku 1982 plnil Klánovický les především funkci produkční, dnes je zařazen mezi lesy zvláštního určení k zachování břízy pýřité (*Betula pubescens*). Je hojně využíván jako příměstský rekreační les poskytující obyvatelům místo k procházkám i houbaření. V lokalitě se nachází množství herních a odpočinkových prvků (Ryska, 2016). Problém představují cyklisté a především jezdci na koních odchylovající se od hlavních cest. Výsledkem vysoké návštěvnosti lesa je nadměrný sešlap a poškozování vegetace, utužení půdy, rušení zvěře, odpadky i černé skládky (Kohlík, 2010). Funkce lesa je mimo jiné vzdělávací i výchovná. Komplexem Klánovického lesa prochází čtyři naučné stezky. V zájmovém území jimi jsou Stezka Klánovickým lesem zaměřená především na historii (Macháčová a Macháč, 2001) a školní biotická naučná stezka Lesní galerie aneb Klánovickým lesem krok za krokem-oranžový okruh s 19 zastaveními. Vybudované naučné stezky mají za cíl ekologicky a environmentálně aktivovat návštěvníka (www.lesnigalerie.praha21.cz).

Z pohledu ekologického má lesní komplex nadregionální význam, jenž může potencionálně umožnit expandaci ohrožených druhů do širšího okolí (Kohlík, 2010).

4 Materiál a metody

4.1 Charakteristika studované oblasti

Vlastní samostatný výzkum zaměřený na sledování vlivu mýcení lesa na půdní faunu byl umístěn do blízkého okolí přírodní rezervace Cyrilov. Předmětem ochrany dle zřizovacího předpisu je výskyt bezkolencové a bikové doubravy, variabilních populací bříz, lužního ekotypu habru, starých dubů a borovic. Odběrovými lokalitami v blízkosti přírodní rezervace jsou druhotné lesnické výsadby a sousedící mýtiny v různém stupni obnovy lesa (Příloha 16). Vykácené lokality byly vybírány mimo jiné dle faktoru dostatečné velikosti ploch.

Pro studium epigeické části společenstev půdní fauny bylo vytipováno pět dvojic lokalit. Vždy se jednalo o plochu lesního stanoviště (označení: L1 - L5) a sousedící holiny či opětovně osázené plochy (označení: M1- M5).

Ochrana porostu a úprava jeho druhového složení, která směřuje k přirozené skladbě, by měla být prioritním zájmem oblasti. Takové zásahy do porostu mohou sekundárně v odůvodněných případech sloužit k prosvětlení vlhkých míst. Nepříznivě je však hodnocen hospodářský způsob obnovy lesa započatý ve většině případů holosečným kácením. Tento postup bývá považován za zcela umělý, neboť lesní ekosystém je přizpůsoben jen postupné výměně několika jedinců či skupin stromů. Holosečné kácení však celkově likviduje lesní prostředí, včetně lesní půdy a života v ní. Les se tak postupně ochuzuje a půda degraduje. Z uvedeného je patrné, že k dosažení přirozené vegetace by nemělo být užíváno tohoto příliš nepřirozeného způsobu.

4.1.1 Lokalita M1 a L1

Na první odchytové lokalitě M1 (GPS-WGS-84: 50°05'33"N, 14°41'58"E) byla na konci roku 2016 provedena těžba borového porostu na ploše cca 0,5 ha poměrně nesouměrného tvaru. Jedná se o poslední vzniklou mýtinu ve sledované oblasti. Po vytěžení dříví byla klest na ploše ponechána k samovolnému rozpadu či nadrcena pojezdem techniky při odvozu vytěženého materiálu. Na ploše byla zachována skupina cca 30 stromů tvořená dubem zimním (*Quercus petraea*), borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a břízou bělokorou (*Betula pendula*). Dále byly na lokalitě ponechány cca 40 cm vysoké pařezy. V období vlastního výzkumu nebyla plocha nově oseta nebo osázena. Terénní profil je mírně zvlněný s pětimetrovou prohlubní od výbuchu munice z období druhé světové války. Lokalitu

ohraničuje z protilehlých stran nedospělý smrkovo - modřínový porost, nefrekventovaná pěší stezka a sousedící lokalita L1 (Příloha 17).

Srovnávací lokalitou L1 (GPS-WGS-84: 50°05'32"N, 14°41'58"E) byla zvolena vzrostlá část lesa lokalizována jižním směrem od sousedící mýtiny. V blízkosti cca 100 m je umístěn sklad a prostor pro výcvik policejních psů. Vegetace je tvořena vzrostlým porostem dubu zimního (*Quercus petraea*), borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a nedospělými smrkem ztepilými (*Picea abies*). Mechové patro takřka chybí. Zřídka je půdní povrch porostlý smilkou tuhou (*Nardus stricta*). Převážně listový opad byl v době průzkumu přítomen. Terén je stejně jako na dalších popisovaných lokalitách rovinný (Příloha 18).

4.1.2 Lokalita M2 a L2

Lokalita M2 (GPS-WGS-84: 50°05'12"N, 14°41'27"E) vznikla sloučením dvou obdélníkových mýtin (130 x 50 m a 150 x 20 m) o celkové ploše jednoho hektaru. Původní porost tvořila převážně borová monokultura. Na takto rozsáhlé ploše byly ponechány dva stejně velké dubové remízky o současné výšce 5 m. Mýtina byla před dvěma roky osázena opět borovou monokulturou a v průběhu výzkumu ošetřena preventivním postřikem. Bylinné patro je charakterizováno druhovou kombinací T2.3B podhorských a horských smilkových trávníků bez výskytu jalovce obecného. Lokalita se nalézá 30 metrů od pozůstatku mokřadu podél železniční trati a ze tří stran sousedí se štěrkem zpevněnými lesními cestami (Příloha 19).

Sousední lokalitu L2 (GPS-WGS-84: 50°05'12"N, 14°41'24"E) tvoří tmavý smrkovo - borový lesní porost, který je charakterizován absolutní absencí keřového a bylinného patra. Jehličnanový opad byl v době průzkumu na lokalitě přítomen (Příloha 20).

4.1.3 Lokalita M3 a L3

Na lokalitě M3 (GPS-WGS-84: 50°05'21"N, 14°41'17"E) byl holosečně vykácen smrkový porost o ploše cca 0,8 ha (380 x 25 m). Obnova lesa vykazovala podobný časový stupeň jako lokalita M2 a byla realizována opět ve prospěch jehličnatých dřevin – smrkem ztepilým (*Picea abies*) a borovicí lesní (*Pinus sylvestris*). V průběhu výzkumu došlo k preventivnímu postřiku dřevin. Bylinné patro vykazuje vyšší pokryvnost jednoděložnými i dvouděložnými rostlinami oproti lokalitě M2. Pro okolní porosty je charakteristická vysoká druhová rozmanitost. U lokality se nachází jedno ze soustředěných míst odvozu vytěženého dříví (Příloha 21).

Srovnávací lokalitě L3 (GPS-WGS-84: 50°05'21"N, 14°41'16"E) dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*) s několika reprezentativními jedinci dubu zimního (*Quercus petraea*). Keřové patro na lokalitě chybí. V zastíněných oblastech je půda pokrytá mechem. V době výzkumu se zde nalézala vrstva nerozloženého lisového opadu (Příloha 22).

4.1.4 Lokalita M4 a L4

Lokalita M4 (GPS-WGS-84: 50°05'14"N, 14°41'11"E) se nachází několik metrů od železniční trasy u bývalého hrdla Štamberk, které dnes slouží jako myslivna. Je obklopena třemi frekventovanými lesními cestami. Původní jehličnatý porost byl nahrazen ve prospěch dubu zimního. Jedná se asi o sedmiletý hustý porost, jehož lemový okraj tvoří ostružiník (*Rubus*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) a netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*). Listnaté stromy jsou proti okusu přemnožené spárkaté zvěře chráněny dřevěným ohradníkem s pletivem kolem celé plochy okolo 0,8 ha (Příloha 23).

Sousední lokalita L4 (GPS-WGS-84: 50°05'14"N, 14°41'14"E) má společnou hranici s L2. Jedná se taktéž o smrkovo - borový porost, který je však doplněn břízou bělokorou (*Betula pendula*). Bylinné patro tvoří ostružiník (*Rubus*) a na některých místech brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*). Smíšený opad byl v době průzkumu na lokalitě rovnoměrně rozprostřen (Příloha 24).

4.1.5 Lokalita M5 a L5

Lokalita M5 (GPS-WGS-84: 50°05'20"N, 14°41'32"E) se nachází podél frekventované šterkové lesní cesty. Vegetaci tvoří hustý porost dubu zimního (*Quercus petraea*) s náletem borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Jedná se o plochu 0,5 ha, která často slouží k úkrytu zvěře a obojživelníků (Příloha 25).

Na sousedící lokalitě L5 (GPS-WGS-84: 50°05'20"N, 14°41'35"E) se vyskytuje jeden z nejcennějších porostů v zájmovém území. Je tvořen mohutnými a zdravými dřevinami dubu zimního (*Quercus petraea*) a letního (*Quercus robur*). Světlý porost umožňuje tvorbu bylinného patra a bohatý listnatý opad (Příloha 26).

4.2 Metodika sběru dat

Pro sběr faunistického materiálu byla použita metoda padacích zemních pastí, jenž je po sto let nepoužívanější metodou pro studium epigeonu. Nicméně je nutné si uvědomit, že její účinnost je podmíněna množstvím proměnných faktorů. Z tohoto důvodu byla použita kombinace efektivnějších, ekonomičtějších a manipulačně nejvhodnějších typů (Adis, 1979).

Na každou lokalitu bylo instalováno po třech zemních pastech, které byly rozmístěny do přímé paralelní linie (Příloha 27). Prostřední z nich byla umístěna vždy do středu mýtiny. Jednotlivé pasti od sebe dělil rozstup cca 10 metrů. Celkem bylo samostatně aplikováno 30 pastí.

Základ pastí tvořily 0,5 l číré plastové jednorázové kelímky (zaoblený horní lem, průměr dna 63 mm, průměr hrdla 95 mm, výška 150 mm) zakopané do půdy a srovnané s povrchem. K usmrcení a konzervaci sběrného materiálu bylo použito 4% vodného roztoku formaldehydu. Dále kapky detergentu ke snížení povrchového napětí hladiny a několika kapek glycerinu k omezení výparu. Zakopané kelímky byly tímto roztokem naplněny přibližně z jedné třetiny. Z důvodu omezení znečišťování faunistického materiálu opadem, jeho vyplavování a ředění kapaliny deštěm, byly připravené pasti zakryty podloženou přírodninou - kůrou či kamenem. Pod takto instalovanou stříškou byla ponechána mezera vysoká cca 30 mm pro umožnění pohybu půdní fauny (Příloha 28 a Příloha 29).

Optická kontrola pastí probíhala každý druhý den, aby se minimalizovalo riziko zkreslení výsledků pohybem zvěře či turistů. Vyhrabané či zničené pasti byly ihned po zjištění nahrazeny novými. Při kontrolách byl autorkou práce kladen důraz na maximální opatrnost při pohybu v blízkosti padacích pastí.

Pasti byly na všech lokalitách položeny shodně dne 10. 8. 2017. Obsah pastí byl vybírán ve dvoutýdenních intervalech, tj. 23. 8., 6. 9., 20. 9. a 4. 10.2017. Současně s posledním výběrem faunistického materiálu došlo k ukončení výzkumu. Při výběru materiálu byla past vyndána z půdy, tak aby došlo co k nejmenšímu narušení půdních stěn, následně opět uložena a doplněna fixační tekutinou a překryta stříškou. Získaný faunistický materiál byl ještě na místě zbaven znečišťujících složek včetně drobných hlodavců a plžů.

Nasbíraný materiál byl vždy po výběru pastí samostatně určován pomocí determinačního klíče (Kult, 1947; Folkmanová, 1959; Frankenberger, 1959; Zahradník, 2008; Kocourek, 2013; Schneider, 2014) a binolupy. Následně došlo k jeho převedení do

neznečištěného roztoku (4% roztok formaldehydu) v uzavíratelných nádobách označených příslušnou lokalitou jejich odchyty.

Ve stručnosti jsou v následujícím textu uvedeny některé společné, ale také rozdílné charakteristiky objasňující důvody, které vedly k souběžnému studiu vybraných skupin bezobratlých živočichů s výjimkou brouků (Coleoptera). Neboť některé druhy tohoto řádu mohou vzhledem ke své schopnosti letu kolonizovat a opouštět měnící se plochy velmi rychle.

Společné znaky:

- všechny tyto skupiny (Chilopoda, Diplopoda, Oniscidae) mají tělo tvořené hlavou s tykadly a trupem, sestávajícího se z většího počtu článků a párů kráčivých nohou;
- jsou představiteli půdní makrofauny;
- jsou obyvateli opadavých a svrchních vrstev půdy;
- sdílejí podobná mikrostanoviště;
- a k jejich terénnímu průzkumu, lze používat stejné metodické postupy.

Rozdílné znaky:

- Diplopoda a Oniscidae reprezentují především saprofágy, Chilopoda jsou zástupci predátorů;
- v půdotvorném procesu Diplopoda a Oniscidae působí svou rozkladnou aktivitou, zatímco Chilopoda přímou i nepřímou regulací ostatních skupin půdní fauny;
- Diplopoda mohou aktivně měnit půdní prostředí, Chilopoda využívají již existující prostory;
- Oniscidae a Chilopoda jsou pohybově aktivnější zejména v noci;
- odpověď na změny v prostředí může být z tohoto důvodu odlišná.

Při společném průzkumu těchto vybraných skupin živočichů existuje předpoklad získu většího objemu dat a možnosti vyložení výsledků v širším ekologickém kontextu.

4.3 Zpracování dat – synekologické charakteristiky

Po dokončení analýzy druhového spektra byly pro získání výsledků vlastního průzkumu použity vzorce pro určení kvantitativních a strukturálních znaků, přičemž dominance je tradičně řazena mezi četnostní znaky. Naopak druhová podobnost, diverzita a ekvitabilita jsou skladebními znaky společenstev. Prostřednictvím těchto výpočtů bylo možné jednotlivé lokality hodnotit a vzájemně komparovat.

