

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Sukcese společenstev gastrointestinálních helmintů u
drobných zemních savců žijících na rekultivovaných
lokalitych**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Tamara Čechová

Obor studia Zájmové chovy zvířat

Vedoucí práce: Ing. Zuzana Čadková, Ph.D., DiS.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Sukcese společenstev gastrointestinálních helmintů u drobných zemních savců žijících na rekultivovaných lokalitách" 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 neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 20.7.2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Zuzaně Čadkové, Ph.D., DiS. za odborné vedení při psaní diplomové práce, cenné rady, ochotu a čas, který mi věnovala.

Sukcese společenstev gastrointestinálních helmintů u drobných zemních savců žijících na rekultivovaných lokalitách

Souhrn

Tato diplomová práce vznikla za účelem porovnání společenstva gastrointestinálních helmintů (GIH) parazitujících u drobných zemních savců na rekultivovaných a kulturních lokalitách.

Cílem bylo zjistit, zda se charakteristiky (prevalence, intenzita infekce, diverzita) společenstva GIH na těchto typech biotopů shodují či jsou mezi nimi naopak významné rozdíly.

Výzkum parazitů byl proveden celkem u 121 drobných zemních savců z oblasti Sokolovska. Odchyty drobných zemních savců byly provedeny na 7 lokalitách. Z toho byly 3 lokality rekultivované/post-těžební a 4 lokality kulturní/kontrolní. Hlodavci byli odchyťováni v červnu a srpnu 2017 a červenci a září 2018. Nejhojnějším odchyteným druhem drobných zemních savců byl *Microtus arvalis* (97 jedinců). Dále se na lokalitách vyskytovaly a k výzkumu byli použity druhy *Apodemus sylvaticus* (16 jedinců), *Sorex araneus* (3 jedinci) a *Microtus agrestis* (3 jedinci).

Prevalence parazitů byla na rekultivovaných lokalitách 46 % a na kulturních 67 %. Statisticky významný rozdíl mezi těmito lokalitami nebyl zjištěn.

Intenzita infekce na rekultivovaných lokalitách dosahovala maximální hodnoty 37 jedinců v jednom hostiteli, nejnižší 1 jedinec v jednom hostiteli a průměrná intenzita činila 1,8 helmintů. Na kontrolních lokalitách se intenzita infekce pohybovala od 1 do 82 helmintů v jednom hostiteli. Průměrná intenzita pak byla 14,7 helmintů. V intenzitě infekce byl vyhodnocen statisticky rozdíl mezi zájmovými lokalitami.

Diverzita byla tvořena na rekultivovaných lokalitách 7 druhy helmintů a na kontrolních lokalitách 11 druhů. Mezi lokalitami nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl. Nejpočetnější druhy na rekultivovaných plochách tvořili *Syphacia nigeriana* (63), *Heligmosomum costelatum* (44), *Paranoplocephala omphaloides* (20), méně početnou skupinu pak tvořili *Syphacia frederici* (19), *Heligmosomoides leavis* (5), *Anoplocephala dentata* (2) a *Trichuris arvicolae* (1). Na kontrolních plochách byli nejhojnějšími druhy *Heligmosomoides polygurus* (198), *Syphacia nigeriana* (154), *Syphacia* spp. (65), *Syphacia stroma* (49), *Cappilaria* spp. (20), druhy s nižší četností pak byli *Syphacia frederici* (11), *Trichuris arvicolae* (7), *Paranoplocephala omphaloides* (6), *Heligmosomoides leavis* (6), *Heligmosomum costelatum* (1) a *Anoplocephala dentata* (1).

Na základě podobnosti charakteristiky společenstev GIH na zájmových lokalitách jsme došli k závěru, že pomocí rekultivace na post-těžebních lokalitách může být na tomto území vybudován biotop podobné kvality jako v kulturních krajinách.

Klíčová slova: rekultivace, sukcese, těžební průmysl, hlodavci, parazit, helmint

Succession of gastrointestinal helminth assemblages in small terrestrial mammals from reclaimed sites

Summary

This diploma thesis was created in order to compare the associations of gastrointestinal helminth (GIH) parasiting in small terrestrial mammals on reclaimed and cultural localities.

The main goal of this thesis was to find out if characteristics (prevalence, intensity of infection, diversity) of GIH associations are similar or significantly different on these biotops.

The research of parasites was made from 121 small terrestrial mammals captured in Sokolovsko area. Small terrestrial mammals were captured in 7 localities total. 3 localities were reclaimed/post-mining and 4 localities were cultural/control. Collecting of rodents was made in June and August 2017 and July and September 2018. The most frequent species of small terrestrial mammals in total was *Microtus arvalis* (97 individuals). The other species on studied localities were *Apodemus sylvaticus* (16 individuals), *Sorex araneus* (3 individuals) and *Microtus agrestis* (3 individuals).

Prevalence of parasites was 46 % on reclaimed sites and 67 % on cultural sites. No statistically significant difference was found between these sites.

Intensity of infection achieved maximum 37 parasites per one host on reclaimed sites. Minimum was 1 parasite per one host on this site. Average intensity of infection was 1.8 helminths per one host on reclaimed localities. On control sites was intensity of infection 1-82 helminths per one host. Average intensity was 14.7 helminths per one host on this site. Statistically significant difference was evaluated in intensity between studied localities.

Helminth diversity was composed of 7 helminth species on reclaimed sites and 11 helminth species on control sites. There was found out no statistically significant difference between these sites. The most abundant species on reclaimed sites were *Syphacia nigeriana* (63), *Heligmosomum costelatum* (44), *Paranoplocephala omphaloides* (20), less abundant species were *Syphacia frederici* (19), *Heligmosomoides leavis* (5), *Anoplocephala dentata* (2) and *Trichuris arvicolae* (1). The highest value in diversity achieved species *Heligmosomoides polygurus* (198), *Syphacia nigeriana* (154), *Syphacia* spp. (65), *Syphacia stroma* (49), *Cappilaria* spp. (20), species with lowest abundance were *Syphacia frederici* (11), *Trichuris arvicolae* (7), *Paranoplocephala omphaloides* (6), *Heligmosomoides leavis* (6), *Heligmosomum costelatum* (1) and *Anoplocephala dentata* (1).

Based on the similarity of GIH associations characteristic on studied sites, was made conclusion that on reclaimed post-mining sites can arise a biotope of similar quality such is on cultural landscapes.

Keywords: reclamation, succession, mining industry, rodents, parasite, helminth

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce	2
2.1 Hypotéza	2
3 Literární rešerže	3
3.1 Rekultivace	3
3.1.1 Definice.....	3
3.1.2 Průběh	4
3.1.3 Cíl.....	4
3.2 Těžební oblast Sokolovsko	5
3.3 Zoocenózy na rekultivovaných lokalitách	6
3.4 Společenstva parazitů na rekultivovaných lokalitách	9
3.5 Biologie vybraných druhů myší – hostitelů	12
3.5.1 Rod <i>Microtus</i>	12
3.5.2 Rod <i>Apodemus</i>	15
3.5.3 Rod <i>Sorex</i>	16
3.6 Biologie vybraných druhů parazitů – helmintů	17
3.6.1 Nematoda	18
3.6.1.1 Čeleď Trichuridae	18
3.6.1.2 Čeleď Heligmosomoidae.....	19
3.6.2 Cestoda.....	21
3.6.2.1 Čeleď Catenotaeniidae	21
3.6.2.2 Čeleď Hymenolepididae	21
3.6.2.3 Čeleď Anoplocephalidae.....	22
3.7 Hostitelsko-parazitické vztahy	23
4 Materiál a metodika	25
4.1 Charakteristika odchyťových lokalit	25
4.2 Metody odchyty a zpracování hostitelů	27
4.3 Získání a determinace gastrointestinálních helmintů	27
4.4 Zpracování výsledků a statistické vyhodnocení	28
5 Výsledky	29
5.1 Prevalence	29
5.2 Intenzita infekce	31
5.3 Diverzita	34
6 Diskuze	37
7 Závěr	41

8 Seznam použité literatury	42
9 Přílohy.....	55

1 Úvod

S rostoucími potřebami lidí jde ruku v ruce i přeměna krajiny. Antropogenní narušení krajiny, jako např. těžba nerostných surovin, má významný dopad na kvalitu biotopu. Člověk se snaží zajistit opatření, která by mohla pomoci obnově tohoto habitatu. Na rekultivaci postižené krajiny závisí opětovné vytvoření rostlinných a živočišných společenstev. V závislosti na stádiu obnovy a kvalitě biotopu se na rekultivovaných lokalitách začínají objevovat různé druhy živočichů – od bezobratlých, přes hlodavce až po ptáky a větší savce. Tito živočichové tedy mohou sloužit jako bioindikátory stavu biotopu.

Drobní zemní savci jsou kosmopolitně rozšíření živočichové. Patří mezi obratlovce, kteří osídlují nově vzniklé biotopy v jeho raném stádiu vzniku či obnovy. Jejich přítomnost je závislá na vegetaci habitatu. Náročnost na kvalitu vegetace se však mezidruhově liší. Dle druhové skladby drobných zemních savců můžeme také vyhodnotit stádium vývoje jejich společenstva. Vhodným indikátorem kvality prostředí může být stupeň druhové diverzity nejen drobných zemních savců, ale také jejich parazitů.

Parazito-hostitelské vztahy patří mezi nejběžnější interakce mezi organismy. Helmintofauna je nedílnou součástí života drobných zemních savců. Drobní zemní savci jsou důležitým komponentem vývojového cyklu i následného života helmintů. V závislosti na tom, zda tito živočichové hrají roli mezihostitele či definitivního hostitele helmintů. Výskyt gastrointestinálních helmintů s nepřímým vývojovým cyklem je ovlivněn nejen přítomností mezihostitele, ale také kvalitou prostředí. Vajíčka či larvy těchto parazitů jsou citlivá a ke svému přežití potřebují dostatek vegetace. Prostřednictvím vegetace jsou helminti také schopni dostat se ke svému mezihostiteli či definitivnímu hostiteli.

Cílem této práce bylo na základě charakteristiky společenstev gastrointestinálních helmintů zjistit, zda se liší kvalita prostředí na rekultivované/post-těžební a kulturní/kontrolní krajině. Byly provedeny odchvy drobných zemních savců, aby hostitelů gastrointestinálních helmintů, na lokalitách v oblasti Sokolovska. Byla provedena determinace a následně analýza prevalence, intenzity infekce a diverzity společenstva těchto parazitů. Tyto hodnoty byly porovnány mezi rekultivovanými/post-těžebními a kulturními/kontrolními lokalitami.

2 Cíl práce

Cílem diplomové práce je charakterizovat společenstva gastrointestinálních helmintů parazitujících u drobných zemních savců žijících na rekultivovaných lokalitách, konkrétněji výsypek vzniklých v souvislosti s povrchovou těžbou hnědého uhlí v západních Čechách.

2.1 Hypotéza

Charakteristika společenstev gastrointestinálních helmintů se neliší na rekultivovaných a kulturních lokalitách.

3 Literární rešerže

3.1 Rekultivace

3.1.1 Definice

Rekultivace je aktivní ochrana a tvorba genofondu na území zdevastovaných průmyslovou či jinou činností, která vytváří pomocí biologických, technických a vodohospodářských prostředků úrodnou půdu na neplodných výsypkách, na poddolovaných pozemcích a ve zbytkových lomech (Červinka, 1995). Štýs (1981) definoval rekultivaci jako antro-po-regulační faktor v dynamickém procesu vývoje přírody s funkcí převážně kladných vazeb, kterými je usměrňován vývoj struktury a funkcí devastované krajiny a urychlením tvorby ekologicky stabilizujících prvků. Současně dochází k plánovité tvorbě biologicky i sociálně vhodných poměrů ve prospěch přírody i člověka.

Rekultivace post-těžební lokality znamená pro těžební společnosti způsob, jak v rámci zákona navrátit postižené území do původního stavu. Zákon vychází z předpokladu, že území není vyjmuta z příslušného fondu trvale. Mnoho takto zasažených území je dnes pod zvláštní státní ochranou, které přispívají diverzitě okolních „monokultur“ (Brtnický, 2011).

Rekultivace krajiny po povrchové těžbě je realizovatelná, ovšem může to být dlouhodobý proces, jehož rychlost závisí na rozsahu poškození (Antwi et al., 2014).

Dříve se mělo za to, že biodiverzita fauny, které je dosaženo biologickou a technickou rekultivací, je srovnatelná s výsledky spontánní sukcese. Nicméně mnohé studie v posledních letech poukazují na efektivnost spontánní sukcese v otázce budoucí estetičnosti a ekologické funkce pro post-těžební krajinu (Hendrychová, 2008). Technicky zaměřená rekultivace má za následek stejnorodou floru, které dominuje nízký počet druhů (Chamber et al, 1990). Spontánní sukcese obecně podporuje rozšíření vzácných a původních druhů, na rozdíl od rekultivace řízené člověkem, která je obvykle charakterizována následnou nižší biodiverzitou a obýváním habitatu cizími nebo invazivními druhy (Hendrychová, 2008).

Sukcese je pravděpodobně nejdůležitější proces, který ovlivňuje výsledek rekultivace. Fauna včetně obratlovců i bezobratlých hraje důležitou roli v budování ekosystému. Opylují rostliny, jsou součástí potravního řetězce, okysličují půdu, konzumací rostlin přispívají jejich rozšíření na porušených ekosystémech, aj. Úspěšnost rekultivace zničených nebo poškozených ekosystémů závisí na výsledku antropogenních, předurčených cílech, jako je vývoj předem stanovené flory a fauny nebo nahrazení původního biotického společenstva (Chamber et al, 1990).

Různé způsoby rekultivací mají vzájemně se doplňující účinnost. I přesto, že se jejich funkce překrývají, zejména v ekologické sféře (Štýs, 1981).

Vhodně provedená rekultivace výsypek nebo vynechání technické rekultivace má dobrý potenciál pro rekolonizaci organismy z okolního území (Stumpel, V. D. V., 1998) a může podpořit růst biodiverzity (Hendrychová, 2008). Technická rekultivace je adekvátní na místech s nepříznivými abiotickými podmínkami, na intenzivně narušeném území, kde je prioritní zabránění erozi nebo na místech, kde je preferována produkce (Hodačová et Prach, 2003). V ostatních případech je preferována spontánní sukcese jako alternativa technické rekultivace. Bohužel technická rekultivace je stále považována za jedinou možnost rekultivace v České republice (Hodačová et Prach, 2003).

3.1.2 Průběh

Konkrétní lokality je zapotřebí nejprve detailně prozkoumat a na základě charakteristiky pak zvolit nejvhodnější způsob rekultivace. Z finančního hlediska je výhodné přistupovat k možnosti přirozené či řízené sukcese a vnímat lokalitu z hlediska ekologického i ekonomického (Brtnický, 2011).

Samotné rekultivaci následně po zajištění veškeré legislativy předchází v první řadě sanace povrchů. V souvislosti s těžbou vzniká nutnost odkrýt uhelné sloje odtěžením nad nimi ležících, zemních vrstev. Odtěžený materiál se ukládá do tzv. výsypky. Prvním krokem sanace je zmírnění úhlů svahů, tzv. sesvahování. K tomuto účelu je zapotřebí těžké zemní techniky – buldozery a skejpry. Současně se sesvahováním provádí vyrovnávání povrchů výsypek (Dusilová, 2013). Dalším prvkem je odvodňování podloží vnějších výsypek a vlastních těles výsypek vnějších (mimo areál těžby) i vnitřních (v prostoru těžby) (Dimitrovský, 2001).

3.1.3 Cíl

Základním smyslem rekultivace je tvorba krajiny, která by se pro člověka opět stala ekologicky vyváženým, ekonomicky potencionálním, hygienicky vhodným, esteticky působivým a rekreačně hodnotným životním prostředím (Štýs, 1981).

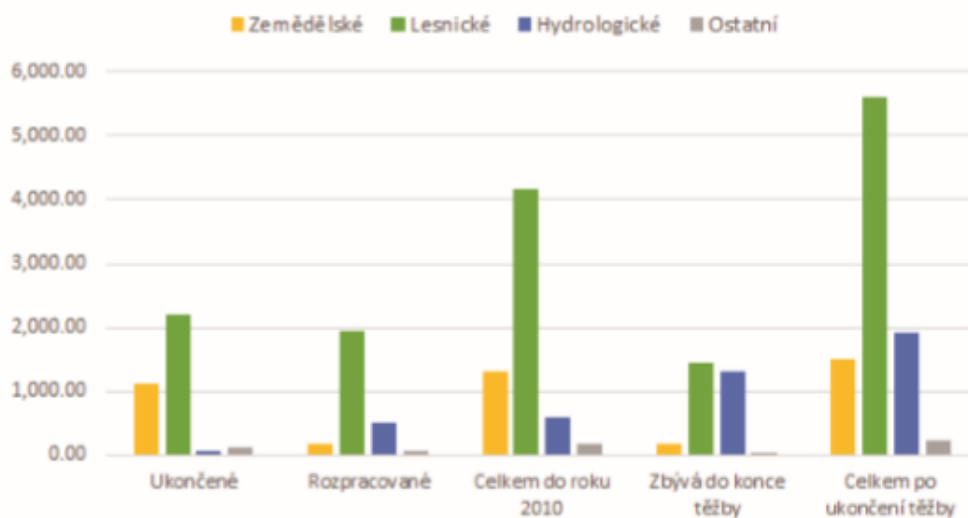
Rekultivace obnovuje ekologickou integritu poškozené krajiny a stanovuje její následné využití (Antwi et al., 2014).

3.2 Těžební oblast Sokolovsko

Oblast Sokolovské hnědouhelné pánve je značně ovlivněna důsledky povrchové těžby nerostných surovin. Původní biotopy na Sokolovsku byly poškozeny, některé zcela zničeny. Od 90. let 20. století pak na lokalitách zasažených těžbou převládají procesy zaměřené na obnovu těchto postižených lokalit. Tyto procesy jsou buď řízené, jako rekultivace, revitalizace či náhradní výsadby, nebo spontánní – přirozená sukcese (Čadková, 2012).