4.3.1 Dominance

Tímto termínem je označován významný relativní znak, který vyjadřuje procentuální složení zoocenózy, obvykle bez potřeby znalosti zkoumané plochy nebo objemu. Při fytoocenologickém zkoumání je vnímán jako pokryvnost. Obdobný výklad pojmu nelze užít pro sledování zoocenózy, kdy se skutečně jedná o procentuální zastoupení druhových populací na kvantitativní struktuře společenstva. Na jeho hodnotu má vliv počet druhů, které společenstvo tvoří. Dominance se relativně snižuje se vzrůstajícím počtem zjištěných druhů v zoocenóze. Z tohoto důvodu u společenstev s velkým počtem druhů je dominance nejpočetnějších druhů relativně nižší než v zoocenózách druhově méně bohatých. Dominanci dnes vyjadřujeme v pěti třídách, jež korespondují s určitým procentuálním rozpětím (Losos et al., 1984):

- eudominantní druhy (ED) > 10 %
- dominantní druhy (D) 10 – 5 %
- subdominantní druhy (SB) 5 – 2 %
- recedentní druhy (R) 2 – 1 %
- subrecedentní druhy (SR) < 1%

Při nízkém stupni narušení životního prostředí jsou rovnoměrně reprezentovány druhy recedentní, subdominantní a dominantní. V takovém případě druhy subrecedentní a eudominantní zpravidla chybí. Oproti tomu pro silně narušené či umělé biocenózy je typická reprezentace několika druhů s vysokou eudominancí, nízkým počtem druhů dominantních, subdominantních, recedentních a se zřejmou převahou subrecedentních. Ojedinele existují druhy, kterým narušení svědčí a jejich zastoupení se přibližuje k eudominanci. Výhodou je možnost použití skupinové dominance pro vyšší taxonomické jednotky (Laštůvka a Krejčová, 2000).

Dominance se vypočte ze vztahu:

$$D = n * 100 / s$$

D.....hodnota dominance [%],

n.....počet odchycených jedinců určitého druhu,

s.....celkový počet odchycených jedinců zoocenózy.

4.3.2 Druhov^á podobnost

Druhov^é podobnosti synonymn^ě označované jako identity je vhodné použít při faunistickém srovnání minimálně dvou biocenóz. Shoda se nejčastěji vyjadřuje Jaccardovým číslem nebo indexem podobnosti. Za Jaccardův index podobnosti je označována poměrně jednoduchá funkce, která udává míru podobnosti mezi minimálně dvěma množinami. Je definována jako velikost průniku vydělená velikostí sjednocení množin (Losos et al., 1984). Počítá se ze vztahu:

$$Ja = s / (s_1 + s_2 - s) * 100$$

Ja..... Jaccardův index podobnosti [%],

s₁;s₂.....počty druhů v porovnávaných biocenózách,

s.....počet společných druhů na lokalitách.

4.3.3 Diverzita

Diverzitu lze považovat za projev evoluce probíhající na naší planetě. Druhovou rozmanitostí biocenóz bývá označován poměr počtu druhů k počtu jedinců na lokalitě vyjádřený indexem diverzity (H' nebo D). Za důležité je pokládat skutečnost, že v sobě nezahrnuje pouze počty druhů, ale především rozložení jedinců v rámci nich. Diverzita může být považována za kritérium organizace biocenóz a bývá uváděna do vztahu k vlastnostem prostředí a do vztahů s produktivitou a stabilitou (Kovář, 2014). Nízkou rozmanitostí se vyznačují společenstva žijící v extrémních podmínkách, naopak druhovou bohatostí oplývají společenstva stabilizovaná. Předností vyšší druhové pestrosti společenstev je schopnost méně

podléhat vnějším změnám, též disponují bohatším životem v interakcích a využívají delších potravních řetězců. Oproti tomu chudší společenstva jsou citelněji vystavena sezónním přechodům. Počet druhů je především funkcí geografické polohy, nadmořské výšky a stáří společenstva. Na hodnotu diverzity má vliv i heterogenita biotopu vedoucí k časové a prostorové izolaci, k podpoře genetického polymorfismu a adaptivní radiace (Losos et al., 1984). Pro zhodnocení společenstev budou použity čtyři základní indexy (Spellerberg, 1995).

Simpsonův index: patří z hlediska interpretace k nejlepším indexům biodiverzity. Je odvozován z teorie pravděpodobnosti. Jedná se o index, který zdůrazňuje dominanci druhu. Nabývá hodnot 0 - 1 (Simpson, 1949).

$$D = 1 - \sum P_i^2$$

D.....index diverzity,

P_irelativní početnost druhu.

Shannon-Wienerův: index vychází z informační teorie. Tento index vyjadřuje nejistotu, se kterou je schopen predikovat jakého druhu bude náhodně vybraný jedinec ze vzorku. Přičemž nejistota klesá se snižujícím se počtem druhů a také vyrovnaností. Nejčastěji hodnoty nabývají 1,5 – 3,5 (Losos et al., 1984).

$$D = - \sum P_i (\log_2 P_i)$$

D.....index diverzity,

P_irelativní početnost druhu.

Další dva použité indexy lze považovat jako doplňkové, neboť odráží spíše proces vzorkování společenstva než jeho biodiverzitu (Spellerberg, 1995).

Menhinickův index:

$$D = s / \sqrt{N}$$

D....index diverzity,

s.....počet druhů ve vzorku,

N....celkový počet jedinců ve vzorku.

Margalefův index:

$$D = (s - 1) / \log N$$

D....index diverzity,

s.....počet druhů ve vzorku,

N....celkový počet jedinců ve vzorku.

4.3.4 Ekvitabilita

Opačnou stranou druhové rozmanitosti je vyrovnanost. Ta označuje míru vyrovnanosti zastoupení jedinců u biologických druhů tvořících společenstvo. Maximální ekvitabilita nastává v případě stejného počtu jedinců u všech druhů v biocenóze. Ačkoliv se mohou porovnávané lokality rovnat počtem druhů, jejich ekvitabilita může vykazovat různost. Maximální ekvitabilita ($E = 1$) nastává v případě stejného počtu jedinců u všech druhů v biocenóze (Losos et al., 1984). Počítá se ze vztahu:

$$E = H' / \log_2 s$$

E.....index ekvitability,

H' ...Shannon-Wienerův index diverzity,

s.....celkový počet druhů lokality.

5 Výsledky

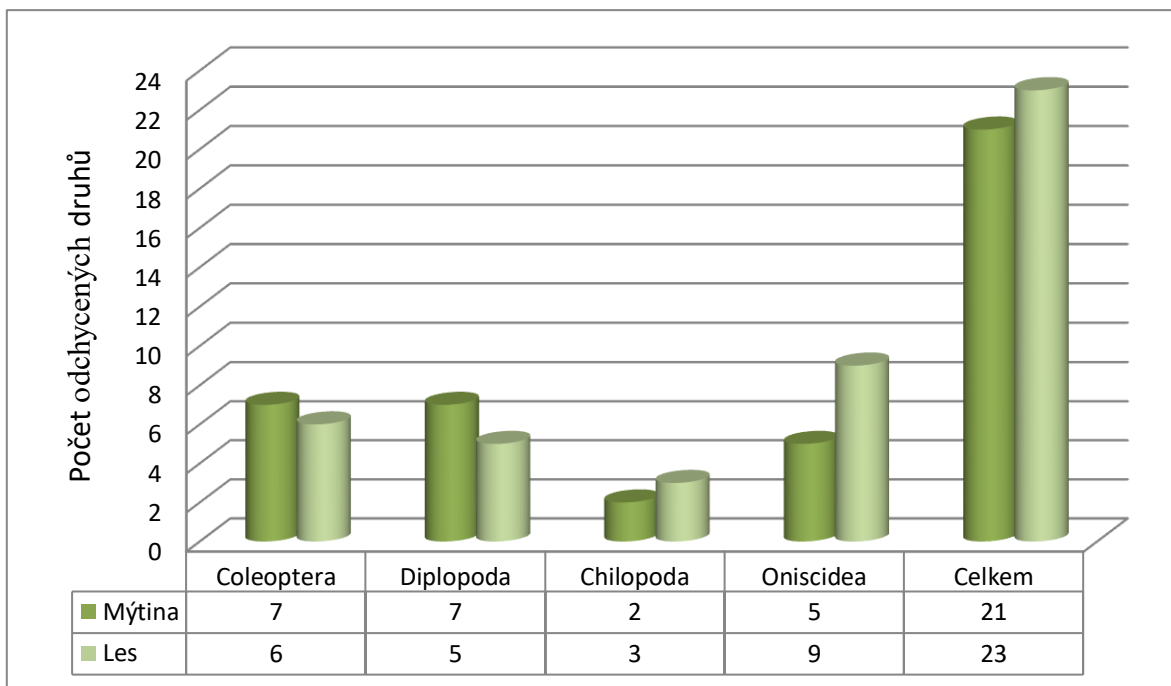
Pomocí metody padacích zemních pastí bylo dohromady při vlastním průzkumu zaznamenáno 1142 jedinců náležících k 29 druhům. Celkem bylo odchyceno osm druhů brouků, sedm druhů mnohonožek, čtyři druhy stonožek a deset druhů suchozemských stejnonožců. Celkový přehled získaného materiálu udává tabulka 1.

Tabulka 1: Celkový počet odchycených druhů a jedinců epigeických skupin bezobratlých.

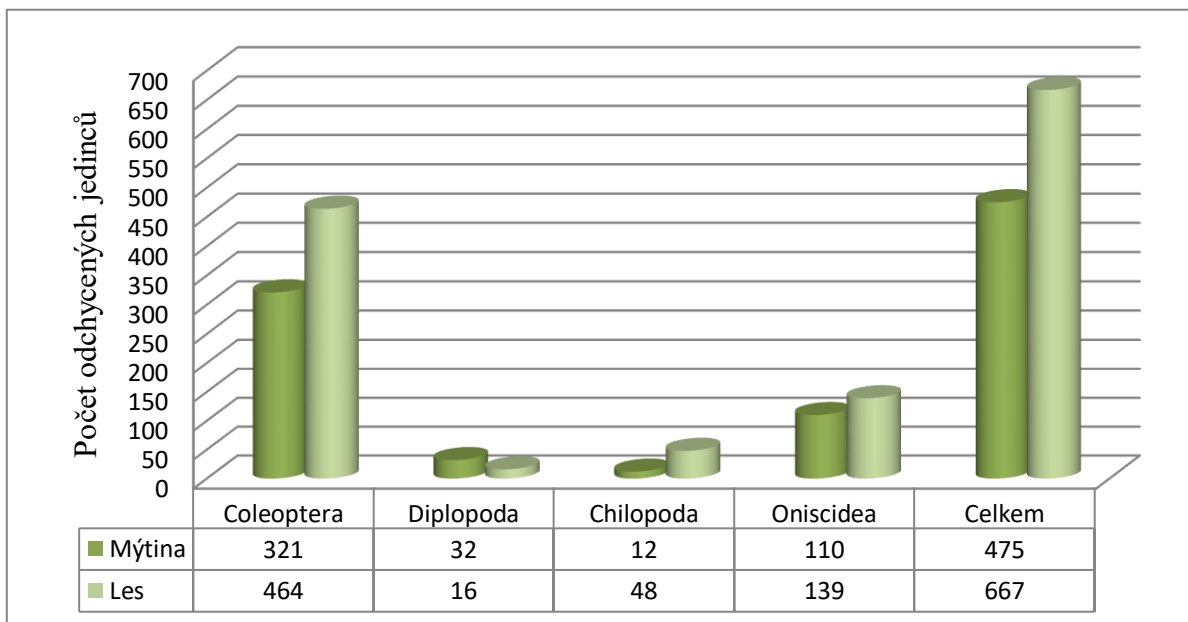
Taxon	Počet druhů	Počet jedinců
Coleoptera	8	785
Diplopoda	7	48
Chilopoda	4	60
Oniscidea	10	249
Celkem	29	1142

Na srovnávaných biotopech lesního porostu a mýtiny byla poměrně srovnatelná diverzita brouků, mnohonožek, stonožek a rozdílná především diverzita suchozemských stejnonožců. Na mýtině bylo zjištěno celkem 21 druhů epigeických skupin živočichů, zatímco v lesním porostu bylo odchyceno 23 druhů. Z pohledu kvantitativního bylo více jedinců zaznamenáno v lesním porostu. Přesné údaje jsou uvedeny v grafu 1 a grafu 2.

Ze srovnání konkrétních lokalit mezi sebou (Tabulka 2) vyplývá, že druhová bohatost zůstala po těžbě podobná s výjimkou lokality č. 1. V tomto případě bylo zaznamenáno překvapivě více druhů na čerstvě pokácené ploše a to zejména s druhovým obohacením skupiny brouků. Též kvalitativní druhové zastoupení se značně na srovnávaných lokalitách lišilo. Obdobný trend byl zaznamenán i u dalších lokalit s výjimkou lokality č. 5. Zde byl pozorován největší počet společných druhů a počet druhů vůbec.



Graf 1: Srovnání diverzity epigeických skupin bezobratlých odchycených na odlišných biotopech.



Graf 2: Srovnání bohatosti epigeických skupin bezobratlých odchycených na odlišných biotopech.

Tabulka 2: Srovnání diverzity a bohatosti epigeických skupin bezobratlých na konkrétních lokalitách.

Lokalita:	M1		L1		M1 x L1
Taxon	Počet druhů	Počet jedinců	Počet druhů	Počet jedinců	Počet společných druhů
Coleoptera	7	160	4	160	3
Diplopoda	1	3	0	0	0
Chilopoda	1	2	2	10	1
Oniscidea	2	10	1	14	1
Celkem	11	175	7	184	5
Lokalita:					
Lokalita:	M2		L2		M2 x L2
Taxon	Počet druhů	Počet jedinců	Počet druhů	Počet jedinců	Počet společných druhů
Coleoptera	4	34	3	56	3
Diplopoda	1	2	0	0	0
Chilopoda	2	3	3	15	1
Oniscidea	1	23	2	8	0
Celkem	8	62	8	79	4
Lokalita:					
Lokalita:	M3		L3		M3 x L3
Taxon	Počet druhů	Počet jedinců	Počet druhů	Počet jedinců	Počet společných druhů
Coleoptera	4	32	4	71	4
Diplopoda	1	1	0	0	0
Chilopoda	2	4	2	5	1
Oniscidea	0	0	1	11	0
Celkem	7	37	7	87	5
Lokalita:					
Lokalita:	M4		L4		M4 x L4
Taxon	Počet druhů	Počet jedinců	Počet druhů	Počet jedinců	Počet společných druhů
Coleoptera	2	36	3	112	2
Diplopoda	3	9	0	0	0
Chilopoda	0	0	2	10	0
Oniscidea	1	14	0	0	0
Celkem	6	59	5	122	2
Lokalita:					
Lokalita:	M5		L5		M5 x L5
Taxon	Počet druhů	Počet jedinců	Počet druhů	Počet jedinců	Počet společných druhů
Coleoptera	3	59	3	65	3
Diplopoda	5	17	5	16	5
Chilopoda	2	3	2	8	1
Oniscidea	4	63	5	106	2
Celkem	14	142	15	195	11

Soupis všech odchycených druhů zachycuje tabulka 3. Z hlediska prevalence či absence druhů lze konstatovat preferenci mnohonožek především k vytěženým plochám a stonožek i suchozemských stejnoočí především k lesnímu prostoru.

Tabulka 3: Prevalence a absence odchycených druhů v porovnávaných lokalitách.

Taxon	Mýtina	Les
Coleoptera		
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	+	+
<i>Carabus coriaceus</i> (Linnaeus, 1758)	-	+
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758)	+	-
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784)	+	-
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	+	+
Diplopoda		
<i>Julus scandinavicus</i> (Latzel, 1884)	+	+
<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)	+	+
<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842)	+	+
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	+	+
<i>Polydesmus inconstans</i> (Latzel, 1884)	+	-
<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)	+	+
<i>Rossiulus vilnensis</i> (Jawlowski, 1925)	+	-
Chilopoda		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	+	+
<i>Lithobius lapidicola</i> (Meinert, 1872)	+	-
<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	-	+
<i>Lithobius tenebrosus</i> (Meinert, 1872)	-	+
Oniscidea		
<i>Armadillidium pulchellum</i> (Zenker, 1798)	-	+
<i>Armadillidium versicolor</i> (Stein, 1859)	+	-
<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	+	+
<i>Armadillidium zenckeri</i> (Brandt, 1833)	-	+
<i>Oniscus asellus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Porcellio laevis</i> (Latreille, 1804)	-	+
<i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804)	+	+
<i>Protracheoniscus politus</i> (Koch, 1841)	+	+
<i>Trichelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	-	+
<i>Trichelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)	-	+

Kvantitativní rozbor materiálu prezentuje tabulka 4 - 8 a tabulka 9. U skupin stonožek a suchozemských stejnonožců došlo po lidském zásahu do lesního komplexu k zřetelnému poklesu jedinců. Opačný trend byl prokázán u mnohonožek. Početnost brouků po těžbě u poloviny odchycených druhů poklesla a u zbývajících stoupla. Negativně na těžbu z hlediska početnosti reagovaly především druhy jako je *Anoplotrupes stercorosus*, *Carabus hortensis*, *Lithobius forficatus*, *Lithobius tenebrosus*, *Armadillidium pulchellum*, *Armadillidium vulgare*, *Oniscus asellus*, *Trichelipus rathkii*, *Trichelipus ratzeburgi*. Pozitivní nárůst byl sledován zejména u *Carabus violaceus*, *Nicrophorus vespillo*, *Proteroiulus fuscus*, *Armadillidium versicolor* či *Porcellio scaber*.

Nejvyšší počet odchycené půdní fauny byl zjištěn na lokalitě č. 1 a č. 5. Na lokalitě M1 byl pokles jedinců zhodnocen jako nejnižší. Lokalita M1 byla také jedinou lokalitou výskytu zástupců rodu hrobaříků (*Nicrophorus*), *Armadillidium vulgare* a *Protracheoniscus politus*, ačkoliv v těchto pastech nebyly nalezeny mršiny savců. Naopak nejvyšší četnostní rozdíl byl sledován mezi lokalitami M4 a L4.

Tabulka 4: Srovnání početnosti odchycených druhů na lokalitě č. 1.

Taxon	Počet jedinců	
	M1	L1
Lokalita:		
Coleoptera		
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	132	145
<i>Carabus coriaceus</i> (Linnaeus, 1758)	0	2
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	3	9
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	6	0
<i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	2	4
<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758)	2	0
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784)	9	0
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	6	0
Diplopoda		
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	3	0
Chilopoda		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	2	5
<i>Lithobius tenebrosus</i> (Meinert, 1872)	0	5
Oniscidea		
<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	4	14
<i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804)	6	0

Tabulka 5: Srovnání početnosti odchycených druhů na lokalitě č. 2.

Taxon	Počet jedinců	
Lokalita:	M2	L2
Coleoptera		
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	22	46
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	8	9
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	3	1
Diplopoda		
<i>Rossiulus vilnensis</i> (Jawlowski, 1925)	2	0
Chilopoda		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	1	11
<i>Lithobius lapidicola</i> (Meinert, 1872)	2	0
<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	0	1
<i>Lithobius tenebrosus</i> (Meinert, 1872)	0	3
Oniscidea		
<i>Armadillidium versicolor</i> (Stein, 1859)	23	0
<i>Armadillidium zenckeri</i> (Brandt, 1833)	0	2
<i>Porcellio laevis</i> (Latreille, 1804)	0	6

Tabulka 6: Srovnání početnosti odchycených druhů na lokalitě č. 3.

Taxon	Počet jedinců	
Lokalita:	M3	L3
Coleoptera		
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	25	59
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	2	8
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	2	1
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	3	3
Diplopoda		
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	1	0
Chilopoda		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	2	4
<i>Lithobius lapidicola</i> (Meinert, 1872)	2	0
<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	0	1
Oniscidea		
<i>Armadillidium pulchellum</i> (Zenker, 1798)	0	11

Tabulka 7: Srovnání početnosti odchycených druhů na lokalitě č. 4.

Taxon	Počet jedinců	
Lokalita:	M4	L4
Coleoptera		
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	32	90
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	4	21
<i>Pterostichus rhaeticus</i> (Heer, 1837)	0	1
Diplopoda		
<i>Julus scandinavus</i> (Latzel, 1884)	3	0
<i>Polydesmus inconstans</i> (Latzel, 1884)	1	0
<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)	5	0
Chilopoda		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	0	7
<i>Lithobius tenebrosus</i> (Meinert, 1872)	0	3
Oniscidea		
<i>Oniscus asellus</i> (Linnaeus, 1758)	14	0

Tabulka 8: Srovnání početnosti odchycených druhů na lokalitě č. 5.

Taxon	Počet jedinců	
Lokalita:	M5	L5
Coleoptera		
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	56	51
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	2	13
<i>Pterostichus rhaeticus</i> (Heer, 1837)	1	1
Diplopoda		
<i>Julus scandinavus</i> (Latzel, 1884)	6	7
<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)	1	2
<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842)	1	1
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	3	4
<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)	6	2
Chilopoda		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	2	6
<i>Lithobius lapidicola</i> (Meinert, 1872)	1	0
<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	0	2
Oniscidea		
<i>Armadillidium versicolor</i> (Stein, 1859)	25	0
<i>Oniscus asellus</i> (Linnaeus, 1758)	21	49
<i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804)	10	3
<i>Protracheoniscus politus</i> (Koch, 1841)	7	10
<i>Trichelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	0	20
<i>Trichelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)	0	24

Tabulka 9: Srovnání početnosti druhů na odlišných lokalitách.

Taxon	Počet jedinců	
	Mýtina	Les
Coleoptera		
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	267	391
<i>Carabus coriaceus</i> (Linnaeus, 1758)	0	2
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	19	60
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	9	1
<i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	2	4
<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758)	2	0
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784)	9	0
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	13	6
Diplopoda		
<i>Julus scandinavus</i> (Latzel, 1884)	9	7
<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)	1	2
<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842)	1	1
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	7	4
<i>Polydesmus inconstans</i> (Latzel, 1884)	1	0
<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)	11	2
<i>Rossiulus vilnensis</i> (Jawlowski, 1925)	2	0
Chilopoda		
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	7	33
<i>Lithobius lapidicola</i> (Meinert, 1872)	5	0
<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	0	4
<i>Lithobius tenebrosus</i> (Meinert, 1872)	0	11
Oniscidea		
<i>Armadillidium pulchellum</i> (Zenker, 1798)	0	11
<i>Armadillidium versicolor</i> (Stein, 1859)	48	0
<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	4	14
<i>Armadillidium zenckeri</i> (Brandt, 1833)	0	2
<i>Oniscus asellus</i> (Linnaeus, 1758)	35	49
<i>Porcellio laevis</i> (Latreille, 1804)	0	6
<i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804)	16	3
<i>Protracheoniscus politus</i> (Koch, 1841)	7	10
<i>Trichelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	0	20
<i>Trichelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)	0	24

Příslušnost jednotlivých druhů k jedné z pěti tříd dominance popisuje tabulka 10. Při porovnání obou pokusných ploch byla hlavním rozdílem výrazně vyšší dominance brouka *Carabus hortensis*, mnohonožek *Julus scandinavus*, *Megaphyllum projectum*, stonožek

Lithobius forficatus, *Lithobius tenebrosus*, *Lithobius mutabilis* a suchozemských stejnonožců rodu *Trichelipus* a *Armadillidium pulchellum*, *Armadillidium vulgare* v lesním porostu. Naopak mnohonožka *Proteroiulus fuscus*, stonožka *Lithobius lapidicola* a suchozemští stejnonožci *Armadillidium versicolor*, *Porcellio scaber* vykazovali výrazně vyšší dominanci na mýtině.

Tabulka 10: Srovnání dominance jednotlivých druhů na odlišných lokalitách.

Lokalita:	Mýtina	Les	Mýtina	Les
Taxon	Dominance [%]		Dominance	
Coleoptera				
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Hartmann, 1791)	83,18	84,27	ED	ED
<i>Carabus coriaceus</i> (Linnaeus, 1758)	0,00	0,43	-	SR
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	5,92	12,93	D	EU
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	2,80	0,22	SB	SR
<i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	0,62	0,86	SR	SR
<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758)	0,62	0,00	SR	-
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784)	2,80	0,00	SB	-
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	4,05	1,29	SB	R
Diplopoda				
<i>Julus scandinavicus</i> (Latzel, 1884)	28,13	43,75	EU	EU
<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)	3,13	12,50	SB	EU
<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842)	3,13	6,25	SB	D
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	21,88	25,00	EU	EU
<i>Polydesmus inconstans</i> (Latzel, 1884)	3,13	0,00	SB	-
<i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857)	34,38	12,50	EU	EU
<i>Rossiulus vilnensis</i> (Jawlowski, 1925)	6,25	0,00	D	-
Chilopoda				
<i>Lithobius forficatus</i> (Linné, 1758)	58,33	68,75	EU	EU
<i>Lithobius lapidicola</i> (Meinert, 1872)	41,67	0,00	EU	-
<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	0,00	8,33	-	D
<i>Lithobius tenebrosus</i> (Meinert, 1872)	0,00	22,92	-	EU
Oniscidea				
<i>Armadillidium pulchellum</i> (Zenker, 1798)	0,00	7,91	-	D
<i>Armadillidium versicolor</i> (Stein, 1859)	43,64	0,00	EU	-
<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	3,64	10,07	SB	ED
<i>Armadillidium zenckeri</i> (Brandt, 1833)	0,00	1,44	-	R
<i>Oniscus asellus</i> (Linnaeus, 1758)	31,82	35,25	EU	EU
<i>Porcellio laevis</i> (Latreille, 1804)	0,00	4,32	-	SB
<i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804)	14,55	2,16	EU	SB
<i>Protracheoniscus politus</i> (Koch, 1841)	6,36	7,19	D	D
<i>Trichelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	0,00	14,39	-	EU
<i>Trichelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)	0,00	17,27	-	EU

Celková faunistická podobnost mýtin a lesního porostu je 53,57 %. Mezi dvojicemi konkrétních lokalit existuje sledovatelný trend rostoucí druhové podobnosti s vyšším stupněm obnovy s výjimkou lokality č. 2 a zejména č. 4 (Tabulka 11).

Tabulka 11: Vyhodnocení celkové a konkrétní faunistické podobnosti odlišných lokalit.

Lokalita:	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
Mýtina x Les (celkově)	15	21	22	43	53,57
Lokalita:	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
M1 x L1	5	11	7	18	38,46
Lokalita:	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
M2 x L2	4	8	7	15	36,36
Lokalita:	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
M3 x L3	5	7	7	14	55,56
Lokalita:	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
M4 x L4	2	6	5	11	22,22
Lokalita:	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
M5 x L5	11	14	15	29	61,11

(s - počet společných druhů na mýtině a v lese, s₁ - počet druhů na mýtině, s₂ – počet druhů v lese, s₁ + s₂ – počet druhů na mýtině a v lese, Ja - Jaccardův index podobnosti)

Nejvyšší faunistické podobnosti mezi vytěženou plochou a lesním porostem dosahovala skupina brouků a mnohonožek (Tabulka 12).

Tabulka 12: Vyhodnocení celkové faunistické podobnosti epigeických skupin bezobratlých na odlišných lokalitách.

Mýtina x Les (celkově)	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
Coleoptera	5	7	5	12	71,43
Diplopoda	5	7	5	12	71,43
Chilopoda	1	2	3	5	25,00
Oniscidea	4	5	9	14	40,00

(s - počet společných druhů na mýtině a v lese, s₁ - počet druhů na mýtině, s₂ – počet druhů v lese, s₁ + s₂ – počet druhů na mýtině a v lese, Ja - Jaccardův index podobnosti)

Srovnání konkrétních lokalit z pohledu druhové podobnosti znázorňuje tabulka 13.

Tabulka 13: Srovnání faunistické podobnosti konkrétních lokalit z pohledu porovnání epigeických skupin bezobratlých.

M1 x L1	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
Coleoptera	3	7	4	11	37,50
Diplopoda	0	1	0	1	0,00
Chilopoda	1	1	2	3	50,00
Oniscidea	1	2	1	3	50,00
M2 x L2					
M2 x L2	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
Coleoptera	3	4	3	7	75,00
Diplopoda	0	1	0	1	0,00
Chilopoda	1	2	3	5	25,00
Oniscidea	0	1	2	3	0,00
M3 x L3					
M3 x L3	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
Coleoptera	4	4	4	8	100,00
Diplopoda	0	1	0	1	0,00
Chilopoda	1	2	2	4	33,33
Oniscidea	0	0	1	1	0,00
M4 x L4					
M4 x L4	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
Coleoptera	2	2	3	5	66,67
Diplopoda	0	3	0	3	0,00
Chilopoda	0	0	2	2	0,00
Oniscidea	0	1	0	1	0,00
M5 x L5					
M5 x L5	s	s₁	s₂	s₁ + s₂	Ja [%]
Coleoptera	3	3	3	6	100,00
Diplopoda	5	5	5	10	100,00
Chilopoda	1	2	2	4	33,33
Oniscidea	2	4	5	9	28,57

(s - počet společných druhů na mýtině a v lese, s₁ - počet druhů na mýtině, s₂ – počet druhů v lese, s₁ + s₂ – počet druhů na mýtině a v lese, Ja - Jaccardův index podobnosti)

Hodnoty základních indexů diverzity a indexu ekvitability představuje tabulka 14. Hodnoty Shannon – Wienerova indexu diverzity dosahují obvyklých hodnot a vzorková společenstva srovnávané mýtiny a lesního porostu jsou téměř vyrovnaná.