Na území Sokolovska se dlouhodobě těží převážně cíno-wolframová ruda, dále hnědé uhlí a uran (Beran, 2001). Cín se získával dvěma způsoby – z rýžovišť nebo podpovrchovým dolováním. Těžba cínu byla definitivně ukončena v roce 1815 (Rojík, 2000). První zmínka o těžbě hnědého uhlí v hlubinných dolech na Sokolovsku se objevuje v roce 1642. V roce 1945 bylo v provozu 39 hlubinných dolů a 15 malolomů, z nichž nejmenší těžil 400 tun uhlí ročně (PO, 2014). Po druhé světové válce se postupně přechází z hlubinného dobývání k povrchovému dolování, které bylo efektivnější. Od 50. let 20. století byly provozovány pouze povrchové lomy, což vedlo k markantnějšímu ničení krajiny. Po konci 2. světové války docházelo k vzrůstu těžby hnědého uhlí v Sokolovské pánvi. V roce 1983 byla těžba na vrcholu a od tohoto roku klesá. Během 90. let 20. století postupně zanikaly povrchové lomy a hlubinné doły. Poslední hlubinný důl byl v provozu až do roku 1991.

Na Sokolovsku, obdobně jako jinde v České republice, jsou prováděny rekultivace lesnické, zemědělské, vodní a ostatní. Základní rekultivací je rekultivace technická (Fejklová, 2009).



Obrázek 1: Rekultivace Sokolovsko (ha)

(Štýs et al., 2014)

3.3 Zoocenózy na rekultivovaných lokalitách

Post-těžební území představuje krajinné segmenty skládající se z širokého spektra habitatu zahrnující všechna stádia sukcese. Na základě těchto lokalit lze testovat efekt rekultivačních zásahů na sukcesi společenstva. Také díky nim můžeme vyhodnotit roli refugií při rané sukcesi. V neposlední řadě nám umožňují vyhodnotit vliv na biodiverzitu v krajinně pozměněné antropogenními zásahy (Šálek, 2012).

Hlavním rysem těžby jsou povrchové doły a výsypky. Materiál, který tvoří výsypky na počátku, neobsahuje žádné formy života (Bejček et Šťastný, 1984).

Zoocenóza na rekultivovaných lokalitách vzniká procesem zvaným sukcese. Podle typu prostředí, na kterém byla sukcese započata, rozlišujeme sukcesi primární a sekundární.

Primární sukcese probíhá v takové krajinně, která byla zpočátku prosta jakýchkoliv forem života (případ výsypky po povrchové těžbě). Sekundární sukcese pak probíhá na takovém území, kde se již společenstvo vyskytovalo (např. paseky či opuštěná pole).

Jedním z významných rysů společenstva je jeho variabilita v čase. Změny v druhovém složení, počet druhů a populační hustota na pozadí fluktuace poukazují na vývoj společenstva během sukcese (Krebs, 1985; Odum, 1977). Krebs (1985) a Odum (1977) popsali sukcesi jako evoluci společenstva se změnami v jeho složení a procesech. Jeden z mnoha faktorů společenstva, které se během sukcese mění, je jeho diverzita. Tento fakt může být znázorněn pomocí počtu druhů, heterogenity, stratifikace a prostorového uspořádání (Krebs, 1998).

Druhá diverzita by měla vzrůstat společně se specializací prostorové a trofické niky (Odum, 1977). Na druhou stranu během tohoto procesu roste velikost organismů, délka a složitost jejich života, vzrůstá také mezidruhá kompetice. Všechny tyto faktory limitují počet druhů. To, zda druhová diverzita poroste během sukcese, závisí na tom, zda růst počtu potenciačních nik unese negativní efekt nárůstu velikosti a druhů kompetice (Odum, 1977).

Odum (1977) předpokládal, že druhová diverzita bude kulminovat v rané a střední fázi sukcese. Bejček (1991) zjistil, že nejvyšší hodnoty populační diverzity se objevují na lokalitách 13-15 let po počátku sukcese. Pozdní fáze sukcese jsou charakterizovány naopak nižším počtem jedinců než na počátcích sukcese (7-9 let). Podobné výsledky byly zjištěny ve studii sukcese obojživelníků na 2-20 let starém habitatu na Radovesické výsypce (Vojar, 2006). V jiné studii Bejčka a Šťastného (1984) druhová variabilita společenstva ptáků na nerekulitované výsypce vzrůstala 25 let. Je docela evidentní, že různorodost konkrétní skupiny živočichů je závislá na heterogenitě habitatu a jiných organismů, a toto je hlavním principem sukcese (Odum, 1977). Raná nebo střední stádia sukcese jsou druhem přechodu mezi podmínkami prostředí na výsypkách v počáteční nebo pokročilé fázi vývoje. Hostitelé v takovýchto stádiích představují nejstarší součást výsypek.

Vývoj společenstev živočichů je mimo jiné závislý na měnícím se rostlinném porostu. Názorným příkladem tohoto úkazu je sukcese společenstev drobných zemních savců na výsypkách, povrchové těžbě hnědého uhlí na Mostecku. Na výsypky jako první imigruje myšice křovinná, která je druhem s širokou ekologickou valencí, a proto dokáže přežít i v takto chudém, nehostinném prostředí. O několik let později se začínají objevovat ostrůvky trav, což umožňuje imigraci hraboše polního, který je závislý na biotopu stepního charakteru. Po dalším rozšíření vegetace se do tohoto biotopu začleňuje i rejsek obecný. Asi po dvaceti letech od počátku sukcese začíná z drobných zemních savců dominovat hraboš polní. Po dalších letech, kdy se v rekultivované lokalitě objevují křoviny, můžeme na těchto místech vidět i lesní druhy jako je norník rudý a myšice lesní (Bejček, 1991).

Cesty osídlování výsypek živočichy jsou mnohé – po zemi, vzduchem, dokonce i na těle větších živočichů. V rekultivované krajinně se zpočátku setkáváme s druhy euryekními, později však můžeme pozorovat i druhy v rámci regionu vzácné, např. některé druhy ptáků. Mnohé obecně vzácné druhy živočichů zde mohou dosáhnout vysoké četnosti, jde však

o dočasný stav. Během ekologické sukcese se dynamicky mění prostředí, které už pro tyto druhy nemusí být vyhovující (Bejček, 2003).

Výsypky a povrchové lomy jsou pro řadu organismů velmi atraktivní. Celkový počet druhů je u většiny sledovaných skupin obratlovců na výsypkách o něco nižší než v okolní přirozené krajině. Řada, zejména vzácných a ohrožených druhů hojných na výsypkách, je v okolní krajině vzácná nebo zcela chybí (Frouz et al., 2007). Chamblin (2002) na základě své studie nenalezl výrazné rozdíly v druhové biodiverzitě savců mezi územím rekultivované výsypky a kontrolního nedotčeného lesa. DeCapita et Boekhout (1975) naopak tvrdí, že druhová diverzita je vyšší na lokalitách nedotčených těžbou v porovnání s oblastmi nedávno dotěženými. Obdobně Voight et Glen-Lewin (1979) uvádí, že více druhů bylo nalezeno v lokalitách nedotčených těžbou oproti lokalitám zasažených těžbou. Anderson et al. (2004) navíc dodává, že v lokalitách, kde nedávno probíhala těžba, bylo nalezeno celkově větší množství druhů malých savců než v lokalitách, které byly rekultivovány dříve.

Populace drobných zemních savců přetrvávající v prostředí, které je závažně narušeno, musí být schopné buď to se přizpůsobit disturbanci díky rozmanitosti niky, přesunout se do vhodnějšího habitatu, nebo najít kompromis mezi oběma možnostmi (Douglass et al, 1992).

Například populace norníka rudého (*Myodes glareolus*) je relativně stálá díky teritorialitě samic a hierarchii samců (Viitala et Hoffmeyer, 1985; Bujalska et Grüm, 1989; Gliwicz, 1989). Naopak populace myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*) je o něco méně stabilní a demonstuje změny v obsazení habitatu (Viitala et Hoffmeyer, 1985). Norník rudý (*Myodes glareolus*) se pravděpodobně šíří z široké škály habitatu v nevýrazném, ale konstantním počtu (Dickman et Doncaster, 1989). Nicméně jedinci tohoto druhu okupují úzký rozsah nového habitatu. Naproti tomu populace myši křovinné (*Apodemus sylvaticus*) se šíří ve velkém počtu (Viitala et Hoffmeyer, 1985; Dickman et Docaster, 1989). Tito jedinci mají širokou ekologickou toleranci, jsou tedy eurykenní, což se odráží v rozsáhlé distribuci tohoto druhu. Podle výzkumu Douglass et al. (1992) je populace norníka rudého (*Myodes glareoulus*) v San Bernolfu koncentrovaná v menším rozsahu areálu v narušeném habitatu než populace myšice křovinné (*Apodemus sylvaticus*), ale za to je více stabilní.

Populace drobných zemních savců bývají větší v bylinném patře a nižší v patře keřovém a stromovém. Druhová diverzita drobných savců je vysoká ve vzrůstajícím keřovém patře a nižší ve stromovém patře. Tyto skutečnosti bezpochyby odrážejí změny v přízemní vegetaci, heterogenitu a sukcesi rostlinných společenstev.

Co se týče osídlování výsypek jinými obratlovci, tak např. obojživelníci výsypky nejen spontánně osídlují, ale dokonce je zde jejich výskyt hojnější nežli v okolní krajině (Zavadil, 2007). Dle studie (Vojar et al., 2012) však záleží na tom, zda jde o výsypky upravené technickou rekultivací nebo ponechané přirozenému vývoji. V rámci nerekulitovaných výsypek bylo obojživelníky obsazeno průkazně více vodních ploch (88,5 %) než na výsypkách po technické rekultivaci (69,4 %). Díky značnému počtu vodních ploch na nerekulitovaných výsypkách jsou si jednotlivá jezírka blízká, a tím pro obojživelníky dosažitelná, což vytváří předpoklady pro rozvoj funkčních populačních struktur. Naproti tomu ve volné krajině je toto neobvyklé. Z výše uvedeného vyplývá, že se na výsypkách ponechaných přirozenému vývoji vytváří (nejen) pro obojživelníky potenciálně vhodnější prostředí nežli ve volné krajině.

Většina nalezených druhů obojživelníků se vyskytovala v obou typech výsypek, nicméně podíl obsazených vodních ploch těmito druhy byl zpravidla vyšší na výsypkách ponechaných přirozené sukcesi.

Šálek (2012) zkoumal biodiverzitu ptáků na území technicky rekultivovaném a území ponechaném přirozené sukcesi v jednotlivých fázích sukcese. Ve své práci uvádí, že biodiverzita společenstva ptáků je bohatší na lokalitě ponechané přirozené sukcesi v porovnání s rekultivovaným územím. Druhové bohatství ptáků roste se stářím území díky

rostoucí heterogenitě lokality. Na lokalitě s přirozenou sukcesí, zejména v její rané fázi, můžeme zaznamenat vzácné druhy ptáků, na rozdíl od rekultivované lokality, kde se dle tohoto autora objevují druhy běžné.

3.4 Společenstva parazitů na rekultivovaných lokalitách

Degradace životního prostředí zásadně ovlivňuje floru a faunu. Lidská činnost má vliv na přirozené bariéry přesunu živočichů (Soliman et al., 2013). Jako migrační bariéry jsou obecně označovány přírodní a antropogenní struktury v krajině, které brání volnému pohybu živočichů (Anděl et al., 2010). Vlivem lidské činnosti vznikají tzv. antropogenní (artificiální) bariéry (např. silnice, dálnice, pole, vodní kanály, železnice, ploty, nadzemní potrubí, vodní díla, dálkové rozvody vysokého napětí aj.) (Bohdal, 2011). Přírodní bariéry jsou přirozeným krajinným prvkem (řeky, potoky, jezera, mokřady, pohoří) (Gerlach et Musolf, 2000). Přírodní bariéru můžou představovat také nevhodné biotopy (Anděl et al., 2010).

Živočichové z takto polo-izolovaných ploch mohou být předmětem rozdílných infekcí, a tím pádem mohou podléhat rozdílnému selekčnímu tlaku tvořeného specifickými podmínkami v jejich stanovištích. Z tohoto zjištění tedy vyplývá, že místo výskytu parazitů je zásadnější nežli vnitřní faktory (věk, pohlaví, ...hostitele), kterými je vysvětlována variace společenstva helmintů v takovém regionu (Soliman et al., 2013).

Bylo zjištěno, že u populace myši sinajské (*Acomys dimidiatus*) z polo-izolovaného území na jihu Sinajského poloostrova v Egyptě byly nalezeny určité odchylky ve výskytu parazitární infekce. Jedinci z jedné lokality byli postiženi helminty s vyšší frekvencí, nicméně s nižší intenzitou. Zatímco jedinci z druhé porovnávané lokality byli zasaženi parazitární infekcí s nižší frekvencí za to s vyšší intenzitou.

Každý individuální hostitel je odrazem svého životního prostředí. Dle svých parazitů a struktury společenstva mohou hostitelské druhy reprezentovat danou lokalitu (Holmes et Price, 1986). Vidal-Martinez (2010) konstatoval, že změna životního prostředí výrazně ovlivňuje parazity.

Parazité jsou důležitou komponentou jakéhokoliv ekosystému, kde hrají klíčovou roli nejen v populační dynamice, ale také mohou být zdrojem podstatných informací o narušení životního prostředí a biodiverzitě (Marcogliese, 2003; 2004; 2005). Absence parazitární infekce může za určitých okolností teoreticky snížit biodiverzitu hostitelů a podpořit expanzi introdukovaných druhů (Lafferty, 2003). Prakticky všechny živé organismy jsou hostitelé parazitů. Parazitismus je považován za nejběžnější způsob života na zemi (Price, 1980). S přihlédnutím k této skutečnosti, ekosystém bez parazitů může být těžko považován za funkční ekosystém. Navíc vliv parazitů na hostitele a jejich populaci je signifikantní. Parazité mohou ovlivnit biologii hostitelů v mnoha ohledech. Ať už co se týče jejich chování, fyziologie, morfologie nebo reprodukce (Marcogliese, 2004). Parazitismus navíc rozšiřuje populaci hostitelů, což je jeden z důkazů, že parazité hrají důležitou roli ve struktuře společenstvech (Dobson et Hudson, 1986; Minchella et Scott, 1991; McCallum et Dobson, 1995; Marcogliese et Cone, 1997; Marcogliese, 2002; 2004). Díky tomu, že mnoho parazitů je přenášeno troficky, mohou nám poskytnout důležité ekologické informace o hostitelích a jejich interakcích v ekosystému (Marcogliese et Cone, 1997; Overstreet, 1997; Marcogliese, 2003). George-Nascimento (1987) konstatoval, že parazité jsou užitečnými indikátory přetrvávajících ekologických interakcí, protože jejich životní cyklus je přizpůsoben opakujícím se sezónním trendům a společnému vývoji vztahu predátora a kořisti. Takto mohou být parazité užitečným indikátorem stability ekosystému (Marcogliese et Cone, 1997).

Každý druh parazita odráží přítomnost organismu, který figuruje v životním cyklu parazita. Společně všechny druhy parazitů poukazují na dostatečný počet hostitelských organismů a odráží potravní interakce v životním prostředí. Parazité tedy mohou být potenciaálními indikátory druhové diverzity a diverzity celkového ekosystému (Marcogliese, 2003). Existuje mnoho studií, které pomocí parazitů zkoumají efekt antropogenních zásahů do životního prostředí. Touto problematikou se zabývá například (Kahn et Thulin, 1991), (Overstreet, 1993), (Mackenzie et al., 1995). Odezva hostitelů a variabilita společenstva závisí

na typu a intenzitě narušení životního prostředí a vývojovém cyklu parazita. Narušení životního prostředí je spojeno s poklesem druhové rozmanitosti parazitů. (Marcogliese, 2004). Diverzita endoparazitů může klesnout díky poklesu počtu určitých mezihostitelů, což se neslučuje s přenosem parazitů. Naopak populace parazitů s přímým vývojovým cyklem (Protozoa, Monogenea) může vzrůst (Mackenzie, 1999). Jiné populace parazitů se mohou také buď snížit nebo vzrůst jako výsledek nepřímého vlivu životního prostředí na populaci mezihostitelů (Poulin, 1992; Overstreet, 1997). Infekční stádia parazitů (vajíčka a larvy) jsou považovány za křehká a citlivá, a proto jsou vhodnými potencionálními indikátory narušeného životního prostředí (Overstreet, 1993; MacKenzie, 1999). Určité druhy intestinálních parazitů, jako je Acanthocephala a Cestoda mohou být nástrojem monitoringu specifického znečištění prostředí. Určité populace parazitárních druhů mohou mít pozitivní odezvu na antropogenní zásahy, zatímco jiní mohou reagovat negativně (Lafferty, 1997; Kennedy, 1997; Overstreet, 1997). (Huspeni et Lafferty, 2004) zkoumali souvislosti revitalizace slaniska a výskytu motolic (Digenea) u plže (*Cerithidea californica*). Prevalence a druhová rozmanitost parazita vzrostla na revitalizované části. Tento výsledek byl prisuzován nárstu počtu ptáků v daném habitatu. Tak jako v mnoha dalších případech, i v tomto případě je obnovený ekosystém reflektován vzrůstajícím výskytem parazitů (Huspeni et Lafferty, 2004).

Parazité jsou bezpochyby důležitou a nedílnou součástí vodního ekosystému, kde řídí zásadní ekologické procesy a podílejí se na systémové biodiverzitě (Poulin, 1999; Marcogliese, 2004). Zdravý, fungující a odolný ekosystém je proto systémem bohatý na parazitární druhy. Vliv životního prostředí obvykle ovlivňuje chování nebo počty organismů, které slouží jako indikátory. Odlišné taxonomické skupiny parazitů reagují rozdílně na změnu životního prostředí (Lafferty, 1997; Blonar et al., 2009; Vidal-Martínez et al., 2010).

Rozdělení parazitů do určitých funkčních skupin poskytuje užitečné výsledky a porozumění při porovnávání parazitů s životním cyklem zahrnujícím jednoho hostitele a parazitů s životním cyklem zahrnujícím více hostitelů, endo-, ekto-parazitů, nebo druhy sdílející stejná místa (Marcogliese, 2005; Blonar et al., 2009). Na rozdíl od parazitů s životním cyklem vyžadujícím jednoho hostitele, parazité s životním cyklem vyžadujícím více hostitelů pro jejich přenos a rozšíření jsou závislé na přítomnosti všech hostitelů, kteří jsou zahrnuti do jejich životního cyklu (Marcogliese, 2005; Marcogliese, 2004). Parazité při svém životním cyklu využívají množství komponentů potravní sítě ke svému rozšíření. Díky tomu mohou změny ve složení společenstva a diverzitě společenstva parazitů s multiplicitním hostitelem poskytnout informace o vlivu životního prostředí na potravní síť (Marcogliese, 2005; Marcogliese, 2004).