Tabulka 14: Srovnání celkové diverzity a ekvitability na porovnávaných lokalitách prostřednictvím dosažených hodnot základních indexů.

Index	Mýtina	Les
Menhinick	0,96	0,89
Margalef	7,47	7,79
Simpson	0,66	0,64
Shannon-Wiener	2,57	2,47
Ekvitabilita (Shannon – Weiner)	0,59	0,55

6 Diskuze

Z pohledu vlastního průzkumu realizovaného především v okolí přírodní rezervace Cyrilov, lze tuto odběrovou lokalitu Klánovického lesa označit jako druhově chudší v komparaci s výsledky jiných autorů, kteří své práce umístili do zvláště chráněných území. Rozdílly jsou značné především v souvislosti s oblastí lesa s podmáčeným lemem a ekotonem, který přechází až ve zrašelinělé louky a mokřadní stanoviště na západním okraji Klánovického lesa např. práce Veselého (2002); Kocourka (2013). Nicméně v kontextu Prahy se zcela jistě jedná o cennou přírodní oblast se značným potencionálem k autoregulačním procesům. Ačkoli acidní půdní reakce není optimální pro inkrustaci tělního povrchu sledovaných epigeických skupin bezobratlých (Sutton, 1976; Starý, 2008; Kocourek, 2013; Voigtländer, 2011), i tak bylo odchyceno celkem sedm druhů mnohonožek a dokonce deset druhů suchozemských stejnonožců, včetně vzácné *Rossiulus vilnensis*. Tato mnohonožka byla zjištěna i Kocourkem (2013) v rámci studie o přírodě Prahy. Jedná se o druh, který nebyl zaznamenán na jiné pražské lokalitě a zasahuje do této oblasti z areálu výskytu středního Polabí. Odchycené stonožky jsou reprezentovány druhy, které se vyskytují na většině území České republiky. Na nízkou diverzitu různých čeledí brouků je nutné nahlížet v souvislosti s možným vlivem konstrukce (Work et al., 2002; Hansen and New, 2005) a fixačního média padacích zemních pastí (Pekár, 2002; Koivula et al., 2003), populační dynamiky, pohybových vlastností živočichů či změny počasí během průzkumu (Adis, 1979). Negativně je hodnocen nález brouka *Hylobius abietis*, který by mohl potenciálně ohrožovat sazenice jehličnatých dřevin. Tento druh se totiž vyvíjí v kořenech čerstvých jehličnatých pařezů, kde nachází vhodné podmínky pro přemnožení na převážně holých sečích (Novák et al., 1974). Jelikož lokalita s výskytem tohoto škůdce nebyla v prvním roce osázena a ani se zde nevyskytovaly přirozeně zakořenělé semenáčky, je pravděpodobné, že v druhém roce po smýcení porostu atraktivita a vhodnost pařezů pro rozmnožování poklesne a brouci postupně emigrují na jiná místa. Prognózu ohrožení kultur lze zpřesnit kontrolou stavu preimaginálního vývoje v pařezech, kořenech a přijmutím preventivních opatření (Švestka et al., 1998). Jiné druhy škůdců lesních dřevin nebyly na žádné z lokalit nalezeny. Nicméně byly zaznamenány druhy epigeických živočichů, jenž osídlují jak přírodní, tak synantropní stanoviště (např. *Porcellio scaber*, *Oniscus asellus*, *Ophiulus pilosus*, *Polydesmus inconstans*).

V souladu s vlastními výsledky je i tvrzení Vačkáře (2005), který uvádí, že půdní živočichové osídlují především prostředí bohatá na srážky a vykazující vysokou vegetační

pokryvnost. Dle studie norských autorů Sverdrup-Thygeson and Ims (2002) má těžba dříví dopad na terestrické organismy, zejména v důsledku změn abiotických i biotických podmínek životního prostředí. Efekt těžby na terestrické organismy však lze na základě výsledků a dalších studií označit jako složitý, obtížné je zejména posouzení míry prvotního a druhotného vlivu (Coyle, 1981; Huhta et al., 1967; Donegan et al., 2001).

Na základě vlastních výsledků je patrný fakt, že vybrané odlesněné plochy byly dostatečně rozsáhlé, jelikož byly kolonizovány druhy otevřených stanovišť (Tuf et al., 2003), jako je například *Carabus violaceus*, *Rossiulus vilnensis*, *Proteroiulus fuscus*, pionýrský druh osídlující nové niky *Polydesmus inconstans* či *Lithobius lapidicola* a zástupci rodu hrobaříků (*Nicrophorus*). Ti stejně jako jiní brouci přenáší na svých tělech roztoče (Acari) různých potravních strategií, přičemž někteří z nich mohou sloužit k ochraně rostlin jako přirození bioregulátoři a tím podporovat úspěšnou obnovu lesa (Jeffery et al., 2010). Pro tento rod je dokonce typická symbióza i s dravými roztoči rodu *Parasilus* (Smith, 1986). Teplotní nárůst na mýtině v důsledku ztráty vegetačního pokryvu se dále pozitivně projevil prezencí teplomilnějšího druhu *Armadillidium versicolor* (www.naturabohemica.cz). Též bylo zjištěno zvýšení abundance a diverzity saproxylických organismů, především mnohonožek na vykácené ploše. Přítomnost těchto živočichů na odlesněných plochách je cenná, neboť právě oni zahajují rozklad narušením dřevní hmoty, otevírají cesty pro další organismy a především zapracovávají dřevní hmotu do půdy a tím urychlují mineralizaci. Ke stejnému závěru došli i Sverdrup-Thygeson and Ims (2002), kteří podobný vliv odlesnění pozorovaly na saproxylických broucích, nebo Siitonen and Martkainen (1994) na saproxylických roztočích. Pro mnohonožky jsou mýtiny vhodným prostředím, neboť právě tato skupina živočichů se živí převážně mrtvým organickým materiálem rostlinného původu v podobě opadu bylin, travin, dřevin či rozkládajících se zbytků dřevin často s nárůstem mikroskopických hub (Kocourek, 2013). Také větší heterogenita prostředí komplexu lesa přispívá k větší celkové biodiverzitě (Bábková – Hrochová a Jongepierová, 2008). Naopak zvýšená teplota prostředí v důsledku vykácení porostu, snížená vlhkost, nedostatek úkrytů či změny v početnosti a dostupnosti potravní nabídky jsou podle Uhiá and Brionesse (2002) hodnoceny negativně především pro vlhkomilné lesní druhy. V rámci naší studie se negativní vliv těžby týká zejména stonožek a suchozemských stejnonožců. U stonožek není předpokládána kolonizace nového prostředí především z důvodu pasivního využívání již existujících vhodných prostor. Důležité jsou pro ně nenarušené strukturní parametry půdního prostředí (Voigtländer, 2011). U suchozemských stejnonožců je patrně hlavním faktorem absence lipidní vrstvy, která by

zamezila přílišnému odparu vody a silná fotofóbnost (Edney, 1951). Nicméně poměrně vysoká diverzita těchto stejnonožců i mimo lesní porosty je odůvodnitelná podle Alleeho (1926) pozitivní thigmotaxí. Tento pojem označuje jev aktivního vyhledávání kontaktu s jinými předměty - kamením v okolí cest, skulinami, padlými kmeny.

Ze srovnání konkrétních lokalit mezi sebou vyplývá, že druhová bohatost zůstala po zásahu člověkem podobná s výjimkou lokality č. 1. V tomto případě bylo zaznamenáno překvapivě více druhů na čerstvě pokácené ploše a to zejména s druhovým obohacením skupiny brouků pravděpodobně v důsledku zvýšené heterogenity prostředí a možností letu či zvýšené pohyblivosti některých větších druhů, jimž je umožněna migrace na značnou vzdálenost. Vysoké zastoupení druhu *Anoplotrupes stercorosus* i na čerstvě odlesněné ploše je zárukou možnosti založení kvalitního porostu, neboť jeho jedinci plní nenahraditelnou zdravotní funkci, přispívají k rozkladu i následnému transportu organické hmoty a tím zvyšují kvalitu půdy (Zahradník, 2008). Též kvalitativní druhové zastoupení se značně na srovnávaných lokalitách lišilo. Podobný trend byl sledován i u dalších lokalit s výjimkou lokality č. 5. Zde byl pozorován největší počet společných druhů a počet druhů vůbec. Z tohoto je patrné, že s vyšší fází obnovy porostu dochází k zpětnému oživení odlesněné lokality do původního stavu. Trendu zvyšující se faunistické podobnosti neodpovídá především lokalita č. 4. Pokles faunistické podobnosti v tomto případě je s největší pravděpodobností zapříčiněn již velmi rozdílnou floristickou podobností.

Pro konečné potvrzení výsledků a závěrů plynoucích z této práce je třeba dalších výzkumných prací v této nebo podobné oblasti České republiky. V současné době jsou vlivu deforestation na půdní faunu věnovány studie převážně umístěné do severoevropských temperátních lesů (Setälä et al., 2000; Sohlenius, 2002; Sverdrup – Thygeson and Ims, 2002). Jistě by též bylo vhodné využívat jednotnější skladby vegetace pro snadnější interpretaci a hlavně průkaznost výsledků. Impulsem pro věnování pozornosti právě této problematice by mohl být fakt, že tento způsob disturbance prostředí lze experimentálně navozovat a upravovat. Ačkoli vliv samotného odlesnění nemusí být spojen s fatálním dopadem na půdní život a může s postupem času dokonce dosáhnout úplného vyrovnání společenstev na srovnávaných lokalitách, je nutné veškeré zásahy do půdy pečlivě zvažovat. Používání těžké techniky v Klánovickém lese (Kohlík, 2010), může mít negativní dopad na fyzikální vlastnosti svrchní vrstvy půdy. Dle Kolymbase and Fellina (2000) půdní fauna trpí v důsledku zhutnění půd. Vlivem nešetrných způsobů těžby jsou přímo usmrcováni mnozí

jedinci a některé druhy nuceny k vertikální migraci do hlubších vrstev. Z toho je patrná potřeba hodnocení nejen povrchového společenstva. S tímto doporučením souhlasí i studie Tufa et al. (2003) uskutečněná v lužním lese Litovského Pomoraví. Vhodná by byla kombinace použité metody padacích zemních pastí s hloubkovou extrakcí půdních vzorků, neboť také obyvatelé hlubších půdních vrstev mají významný podíl na přímé dekompozici organické hmoty. Touto činností podstatně ovlivňují parametry svrchního horizontu, a tím početnost i diverzitu druhů půdního povrchu.

Z uvedených výsledků vyplývá, že pokud je těžba realizována citlivě, neměl by být její ekologický vliv vnímán pouze negativně. Toto je z pohledu diverzity v souladu s tvrzením Lososa et al. (1984), který uvádí, že v našich lesích stoupá index floristické a současně faunistické diverzity do stáří 100 – 160 let.

Pro ochranu množství a diverzity půdního života do budoucna je uveden výčet doporučení pro lesnický management Klánovického lesa, neboť neuvážený zásah nebo jeho absence může vést k narušení vazeb v prostředí a vyvolat tak negativní řetězovou reakci. Ta by se mohla odrazit ve zdravotním stavu lesního porostu, jeho produkčních i mimoprodukčních funkcích. Principem ochrany terestrických organismů je komplex ochrany jejich přirozeného stanoviště. Z tohoto důvodu je důležité se zaměřit na vztah lesního porostu k půdě a naopak.

Výčet doporučení pro ochranu půdního života v lesních porostech:

- Zvážení hospodářského způsobu obnovy lesa, který je ve většině případů uskutečňován holosečnou formou. Ačkoli je tento způsob použitelný právě pro porosty geograficky a stanovištně nevhodné i pro porosty lišící se skladbou výrazně od přirozené, v kontextu šetrnosti k půdnímu povrchu ho nelze doporučit. Holosečný způsob obnovy Klánovického lesa osobně nepovažuji za promyšlený a zodpovědný, neboť tento les primárně neplní produkční funkci a také není ohrožen kalamitními stavy, jako porosty na Šumavě, Krkonoších nebo Krušných horách. Skutečnost, že tento způsob těžby je považován za nenáročný na techniku a provádění, vede k jeho preferenci. Častěji by měly být navrhovány přírodě bližší způsoby obnovy – násečný, podrostní a výběrový. Fakt, že obnova jehličnatého lesa je přednostně uskutečňována opět jehličnatými dřevinami, tento dojem prohlubuje.
- Minimalizace výsadby jehličnatých monokultur na již kyselém půdním podloží.

- V odůvodněných případech holoseče ponechání jednotlivý výstavků, které i v malém počtu napomohou významnou měrou zlepšit mikroklimatické podmínky na holině.
- Skutečné provádění zákonem stanovených povinností výchovných zásahů a přednostní nahodilé těžby i v hůře přístupných částech lesa.
- Skutečná realizace těžby dříví v době vegetačního klidu, v nejlepším případě v období zamrzlé půdy.
- Skutečné uvádění zničených cest těžbou dříví do původního stavu.
- Omezení fragmentace porostu vlivem rozšiřováním cestní sítě a nebezpečí postupné přeměny v lesopark.
- Ponechání starých jedinců listnatých dřevin a doupných stromů na dožití (Příloha 30).
- Ponechání pařezů v minimální výšce 30 cm.
- Ponechání mrtvého dřeva nebo vývrtů k samovolnému rozpadu.
- Reálné provádění kontrol plánů péče stejně jako kontrol dodržování zásad certifikovaných systémů FSC, PEFC.
- Maximální míra ochrany a podpory porostních etáží.
- Udržování únosných počtů zvěře.
- Výstavba oplocenek proti škodám přemnožené zvěře na nových porostech a především kontrola jejich stavu s okamžitou opravou.
- Orientace na ochranu v obnovených porostech proti buření.

7 Závěr

Cílem diplomové práce bylo popsat a posoudit vliv mýcení lesa na vybrané taxony epigeonu. Na úmyslnou mýtní těžbu není nutno nahlížet očima široké veřejnosti, která těžbu dříví vnímá jako hlavního nepřítele – ničitele přírody a veškerého života vůbec.