Motolice (Trematoda) mohou fungovat jako spolehlivé indikátory diverzity volně žijících živočichů vzhledem k jejich dvoufázovému životnímu cyklu zahrnující intermediálního hostitele v podobě měkkýše a škálu definitivních hostitelů jakou jsou např. ptáci, savci a obojživelníci (Gérard et al., 2008; Hechinger et Lafferty, 2005) a mohou nastínit vzájemné vztahy uvnitř ekosystému.

Také složení a diverzita společenstva parazitů konkrétního hostitele odráží ekologické podmínky habitatu hostitele. Parazité mohou být nápomocní jak při měření antropologického narušení ekosystému, tak při sledování a hodnocení revitalizace a obnovení ekologického habitatu. Parazité nám také mohou pomoci nahlédnout do věkové skladby populace. Rostoucí počet jedinců prostých infekce a jedinců nakažených pouze druhem *Syphacia obvelata* reflektuje přítomnost mladých jedinců v populaci. Naopak starší jedinci jsou charakterističtí přítomností více druhů parazitů najednou nebo pouze jediného druhu *Heligmosomum* spp. To však neznamená, že se toto nemůže objevit i u jiných věkových tříd populace. Poměr mezi mladými a staršími jedinci v populaci nám může ukázat míru populační dynamiky. Převyšují-li dospělí a staří jedinci nad mladými, je to výsledek časně inhibice reprodukce. Na základě

parazitocenózy tedy lze určit intenzitu reprodukce v populaci drobných zemních savců (Kisielewska et Zubczewska, 1973).

3.5 Biologie vybraných druhů myší – hostitelů

3.5.1 Rod *Microtus*

Hraboš polní (*Microtus arvalis*) (Pallas, 1778)

Taxonomické zařazení:

Třída: savci (*Mammalia*)

Řád: hlodavci (*Rodentia*)

Čeleď: hrabošoví (*Arvicolidae*)

Rod: hraboš (*Microtus*)

Zeměpisné rozšíření:

Hraboš polní je rozšířen na území kontinentální Evropy. V ČR obývá více než 90 % území státu, nevyskytuje se jen v rozsáhlých, souvislých lesních komplexech.

Biologie:

Rozšíření hraboše polního v České republice úzce souvisí s člověkem ovlivněnou zemědělskou krajinou (Zejda et al. 2002). Nejen potravní nabídka, ale také míra a typ agrotechnických zásahů tedy podstatně ovlivňují výběr stanoviště (Pelikán, 1959).

Areál hraboše polního tvoří kulturní stepi, kde trvale žije na orné půdě, v trvalých travních a na ladem ležící půdě. Vhodným habitatem je pro něj málo lesnatá krajina, na půdách s vysokou bonitou. Optimální stanoviště tvoří víceletí pícniny, které poskytují hrabošům ve vegetační době dostatek nadzemní zelené hmoty (Heroldová et al, 2005; Delattre et al. 2009). Významný je také výskyt na travnatých násypech, v zatrávněných vinohradech, na okrajích porostů dřevin a na lesních pasekách, část populace na nich totiž žije trvale nebo jí slouží jako dočasné refugium (Zapletal, 2001). Je však potřeba poukázat také na důležitý faktor jeho výskytu, kterým je prostorové rozmístění jednotlivých prvků, (např. mozaikovitě rozmístění lesa v rámci zemědělské krajiny vs. souvislý lesní porost o stejné rozloze) (Delattre et al. 1999).

Hraboš patří mezi býložravce, jeho potravu tvoří jednoděložné a dvouděložné rostliny, kůra dřevin, semena, kořeny, oddenky, hlízy a cibule (Zapletal, 2001). Potravní chování hraboše polního může vést ke snižování zelené biomasy a zvyšování zastoupení plevelů (tedy i semen) a následně imigraci granivorních druhů, zejména myšic (Heroldová et al., 2005).

Populační dynamika hraboše kolísá během kalendářního roku i víceletých cyklů. Maximum početnosti nastává nejčastěji během léta, za kterým následuje prudké kolísání populace. Cyklická změna početnosti je charakterizována delším rozmnožovacím obdobím v prvních dvou letech. Při vysoké hustotě hraboše je zaznamenáván výskyt parazitárních či jiným onemocnění (Zapletal, 2001). Na populační dynamiku mají vliv jak vnější, tak vnitřní faktory. Je potřeba však brát tyto faktory jako komplex, který má na populační dynamiku vliv, nikoliv vymezovat pouze jediný faktor (Delattre et al. 1996). Vnější faktory představuje především zdroj potravy, působení parazitů, nemocí a klimatických vlivů. Zásadní vliv může mít i načasování působení vnějších faktorů, tzn. Zda působí v období snížené kondice (např. po zimě (Jacob, 2003)). Mezi vnitřní faktory pak řadíme věkovou a genetickou skladbu populace a hustotu populace (Wendland, 1981).

Hraboš má polyfázový rytmus aktivity a potravu vyhledává každé 2-3 hodiny. Domovské okrsky samců se překrývají, zatímco pohlavně aktivní samice hájí své revíry.

Během populačního cyklu dochází k postupnému propojování hnízdních nor navzájem příbuzných aktivních samic (Zapletal, 2001).

Parazitocénózu populace hraboše neovlivňuje pouze věk jedinců a reprodukční dynamika. K napadení druhem *Syphacia obvelata* může dojít také při vzájemném kontaktu jedinců. Frekvence kontaktu se odvíjí nejen od délky rozmnožovacího období, ale souvisí také se sociální a prostorovou strukturou, s hustotou populace, aj. (Prokopič, 1972).

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

Taxonomické zařazení:

Třída: savci (*Mammalia*)

Řád: hlodavci (*Rodentia*)

Čeleď: hrabošoví (*Arvicolidae*)

Rod: hraboš (*Microtus*)

Zeměpisné rozšíření:

Hraboš mokřadní je rozšířen v severní a střední Evropě. (Brunet-Lecomte et Chaline, J., 1991; Gromov et Plyakov, 1992; Mitchell-Jones et al. 1999).

Biologie:

Hraboš mokřadní patří mezi stenoekní druhy. Jeho výskyt je vázán na vlhčí a chladnější biotopy, které nalézá v blízkosti vod, močálovitých nebo bažinatých terénech či ve větších souvislých lesních porostech. Mezi další kritéria jeho výskytu patří dostatečně hustý porost bylinného patra, kde převládají vlhkomilné druhy rostlin. Vyskytuje-li se ve stejném biotopu agresivnější druh hraboš polní, začne hraboše mokřadního vytlačovat.

Tento druh zemního savce si staví nadzemní hnízda (Anděra, 1980). Buduje také podzemní tunely propojené s pozemními cestami, ale nebývají rozsáhlé (Corbet 1966). Období jeho rozmnožovací sezóny se odvíjí od řady faktorů, jako např velikosti sněhové pokrývky, která má vliv na inhibici vývoje samičích gonád (Anděra, 1980). V optimálním habitatu při vysoké hustotě můžeme u samic pozorovat promiskuitní chování (Pusenius et Viitala, 1990; Pusenius et Viitala, 1993).

Počet adultních a subadultních samic je v populaci vyšší než počet samců, díky rozptylu samců, s kterým souvisí i vyšší úmrtnost (Myllymäki, 1977). Při vysoké hustotě samic v populaci, mají samci menší domovní okrsek a pohybují se na kratší vzdálenosti (Nelson, 1995; Agrell et al., 1996). Mezi habitaty, které vedou k nízké hustotě populace patří lesní krajina, vřesoviště, aj. (Alibhai et Gipps, 1991)

M. agrestis má zejména noční aktivitu v létě a diurnální během zimy (Bäumler, 1975). Stupeň aktivity roste spolu se srážkami a nízkou teplotou (Alibhai et Gipps, 1991). Tento druh nehibernuje a je aktivní během celého roku (Nowak, 1999).

Potrava hraboše mokřadního je složena z listů a stébel trávy, kapradiny (Ferns, 1976) a semena sukulentních druhů rostlin na jaře a v létě (Phillipson et al., 1983). Kvalita potravy, zejména dostupnost bílkovin je primární vnější faktor ovlivňující růst populace (Agrell et al., 1992).

Mezi běžně se vyskytující parazity ve střevním traktu *M. agrestis* z kmene Cestoda patří druhy *Anoplocephaloides dentata*, *Aprostotandrya macrocephala*, *Catenotaenia cricetorum*, *C. pusilla*, *Corrigia vitta*, *Cysticercus taeniaetaeniaeformis*, *Hydatigena taeniaeformis*, *Hymenolepis asymerica*, *H. diminuta*, *Mesocestoides lineatus*, *Paranocephala dentata*, *P. omphalodes*, *P. gracilis*, *Rodentolepis ampla*, *Taenia laticollis*, *T. mustela*, *T. polyacantha*, *T. taeniaeformis*, a *T. tenuicollis* (Wiger, 1977; Lewis 1987; Alibhai et Gipps, 1991; Haukisalmi et al., 1994). Běžnými hlísticemi jsou pak *Heligmosomum costellatum*, *Heligmosomoides glareoli*, *H. laevis*, *H. polygyrus*, *Pelodera strongyloides*, *Protospirura muris*, *Syphacia nigeriana*, *S. obvelata*, and *Trichurus muris* (Wiger, 1977; Lewis, 1987; Alibhai et Gipps, 1991; Haukisalmi et al., 1994). Přítomnost parazitů z čeledi Heligmosomidae nemají vliv na růst populace *M. agrestis* (Forbes et al., 2014). Během vrcholu hustoty populace hraboše mokřadního parazitismus přispívá k poklesu populace (Wiger, 1977).

3.5.2 Rod *Apodemus*

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) (Linnaeus, 1758)

Taxonomické zařazení:

Třída: savci (*Mammalia*)

Řád: hlodavci (*Rodentia*)

Čeleď: myšovití (*Muridae*)

Rod: myšice (*Apodemus*)

Zeměpisné rozšíření:

Výskyt myšice křovinné zahrnuje většinu Evropy, chybí ve Finsku, v evropské části Ruska i v Pobaltí. Dále ji můžeme nalézt v horách a na pobřeží severní Afriky, v turecké Trácii a severozápadní Anatolii. V České republice je běžným druhem s celoplošným rozšířením, což je následkem schopnosti adaptace k nejrůznějším podmínkám prostředí (Anděra et Horáček, 1982).

Biologie:

Patří mezi eurykení druhy, takže se vyskytuje v nejrůznějších typech prostředí (Heroldová et Suchomel, 2006). Mezi typická stanoviště patří ekotony v otevřené a členité krajině – křovinaté stráně a meze, remízky, větrolamy, okraje lesních porostů či úhory. Proniká i hlouběji do souvislých lesních porostů, zejména smrkových. Její výskyt je také hojný v osadách, ve vesnicích, na okraji i uvnitř měst. Na podzim má totiž tendenci se stěhovat do chat, stodol a jiných stavení. Nika myšice křovinné se rapidně snižuje se vzrůstem počtu myšice lesní.

Myšice křovinná je aktivní téměř výhradně v noci. Mimo hnízdo stráví čas v závislosti na potravní nabídce – delší dobu mimo hnízdo stráví v prostředí chudém na potravu, naopak v oblasti s dostatkem zdrojů potravy stráví kratší dobu mimo hnízdo. Je neobyčejně pohyblivá, je schopna vylézt až do koruny stromů, dává však přednost skrýším v podzemí. Při silných mrazech upadají na krátkou dobu do strnulého stavu (torpor).

Většinu roku žijí obě pohlaví odděleně. V době rozmnožování vyhledávají promiskuitní samci říjné samice, takže se velikost jejich domovských okrsků značně zvětšuje. V zimě se myšice drží pospolitě ve společných hnízdech.

Živí se plody, různými semeny i drobnými živočichy. Složky potravy se odvíjí od sezonních a lokálních podmínek. V prostředí chudém na potravu převažuje živočišná strava.

Myšice křovinná se vyznačuje mimořádnou schopností adaptace k životu v různorodých typech prostředí. Jako jeden z prvních druhů osídluje různá devastovaná stanoviště - výsypky, rekultivace apod (Anděra et Gaisler, 2012).

3.5.3 Rod *Sorex*

Rejsek obecný (*Sorex araneus*) (Linnaeus, 1758)

Taxonomické zařazení:

Třída: savci (*Mammalia*)

Řád: hlodavci (*Rodentia*)

Čeleď: rejskovití (*Soricidae*)

Rod: rejsek (*Sorex*)

Zeměpisné rozšíření:

Rejsek obecný je v Evropě široce rozšířen (Mitchell-Jones et al. 1999). Je jedním z nejhojnějších a nejobvyklejších lesních druhů drobných savců (Churchfield 1990; Baláž et Ambros, 2005). Jeho přítomnost byla potvrzena na 99,5 % České republiky (Anděra, 2010).

Biologie:

Jakožto euryvalentní druh není závislý na nadmořské výšce, vyskytuje se od nížin po výšiny. Jeho výskyt je vzácný ve vyprahlém lese s chudým bylinným patrem (Baláž et Ambros, 2005). Podle předchozí studie (Canova et Fasola, 1991) v nížiných lesích druh vykazuje preferenci pro lokality s vyšší trávou.

Rejsek obecný hraje důležitou roli jakožto konzument hmyzu (Kolibáč, 1995). V porovnání s ostatními hlodavci je limitován prodlouženým postnatálním vývojem potomstva a tím pádem pozdějším dospíváním (Anděra et Gaisler, 2012).

3.6 Biologie vybraných druhů parazitů – helmintů

Helminti jsou široce rozšířeni a přítomni ve všech typech biocenózy (Bjelič-Čabrilo et al, 2013). Tvoří nejpočetnější skupiny makroparazitů (Scott et Grecnis 2002). Jejich přínos k celkové rozmanitosti biocenózy je markantní, a proto je nezbytné je důkladně zkoumat.

Drobní savci, zejména hlodavci jsou důležitým rezervoárem a přenašečem mnoha druhů helmintů. Také značně figurují v životním cyklu a rozšíření druhů helmintů. Studie výskytu helmintů u drobných savců zajišťuje náhled do přítomnosti parazitů na konkrétní lokalitě, což je důležité z faunistického, epizootologického a epidemiologického hlediska (Bjelič-Čabrilo et al, 2013).

Drtivá většina gastrointestinální helmintů zemních savců stráví alespoň jednu část jejich životního cyklu ve vnějším prostředí, mimo hostitele a charakteristika habitatu může být zásadní pro přežití jejich vajíček nebo larev (Soliman et al., 2013)

Nejběžnější rody helmintů vyskytující se u drobných zemních savců jsou z kmene Nematoda rody *Ascaris*, *Trichuris*, *Strongyloides* a *Trichinella* (Scott et Grecnis, 2002). Ačkoliv vrtejší (Acanthocephala) nejsou tolik rozšířenými parazity u drobných zemních savců jako např. hlístice (Nematoda) nebo motolice (Trematoda) jsou běžné rody např.:

Moniliformis, *Oligocanthorhynchus*, *Macracanthorhynchus* a *Oncicola*. Mezi tasemnice (Cestoda) vyskytující se u myšovitých patří druhy rodu *Taenia* (Morand et al, 2006), dále druhy *Cladotaenia globifera*, *Dilepis undula*, *Paraplocephala dentata*, *Aprostotandrya macrocephala*, *Paranoplocephala omphalodes*, *Skrjabinotaenia lobata* a *Variolepis crenata* (Tenora, 2004). Mezi typické čeledě motolic (Trematoda) parazitující na hlodavcích pak patří např. Cladorchiidae, Fasciolidae, Notocotylidae, Plagiorchiidae, Schistosomatidae. U čeledi *Soricidae* jsou pak běžné motolice např. z čeledi Brachylaimidae, Cyathocotylidae, Heterophyidae (Morand et al, 2006).

3.6.1 Nematoda

Různé druhy kmene Nematoda mají různé druhy životního cyklu. Některé jsou jednoduché a přímé, jiné zase složité a nepřímé s jedním nebo více mezihostiteli (Anderson 1988), s migrací nebo bez migrace skrz tkáň hostitele (Sharping et Read, 1995; Morand 1996). Všechny způsoby životního cyklu mají 2 fáze. První fáze se odehrává uvnitř definitivního hostitele, kde parazit dospívá a rozmnožuje se. Druhá, pre-parazitární fáze, probíhá buďto v podobě volně žijící larvy ve vnějším prostředí nebo uvnitř mezihostitele (Morand et al., 2006).

Životní cyklus nematody zahrnuje 6 stádií: vajíčko (nebo embryo), čtyři larvální stadia (L1, L2, L3, L4, L5-tzv. preadultní stádium) a dospělce. Stádium L3 je infekční. Ať už parazit potřebuje mezihostitele, či nikoliv a má 3 volně žijící stadia nebo se vyvíjí ve vajíčku (Chabaud 1955). Všechny hlístice zahrnují tento základní model. Nezralá stadia jsou nazývaná juvenilové pro nematody a larvy pro helminty obecně. Larva je nezralé stádium, které prodělává metamorfózu do dospělce. Nezralá stadia hlístic jsou velmi podobné dospělému jedinci (Bird, 1971).

Hostitel se může nakazit buď tak, že larva (L3) penetruje kůži hostitele (Trychostrongylidae) nebo hostitel pozře vajíčka obsahující infekční stádium (Trichuridae a Oxyuroidea) nebo pozřením vajíček ve výkalech, pokud se jedná o hostitele s koprofágií (Oxyuridae) a v neposlední řadě může dojít k nakažení při allo- nebo auto-groomingu (Oxyuridae, Trichongylidae) (Morand et al., 2006). Clarke et al. (2004) zjistil přenos pohlavním stykem nepopsaným druhem Nematody u hostitele druhu *Apodemus sylvaticus*.

Jedná se o subletální parazity, zřídka kdy zabíjí své hostitele. Nicméně, díky jejich vlivu na reprodukci a přežití hostitele mají potenciál regulovat populaci svých hostitelů (Morand et al., 2006). Kristan (2004) zjistila, že reprodukční potenciál vzrůstá u nakažených samic. Tato autorka navíc poukázala na maternální efekt, kdy potomstvo nakažené samice bylo schopno eliminovat jejich vlastní nakažení. Náchylnost potomstva vůči *Heligmosomoides polygorus* může být modifikována na základě maternální parazitární nákazy. Jednou z příčin může být interakce mateřských protilátek s imunitním systémem potomstva (Morand et al., 2006). (Behnke et al., 2001) uvádí, že mnohonásobná infekce více druhů helmintů, zahrnující hlístice je u hlodavců běžná. (Kisielewska, 1970) zjistila, že některé druhy hlístic jsou antagonické - *H. mixtum* s *Heligmosomoides glareoli* a některé naopak synergické - *H. mixtum* se *Syphacia obvelata* (*S. petruszewiczii*).

3.6.1.1 Čeleď Trichuridae

Čeleď Trichuridae ke svému vývoji nevyužívá mezihostitele, infekčním stádiem je vajíčko (Morand et al., 2006), které je vylučováno do vnějšího prostředí výkaly hostitelů (Deter et al., 2007), nebo L3. Po pozření vajíčka se z něj ve střevě uvolní larva (Deter et al., 2007), kde se také vyvíjí a nemigruje tkáněmi hostitele (Morand et al., 2006). Pro hostitele z čeledi Arvicolinae je typický druh *Trichuris arvicolae* a pro hostitele z čeledě Murinae *Trichuris muris*. Oba druhy parazitů jsou kosmopolitně rozšířeny u různých druhů hlodavců (Deter et al., 2007). Behnke et al. (2001) zjistil, že přítomnost hlístice *Syphacia nigeriana* negativně ovlivňuje úspěšnost napadení hostitele druhem *T. muris*. Dle (Behnke, 1999) výskyt *Trichuris muris* vzrůstá s rostoucím věkem hostitele a jeho prevalence dosahovala 19,4 % u *Apodemus sylvaticus* v Anglii. Brouat (2006) při své studii zjistil, že v roce 2001 v Senegalu byla prevalence parazita rodu *Trichuris* u hostitele *Mastomys natalensis* 38,5 % a u hostitele *M. erythroleucus* 2,4 %. Behnke (2009) ve své studii uvádí u myšice křovinné druh *T. muris* s prevalencí 14,2 % v Portugalsku a 17,8 % v Anglii na jedné lokalitě a na druhé 2,1 %.

U druhů *M. muris* a *A. annulosa* byla u hlodavců zjištěna vyšší prevalence u samic v porovnání se samci (Grzybek et al., 2015).

3.6.1.2 Čeled' Heligmosomoidae

Dospělci obou pohlaví jsou červení stočení červi. Samice jsou větší než samci. Životní cyklus tohoto parazita je přímý. Larvy jsou v prostředí infekční 4-5 dní po vylíhnutí. Migrují skrz tkáň, kde dospívají a živí se jejich částmi. (Pritchett-corning et Clifford, 2012). Přenos probíhá orálně, kdy do 24 hod po pozření larva pronikne do submucosy tenkého střeva. Zde se svlékne a vrací se zpět do lumen jako dospělec, kde se živí tkání střeva. Dospělý jedinec se omotá kolem klku, kde se páří a produkuje vajíčka, které jsou vylučovány spolu s výkaly. V prostředí se líhnou larvy a cyklus se opakuje (Bansemir et Sukhdeo, 1994).

Rod Heligmosomum:

Druh *Heligmosomum mixtum* byl objeven u *Myodes glareolus* s prevalencí 37,6 % v Polsku a byl široce rozšířen na dvou ze tří zkoumaných lokalit. (Behnke, 2001) uvádí, že nejběžnějšími druhy na zkoumaných lokalitách v Polsku jsou *H. mixtum* and *H. glareoli* (s prevalencí 95 % a 79,3 %). Přítomnost rodu *Heligmosomum* prezentuje výskyt starších hostitelů v populaci (Kisielewska et Zubczewska, 1973).

Rod Heligmosomoides:

Heligmosomoides glareoli se vyskytoval u *Myodes glareolus* s prevalencí 19 %. Výskyt obou těchto druhů značně rostl s věkem hostitele (Grzybek, 2015). Behnke et al. (2005) zjistil, že výskyt *Heligmosomoides polygyrus* u svého hostitele zvyšuje šanci napadení dalšími druhy helmintů. Dále uvádí pozitivní vztah mezi *Heligmosomoides polygyrus* a tasemnicí *Catenotaenia pusilla*. *Heligmosomoides polygyrus* se dle Behnke et al. (2005) vyskytuje u myšice křovinné s prevalencí 54,9 % v Portugalsku a v Anglii s prevalencí 73-77 %. V Anglii (Behnke, 1999) zjistil prevalenci *Heligmosomoides polygyrus* 80,6 % u *Apodemus sylvaticus* s o něco vyšší prevalencí u samic. Montgomery et Montgomery (1990), uvádí, že *Heligmosomoides polygyrus* byl jedním ze 2 dominantnějších druhů ve zkoumané lokalitě v Anglii. Čeled' Oxyuridae. Behnke (1999) zjistil prevalenci *H. polygyrus* vyšší u samic oproti samcům

Životní cyklus tohoto parazita je přímý. Po krátké době embryogeneze se vajíčka parazita stanou infekční a skrz jejich pozření dojde k nakažení hostitele. Samice parazita klade vajíčka v perianální oblasti infikovaného hostitele. Po vylíhnutí larva parazita migruje vzhůru ke střevu (Hudson et al, 2013). Tito parazité ke svému vývoji nevyžadují mezihostitele (Morand et al., 2006).

V oblasti Polska byl zjištěn výskyt druhu *Syphacia petruszewiczii* u hostitele *Myodes glareolus* s prevalencí 3,3 % (Grzybek, 2015). Všechny druhy *Syphacia* mají potenciál infikovat jednoho hostitele několika tisíci jedinci najednou (Gear et Hudson, 2011). *Syphacia* spp. je u hlodavců hojně rozšířen (Scott et Gibbs, 1986; Gear et Hudson, 2011). Tento druh se vyskytoval v Senegal u hostitele *Mastomys natalensis* s prevalencí 6,1 % a u *M. erythroleucus* 4,4 % (Brouat, 2006). *Syphacia stroma* se u myšice křovinné vyskytovala s prevalencí 30,7 % v Portugalsku, 50,6 % v jedné zkoumané oblasti Anglie a 6,1 % v druhé oblasti Anglie (Behnke, 2009). Dle studie (Behnke, 1999) byla myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) infikována druhem *Syphacia stroma* s prevalencí 56,7 %, což byl druhým nejdominantnějším druhem parazita na studované lokalitě v Anglii. *Syphacia frederici* byl pak zaznamenán s prevalencí 24,4 % v Portugalsku (Behnke, 2009). U druhu *Syphacia minuta* byl zaznamenán výskyt s prevalencí 27,1 % u myši bodlinaté (*Acomys dimidiatus*) v Egyptě (Behnke et al., 2018). Dle (Behnke, 2000) byla prevalence v Egyptě u *Acomys cahirinus*

dimidiatus druhu *Dentostomella kuntzi* (59,3 %), *Aspicularisafricana* (3,7 %), a *Syphacia minuta* (3,7 %).

3.6.2 Cestoda

Cestoda je skupina parazitů, která se hojně vyskytuje u drobných savců a jsou proto rozšířeny téměř u všech zemních savců. Ať už drobní savci plní roli mezihostitele nebo definitivního hostitele, zajišťují těmto parazitům značnou možnost rozvíjet se v čase i prostoru. Tito parazité jsou nedílnou součástí evoluční ekologie drobných savců.

Jsou to parazité žijící uvnitř hostitele. Ve vnějším prostředí žije pouze vajíčko a u některých skupin krátkodobě žijící larva, která se z vajíčka vyklubala. Dospělá tasemnice parazituje vždy pouze u obratlovců.

Životní cyklus zahrnuje alespoň dva hostitelé: definitivního, kde se dospělá Cestoda rozmnožuje a mezihostitele, kde se larva (metacestoda) vyvíjí. Bez jednoho z hostitelů by vývoj parazita nebyl možný. Mezihostitel se vyskytuje v habitatu, kde definitivní hostitel přijímá potravu a defekuje. Mezihostitel je součástí potravy definitivního hostitele. Základní schéma životního cyklu tasemnice je následující: vajíčko parazita je uvolněno do prostředí spolu s výkaly hostitele. Každé vajíčko obsahuje embryo (oncosféru) vybavené háčky a chráněné několika obaly. Vajíčko je pozřeno mezihostitelem, oncosféra se zaháčkuje ve střevě. Zde se vyvíjí, dokud metacestoda nemá plně vyvinut skolex. Pomocí skolexu se metacestoda přichytí na stěnu střeva definitivního hostitele a formuje se do konečného stádia (Morand et al., 2006).

3.6.2.1 Čeleď Catenotaeniidae

Celá tato čeleď jsou paraziti hlodavců: Sciuridae, Muridae, Heteromyidae, Geomyidae a Caviidae (Quentin 1994). Běžným druhem myši domácí, který se vyskytuje také u ostatních druhů hlodavců je *Catenotaenia pusilla*. Jeho mezihostitelem je roztoč Tyroglyphid. (Grzybek, 2015) uvádí prevalenci *Catenotaenia henttoneni* u *Myodes glareolus* 15 % v Polsku. (Behnke et al., 2008) také v Poslu zjistil prevalenci tohoto druhu 18,4 %.

3.6.2.2 Čeleď Hymenolepididae

Tato čeleď je se svými více jak 900 druhy klasifikována jako nejpočetnější z kmene tasemnic (Cestoda) (McLaughlin, 2003).

Hymenolepididae vykazuje vysokou diverzitu zejména u ptáků (Czaplini and Vaucher, 1994). Vyskytuje se ale také u savců. Např. čeleď Soricidae, co by hostitel, je pro Hymenolepididae důležitým komponentem pro rozvoj diverzity. Kosmopolitní rozšíření je reflektováno širokou geografickou distribucí svých hostitelů (Morand et al., 2006). Jejich životní cyklus zahrnuje mezihostitele, kterým jsou členovci a kroužkovci ve vodním i suchozemském prostředí. Řada parazitů z této čeledi se vyskytuje u hmyzožravců, zejména pak u hostitelů rodu *Sorex*, kdy parazit využívá jako svého mezihostitele hmyz. Mezi druhy rodu *Sorex* patří např.: *Vigisolepis spinulosa*, *Lineolepis scutigera*, *Neoskrjabinolepis schaldybini*, *Staphylocystis furcata*, *Urocystis prolifer* (Morand et al., 2006). U rodu *Neomys* se pak vyskytují druhy rodu: *Coronacanthus*, *Triodontolepis*, *Neomylepis*, *Pseudobothrialepis* a *Vaucherilepis* (Vaucher, 1971; Tkach et al., 2003; Vasileva et al., 2004). *Hymenolepis diminuta* má kosmopolitní rozšíření, zaznamenán je zejména u krys (Morand et al., 2006). *Rodentolepis fraterna* se vyskytuje především u myši domácí, někdy i u ostatních druhů hlodavců. Metacestoda tohoto parazita se vyvíjí v blechách a potemníkovitých broucích. Nicméně tento druh je unikátní napříč ostatními tasemnicemi. Jeho vajíčka, pozřeny definitivním hostitelem, mohou podpořit vývoj jeho larvy umístěné ve střevních klících hostitele. Životní cyklus tohoto parazita může být dokončen ve stejném hostiteli bez účasti

bezobratlého meziphostitele (Morand et al., 2006). Behnke (2000) zaznamenal druh *Rodentolepis negevi* u hostitele *Acomys cahirinus dimidiatus* s prevalencí 18,5 % v Egyptě.

3.6.2.3 Čeleď Anoplocephalidae

Čeleď je typická tím, že vajíčka těchto parazitů obsahují konicky prodloužený obal zvaný „pyriformní aparát“ (Morand et al., 2006). Meziphostitelem této čeledi jsou roztoči, které definitivní hostitel (většinou herbivorní savci) pozře během spásání. Tito parazité jsou kosmopolitně rozšířeni. Mimo hlodavce se vyskytují také u koňovitých, přežvýkavců, primátů, atd. (Spasskii, 1951; Beveridge, 1994).

Paranoplocephala omphalodes je druhem parazitujícím u hlodavců (Smirnova et Shalayeva 1986). *Paranoplocephala batzli* je druhem vyskytujícím se u *Microtus miurus* (Morand et al., 2006). V Polsku se druh *Paranoplocephala omphalodes* u *Myodes glareolus* vyskytoval velmi vzácně, s prevalencí 1,3-2,2 % (Grzybek, 2015).

3.7 Hostitelsko-parazitické vztahy

Klasický koncept životního cyklu parazita zahrnuje široké spektrum možných vztahů, kdy jeden organismus žije na úkor druhého organismu. Parazit se tak stává, při nejmenším potencionálně, škodlivým pro hostitele. Při napadení hostitele parazit uvolňuje do jeho tkání antigeny, na které hostitel reaguje tvorbou protilátek. Tyto protilátky dávají hostiteli určitý stupeň imunity proti reinfekci (Barbehenn, 1969).

Většina studií zaměřených na diverzitu parazitů u stejného druhu obratlovců poukázala na značnou geografickou variaci struktury společenstva daných parazitů. Tyto studie také takřka popřely možnost určité opakovatelnosti složení parazitárních druhů u konkrétních obratlovců, což vedlo k pochybám o existenci vzorů, podle kterých by se druhové složení parazitů u populace hostitelů mohlo opakovat. Nicméně studie, které se této problematice věnovaly v širším rozsahu, ukázaly existenci těchto vzorů druhového složení parazitů. Jeden z hlavních objevů těchto studií je ten, že složení společenstva parazitů není výsledek pouze náhodných procesů, nýbrž jde o následek souhry geografické lokace, charakteristiky habitatu a identity hostitele (Bordes et Morand, 2008).

Počet a identita parazitů nalezených u hostitelských druhů jsou dány simultánně vnějšími faktory, které podporují variaci mezi populací hostitelů (např. klimatické faktory) a vnitřními faktory hostitele, které podporují stabilitu, a tím i opakovatelnost složení společenstva parazitů. Vnitřní faktory hostitelů související se stabilitou společenstva parazitů mohou záviset na fylogenetické, ekologické, obranné nebo behaviorální adaptaci druhu jako odpověď na napadení parazitem (Bordes et Morand, 2008). Cameron (1964) ve své práci uvedl, že žádný habitat není stejně vhodný pro dva hostitele nebo pro fázi vývojového cyklu rozdílných parazitů.

Rada publikací potvrzuje, že taxonomicky příbuzné hostitelské druhy jsou náchylné k nákaze stejnými druhy parazitů (Freeland, 1982). Rozdíly ve fylogenezi, potravních návycích atd hostitelských druhů se jeví být odpovědné za rozdíly v parazitické fauně sympatrických druhů. Tyto rozdíly v parazitické fauně sympatrických hostitelských druhů mohou být výsledkem dvou rozdílných procesů. Buď, že koexistence podobných hostitelských druhů může limitovat jejich zdroje a omezit okolnosti, které náhodně regulují rozdíly parazitické fauny hostitelských druhů. Nebo, že rozdíly v náchylnosti hostitelského druhu vůči parazitovi mohou zásadně vymežit, které hostitelské druhy jsou schopné spolu koexistovat. Pokud je udržení rozdílů v parazitické fauně nezbytné pro koexistenci podobných hostitelských druhů, dá se očekávat, že hostitelské druhy schopné osídlení dané lokality a vzrůstající hojnost druhů společenství je spolu s náchylností vůči parazitovi jedinou odlišností od původních hostitelských druhů ve společenství (Freeland, 1983).

Hostitelské druhy schopné obsadit nové geografické oblasti mají pravděpodobně rozdílnou citlivost vůči parazitům oproti původním druhům nebo přenášejí parazity, kteří vážně snížili fitness jedinců jednoho či více původních druhů (Anderson 1979; Anderson et May 1978).

Dle Brown et al (1979) existují následující podmínky, které mohou vést k sympatrii druhů, kteří by za jiných podmínek nemohli koexistovat: 1) Některé habitaty nemusejí být vhodné pro přenos konkrétních parazitů, kvůli nepříznivým fyzikálním podmínkám nebo absenci vhodných vektorů. 2) Věkové kategorie hostitelů dostupných během období sympatrie nemusejí být vhodné pro přenos parazitů. 3) Oba hostitelské druhy mohou existovat v tak malé hustotě, že přenos parazitů je minimální nebo k němu nedojde vůbec.

Fylogenetický vývoj, velikost těla, morfologie a potravní chování živočišných druhů slouží k určení hostitelsko-parazitické specifiity. Rozdíly v těchto faktorech v rámci koexistence živočišných druhů se odrážejí v charakteristice parazitické fauny daných hostitelských druhů.

Modely druhové diverzity volně žijících živočichů byly studovány obecně i konkrétně ve vztahu k variaci habitatu (Rosenzweig, 1995). Nicméně modely druhové diverzity parazitů jsou méně známy, ačkoliv byly intenzivně studovány více jak 20 let (Poulin, 1995; Morand & Poulin, 1998; Rohde, 1999; Morand & Harvey, 2000; Poulin & Morand, 2000). Habitat parazita představuje jeho hostitel, který parazitovi zajišťuje prostor pro žití, obstarání potravy a páření. (Krasnov et al., 2002). Habitat parazita neboli hostitel a habitat volně žijících živočichů se značně liší. Hostitelé se mohou aktivně bránit proti svým parazitům, což může snížit počet druhů parazitů na druhy hostitelů, ale pravděpodobně to neovlivní vztah mezi hostitelskou diverzitou a diverzitou parazitů. Počet hostitelů může klesat až do vyhynutí (alespoň lokálně) je-li negativní vliv parazitů příliš velký. Tento fakt se může projevit jako negativní korelace mezi diverzitou hostitelů a diverzitou parazitů. Hypotéza, která říká, že vysoký počet parazitů vede ke snížení diverzity hostitelů (diversity-disease hypothesis) byla navržena před více než 50 lety (Elton, 1958; van der Plank, 1963) a byla podpořena studii rostlin a jejich patogenů (Wolfe, 1985; Mitchell et al., 2002, 2003).

Krasnov et al. (2004) ve své studii demonstroval na základě pozitivní korelace mezi druhovou rozmanitostí blechy a druhovou rozmanitostí jejich hostitelů, že modely druhové diverzity u volně žijících živočichů odpovídají druhové diverzitě parazitů. Tato pozitivní korelace poukazuje na to, že diverzifikace parazitů se odvíjí od diverzifikace hostitelů. Konceptuální rozdíl v porovnávání vztahu diverzita druhů vs. diverzita habitatu a diverzita parazitů vs. diverzita hostitelů často přesahuje možnost správného rozpoznání, zatímco u hostitelských druhů je toto mnohem snadnější. Kromě toho se ukázalo, že dokonce i parazit je schopný rozpoznat rozdílné hostitelské druhy (Krasnov et al., 2002).