Ze získaných výsledků je zřejmé, že i po odlesnění biota na vykácených plochách zůstává anebo je obměňována jinými druhy. Na sousedících lokalitách byla zaznamenána srovnatelná diverzita i ekvitabilita. Změna se týkala především druhů společných. Nově vzniklé mýtiny byly kolonizovány druhy otevřených stanovišť, druhy schopnými migrace na delší vzdálenosti, druhy konajícími hygienickou funkci a saproxylickými druhy. Výraznou preferenci k vytěženým plochám vykazovaly mnohonožky. Naopak nenarušenému prostředí daly přednost druhy typicky lesní – zejména stonožky a suchozemští stejnonožci. Z toho je patrné, že odlesnění má dopad na půdní faunu v důsledku změn abiotických a biotických podmínek. Mezi hlavní jistě patří změna půdního mikroklimatu (teplota, vlhkost), heterogenita prostředí, dostupnost potravní nabídky či vhodných úkrytů. Se změnou druhového složení jsou spojeny i výrazné změny v dominanci jednotlivých druhů. Za významný faktor lze považovat také čas od provedené těžby a stupeň obnovy lesního porostu, kdy nejvyšší faunistické podobnosti srovnávaných lokalit a tedy návrat původních druhů byl pozorován u obnovy porostu v nejvyšší fázi.

Posouzení efektu těžby je však složité, zejména v souvislosti s určením primárního nebo sekundárního vlivu. Pokles jedinců po těžbě na všech lokalitách byl jistě ovlivněn i přímou mortalitou a destrukcí půdní struktury v důsledku doprovodných procesů (pád kmenů, opakovaný pojezd mechanizace při odvozu nebo sázení). Všechny stanovené hypotézy byly potvrzeny s výjimkou vyšší diverzity (hypotéza č. 1), která byla posouzena spíše jako srovnatelná.

Základním trendem by měla být snaha minimalizovat zejména radikální holosečné vlivy při současné minimalizaci nároků společnosti na produkční funkci lesa. Do nedávna převažoval názor, že vztah člověka a lesa je jednostranný (člověk = aktivní tvůrce; les = pasivní produkt). Dnes by tento vztah měl být vnímán spíše jako koevoluce. Tou měrou, kterou lidstvo bude měnit lesní prostředí, bude prostředí nutit nás k novým strategiím. Vše tedy záleží na přístupu k lesnickému managementu. Zdravá půda včetně jejího života je dobrým předpokladem pro vyšší produkci lesa a tím i zvýšení jeho mimoprodukčních funkcí.

Z tohoto důvodu je nutné se problematice věnovat i v dalších studiích a především zdůrazňovat ochranu půdy, neboť představuje ochranu celé přírody i krajiny.

8 Seznam literatury

Adis, J. 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologische Anzeigen*. 202 (3 - 4). 177 - 184.

Allee, W. C. 1926. Studies in animal aggregations: Causes and effects of bunching in land isopods. *Journal of Experimental Zoology*. 45 (1). 255 - 277.

Bábková - Hrochová, M. Jongepierová, I. (eds.). 2008. Louky Bílých Karpat: Grasslands of the White Carpathian Mountains. ZO ČSOP Bílé Karpaty. Veselý nad Moravou. 461 s. ISBN: 978-80-903444-6-4.

Baláž, E., Kotecký, V., Machalová, L., Poštulka, Z. 2008. Vliv holosečného hospodaření na pôdu, vodu a biodiverzitu. *Hnutí Duha*. Brno. 2008. 46 s. ISBN 978-80-86834-26-9.

Barber, H. S. 1931. Traps for cave inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*. 4 (-). 259 - 266.

Bengtsson J., Lundkvist, H., Saetre, P., Sohlenius, B., Solbreck, B. 1998. Effect of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. *Applied Soil Ecology* 9 (1 - 3). 137 - 143.

Bičík, I., Budňáková, M., Čermík, P., Čtyroká, J., Dreslerová, D., Fiala, P., Hauptman, I., Janderková, J., Jech, K., Kender, J., Kopp, J., Kubík, L., Kukul, Z., Matějů, L., Němec, J., Němec, J., Novák, P., Pošmourný, K., Rejšek, K., Penížek, V., Petřů, K., Sáníka, M., Sedláček, J., Šefrna, L., Vácha, R., Vašků, Z., Zimová, M., 2009. Půda v České republice, Consult. Praha. 255 s. ISBN: 80-903482-4-6.

Bielek, P. 1991. Ohrozená pôda. VÚPÚ. Bratislava. 80 s. ISBN: 8085361019.

Binkley, D., Fisher, R. F. 2013. Ecology and management of forest soils. Wiley-Blackwell. Chichester. p. 362. ISBN 978-0-470-97946-4.

Boček, P. 2007. Dolní Počernice. Úřad městské části Praha - Dolní Počernice. Dolní Počernice. 200 s. ISBN: 978-80-254-0110-1.

Cancela Da Fonseca J. P. 1990. Forest management: impact on soil microarthropods and soil microorganisms. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*. 27 (3). 269 - 283.

- Coleman, D. C. 2008. From Peds to Paradoxes: Linkages Between Soil Biota and Their Influences on Ecological Processes. *Soil Biology & Biochemistry*. 40 (2). 271 - 289.
- Coyle, F. A. 1981. Effect of clearcutting on spider community of a southern Appalachian forest. *Journal of Arachnology*. 9 (3). 285 - 298.
- Digweed, S. C., Currie, C. R., Cárcamo, H. A., Spence, J. R. 1995. Digging out the "digging-in effect" of pitfall traps: Influences depletion and disturbance on catches of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pedobiologia*. 39 (6). 561 - 576.
- Donegan, K. K., Watrud, L. S., Seidler, R. J., Maggard, S. P., Shiroyama, T., Porteous, L. A., DiGiovanni, G. 2001. Soil and litter organisms in Pacific northwest forests under different management practices. *Applied Soil Ecology*. 18 (1). 159 - 175.
- Dreslerová, D., Sádlo, J. 2000. Les jako součást pravěké kulturní krajiny. *Archeologické rozhledy*. 52 (2). 330 - 346.
- Duvigeaud, P. 1988. *Ekologická syntéza*. Academia. Praha. 414 s. ISBN 21-054-88.
- Edney, E. B. 1951. The Evaporation of Water from Woodlice and the Millipede *Glomeris*. *Journal of Experimental Biology*. 28 (1). 91 - 115.
- Folkmanová, B. 1928. Chilopoda Republiky Československé: 1. Díl: Chilopoda Čech. *Fauna et Flora Čechoslovenica*. 3 (1). 1 - 131.
- Folkmanová, B. Stonožky - Chilopoda. In: Kratochvíl, J. (eds.). 1959. *Klíč zvířeny ČSR III*. Nakladatelství Československé akademie věd. Praha. 49 - 66.
- Frankenberger, Z. 1959. *Fauna ČSR, Stejnonožci suchozemští*. Nakladatelství Československé akademie věd. Praha. 212 s.
- Gobat, J. M., Arango, M., Matthey, W. 2004. *The living soil: Fundamentals of soil science and soil biology*. Science Pub Inc. USA. 602 p. ISBN: 1-57808-210-2.
- Griffiths, B. S., Wood, S., Cheshire, M. V. 1989. Mineralisation of ¹⁴C labelled plant material by *Porcelio scaber* (Crustacea, Isopoda). *Pedobiologia*. 33 (7). 355 - 360.
- Gunn, D. L. 1937. The humidity reactions of the wood-louse, *Porcellio scaber* (Latreille). *Journal of Experimental Biology*. 14 (-). 178 - 186.

- Hadaš, P., Hybler, V. Analýza vlastností porostního mikroklimatu lužních lesů z hlediska obnovy. In: Rožnovský, J., Litschman, T. (eds.). 2003. Seminář: „Mikroklima porostů“, Brno, 26. března 2003. Nakladatelství Českého hydrometeorologického ústavu. Praha. 133 - 141 s. ISBN: 80-86690-05-9.
- Hansen, J. E., New, T. R. 2005. Use of barrier pitfall traps to enhance inventory surveys of epigaeic Coleoptera. *Journal of Insect Conservation*. 9 (2). 131 - 136.
- Hassett, J. E., Zak, D. R. 2005. Aspen Harvest Intensity Decreases Microbial Biomass, Extracellular Enzyme Activity and Soil Nitrogen Cycling. *Soil Science Society of America Journal*. 69 (-). 227 - 235.
- Hašková, J. 1988. Inventarizační výzkum chráněného přírodního výtvaru Klánovická les. Manuscript. Praha. 29 s.
- Heydemann, B. 1956. Über die Bedeutung der "Formalinfalle" für die zoologische Landesforschung. *Faun. Mitt. Norddt.* 1 (6). 19 - 24.
- Hrabák, R., Poruba, M. 2005. *Les. Aventinum*. Praha. 320 s. ISBN: 80-86858-09-X.
- Hruška, B. 2017. Těžba v Klánovickém lese. *Újezdský zpravodaj*. 16 (1). 6.
- Hruška, J., Cienciala, E. (eds.). 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví. Česká geologická služba. Praha. 153 s. ISBN 80-7075-655-1.
- Huhta, V., Karppinen, E., Nurminen, M., Valpas A. 1967. Effect of silvicultural practices upon arthropos, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. *Annales Zoologici Fennici*. 4 (2). 87 - 145.
- Huth, R. 1995. Klánovice. Městská část Praha - Klánovice. Praha. 21 s.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P. (eds.). 2010. Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR. Praha. 445 s. ISBN: 978-80-87457-02-3.
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marino, L., Miko, L., Ritz, K., Pérès, G. Römbke, J., van der Putten, W. H. (eds.). 2010. European atlas of soil biodiversity. Publications office of the European Union. Luxembourg. p. 128. ISBN: 978-92-79-15806-3.

- Kjučukov, P. „Mrtvé“ dřevo v hospodářském lese - pilíř přírodě blízkého hospodaření. In: Prknová, H. (eds.). 2009. Sborník z konference: Možnosti přírodě blízkého lesního hospodářství v českých zemích, Kostelec nad Černými lesy, 23. 9. 2009. ČZU. Praha. 21 - 26 s. ISBN: 978-80-213-1969-1.
- Klimo, E. 2001. Lesnická ekologie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. Brno. 167 s. ISBN 80-7157-499-6.
- Kocourek, P. 2013. Natura Pragensis 21, Studie o přírodě Prahy: Mnohonožky (Myriapoda: Diplopoda) Prahy. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 146 s. ISBN: 978-80-87457-48-1.
- Koivula, M., Kotze, J. D., Hiisivuori, L., Rita, H. 2003. Pitfall trap efficiency: do trap size, collecting fluid and vegetation structure matter?. Entomologica Fennica. 14 (1). 1 - 14.
- Kolymbas, D., Fellin, W. 2000. Compaction of Soils, Granulates and Powders. A. A. Balkema. Rotterdam. p. 344. ISBN: 9058093182.
- Kostroň, L. 1971. Lesní těžba a dopravnictví. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 495 s.
- Kovanda, J., Balatka, B., Bernard J. H., Brunnerová, Z., Březinová, D., Bukovanská, M., Cílek, V., Fridrichová, M., Havlíček, V., Holub, V., Hrdlička, L., Chlupáč, I., Kadlecová, R., Kachlík, V., Kaprasová, E., Kleček, M., Král, J., Kříž, J., Lochmann, Z., Lysenko, V., Mašek, J., Šalanský, K., Tomášek, M., Zelenka, P. 2001. Neživá příroda Prahy a jejího okolí. Academia Český geologický ústav. Praha. 216 s. ISBN: 978-80-200-0835-0.
- Kovář, P. 2014. Ekosystémová a krajinná ekologie. Karolinum. Praha. 170 s. ISBN: 978-80-246-2788-5.
- Kratochvíl, J. 1936. Třetí příspěvek k poznání půdní zvířeny: metamorfosa Lycoriid z půd lesních = Troisième notice à la connaissance de la faune du sol : métamorphose de quelques Lycoriides du sol des fôrets. VŠZ. Brno. 23 s.
- Křišťufek, V., Elhottová, D., Frouz, J., Šustr, V. 2000. Interakce půdních mikroorganismů, bezobratlých a kořenů rostlin. Ústav půdní biologie AV ČR. České Budějovice. 156 s. ISBN: 80-902020-7-1.

- Kubíková, J. 1992. *Natura Pragensis* 19, Studie o vegetačních poměrech v chráněných krajinných oblastech ve východní části Prahy. Český ústav ochrany přírody. Praha. 269 s. ISSN: 0862-366X.
- Kult, K. 1947. Klíč k určování brouků čeledi Carabidae Československé republiky, (Zpracováno se zvláštním zřetelem k druhům zemědělsky důležitým), II. část. Československá společnost entomologická. Praha. 198 s.
- Kupka, J., Melčáková, J. 2009. Metody studia ekosystémů- studium terestrických ekosystémů: Modelová studie ekosystémů lužního lesa. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava. Ostrava. 27 s.
- Kuras, T. 2008. Biologické hodnocení záměru výstavby golfového hřiště na katastru území Klánovic. MSc. Praha. 69 s.
- Kutílek, M. 2012. Půda planety Země. Dokořán. Praha. 199 s. ISBN: 978-80-7363-212-0.
- Landa, J., 1988. Makologický průzkum chráněného přírodního výtvaru. Manuscript. Praha. 31 s.
- Lang, A. 2000. The pitfalls of pitfalls: a comparison of pitfall trap catches and absolute density estimates of epigeal invertebrate predators in Arable Land. *Journal of pest science*. 73. (4). 99 - 106.
- Laška, V., Mikula, J., Tuf, I. H. 2008. Jak hluboko žijí půdní bezobratlí? *Živa*. 58 (4). 169 - 171.
- Laštůvka, Z., Gaisler, J., Krejčová, P., Pelikán, J. 1996. *Zoologie pro zemědělce a lesníky*. Konvoj. Brno. 266 s. ISBN: 80-85615-50-9.
- Laštůvka, Z., Krejčová, P. 2000. *Ekologie*. Konvoj. Brno. 184 s. ISBN: 80-85615-93-2.
- Lavelle, P., Spain, A. V. 2003. *Soil ecology*. Kluwer academic publishers. New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow. 654 p. ISBN: 0-306-48162-6.
- Lewis, J. G. E. 1981. *The Biology of Centipedes*. Cambridge University Press. New York. p. 476. ISBN: 978-0521034111.

- Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J. 1984. Ekologie živočichů. Státní pedagogické nakladatelství. Praha. 320 s. ISBN: 14-174-85.
- Luff, M. L. 1975. Some features influencing the efficiency of pitfall traps. *Oecologia*. 19 (4). 345 - 357.
- Lukáš, J., Fischer, F. 2014. Klánovice na starých fotografiích. Praha. 118 s. ISBN: 978-80-260-5841-0.
- Macháčová, M., Macháč, P. 2001. Naučná stezka Klánovickým lesem. ZO Český svaz ochránců přírody Stopa Klánovice. Praha. 40 s.
- Marshall, V. G. 2000. Impact of forest harvesting on biological processes in northern forest soil. *Forest Ecology and Management*. 133 (1 - 2). 43 - 60.
- Mařan, B., Káš, V. 1948. Biologie lesa - I. díl, Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Melantrich. Praha. 596 s.
- Němec, J., Hřib, M. (eds.). 2009. Lesy v České republice. Lesy ČR - Consult. Praha. 399 s. ISBN: 80-903482-5-4.
- Němeček, J. 2001. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Česká zemědělská univerzita. Praha. 79 s. ISBN 80-238-8061-6.
- Niemalä, J., Halme, E., Haila, Y. 1990. Balancing sampling effort in pitfall trapping of carabid beetles. *Entomologica Fennica*. 233-238.
- Novák, V., Hrozinka, F., Starý, B. 1974. Atlas hmyzích škůdců lesních dřevin. SZN. Praha. 128 s.
- Novák, V., Káš, V., Nosek, J. 1959. Živěna půdní (edafon). Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 287 s. ISBN: 80-6314-602-1.
- Oades, J. M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*. 56 (1 - 4). 377 - 400.
- Obrist, M. K., Duelli, P. 1996. Trapping efficiency of funnel- and cup-traps for epigeal arthropods. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*. 69 (-). 361 - 369.

- Pekár, S. 2002. Differential effects of formaldehyde concentration and detergent on the catching efficiency of surface active arthropods by pitfall traps. *Pedobiologia*. 46 (6). 539 - 547.
- Pelíšek, J. 1964. *Lesnické půdoznalství*. SZN. Praha. 568 s.
- Perry, D. A. 1994. *Forest Ecosystems*. The John Hopkins University Press. Baltimore and London. p. 649. ISBN: 0-8018-4987-X.
- Petrík, P., Kušalic, M. ml., Kušalic, M. Hédl, R., Svoboda, M., Hruška, J., Zatloukal, V., Boublík, K., Poštalka, Z. Přírodě blízké postupy hospodaření v lesích z pohledu české bioplatformy. In: Prknová, H. (eds.). 2007. *Sborník příspěvků z vědecké konference: Význam přírodě blízkých způsobů pěstování lesů pro jejich stabilitu, produkční a mimoprodukční funkce*, Kostelec nad Černými lesy, 17 - 18. 10. 2007. ČZU. Praha. 65 - 74 s. ISBN: 978-80-213-1687-4.
- Picket, S. T. A., White, P. S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. London. p. 472. ISBN: 978-0-12-554520-4.
- Plaster, E. 2013. *Soil science and management*. Cengage learning. Delmar. 544 p. ISBN: 0-8400-2432-0.
- Pobědinskij, A. V., Krečmer, V. 1984: *Funkce lesů v ochraně vod a půdy*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 256 s.
- Remeš, J. Místo a perspektivy přírodě blízkého pěstování lesů v současnosti. In: Prknová, H. (eds.). 2009. *Sborník z konference: Možnosti přírodě blízkého lesního hospodářství v českých zemích*, Kostelec nad Černými lesy, 23. 9. 2009. ČZU. Praha. 59 - 60 s. ISBN: 978-80-213-1969-1.
- Ryska, P. 2016. *Praha neznámá: procházky po netradičních místech a zákoutích*. Grada Publishing. Praha. 232 s. ISBN:978-80-247-5651-6.
- Řezáč, M. 2005. *Zpráva o biotě Klánovického lesa (Praha 9) se zvláštním zřetelem na území plánované obnovy golfového hřiště*. MSc. Praha. 23 s.

- Setälä, H., Haimi, J., Siira-Pietikäinen, A. 2000. Sensitivity of soil processes in northern forest soils: are management practices a threat?. *Forest Ecology and Management*. 133 (1 - 2). 5-11.
- Schneider, J. 2014. Hrobařící – důležitá součást přírody. *Živa*. 5. 239 – 241.
- Siitonen, J., Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: A comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 9 (1). 185 - 191.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. 163. 688.
- Sohlenius, B. 1982. Short-term influence of clear-cutting on abundance of soil-microfauna (Nematoda, Rotatoria and Tardigrada) in swedish pine forest soil. *Journal of Applied Ecology* 19 (2). 349 - 359.
- Sohlenius, B. 2002. Influence of clear-cutting and forest age on the nematode fauna in a Swedish pine forest soil. *Applied Soil Ecology*. 19 (3). 261 - 277.
- Spellerberg, I. F. 1995. Monitorování ekologických změn. Český ústav ochrany přírody. Brno. 187 s. ISBN: 80-901855-2-5.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Barralho, R. J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G. R., Eden, P. 2001. Ecological impacts of agriculture intensification in Europe. *Journal of environmental management*. 63 (4). 337 - 365.
- Sutton, S. L. 1976. *Invertebrate Types: Woodlice*. Ginn & Company. Great Britain. p. 144. ISBN: 0602216664.
- Sverdrup - Thygeson, A., Ims, R. A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106 (3). 347 - 357.
- Šarapatka, B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. 232 s. ISBN: 978-80-244-3736-1.
- Švestka, M., Hochmut, R., Jančařík, V. 1998. *Praktické metody v ochraně lesa*. Lesnická práce. Kostelec nad Černými lesy. 309 s. ISBN: 80-902503-0-0.

- Tajovský, K. 2005. Isopoda (stejnonožci). In: Farkáč, J., Král, D., Škorpík, M. (eds.). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí. AOPK ČR. Praha. 104 - 105 s. ISBN: 80-86064-96-4.
- Tajovský, K. 2015. Společenstva mnohonožek (Diplopoda) a stonožek (Chilopoda) v měnicích se podmínkách horských smrčín Šumavy. Lesník 21. století. 11 (1). 13 - 28.
- Tomášek, M. 2007. Půdy České republiky. Česká geologická služba. Praha. 67 s. ISBN: 978-80-7075-688-1.
- Tuf, I. H., Tuřová, J. 2008. Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. Čas. Slez. Muz. Opava (A). 57 (-). 37 - 44.
- Tuf, I. H., Veselý, M., Tuřová, J., Dedek, P. Vliv mýcení lesa na půdní faunu aneb jak interpretovat data získaná studiem odlišných skupin bezobratlých?. In: Karas, J. (eds.). 2003. Sborník konference: Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů, Kostelec nad Černými lesy, 20-21. 11. 2003. ČZU. Praha. 37-44 s. ISBN: 80-213-1082-0.
- Uhía, E., Briones, M. J. I. 2002. Population dynamics and vertical distribution of enchytraeids and tardigrades in response to deforestation. Acta Oecologica. 23 (6). 349 - 359.
- Vačkář, D. 2005. Ukazatele změn biodiverzity. Academia. Praha. 300 s. ISBN: 80-200-1386-5.
- Váňa, J. 2010. Mechorosty západní části Klánovického lesa. In: Natura Pragensis 21, Studie o přírodě Prahy. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 104 - 106 s. ISBN: 978-80-87457-05-4.
- Veselý, P. 2002. Střevlíkovití brouci Prahy. s.n. Praha. 167 s. ISBN 80-238-9918-X.
- Voigtländer, K. 2011. Chilopoda - ecology. The Myriapoda: Treatise on zoology - anatomy, taxonomy, biology. 1 (15). 309 - 325.
- Ward, D. F., New, T. R., Yen, A. L. 2001. Effects of Pitfall Trap Spacing on the Abundance, Richness and Composition of Invertebrate Catches. Journal of insect conservation. 5 (1). 47 - 53.

Weinstein, P., Slaney, D. 1995. Invertebrate Faunal Survey of Rope Ladder Cave, Northern Queensland: a Comparative Study of Sampling Method. *Austral Entomology*. 34 (3). 233 - 236.

Wilkinson, M. T., Richards, P. J., Humphreys, G. S. 2009. Breaking ground: Pedological, geological, and ecological implications of soil bioturbation. *Earth-Science Reviews*. 97 (1 - 4). 257 –272.

Work, T. T., Buddle CH. M., Korinus, L. M., Spence J. R. 2002. Pitfall Trap Size and Capture of Three Taxa of Litter-Dwelling Arthropods: Implications for Biodiversity Studies. *Environmental Entomology* 31 (3). 438 - 448.

Zahradník, J. 2008. *Brouci*. Aventinum. Praha. 288 s. ISBN: 978-80-96858-43-2.

8.1 Elektronické zdroje

Karnecká, J., Frantík, D., Dýbová, A. [online] 2012. [cit. 2017-09-05]. Dostupné z http://portalzp.praha.eu/public/f3/39/89/1733428_422100_22_klanovickyles_nahled.pdf

Kohlík, V. Plán péče o přírodní rezervaci Cyrilov 2011 – 2020. [online]. 2010. [cit. 2018-01-04]. Dostupné z <http://www.praha-priroda.cz/priloha/51cd838dbedf0/planpece-opr-cyrilov-2010-2020-51cd840866fd1.pdf>

Košulič, M. Disturbance neboli narušení. [online]. Přírodě blízké lesnictví. 4. ledna 2009. [cit. 2018-03-04]. Dostupné z <http://www.prirozenelesy.cz/node/26>

Kučera, M., Adolt, R., Kratěna, L., Kohn, I., Fejfar, J., Závodský, J., Piskyťlová, K., Čech, Z. Výstupy národní inventarizace lesů uskutečněné v letech 2011-2015: 1. Plocha lesa. [online]. 2016.[cit. 2018-03-04]. Dostupné z http://nil.uhul.cz/data/documents/vysledky_projektu_nil2/plocha_lesa_lp_prosinec_2015.pdf

Starý, J. Pancířníci (Araci: Oribatida) Šumavy a Krkonoš. [online]. 2008. [cit. 2018-01-26]. Dostupné z <http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/reserseOribatida.pdf>

<http://www.globalforestwatch.org/>

<http://www.lesnigalerie.praha21.cz>

<http://www.naturabohemica.cz/armadillidium-versicolor/>

<https://www.novinky.cz/domaci/183751-golfove-hriste-v-klanovickem-lese-nebude-rozhodlo-referendum.html>

9 Seznam samostatných příloh

Příloha 1: Schéma základních půdních funkcí.

Příloha 2: Hlavní formy nadložního humusu v závislosti na klimatických podmínkách v Evropě.

Příloha 3: Schematické znázornění forem humusu, včetně jejich základních charakteristik a nejvýznamnějších skupin půdní fauny, které se na jejich vzniku aktivně podílí.

Příloha 4: Zásady přírodě blízkého hospodaření v lesích ČR.

Příloha 5: Propočet hmotnostního odčerpávání hlavních živin z českých lesů roční těžbou.

Příloha 6: Průměrné hmotnostní množství organických a minerálních látek v opadu.

Příloha 7: Srovnání diagramových schémat dynamiky tvorby humusu v půdě pod vlivem holosečného a podrostního hospodářského způsobu.

Příloha 8: Umístění Klánovického lesa v rámci Prahy.

Příloha 9: Porovnání rozlohy Klánovického lesa na mapě stabilního katastru z roku 1840.

Příloha 10: Klimatické hodnoty oblasti Klánovického lesa.

Příloha 11: Přítomné biotopy v zájmové oblasti dle fytoecnologické databáze.

Příloha 12: Procentuální druhová skladba dřevin v zájmové oblasti.

Příloha 13: Procentuální věková skladba v zájmové oblasti.

Příloha 14: Změna zalesnění v průběhu let 2001 – 2014 v komplexu Klánovického lesa.

Příloha 15: Fotografie těžebních zásahů v Klánovickém lese.

Příloha 16: Umístění odběrových lokalit v komplexu Klánovického lesa.

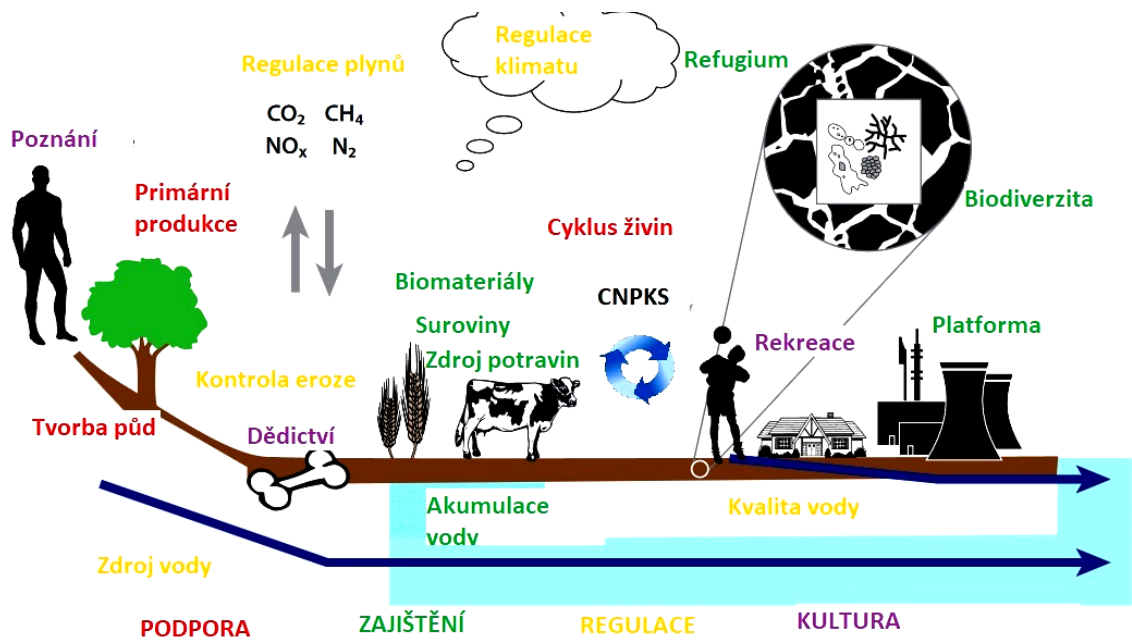
Příloha 17: Fotografie odběrové lokality M1.

Příloha 18: Fotografie odběrové lokality L1.

Příloha 19: Fotografie odběrové lokality M2.