4 Materiál a metodika

Parazitologický materiál pro hodnocení vybraných charakteristik společenstev helmintů (prevalence, intenzita infekce a diverzita) byl získáván v roce 2017 a 2018 v oblasti Severozápadních Čech.

4.1 Charakteristika odchyťových lokalit

Odchyty drobných zemních savců byly provedeny v červnu a srpnu 2017 a červenci a v září 2018 na 7 lokalitách v oblasti Sokolovska. Na základě toho, že cílem této práce je zjistit, zda se společenstva gastrointestinálních helmintů parazitujících u drobných zemních savců kolonizující plochy vzniklé rekultivací liší od těch z okolního prostředí, byly odchyty provedeny jak v přirozené/kulturní krajině, tak v krajině antropogenní (post-těžební). Všechny plochy, které byly v rámci této práce sledovány, patřily do kategorie lučních biotopů (louky, pastviny, trvalé travní porosty) nebo agrocenóz (pole).



Obrázek 2: Mapa odchyty (Podkladová vrstva mapy získaná ze zdroje maps.google.com)

Legenda k mapě: žlutě jsou označeny kulturní krajiny, zeleně krajiny antropogenní (post-těžební)

1. Lomnice u Sokolova
2. Sokolov
3. Dolní Chodov
4. Chranišov
5. Nové sedlo u Lokte
6. Lomnice - VPV
7. Panské - VPV

Dominantní druhy rostlin jednotlivých odchytových lokalit:

Lomnice u Sokolova:

Mrkev obecná (*Daucus carota*), Starček obecný (*Senecio vulgaris*), Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), Podběl lékařský (*Tussilago farfara*), Pcháč rolní (*Cirsium arvense*)

Sokolov:

Jílek vytrvalý (*Lolium perenne*), Jetel luční (*Trifolium pratense*), Pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale*)

Dolní Chodov:

Koprník štětínolistý (*Meum athamanticum*), Zvonek okrouhlostý (*Campanula rotundifolia*), Třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*), Pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale*)

Chranišov:

Jílek vytrvalý (*Lolium perenne*), Ježatka (*Echinochloa*), Merlík mnohosemenný (*Chenopodium polyspermum*)

Nové Sedlo u Lokte:

Svízel povázka (*Galium mollugo*), Jetel plazivý (*Trifolium repens*)

Lomnice – VPV:

Jetel plazivý (*Trifolium repens*), Mrkev obecná (*Daucus carota*), Ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), Třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), Vratič obecný (*Tanacetum vulgare*)

Panské – VPV:

Jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*), Mrkev obecná (*Daucus carota*), Štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*)

4.2 Metody odchyty a zpracování hostitelů

Drobní zemní savci byli odchyťováni na obou typech lokalit. K odchyťům byly použity životné a sklapovací pasti. Podrobnosti o počtu past'odní jsou uvedeny v Tabulka č.1. U každého z jedinců bylo stanoveno pohlaví, věk (adult/subadult), hmotnost a další tělesné rozměry.

Číslo lokality	Název lokality	Červen 2017	Srpen 2017	Červenec 2018	Září 2018	Celkem past'odní
1	Lomnice u Sokolova	75	75	100	-	250
2	Sokolov	75	75	-	-	150
3	Dolní Chodov	75	75	-	-	150
4	Chranišov	75	75	75	75	300
5	Nové Sedlo u Lokte	75	75	75	120	345
6	Lonice - VPV	75	75	100	75	325
7	Panské - VPV	75	-	75	-	150

Tabulka č.1: Přehled past'odní na jednotlivých lokalitách v odchyťových termínech

Žlutá – přirozená/kulturní krajina

Zelená - antropogenní krajina (post-těžební).

4.3 Získání a determinace gastrointestinálních helmintů

K získání gastrointestinálních helmintů jsem provedla standardní parazitologickou pitvu. Parazity jsem preparovala z gastrointestinálního traktu drobných zemních savců pomocí standardního náčiní (skalpel, nůžky, pinzety, preparační jehly). Následně jsem parazity přenesla do plastové mikroskopavky typu Eppendorf, kde jsem je fixovala 70 % etylalkoholem.

Nematoda:

Každý vzorek s helminty kmene Nematoda jsem determinovala pomocí světelného mikroskopu Olympus BX51, vybavený fázovým kontrastem a záznamovým zařízením – digitální kamerou Micra od firmy Olympus. Dále jsem každého parazita měřila s použitím programu Quick PHOTO MICRO 3.1 od firmy PROMICRA. Konkrétně jsem měřila celkovou délku a šířku těla všech helmintů. U samců se měřila délka spikul a u samic délka a šířka vajíček. V některých případech pro upřesnění druhu jsem navíc měřila rozměry jako například délku jícnu, vulvy či délku ocasu. Vybrané fotografie, pořízené v programu Quick PHOTO MICRO 3.1, jsou přiložené v příloze.

Dle naměřených hodnot a morfologických znaků jsem určila jednotlivé druhy helmintů. U odchycených zemních savců jsem determinovala helminty z rodu *Syphacia*, *Heligmosomoides* a *Heligmosomum*. Pro určení druhů helmintů jsem použila literaturu od několika autorů. Helminty z rodu *Syphacia* jsem určila pomocí určovacího klíče, který publikoval Tenora et Meszaros (1975). Parazity z rodu *Heligmosomum* jsem pak určila pomocí klíče (Prokopič et Hulínská, 1983) a rod *Heligmosomoides*

Cestoda:

Každý vzorek jsem ze 70 % etylalkoholu přenesla do směsi tvořené formaldehydem a EtOH. Tyto vzorky jsem nechala ponořené v Boraxkarmínu umístěné v Petriho miskách přes noc. Následující den jsem provedla odbarvení vzorků pomocí roztoku ze 70 % EtOH a

HCl (cca 10 kapek). Následně bylo třeba vzorky dehydratovat pomocí vzestupné alkoholové řady – 70 % → 80 % → 96 % → 100 % alkohol. Vzorky jsem v každém roztoku ponechala cca 2 hodiny. Na podložní sklíčko jsem tasemnice montovala do kanadského balzámu a následně přikryla krycím sklíčkem. Na závěr se připravené preparáty sušily v termostatu při 37 °C v horizontální poloze po dobu 20 dní.

Determinací bylo zjištěno druhy *Paranoplocephala omphaloides* a *Anoplocephaloides dentata*.

Paranoplocephala omphaloides

Pomocí klíče (Beveridge 1994) byl nejprve determinován rod a podle klíče (Haukisalml et al., 2004) následně i druh. Poprvé byl tento druh popsán u hostitele *Microtus arvalis* v Německu (Hermann, 1783). (Haukisalml et al., 2004), který analyzoval několik jedinců z Evropy, východního Sibíře a Aljašky, došel k závěru, že druh *Paranoplocephala omphaloides* původně pochází z centrální Evropy.

Anoplocephaloides dentata

Nejprve byl určen rod pomocí klíče (Beveridge 1994) a druh podle (Haukisalml et al. 2009). Tasemnice druhu jako *dentata* mohou být považovány za jednotné druhy s výraznou genetickou strukturou (Haukisalml et al., 2009). Tato studie byla provedena u hostitele druhu *Chlamydomonas nivalis* a *Myodes rufocanus* a u rodu *Microtus* na několika lokalitách Euroasie (zejména Evropy), Aljašky a v přilehlých regionech v severozápadní části Severní Ameriky a dvou jihovýchodních lokalitách Severní Ameriky (Kalifornie a Nové Mexiko).

4.4 Zpracování výsledků a statistické vyhodnocení

Tabulky pro zpracování získaných dat jsem vytvořila pomocí programu Excel 2016. Na základě těchto tabulek jsem vyhodnotila vybrané charakteristiky společenstev helmintů – prevalence, intenzita infekce a diverzita.

Prevalence: vyjadřuje podíl počtu nakažených jedinců a počtu všech jedinců ve sledované populaci. Udává se v procentech. K výpočtu prevalence byl použit vzorec: (počet infikovaných hostitelů / počet vyšetřených hostitelů) * 100. Statistické rozdíly v prevalenci mezi rekultivovanou plochou a kontrolní plochou byly vyhodnoceny pomocí χ^2 testu.

Intenzita infekce: v této práci zahrnuje všechny přítomné hlístice ze všech taxonů. Nejprve byla testována normalita dat pomocí Q-Q plot testu a Shapir-Wilk testu. Pro statistické vyhodnocení rozdílů v intenzitě infekce mezi rekultivovanými a kulturními lokalitami byl použit Mann-Whitney test.

Diverzita: je celkový počet druhů hlístic nalezených v daném hostiteli. Pro diverzitu byl také proveden Q-Q plot test a Shapir-Wilk test pro ověření normality dat. Statistické rozdíly v diverzitě mezi rekultivovanými a kulturními krajinami byly vyhodnoceny pomocí Mann-Whitney test.

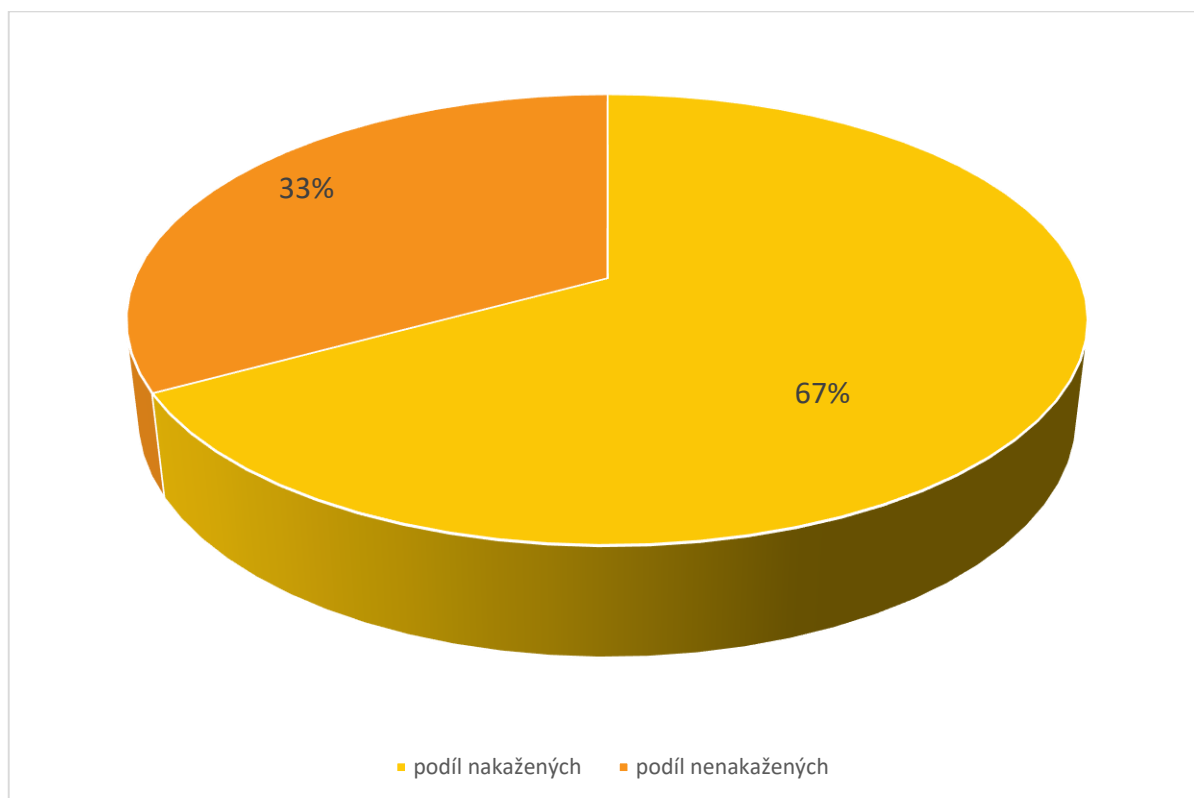
K vyhodnocení dat byl použit software Microsoft Excel 2016 a STATISTICA 12, ve kterých byly zpracovány i grafy pro znázornění dat.

5 Výsledky

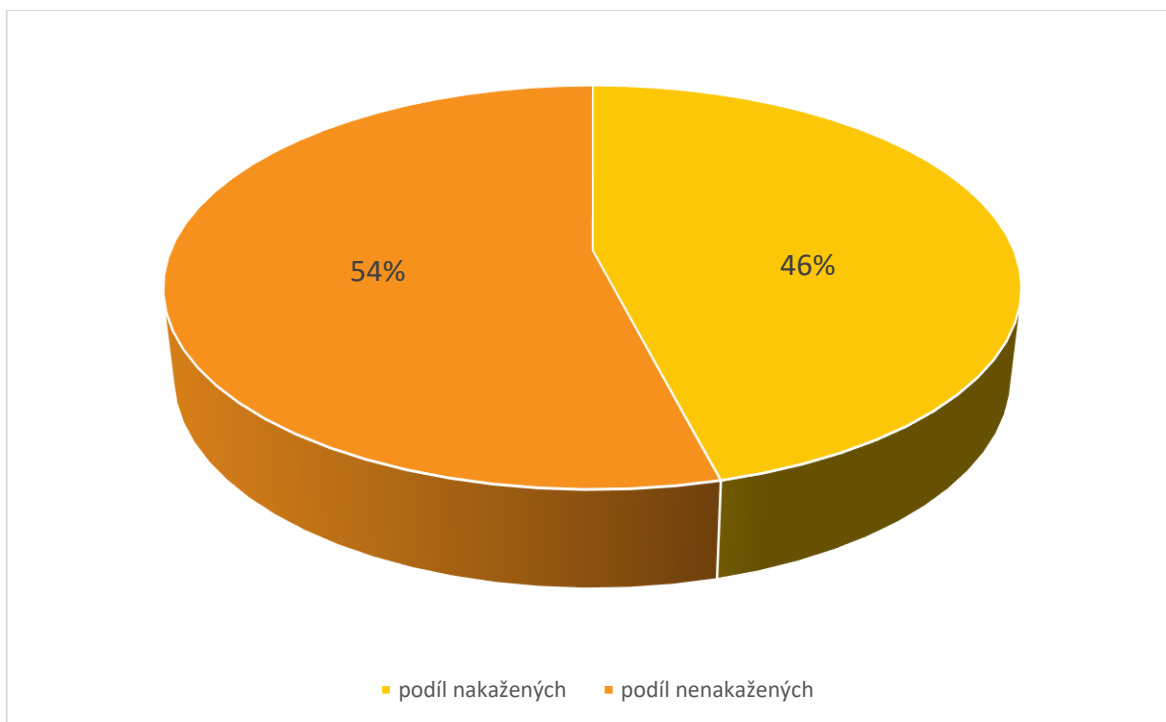
Ve studii bylo použito celkem 121 drobných zemních savců. Nejpočetnější skupinu odchytených druhů tvořil *Microtus arvalis* (97 jedinců), dále byly odchyteny druhy *Apodemus sylvaticus* (16 jedinců), *Sorex araneus* (3 jedinci) a *Microtus agrestis* (3 jedinci).

5.1 Prevalence

Na rekultivovaných/post-těžebních lokalitách bylo odchyteno celkem 75 jedinců, z čehož nakažených bylo 35 (46 %) a nenakažených 41 (54 %). Naproti tomu na kontrolních (přírodních/kulturních) lokalitách bylo odchyteno celkem 39 hostitelů, z toho 26 jedinců bylo nakažených (67 %) a 13 nenakažených (33 %). Prevalence na rekultivovaných (/post-těžebních) plochách je znázorněna v grafu č. 2. a prevalence na kontrolních lokalitách (přírodních/kulturních) krajinách je znázorněna v grafu č.1.



Graf č. 1: Prevalence střevních helmintů na kontrolní ploše



Graf č.2: Prevalence střevních helmintů na rekultivované ploše

Také jsem testovala, zda existuje statisticky významný rozdíl v prevalenci mezi kontrolní plochou a rekultivovanou plochou. Nulová hypotéza (H_0) této práce tvrdí, že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi hodnotami prevalence na rekultivované/post-těžební a přirozené/kulturní krajině. Rozdíl v prevalenci mezi rekultivovanou/post-těžební a přirozenou/kulturní krajinou byl vyhodnocen pomocí χ^2 testu. Výpočet χ^2 testu je znázorněn v Tabulka č.2: **Výsledky χ^2 testu pro prevalenci porovnávaných lokalit.**

	χ^2	Sv	P
χ^2 test	2,422299	df = 1	0,11962

Tabulka č.2: Výsledky χ^2 testu pro prevalenci porovnávaných lokalit.

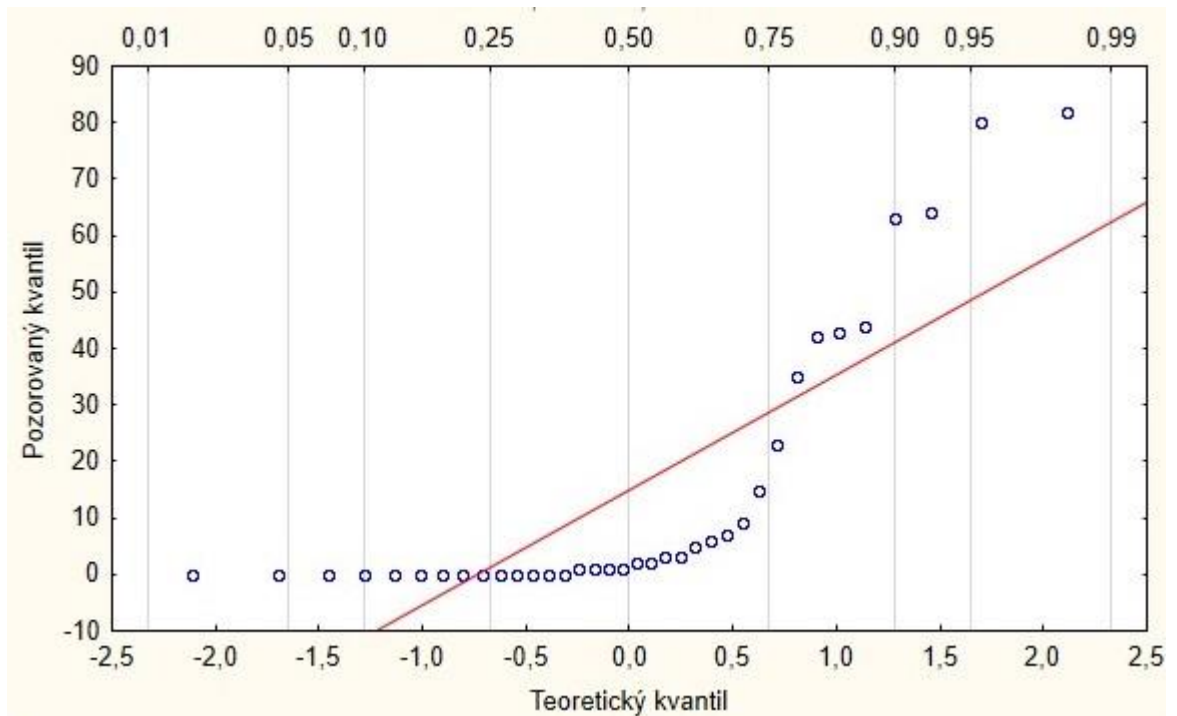
Hladina významnosti byla stanovena na 5 %. V tomto případě nulová hypotéza nebyla zamítnuta, jelikož hodnota p je větší než hladina významnosti ($p > 0,05$). Mezi hodnocenými lokalitami tedy neexistuje statisticky významný rozdíl v prevalenci střevních helmintů.

5.2 Intenzita infekce

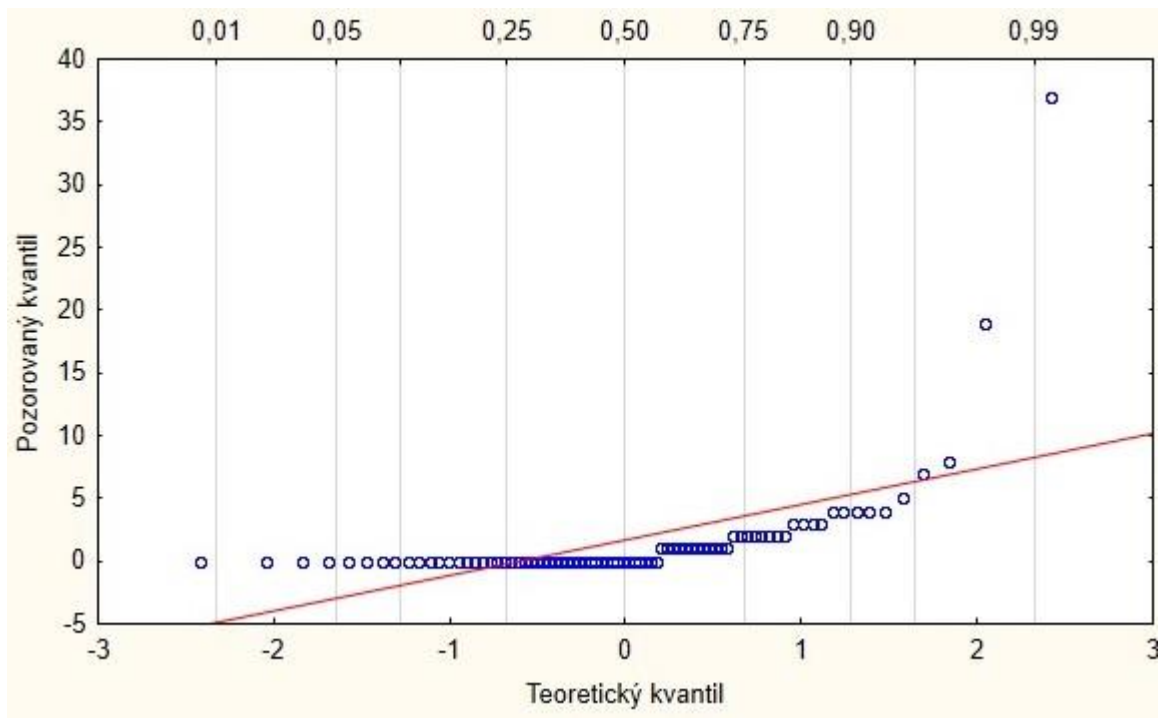
Na rekultivovaných lokalitách byla nejnižší intenzita 1 helmint v jednom hostiteli a nejvyšší intenzita 37 helmintů v jednom jedinci. Na kontrolních lokalitách byla nejnižší intenzita také 1 helmint v jednom hostiteli. Nejvyšší intenzita byla však o poznání vyšší než na rekultivovaných plochách, a to 82 helmintů v jednom jedinci.

Testovala jsem, zda se bude lišit intenzita infekce na kontrolní a rekultivované ploše. Nulová hypotéza (H_0) této práce tvrdí, že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi hodnotami intenzity infekce na kontrolní a rekultivované ploše.

Nejprve jsem testovala předpoklad pro použití parametrických testů. Pro testování normality dat jsem použila Q-Q plot test (graf č.3 a č. 4), podle něhož data nevykazují normální rozdělení. Také výsledek Shapir-Wilk testu toto tvrzení potvrdil. K ověření hypotézy jsem na základě zamítnutí normálního rozdělení dat použila neparametrický Mann-Whitney U test. Výsledky Mann-Whitney test obsahuje tabulka č.3. Vizualně jsou rozdíly v intenzitě infekce mezi rekultivovanou a kontrolní plochou znázorněny v grafu č. 5.



Graf č.3: Q-Q plot pro kontrolní plochu

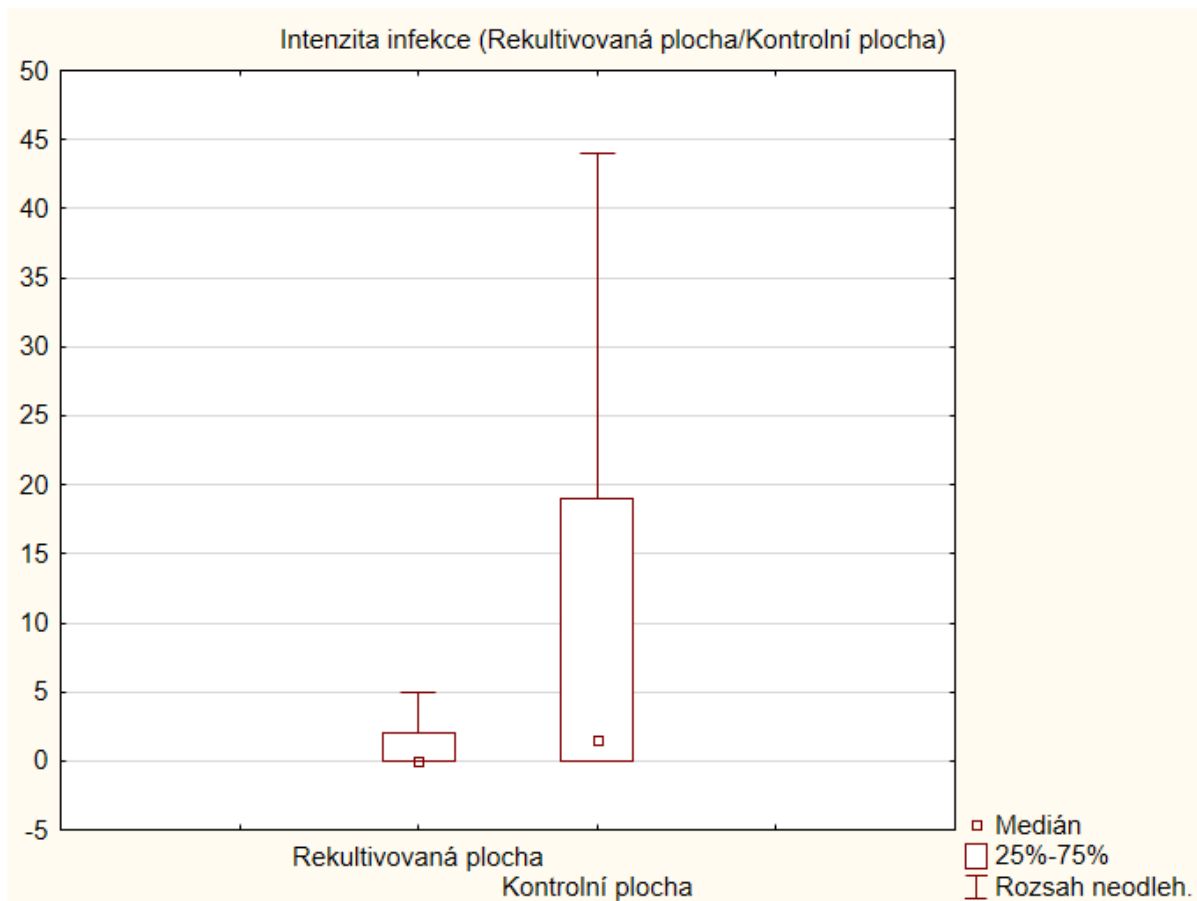


Graf č.4: Q-Q plot pro rektivovanou plochu

	U	Z	P
Mann-Whitney test	953	-2,49771523	0,013

Tabulka 3: Výsledky Mann-Whitney testu pro intenzitu porovnávaných lokalit

Hladina významnosti byla stanovena na 5 %. Zamítáme nulovou hypotézu, jelikož hodnota p je menší než hladina významnosti ($p < 0,05$). Mezi hodnocenými lokalitami tedy existuje statisticky významný rozdíl v intenzitě infekce střevními helminty.



Graf č.5: Porovnání intenzity infekce mezi rekultivovanou plochou a kontrolní plochou

5.3 Diverzita

Pro vyhodnocení diverzity byla využita suma všech druhů střevních helmintů nalezených u jednotlivých hostitelů na obou typech území. Na rekultivovaných lokalitách byla nejnižší diverzita 0 druhů helmintů na jednoho hostitele, nejvyšší diverzita byla 2 druhy helmintů na jednoho hostitele. Průměrná diverzita pak činila 0,6 druhu helmintů na jednoho hostitele. Na kontrolních lokalitách byla nejnižší hodnota diverzity také 0 helmintů na jednoho hostitele, nejvyšší hodnota však byla 3 druhy helmintů na jednoho hostitele. Průměrná diverzita na jednoho hostitele na této lokalitě pak byla 1 druh helminta na hostitele.

Na rekultivovaných plochách se vyskytovalo celkem 7 druhů: *Syphacia nigeriana* (63), *Heligmosomum costelatum* (44), *Paranoplocephala omphaloides* (20), *Syphacia frederici* (19), *Heligmosomoides leavis* (5), *Anoplocephala dentata* (2), *Trichuris arvicolae* (1).

Na kontrolních územích bylo zjištěno celkem 11 druhů: *Heligmosomoides polygurus* (198), *Syphacia nigeriana* (154), *Syphacia* spp. (65), *Syphacia stroma* (49), *Cappilaria* spp. (20), *Syphacia frederici* (11), *Trichuris arvicolae* (7), *Paranoplocephala omphaloides* (6), *Heligmosomoides leavis* (6), *Heligmosomum costelatum* (1), *Anoplocephala dentata* (1).

Druh parazita	Rekultivované lokality	Kontrolní lokality
<i>Anoplocephala dentata</i>	+	+
<i>Cappilaria</i> spp (torzo)	-	+
<i>Heligmosomoides leavis</i>	+	+
<i>Heligmosomoides polygurus</i>	-	+++
<i>Heligmosomum costelatum</i>	+++	+
<i>Paranoplocephala omphaloides</i>	++	+
<i>Syphacia frederici</i>	+	+
<i>Syphacia nigeriana</i>	+++	+++
<i>Syphacia</i> spp (torzo)	-	+++
<i>Syphacia stroma</i>	-	++
<i>Trichuris arvicolae</i>	+	+

Tabulka 4: Přehled jednotlivých druhů parazitů na zkoumaných lokalitách

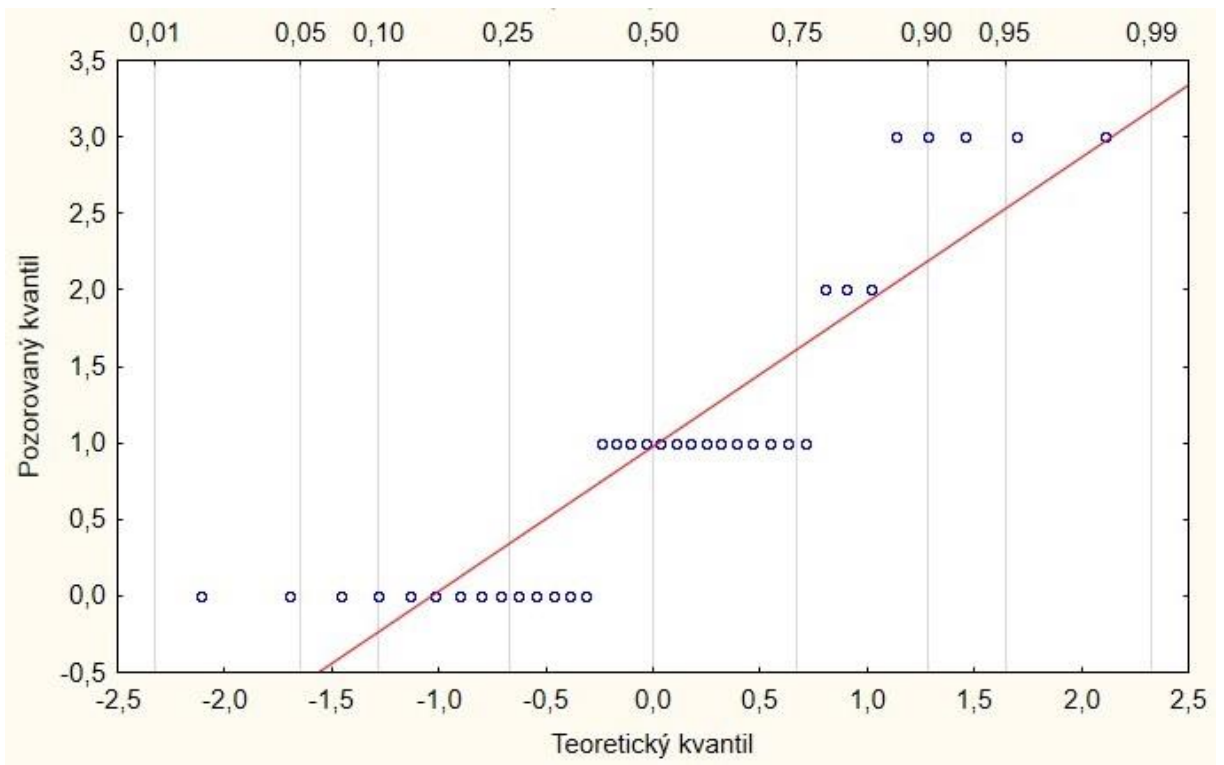
- absence druhu

+ přítomnost druhu do 20 jedinců

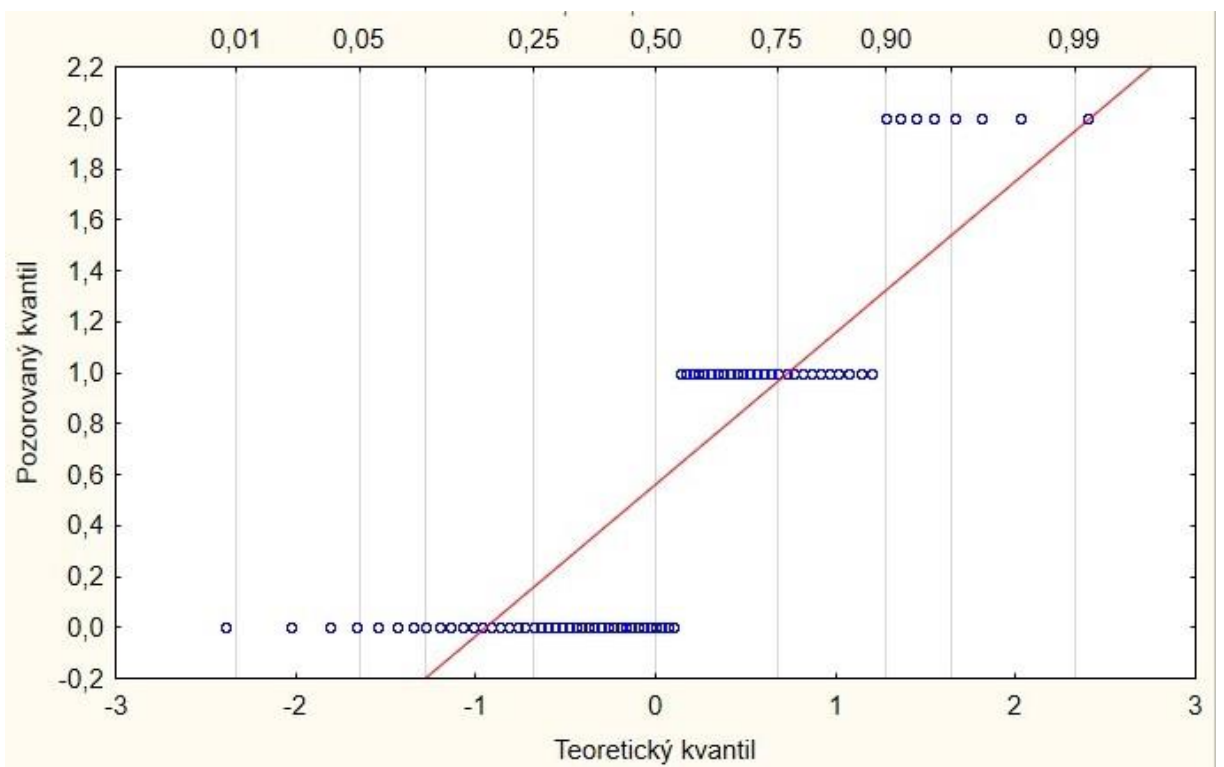
+++ přítomnost druhu nad 20 jedinců

Testovala jsem, zda se bude lišit diverzita na kontrolní a rekultivované ploše. Nulová hypotéza (H₀) této práce tvrdí, že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi hodnotami diverzity na kontrolní a rekultivované ploše.

Nejprve jsem testovala předpoklad pro použití parametrických testů. Pro testování normality dat jsem použila Q-Q plot test (graf č.6 a č. 7), podle něhož data nevykazují normální rozdělení. K potvrzení výsledku jsem opět použila Shapir-Wilk test, na základě kterého také data nevykazují normální rozdělení. K ověření hypotézy jsem na základě výsledku Q-Q plot testu (nejedená se o normální rozdělení dat) použila neparametrický Mann-Whitney U test. Výsledky Mann-Whitney test obsahuje tabulka č.4. Vizualně jsou rozdíly v diverzitě mezi rekultivovanou a kontrolní plochou znázorněny v grafu č. 8.