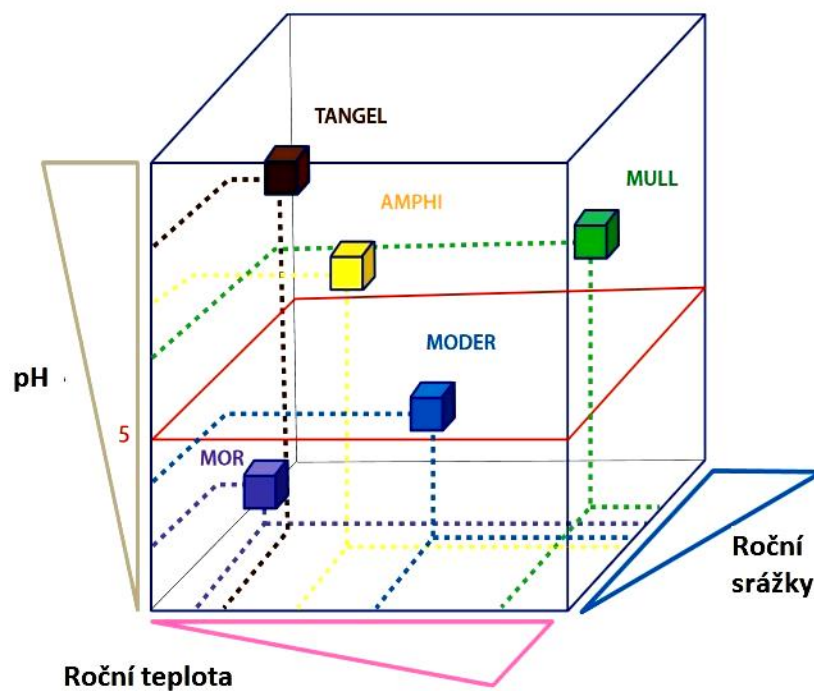
- Příloha 20: Fotografie odběrové lokality L2.
- Příloha 21: Fotografie odběrové lokality M3.
- Příloha 22: Fotografie odběrové lokality L3.
- Příloha 23: Fotografie odběrové lokality M4.
- Příloha 24: Fotografie odběrové lokality L4.
- Příloha 25: Fotografie odběrové lokality M5.
- Příloha 26: Fotografie odběrové lokality L5.
- Příloha 27: Schéma umístění zemních pastí na jedné z lokalit.
- Příloha 28: Schéma padací zemní pasti.
- Příloha 29: Fotografie zemní pasti z terénu.
- Příloha 30: Exemplář doupného stromu.

Příloha 1: Schéma základních půdních funkcí.



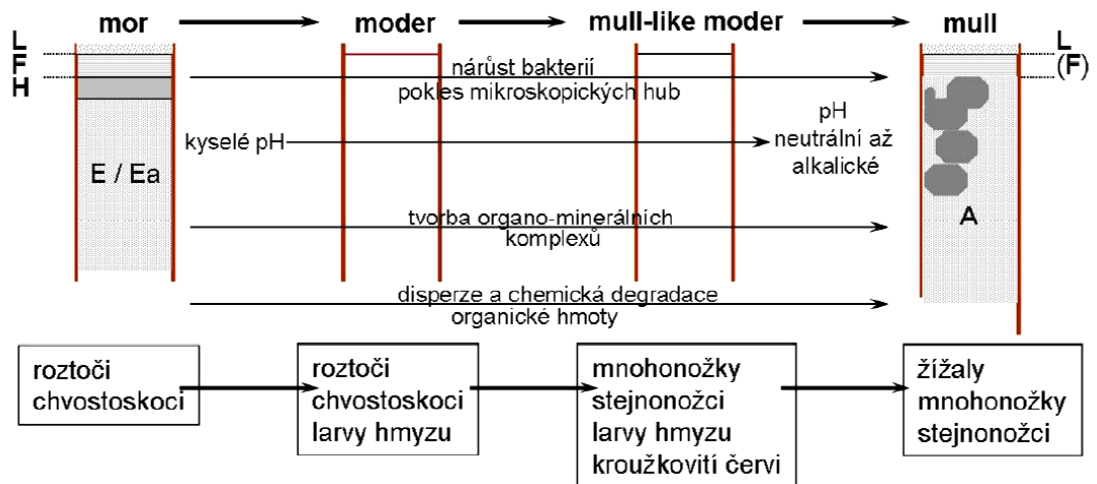
(Jeffery et al., 2010; graficky upraveno a přeloženo autorkou práce)

Příloha 2: Hlavní formy nadložního humusu v závislosti na klimatických podmínkách v Evropě.



(Jeffery et al., 2010; graficky upraveno a přeloženo autorkou práce)

Příloha 3: Schematické znázornění forem humusu, včetně jejich základních charakteristik a nejvýznamnějších skupin půdní fauny, které se na jejich vzniku aktivně podílí.



(Tajovský, 2015)

Příloha 4: Zásady přírodě blízkého hospodaření v lesích ČR.

Desatero přírodě blízkého hospodaření v lesích prosazované Českou Bioplatformou:

1. Postupně přecházet k metodám ekologické obnovy s prodlužováním obnovních a zmlazovacích dob, avšak se zřetelem k možnostem dále pokračujícího naplňování standardních etátů myštné těžby, tj.:
 - a. Omezit celkový rozsah používání holosečí a snížit přípustnou velikost holé seče.
 - b. Zajistit přirozenou obnovu v co největším rozsahu, uplatňovat nejméně středně dlouhou obnovní dobu a delší dílčí obnovní dobu.
 - c. Zajišťovat přítomnost dřevin cílové druhové skladby, zejména stínomilných melioračních a zpevňujících dřevin (MZD), podsadbami mateřských porostů a na holinách s využitím přípravných porostů, tj. v návaznosti na velký sukcesní generační cyklus.
2. Dosáhnout trvalého udržení vyvážených vztahů mezi zvěří a lesními ekosystémy s hospodářsky zanedbatelnými škodami a umožněním obnovy stanovištně vhodných dřevin.
3. Prosadit přístup k lesům jako ekosystémům a při jejich polyfunkčním obhospodařování využívat přírodních procesů (biologické automatizace).
4. Zabezpečit ochranu biodiverzity lesů a její monitoring na úrovni druhů a typů lesních společenstev.
5. Zajistit zvýšení množství starých stromů a tlejícího dřeva (včetně těžebních zbytků) na takovou úroveň, která umožní optimální funkci všech částí lesních ekosystémů jak v lesích hospodářských, tak v lesích s různým stupněm ochrany přírody.
6. Zvýšit zadržení vody a rozpuštěných živin a prevence proti erozi v lesích. Umožnit dotaci systémů podzemní vody, stabilizovat průtoky v lesních vodních tocích a zmenšit zatížení vodních toků plaveninami a splaveninami.
7. Zabránit odvodňování všech typů lesních mokřadů, zavést šetrné technologie při hospodaření v lesích tak, aby byla podpořena přirozená retence vody v lesích.
8. Omezit či zcela vyloučit výsadbu geograficky nepůvodních dřevin v lesích významných z hlediska zachování biodiverzity.
9. Zpracovat koncepci ochrany nelesní půdy před erozí racionálním zalesňováním s ohledem na zachování biologicky cenných lokalit a za využití přírodě blízkých postupů. Na lokalitách biologicky cenných vyloučit umělé zalesnění a respektovat kulturně historické a ekologické odlišnosti ve vývoji lesa.
10. Výrazně omezit až zcela vyloučit vápnění a hnojení lesů.

(Petřík et al., 2007)

Příloha 5: Propočet hmotnostního odčerpávání hlavních živin z českých lesů roční těžbou.

Těžená hmota:	Hmotnost odčerpaných živin [t/ha]				
	N	P	K	Ca	Mg
Celková biomasa	4400	400	2200	2600	400
Biomasa kmene (bez kůry)	11300	1700	5700	11300	1400

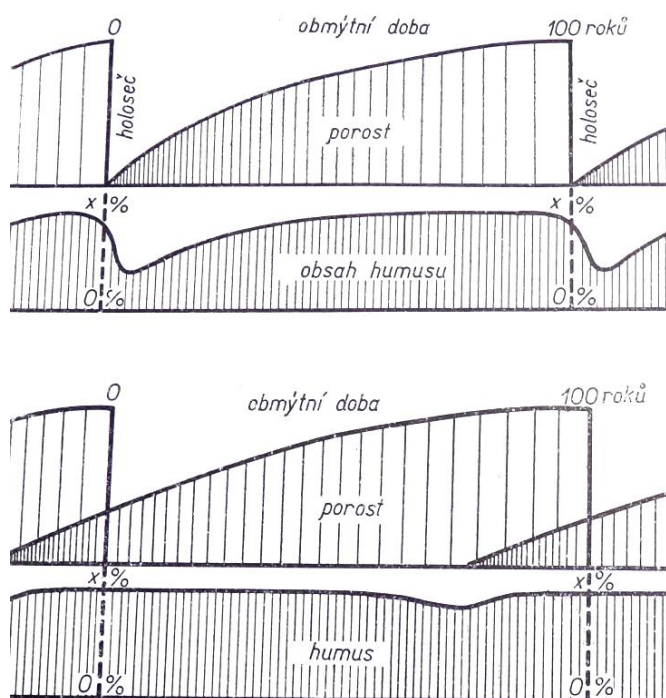
(Klimo, 2001)

Příloha 6: Průměrné hmotnostní množství organických a minerálních látek v opadu.

Lesní porost:	Hmotnost opadu [kg/ha]	
	Organické látky	Popeloviny
Smrkový	2872	135,9
Bukový	3147	185,5

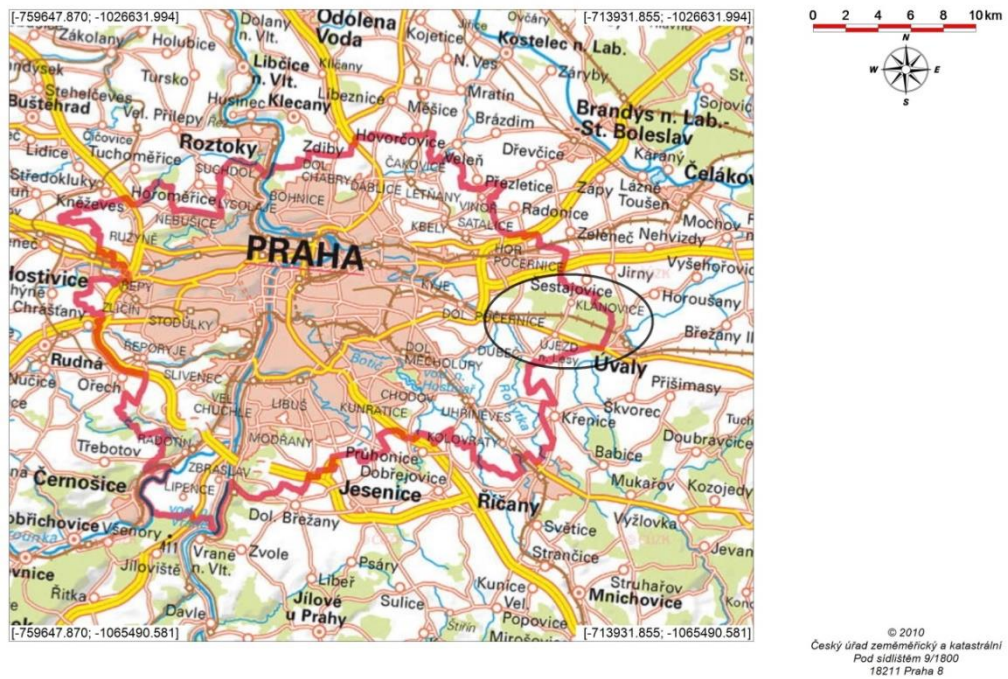
(Pelíšek, 1964; graficky upraveno autorkou práce)

Příloha 7: Srovnání diagramových schémat dynamiky tvorby humusu v půdě pod vlivem holosečného a podrostitního hospodářského způsobu.



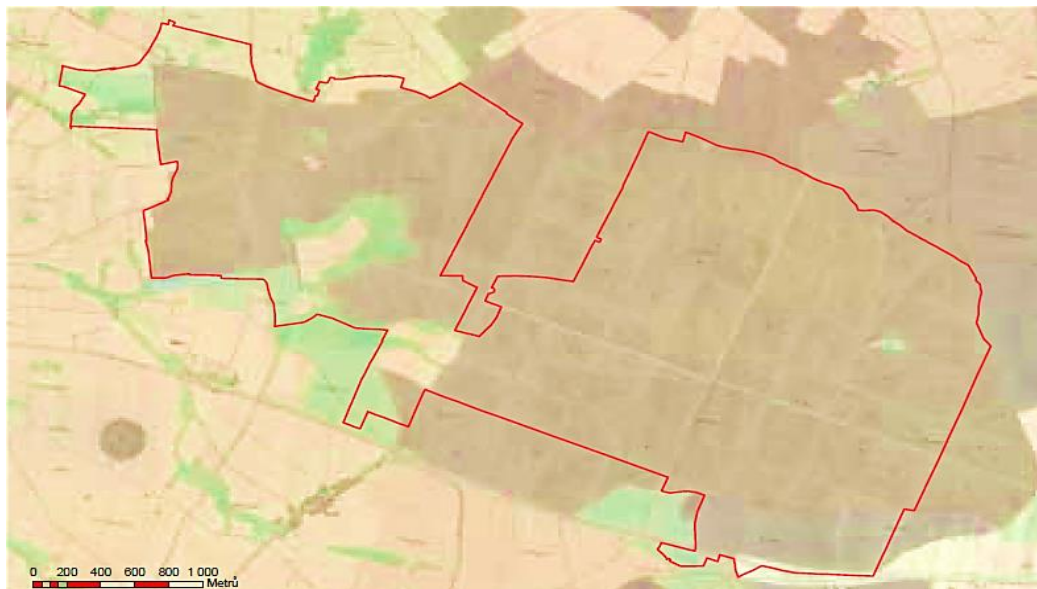
(Pelíšek, 1964)

Příloha 8: Umístění Klánovického lesa v rámci Prahy.



(<http://geoportal.cuzk.cz/geoprohlizec/>)

Příloha 9: Porovnání rozlohy Klánovického lesa na mapě stabilního katastru z roku 1840.



Šedivou barvou: hranice lesa v roce 1840; červenou barvou: současná hranice lesa.

(Karnecká et al., 2012)

Příloha 10: Klimatické hodnoty oblasti Klánovického lesa.

Klimatická charakteristika	Naměřená hodnota
Průměrná roční teplota vzduchu	8,4 ° C
Nejchladnější měsíc	leden: - 2,0 ° C
Nejteplejší měsíc	červenec: 18,5 ° C
Roční úhrn srážek	535 mm
Langův dešťový faktor	64
Počet dnů se sněhovou pokrývkou	40 - 50
Počet ledových dnů	40 - 50
Počet letních dnů	20 - 30
Převládající větry	Z, JZ

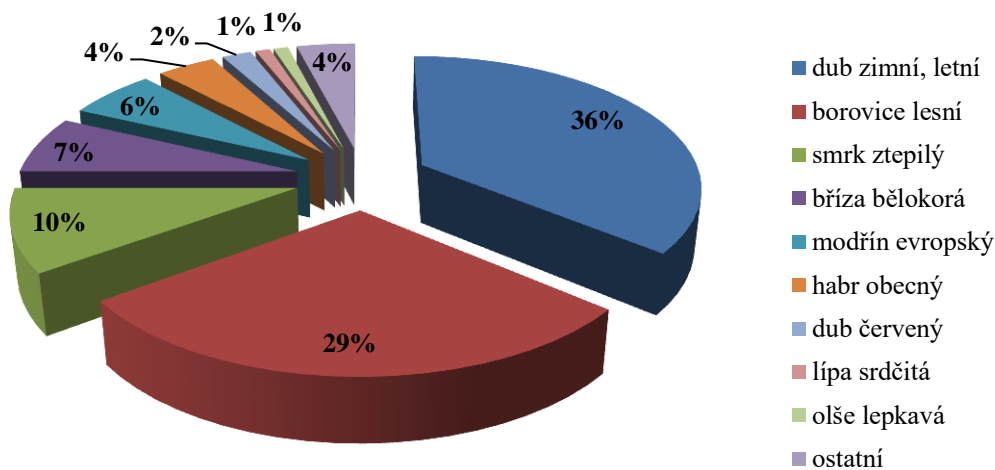
(Kohlík, 2010; graficky upraveno autorkou práce)

Příloha 11: Přítomné biotopy v zájmové oblasti dle fytoecologické databáze.

Formační skupina biotopu	Základní jednotka klasifikace biotopu	Podíl plochy v ZCHÚ [%]
L3 Dubohabřiny	L3.1 Hercynské dubohabřiny	1,0
L7 Acidofilní doubravy	L7.1 Suché acidofilní doubravy	2,5
	L7.1 Vlhké acidofilní doubravy	7,5
Nevhodné dřeviny	-	89,0

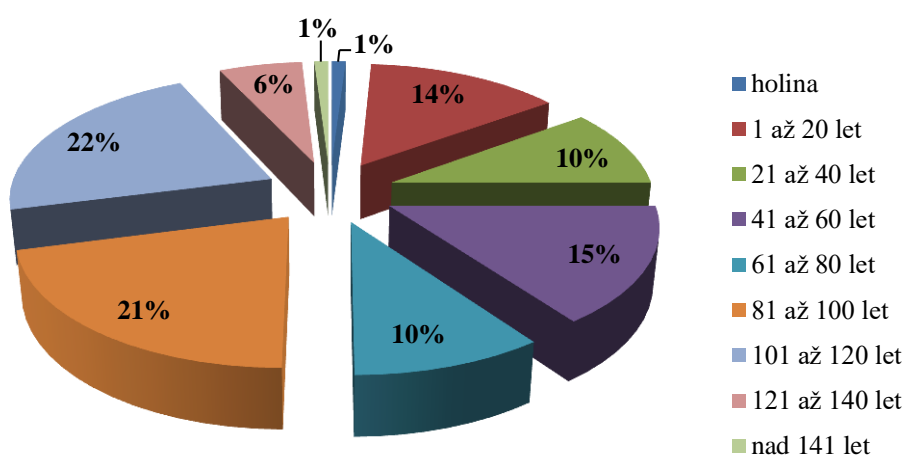
(Kohlík, 2010; graficky upraveno autorkou práce)

Příloha 12: Procentuální druhová skladba dřevin v zájmové oblasti.



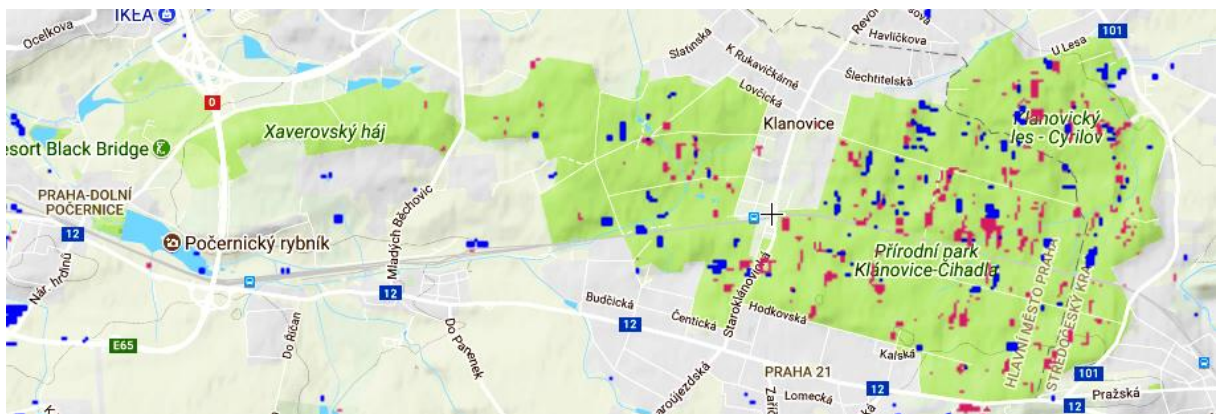
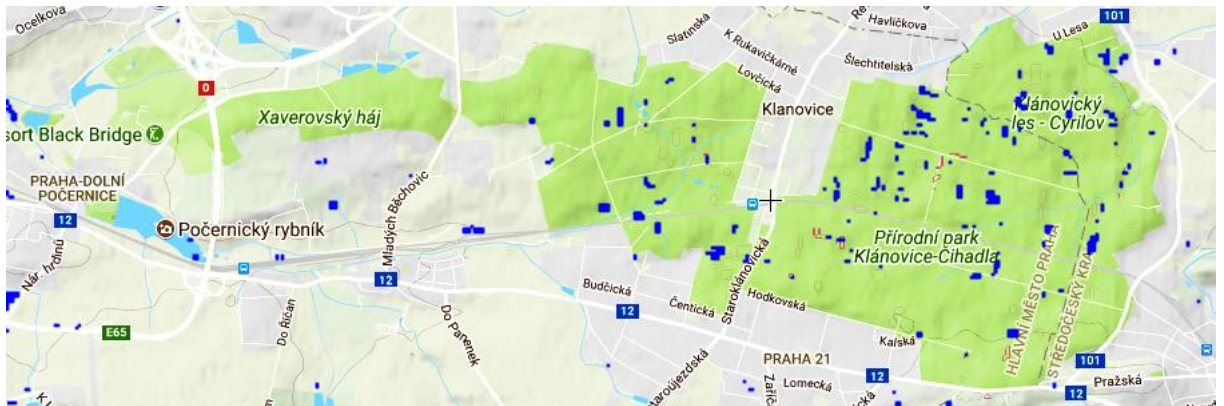
(Kohlík, 2010; graficky upraveno autorkou práce)

Příloha 13: Procentuální věková skladba v zájmové oblasti.



(Kohlík, 2010; graficky upraveno autorkou práce)

Příloha 14: Změna zalesnění v průběhu let 2001 – 2014 v komplexu Klánovického lesa.



Rok 2001: nahoře; rok 2014: dole.

Růžovou barvou: ztráta porostu; modrou barvou: zalesnění.

(<http://www.globalforestwatch.org/>)

Příloha 15: Fotografie těžebních zásahů v Klánovickém lese



(Foto: autorka práce)

Příloha 16: Umístění odběrových lokalit v komplexu Klánovického lesa.



(<https://mapy.cz>)

Příloha 17: Fotografie odběrové lokality M1.



(Foto: autorky práce)

Příloha 18: Fotografie odběrové lokality L1.



(Foto: autorka práce)

Příloha 19: Fotografie odběrové lokality M2.



(Foto: autorka práce)

Příloha 20: Fotografie odběrové lokality L2.



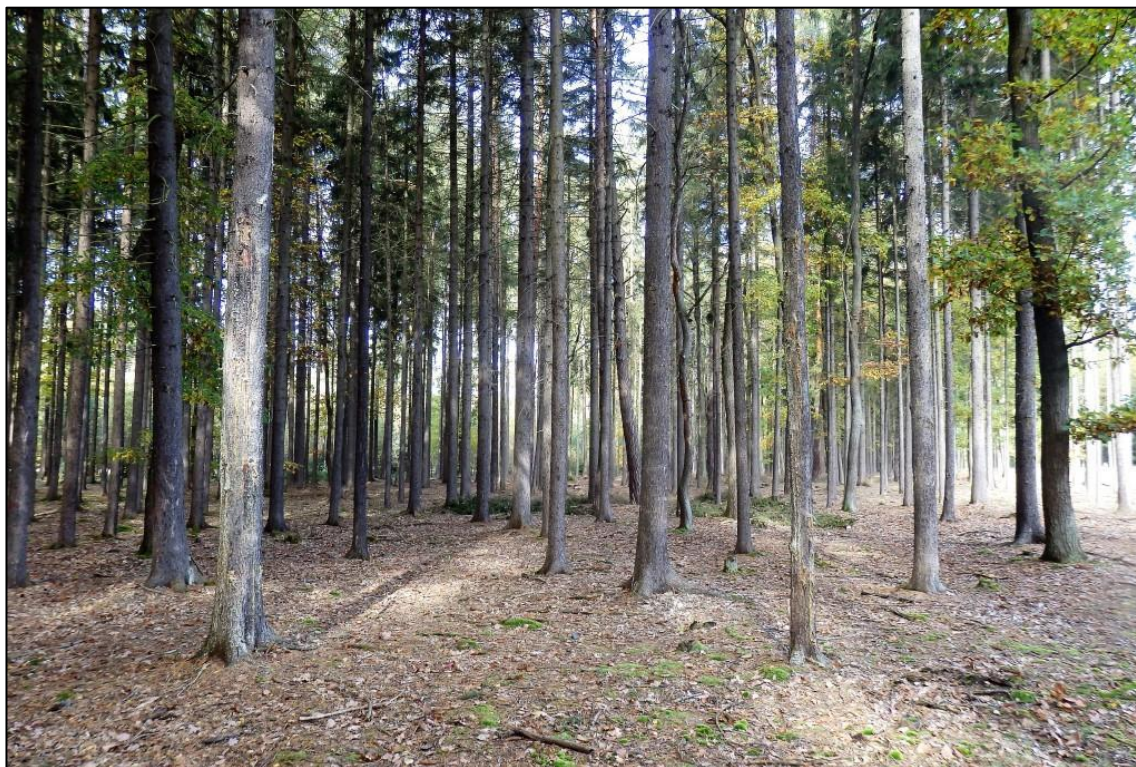
(Foto: autorka práce)

Příloha 21: Fotografie odběrové lokality M3.



(Foto: autorka práce)

Příloha 22: Fotografie odběrové lokality L3.



(Foto: autorka práce)

Příloha 23: Fotografie odběrové lokality M4.



(Foto: autorka práce)

Příloha 24: Fotografie odběrové lokality L4.



(Foto: autorka práce)

Příloha 25: Fotografie odběrové lokality M5.



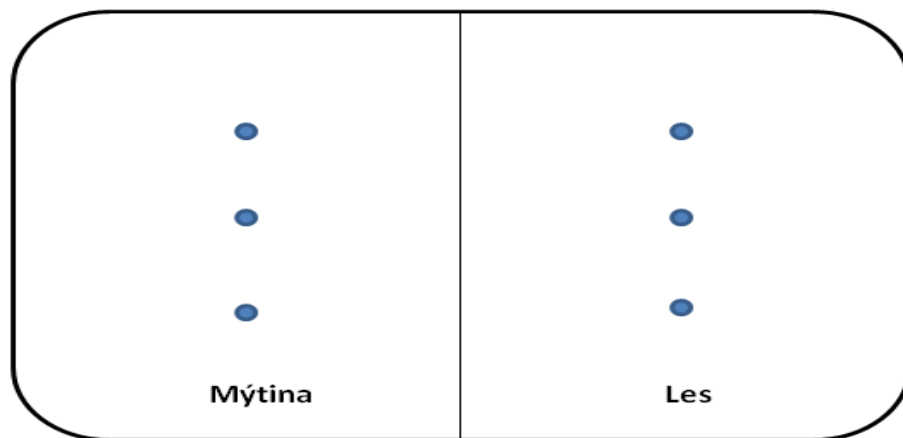
(Foto: autorka práce)

Příloha 26: Fotografie odběrové lokality L5.



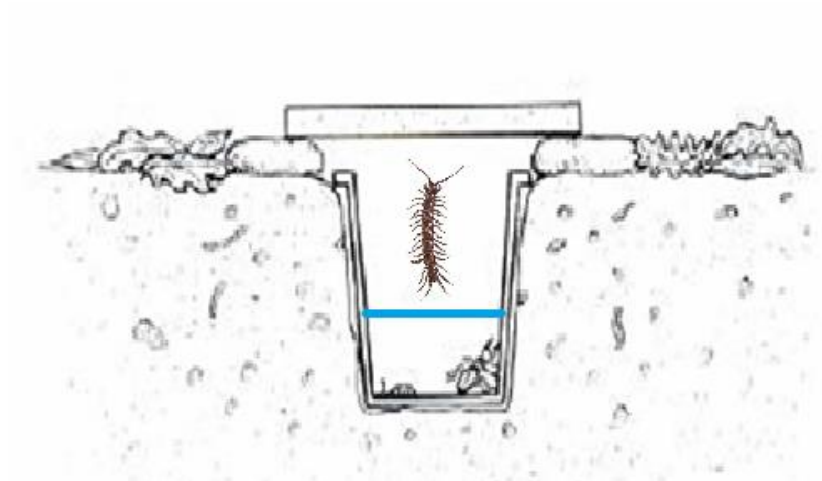
(Foto: autorka práce)

Příloha 27: Schéma umístění zemních pastí na jedné z lokalit.



(Schéma: autorka práce)

Příloha 28: Schéma padací zemní pasti.



(http://www.entosphinx.cz/cs/aktuality/detail/4_3-dil-serialu-o-sberu-hmyzu; upraveno autorkou práce)

Příloha 29: Fotografie zemní pasti z terénu.



(Foto: autorka práce)

Příloha 30: Exemplář doupného stromu.



(Foto: autorka práce)