Graf č. 6: Q-Q plot pro kontrolní plochu

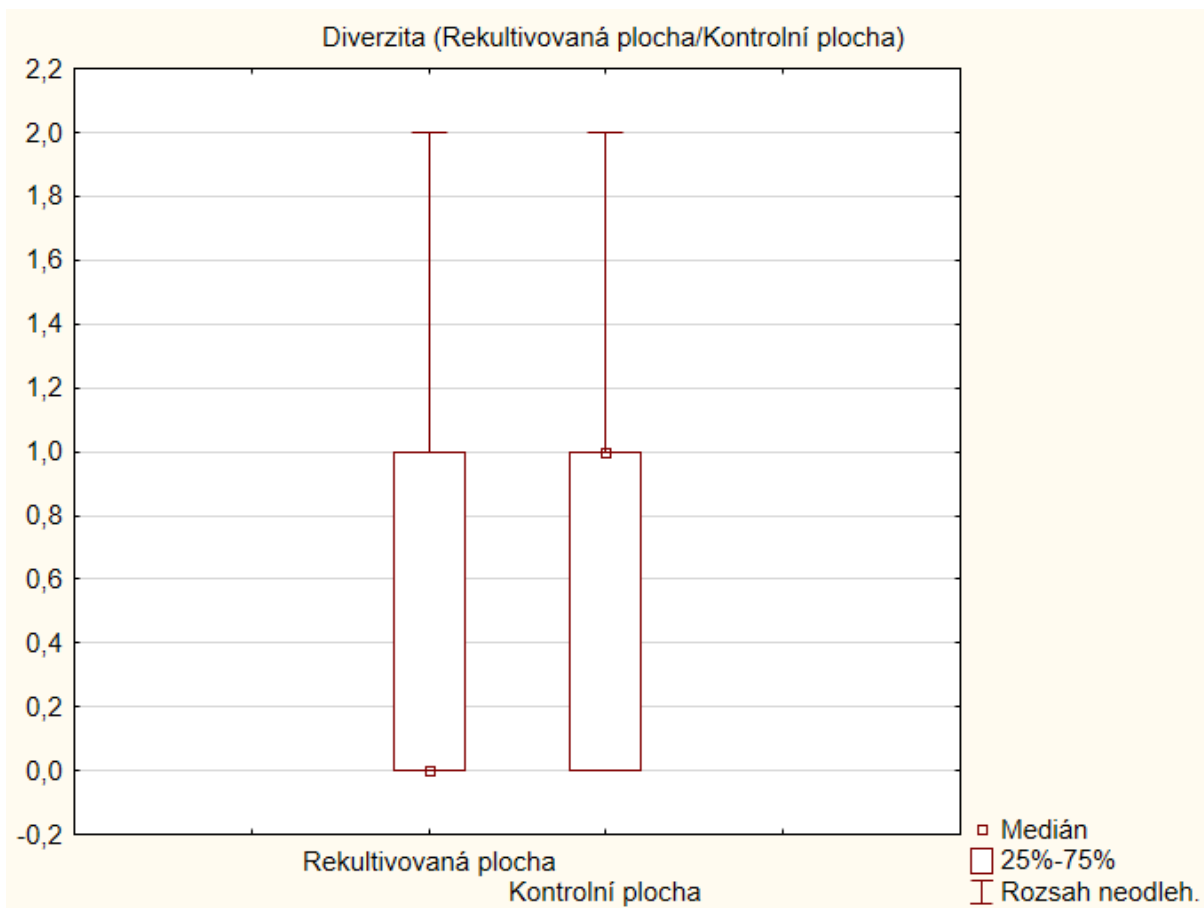


Graf č.7: Q-Q plot pro rektivovanou plochu

	U	Z	P
Mann-Whitney test	1069	-1,76698	0,077232

Tabulka 5: Výsledky Mann-Whitney testu pro diverzitu porovnávaných lokalit

Hladina významnosti byla stanovena na 5 %. Nezamítáme nulovou hypotézu, jelikož hodnota p je větší než hladina významnosti ($p > 0,05$). Mezi hodnocenými lokalitami tedy neexistuje statisticky významný rozdíl v diverzitě střevních helmintů.



Graf č.8: Porovnání diverzity infekce mezi rekultivovanou plochou a kontrolní plochou

6 Diskuze

V rámci této práce byly hodnoceny prevalence, intenzita a diverzita gastrointestinálních helmintů vyskytujících se u drobných zemních savců. Tyto údaje byly porovnávány mezi kontrolními (kulturními) a rekultivovanými (post-těžebními) lokalitami. Materiál (drobní zemní savci) pro tento výzkum byl získán v oblasti Severozápadních Čech, konkrétně v těžební oblasti Sokolovsko.

Pro studii bylo použito z rekultivovaných/post-těžebních ploch celkem 75 jedinců drobných zemních savců. Na těchto lokalitách byly odchyceny druhy *Microtus arvalis* který, jak si můžeme všimnout, tvořil nejpočetnější skupinu (72 jedinců). V menším počtu pak byly odchyceny *Apodemus sylvaticus* (2 jedinci) a *Microtus agrestis* (1 jedinec). To, že se na rekultivovaných lokalitách vyskytuje *Microtus arvalis* je důkazem toho, že je toto území již několik let po rekultivaci a nabývá stepního charakteru. Dle Bejčka (1991) se následně tento druh stává druhem dominujícím mezi drobnými zemními savci. S tímto tvrzením koresponduje i výzkum rekultivované krajiny. Nízký počet druhu *Apodemus sylvaticus* může být dán tím, že i přes její širokou ekologickou valenci, preferuje biotopy s vytvořeným stromovým patrem (Havlová, 2013). Nízký počet jedinců druhu *Microtus agrestis* může souviset s tím, že objeví-li tento druh ve stejném biotopu jako *Microtus arvalis*, je tímto druhem vytlačován (Anděra, 1980). K potvrzení relevance těchto tvrzení by však bylo zapotřebí učinit výzkum s větším počtem jedinců během delšího období.

Z kontrolních/kulturních ploch bylo použito celkem 39 jedinců. Z toho 20 jedinců bylo druhu *Microtus arvalis*, který tvořil opět nejpočetnější skupinu. Dále se na kulturních lokalitách vyskytovali druhy *Apodemus sylvaticus* (14 jedinců), *Sorex araneus* (3 jedinci) a *Microtus agrestis* (2 jedinci). Tato početnost se podobá výsledkům i jiných výzkumů. Odchyty drobných zemních savců prováděl Odstrčil (2003) v NP Podyjí a uvádí, že v antropogenním biotopu byl dominantním druhem *Apodemus sylvaticus* (jaro-8 jedinců, podzim 4 jedinci). To, že *Apodemus sylvaticus* tvoří druhou nejpočetnější skupinu, můžeme podložit tvrzením předchozích autorů (Viitala and Hoffmeyer 1985, Dickman and Docaster 1989). Hojně rozšíření tohoto druhu může být dáno tím, že patří mezi euryekní druhy. Nemá tedy specifické nároky na habitat a vyznačuje se rozsáhlou distribucí.

Porovnáme-li druhovou skladbu hostitelů mezi těmito dvěma lokalitami, zjistíme, že na rekultivovaných územích bylo odchyceno méně druhů než na kulturních. Tento údaj se ztotožňuje s výrokem Frouze et al. (2007), že celkový počet druhů u většiny sledovaných skupin obratlovců je na výsypkách o něco nižší v porovnání s přirozenou krajinou. Voight et Glen-Lewin (1979) také uvádí, že více druhů studovaných obratlovců bylo nalezeno v lokalitách nedotčených těžbou oproti post-těžebním lokalitám. Chamblin (2002) naopak uvádí, že nebyly nalezeny výrazné rozdíly druhové diverzity mezi plochami rekultivovaných výsypek a kontrolních nedotčených lesů.

Prevalence gastrointestinálních helmintů hodnocena v této diplomové práci byla na rekultivovaných plochách 46 % a na kulturních plochách 67 %. Rozdíl mezi těmito lokalitami není statisticky významný. Jak si můžeme ovšem všimnout, prevalence je o něco vyšší na kulturních lokalitách oproti rekultivovaným krajinám. Dle Combes (2001) počet parazitů vzrůstá následkem zvyšování počtu hostitelů. Prevalence rekultivovaných lokalit hodnocených v této práci, je obdobná jako ve studii Čadkové et Válka (2013), ve které byly zkoumány dvě lokality zasažené povrchovou těžbou hnědého uhlí. Na obou zájmových lokalitách se prevalence gastrointestinálních helmintů pohybovala okolo 50 %. Naproti tomu Behnke (2001) zkoumal stabilitu společenstva helmintů u drobných zemních savců během 4 let na přírodních zalesněných lokalitách v Polsku. Prevalence těchto parazitů se pohybovala v rozmezí 75 % - 86.5 %. Jankovská et al (2005) porovnávala helmintofaunu u hostitelů rodu

Sorex na lokalitě postižené průmyslovými imisemi (Krušné hory) a v přírodní krajině (Severní Čechy). Dle jejího výzkumu byla prevalence helmintů vyšší na kontrolní krajině (72.22 %) oproti krajině zasažené imisemi (46.88 %). Fuentes et al (2005) zkoumal prevalenci helmintů u drobných zemních savců na lokalitě po požáru a na nedotčené lokalitě ve Španělsku. Zjistil, že rozdíl v prevalenci parazitů mezi lokalitou po požáru (65.3 %) a kontrolní plochou (59.5 %) není signifikantní. Nicméně prevalence na kontrolní lokalitě je o něco vyšší. Všechny tyto studie jsou v souladu s výsledkem našeho výzkumu, že na kontrolních lokalitách je vyšší prevalence helmintů, oproti rekultivovaným.

Intenzita infekce hodnocena v této práci byla na rekultivovaných plochách nižší než na plochách kontrolních. Mezi těmito lokalitami byl vyhodnocen statisticky významný rozdíl. Na rekultivovaných lokalitách byla nejnižší intenzita 1 helmint v jednom hostiteli a největší intenzita 37 helmintů v jednom jedinci. Průměrná intenzita infekce pak byla 1,8 helmintů. Na kontrolních plochách byla nejnižší intenzita také 1 helmint v jednom hostiteli. Největší intenzita byla však průkazně vyšší (82 helmintů v jednom jedinci) než na kontrolních lokalitách. Průměrná intenzita infekce na kontrolních lokalitách byla 14,7 helmintů. Fuentes (2005) uvádí, že na lokalitě, zasažené požárem byla intenzita, stejně jako prevalence helmintů nižší než na kontrolní lokalitě. Mezi těmito lokalitami však nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl. Naproti tomu Froeschke et Mathee (2014) uvádějí, že intenzita, stejně jako prevalence, helmintů byla vyšší na antropogenních lokalitách v porovnání s kulturními krajinami. Vyšší intenzitu na antropogenních územích popisují i Poulin (1997) a Morand (2000).

Celková diverzita GI helmintů na rekultivovaných lokalitách byla nižší (7 druhů) než na kontrolních (11 druhů). Mezi lokalitami nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl. Galán-Puchades (1998) uvádí, že na lokalitě zasažené požárem byla druhová diverzita parazitů nižší než na kontrolní lokalitě. Toto tvrzení je tedy v souladu s výsledkem této práce. Na rekultivovaných lokalitách se v nejhojnějším počtu vyskytoval druh *Syphacia nigeriana*. Na kontrolních lokalitách byl tento druh také jedním z nejčastějších. Avšak nejhojnějším druhem na kontrolní ploše byl *Heligmosomoides polygyrus*. Oproti tomu na rekultivovaných plochách nebyl *Heligmosomoides polygyrus* zaznamenán vůbec. Absence tohoto druhu na rekultivovaných lokalitách může být způsobena vlivem prostředí. Larvy tohoto druhu totiž vyžadují ke svému přežití stálé prostředí (Fuentes, 2007). Stálost prostředí je ovlivněna stavem vegetace. Od nedostatečného vegetačního pokryvu se odvíjí problém nadměrného sucha a zvýšené vystavení Slunci a tím i UV záření. Nedostatečný vegetativní pokryv tedy nemůže zajistit stálost vnějšího prostředí. (Můžeme tedy předpokládat, že v porovnání s kontrolními lokalitami, na rekultivovaných lokalitách není vegetace dostatečně bohatá). Vliv struktury vegetace potvrzuje i Hulbert et Boag (2001).

Na nepřítomnost *Heligmosomoides polygyrus* může mít vliv také maternální efekt, o kterém se zmiňuje Kristan (2004) (viz kapitola [Nematoda](#)). Na rekultivovaných plochách byl dále dominantní druh *Heligmosomum costelatum*. Na kontrolních plochách byl však zaznamenán pouze jeden jedinec tohoto druhu. Dalšími hojnými druhy na rekultivovaných územích byli *Paranoplocephala omphaloides* a *Syphacia frederici*. Druhy *Heligmosomoides leavis*, *Anoplocephala dentata*, *Trichuris arvicolae* se pak na tomto území vyskytovali v menším počtu. Naopak na kontrolních územích *Paranoplocephala omphaloides* a *Syphacia frederici* tvořili skupinu s menší četností. Nižší výskyt *Paranoplocephala omphaloides* na kontrolních lokalitách může souviset s nižším počtem mezihostitelů oproti rekultivovaným lokalitám, což by mohlo vést ke snížení šíření tasemnic. Tasemnice totiž využívají členovce jako své mezihostitele (Spasskii 1951; Beveridge 1994). Frouz (2001) potvrdil vysokou četnost bezobratlých, kteří jsou vhodnými mezihostiteli na rekultivovaných lokalitách. Dle Halmetoje et al. (2000) je výskyt mezihostitelů faktorem ovlivňující výskyt parazitů. Na kontrolních lokalitách dále dominovali hlístice rodu *Syphacia* (např. *Syphacia stroma*) a *Cappilaria*. Druhy z rodu *Cappilaria* se na rekultivovaných lokalitách nevyskytovali vůbec. Stejně jako

na rekultivovaných územích byli druhy *Trichuris arvicolae*, *Heligmosomoides leavis* a *Anoplocephala dentata* zaznamenány v menším počtu.

Tenora – (2004) uvádí, že *Paranoplocephala omphaloides*, který je dominantním druhem na zkoumané rekultivované lokalitě, ale naopak méně dominantní na kontrolní lokalitě, patří mezi běžné druhy tasemnic. Naopak (Grzybek, 2015) tvrdí, že se *Paranoplocephala omphaloides* u hostitele *Myodes glareolus* vyskytoval na zalesněné lokalitě v Polsku jen velmi vzácně. *Trichuris arvicolae*, který tvořil méně početnou skupinu jak na rekultivované, tak na kontrolní lokalitě, je dle Detera et al. - (2007) kosmopolitně rozšířený parazit u různých druhů hlodavců. Dominantní výskyt *Heligmosomoides polygurus* na kontrolní ploše je v souladu s prací (Montgomery et Montgomery 1990), kde tento druh tvořil dominantní skupinu helmintů. Fuentes - (2007) také uvádí, že *H. polygurus* byl hojnější na kontrolní lokalitě oproti lokalitě zasažené požárem. Podle studií Scotta et Gibbse – (1986); Greara a Hudsona – (2011) jsou *Syphacia spp.* u hlodavců hojně rozšířeny. I v této diplomové práci byli druhy *Syphacia spp.* zaznamenány na kontrolní ploše v hojném počtu. Na rekultivované ploše byl nejhojnějším druhem *Syphacia nigeriana*, což je také v souladu s tvrzením výše uvedených autorů. Behnke - (1999) také potvrzuje hojný výskyt *Syphacia spp.* u druhu *Apodemus sylvaticus*. Konkrétně druh *Syphacia stroma* byl druhým nejhojnějším parazitem na zalesněné lokalitě.

Na rekultivovaných lokalitách byl společný výskyt u jednoho hostitele zaznamenán nejčastěji u *Paranoplocephala omphaloides* a *Syphacia nigeriana*. Společný výskyt byl v menší míře zaznamenán u druhů *Heligmosomum costelatum* a *Heligmosomoides leavis*. Druhy *Paranoplocephala omphaloides*, *Heligmosomum costelatum* a *Trichuris arvicolae* pak tvořili trojici v jednom hostiteli u jednoho případu. Na kontrolní ploše byl nejčastější společný výskyt v jednom hostiteli zaznamenán u druhů *Syphacia frederici*, *Syphacia stroma* a *Heligmosomoides polygurus*. Ve stejném počtu případů byl zaznamenán společný výskyt druhů *Paranoplocephala omphaloides*, *Syphacia nigeriana* a *Trichuris arvicolae*. V menším počtu sel pak v jednom hostiteli vyskytovali společně druhy *Syphacia stroma* společně s *Heligmosomoides polygurus* a *Syphacia nigeriana* s *Heligmosomum costelatum*. (Behnke et al., 2001) zjistil, že přítomnost hlístice *Syphacia nigeriana* negativně ovlivňuje úspěšnost napadení hostitele druhem *Trichuris muris*. Ani v této práci nebyl zaznamenán společný výskyt těchto druhů - *Syphacia nigeriana* byl dominantním druhem na obou zkoumaných lokalitách, avšak výskyt druhu *Trichuris muris* nebyl zaznamenán.

V této diplomové práci byl zjištěn významný rozdíl mezi rekultivovanou a kulturní krajinou pouze v intenzitě infekce. Intenzita byla na rekultivovaných lokalitách, v porovnání s kulturními, nižší. Intenzita infekce může být ovlivněna velikostí hostitele – u větších jedinců je napadení více parazity najednou pravděpodobnější (Morand et al, 2006). Na rekultivovaných lokalitách byla průměrná hmotnost hostitelů nižší. Jedním z odůvodnění rozdílnosti intenzity mezi lokalitami může být tedy tvrzení Moranda et al (2006). Dle Stone and Roberts (1991) může vysoký počet druhů parazitů snižovat intenzitu infekce. Na rekultivovaných plochách byl společný výskyt více druhů zaznamenán u více jedinců oproti kontrolním, což by odpovídalo také tvrzení Stone and Roberts (1991). Na intenzitu infekce, stejně jako na prevalenci a diverzitu, může mít vliv i sezóna. Výskyt parazitů se může měnit během celého roku. (Abu-Madi et al., 2000; Montgomery et Montgomery, 1988, 1989). V této práci byl výskyt parazitů sledován pouze během léta a na podzim. Průměrná intenzita infekce byla nejvyšší u hostitelů odchycených v létě. Nejnižší intenzita infekce pak byla zaznamenána na podzim (září). Hlouběji jsem se však touto problematikou nezabývala, neboť to nebylo předmětem této práce. Proto tyto výsledky nebyly ani statisticky vyhodnoceny. Přítomnost parazitů může být ovlivněna také věkem hostitele. Intenzita, stejně jako prevalence a diverzita parazitů vzrůstá s věkem hostitele (Wilson et al. 2001). Na výskyt parazitů může mít vliv také délka sukcese společenstva hostitelů. Fuentes (2007) uvádí, že rok

odchytu na lokalitě zasažené požárem byl faktorem nejvíce ovlivňující výskyt parazitů. Pro bližší informace o sukcesi gastrointestinálních helmintů na rekultivované lokalitě by mělo být k výzkumu použito více hostitelů, odchycených z více lokalit.

7 Závěr

Téma této diplomové práce jsem si zvolila vzhledem k mému zájmu o biomonitoring, na základě kterého, můžeme vyhodnotit míru poškození/obnovitelnosti biotopu. S rostoucí antropogenní činností ubývá území původní krajiny a s ní i biotopů, což může vést v nejkritičtějším případě až k vyhynutí některých druhů živočichů. Proto by tématům obnovy biotopů měla být, zejména v této době, věnována pozornost. Na základě poznatků z výzkumů, které se zabývají podobnými tématy jako tato práce, by bylo vhodné najít řešení, jak neefektivněji vrátit krajinu do původního stavu.

Cílem této práce bylo porovnat společenstva gastrointestinálních helmintů parazitujících u drobných zemních savců na rekultivovaných a kulturních lokalitách. Na základě podobnosti či rozdílnosti charakteristiky společenstev GIH na zájmových lokalitách pak vyhodnotit kvalitu biotopu vzniklého řízenou rekultivací.

Prevalence na rekultivovaných lokalitách byla 46 % a na kulturních lokalitách 67 %. Intenzita infekce na rekultivovaných lokalitách byla zjištěna v rozmezí 1-37 helmintů v jednom hostiteli, což činilo průměrně 1,8 helmintů v jednom jedinci. Na kulturních lokalitách byla nejnižší intenzita také 1 helmint, nejvyšší intenzita však činila 82 helmintů v jednom jedinci a v průměru 14,7 helmintů v jednom hostiteli. Celková diverzita na rekultivovaných lokalitách byla tvořena 7 druhy v jednom hostiteli. Na kulturních lokalitách bylo zjištěno celkem 11 druhů na jednoho hostitele.

Hypotéza této práce tvrdí, že v charakteristice společenstev GIH na rekultivovaných a kulturních lokalitách neexistuje statisticky významný rozdíl. Tato hypotéza se potvrdila, ovšem jen částečně. V prevalenci a celkové diverzitě helmintů statisticky významný rozdíl skutečně vyhodnocen nebyl. Nicméně statisticky významný rozdíl byl vyhodnocen v intenzitě infekce. Na základě tohoto vyhodnocení tedy lze říct, že řízenou rekultivací na post-těžebních lokalitách je možné dosáhnout alespoň podobné kvality biotopu, s jakou se můžeme setkat na kulturních krajinách.

Někteří z autorů hovoří o nižší abundanci helmintů na rekultivovaných lokalitách. Zatímco v jiných pracích se můžeme setkat s opačnými výsledky. Je také třeba poukázat na to, že mnoho autorů hovoří o druhové diverzitě živočišných společenstev jako odrazu kvality biotopu. Většina prací se však soustřeďuje pouze na jeden či dva konkrétní parametry společenstva parazitů.

Pro získání komplexnějších informací o společenstvu gastrointestinálních helmintů na rekultivovaných lokalitách by bylo vhodné provést další výzkum zahrnující všechny tři charakteristiky (intenzitu infekce, prevalenci a diverzitu) společenstva GIH. K podrobnějšímu výzkumu se také nabízí vyšší počet hostitelů z více zájmových lokalit. Dále se nabízí vzít v úvahu další faktory, které by mohly ovlivnit charakteristiky společenstva GI helmintů, jako je např. vliv sezóny.

8 Seznam použité literatury

- Alibhai, S. K., and J. H. W. Gipps. 1991. Field vole *Microtus agrestis*. In: Corbet, G. B., Harris, S. *The Handbook of British mammals* (ed.). Blackwell Scientific Publications. London. 203–208. ISBN: 978-0632016914.
- Anděl, P., Mináriková T., Andreas M. 2010. Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia. Liberec. 137 s. ISBN: 978-80-903787-5-9.
- Anděra, M. 1980. Je hraboš mokřadní vzácný nebo běžný druh naší savčí fauny? *Živa*. 1980 (6). 234-235.
- Anděra, M., Horáček, I. 1982. *Poznáváme naše savce*. Mladá fronta. Praha. 253 s.
- Anderson, J.T., Osbourne J.D., Ward R.L. 2004. Integrating riparian restoration to promote wildlife habitat with natural stream channel design on mine land habitats. *Asmr*. 2004 (1). 47–73.
- Anděra, M, Gaisler J. 2012. *Savci české republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana*. Academia. Praha. 285 s. ISBN: 978-80-200-2185-4.
- Anderson, R. C. 1988. Nematode transmission patterns. *Journal of parasitology*. 1988 (74). 30–45.
- Anderson, R. M., Robert M. M. 1978. Regulation et stability of host-parasite population interactions: i. Regulatory processes. *Journal od animal ecology*. 1978 (47). 219-247.
- Anderson, R. M.. Parasite pathogenicity et the depression of host population equilibria. *Nature*. 1979 (279). 150–152.
- Agrell, J. Erlinge, S., Nelson, J., Sandell, M. 1992. Body weight and population dynamics: cyclic demography in a noncyclic population of the field vole (*Microtus agrestis*). *Canadian Journal of Zoology*. 70(3).494-501.
- Agrell, J., Erlinge, S., Nelson, J., Sandell, M. 1996. Shifting spacing behaviour of male field voles (*Microtus agrestis*) over the reproductive season. *Annales Zoologici Fennici*. 33 (2). 243-248
- Ashcroft, M.T., Burt E., Fairbairn, H. 1958. The experimental infection of some african wild animals with trypanosoma rhodesiense, T. Brucei et T. Congolense. *Annals of tropical medicine & parasitology*. 53 (2). 147-161.
- Antwi, E. K., Boakye-Danquah, J, Asabere, S. B., Takeuchi, K., Wiegler, G. 2014. Land cover transformation in two post-mining landscapes subjected to different ages of reclamation since dumping of spoils. *SpringerPlus*. 702 (3). 1-22.
- Baláž, I. A Ambros M. 2005. Relationship of shrews (*Sorex spp.*) To forest biotopes in Western Carpathians. *Ekológia*. 2005 (24). 254-262.

- Bansemir, A. D., Sukhdeo, M. V. 1994. The food resource of adult heligmosomoides polygyrus in the small intestine. *Journal of parasitology*. 1994 (1). 24-8.
- Barbehenn, K. R. 1969. Host-parasite relationships et species diversity in mammals: an hypothesis. *Biotropica*. 1969 (2). 34.
- Bäumler, W. 1975. Activity of some mammals in the field. *Acta Theriologica*. 1975 (20) 365–379.
- Behnke, J.M., Barnard C.J., Bajer, A. 2001. Variation in the helminth community structure in bank voles (*Clethrionomys glareolus*) from three comparable localities in the Mazury Lake District region of Poland. *Parasitology*. 123 (4). 401-414.
- Behnke, J.M., Gilber F.S., Abu-madi M.A., Lewis J.W. 2005. Do the helminth parasites of wood mice interact? *Journal of Animal Ecology*. 2005 (74). 982–993.
- Behnke, J.M., Bajer A., Behnke-Borowczyk J. Long-term spatiotemporal stability and dynamic changes in 1 helminth infracommunities of spiny mice (*Acomys dimidiatus*) 2 in St. Katherine's Protectorate, Sinai, Egypt. 146 (1). 50-73.
- Bejček, V., Šťastný, K. 1984. The succession of bird communities on spoil banks after surface brown coal mining. *Ekol. Polska*. 1984 (32). 245-259.
- Bejček, V. 2003. Obnova krajiny na bílinsku a tušimicku: rekultivace severočeských dolů a.s. Chomutov. Severočeské doly. Chomutov. 237 s. ISBN: 80-213-1574-1.
- Bejček, V. 1991. Životní prostředí. Mladá fronta. Praha. 1991. 44 s. ISBN: 80-204-0279-9.
- Beran, P. 2001. Královské horní město horní slavkov. Okresní muzeum sokolov. Sokolov. 415 s. ISBN: 80-238-7213-3.
- Beveridge, I. 1994. Family Anoplocephalidae Cholodkovsky. In: Khalil, L.F., Jones A., Bray R.A. (ed.). *Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates*. CAB International. Wallingford. s. 315-366. ISBN: 0851988792.
- Bjelič-Čabrilo, O., Čabrilo, B. Popovič E. 2013. Helminth fauna of rodents (mammalia, rodentia) from Zasavica (Serbia). *Biologiaserbica*. 2013 (35). 43-47.
- Blanar, C. A., Munkittrick, K. R., Houlahan, J., Maclatchy, D. L., Marcogliese, D. J. 2009. Pollution et parasitism in aquatic animals: a meta-analysis of effect size. *Aquat toxicol*. 2009 (1). 18-28.
- Bohdal, T. 2011. Drobní zemní savci podél přirozených a antropogenních krajinných bariér., 2011. Disertační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Zemědělská fakulta. České Budějovice. 150 s.
- Bordes, F.Morand, S. 2008. Helminth species diversity of mammals: parasite species richness is a host species attribute. *Parasitology*. 2008 (14). 1701-1705.

- Brown, J. H., Reichman, O. J., Diane, A. W. 1979. Granivory in desert ecosystems. *Annual review of ecology et systematics*. 1979 (10). 201-227.
- Brtnický, M. 2011. Regenerace, rekultivace, revitalizace krajiny. In: Brtnický, M. (eds.) In: *Sborník abstraktů z konference 28.6.-30.6.2011, Boží dar*. Mendelova univerzita. Brno. 40 s. ISBN: 978-80-7375-522-5.
- Brunet-Lecomte, P., Chaline, J. 2007. Morphological evolution and phylogenetic relationships of the European ground voles (Arvicolidae. Rodentia). *Lethaia*. 24. (1). 45–53.
- Bujalska, G., Grüm, A. L. 1989. Social organization of the bank vole (*Clethrionomys glareolus*, Schreber 1780) et its demographic consequences: a model. *Oecologia*. 1989 (80). 70-81.
- Cameron, T. W. M. 2008. Host specificity et the evolution of helminthic parasites. *Advances in parasitology*. 2008 (2). 1-34.
- Canova, L., Mauro, F. 1991. Communities of small mammals in six biotopes of northern italy. *Acta theriologica*. 1991 (36). 73-86.
- Clarke, J. L., Anderson, T. J. C., Bandi, C. 2004. Sexual transmission of a nematode parasite of wood mice (*Apodemus sylvaticus*)? *Parasitology*. 2004 (128). 561–568.
- Combes, C. 2001. The Ecology and Evolution of Intimate Interactions. *Parasitism*. 124 (4). 475-476.
- Corbet, G.B. 1966. The terrestrial mammals of western Europe. 1966 (1). 264.
- Czaplinski, B., Vaucher, C. 1899. Family Hymenolepididae Ariola, In: Khalil LF, Jones A, Bray, R. A. (ed.) *Keys to the cestode parasites of vertebrates*. CAB International. Wallingford. 595–663. ISBN: 0-85198-879-2.
- Čadková, Z., Válek, P. 2013. Prevalence gastrointestinálních helmintů u drobných zemních savců v oblasti severozápadních Čech. 2012. *Sborník oblastního muzea v Mostě. Řada přírodovědná*. 2013. (34). 3-13. ISSN: 1214-2573.
- Červinka, P. 1955. Antropogenní transformace přírodní sféry. Karolinum. Praha. 68 s. ISBN: 80-7184-018-1.
- Marcogliese, D. J. 2003. Food webs et biodiversity: are parasites the missing link? *Journal of Parasitology*. 2003 (89). 106-113.
- Delattre, P., j. Baudry, J., Fichet-calvet, J. Quéré, P., Giraudoux, P. 1996. Effect of landscape structure on common vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several space scales. *Landscape ecology*. 1996 (5). 279-288.
- Delattre, P., De sousa, B., Fichet-calvet, E., Quéré, P., Giraudoux, P. 1999. Vole outbreaks in a landscape context: evidence from a six year study of *microtus arvalis*. *Landscape ecology*. 1999 (14). 401-412.

- Delattre, P., Morellet, N., Codreana, P., Miot, S., Quéré, J.-P., Sennedot, F., Baudry, J. 2009. Influence of edge effects on common vole population abundance in an agricultural landscape of eastern France. *Acta Theriologica*. 54 (1). 51-60.
- Deter, J. Y., Chaval, M. Galan, K. Berthier, A.R. Salvador, Garcia, J.C.C, Charbonnel, N. 2007. Linking demography and host dispersal to trichuris arvicolae distribution in a cyclic vole species. *International journal for parasitology*. 2007 (37). 813-824.
- Dickman CH. R., Doncaster CH. P. 1989. The ecology of small mammals in urban habitats. Ii. Demography et dispersal. *Journal of animal ecology*. 1989 (58). 119.
- Dimitrovský, K. 2001. Tvorba nové krajiny na sokolovsku. Sokolovská uhelná. Sokolov. 191 s. ISBN 80-238-8534-0.
- Dobson, A.P., Hudson, P. J. 1986. Parasites, disease et the structure of ecological communities. *Trends ecol evol*. 1986 (1). 11-15.
- Douglass, R. J., Douglass, K. S., Rossi, L. 1992. Ecological distribution of bank voles et wood mice in disturbed habitats: preliminary results. *Acta theriologica*. 1992 (37). 359-370.
- Dusilová, Š. 2013. Problematika těžby hnědého uhlí a následné rekultivace krajiny v oblasti sokolovské pánve. Bakalářská práce. Univerzita karlova v praze. Pedagogická fakulta. Praha. 54 s.
- Elton, C.S. 2007. The ecology of invasions by animals et plants. London: methuen. *Progress in physical geography*. 1958 (31). 659-666.
- Fejklová, K. 2009. Historie a současnost těžby nerostných surovin na sokolovsku. Bakalářská práce. Univerzita palackého v Olomouci. Příroovědecká fakulta. Olomouc. 59 s.
- Feld, CH. K. 2011. Birk, S., Bradley, C. D., Friberg, N. 2011. From natural to degraded rivers et back again: a test of restoration ecology theory et practice. *Advances in ecological research*. 2011 (44). 119-209.
- Ferns, P. N. 1976. Diet of a *Microtus agrestis* population in southwest Britain. *Oikos* 1976 (27). 506–511.
- Freeland, W. J. 1982. Parasites et the coexistence of animal host species. *The american naturalist*. 1982 (121). 223-236.
- Froeschke, G., Matthee, S. 2014. Landscape characteristics influence helminth infestations in a peri-domestic rodent-implications for possible zoonotic disease. *Parasites & Vectors*. 393 (7). 1-13.
- Frouz, J., Popperl, J., Přikryl, I., Štrudl, J. 2007. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s. 2007 (1). 26.

- Frouz, J. Keplin, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., Nováková, A., Balík, V., Háněl, L., Materna, J., Düker, CH., Chalupský, J., Rusek, J. & Heinkele, T. 2001. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering*. 2001 (17). 275-284.
- Fuentes, M. V., S. Sainz a M. T. Galán-Puchades. 2005. The helminth community of the common shrew in a post-fire regenerated Mediterranean ecosystem. *Helminthologia*. 2005 (42). 31-34.
- Fuentes, Márius V., Sandra Sainz-Elipe a M. Teresa Galán-Puchades. 2007. Ecological study of the wood mouse helminth community in a burned Mediterranean ecosystem in regeneration five years after a wildfire. *Acta Parasitologica*. 52 (4). 403–413.
- Forbes, K., P. Stuart, T. Mappes, H. Henttonen, and O. Huitu. 2014. Food resources and intestinal parasites as limiting factors for boreal vole populations during winter. *Ecology* 2014 (95). 3139–3148.
- George, N. M. 1987. Ecological helminthology of wildlife animal hosts from south america: a literature review et a search for patterns in marine food webs. *Revista chilena de historia natuial*. 1987 (60). 181-202.
- Gérard, C. A. C., Paillisson, J. P. 2008. Long-term dynamics et community structure of freshwater gastropods exposed to parasitism et other environmental stressors. *Freshwater biology*. 2008 (53). 470–84.
- Gerlach, G., Musolf, K. 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation biology*. 2000 (4). 1066-1074.
- Gliwicz, J. 1989. Individuals et populations of the bank vole in optimal, suboptimal et insular habitats. *Journal of animal ecology*. 1989 (58). 237-247.
- Gromov, I. M, Plyakov, I. Y. 1992. *Voles (Microtinae)*. Oxonian press. Pvt. Ltd. New Delhi. p. 725. ISBN: 9004092552.
- Halmetoja, A., Valtonen, E. T. and Koskenniemi, E. 2000. Perch (*Perca fluviatilis* L.) parasites reflect ecosystem conditions: a comparison of a natural lake and two acidic reservoirs in Finland. *International Journal for Parasitology* 2000 (30). 1437–1444.
- Haukisalmi, V., H. Henttonen, and H. Pietiaainen. 1994. Helminth parasitism does not increase the vulnerability of the field vole, *Microtus agrestis*, to predation by the Ural owl, *Strix uralensis*. *Annales Zoologici Fennici* 1994 (31). 263–269.
- Haukisalmi, V.; Wickström, L.M., Henttonen, H., Hantula, J.; Gubányi, A. 2004. Molecular and morphological evidence for multiple species within *Paranoplocephala omphalodes* (Cestoda, Anoplocephalidae) in *Microtus voles* (Arvicolinae). *Zoologica Scripta* 33 (3). 277-290.

- Haukisalmi, V.; Hardman L.M., Henttonen, H., Laakkonen, J.; Niemimaa, J.; Hardman M., Gubányi, A. 2009. Molecular systematics and morphometrics of *Anoplocephaloides dentata* (Cestoda, Anoplocephalidae) and related species in voles and lemmings. *Zoologica Scripta*, 38 (2). 199–220.
- Havlová J. 2013. Studie prostorové aktivity lesních druhů savců obývajících remízy v zemědělské krajině se zaměřením na využívání okolních potravních zdrojů. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Zemědělská fakulta. České Budějovice. 65 s.
- Hedrych, H. J. 2012 *The laboratory mouse*. Academic Press. Amsterdam. p. 518. ISBN: 978-0-12-382008-2
- Hechinger, R. F., Lafferty, K. D. 2005. Host diversity begets parasite diversity: bird final hosts et trematodes in snail intermediate hosts. *Proc Biol Sci*. 2005 (272). 1059–1066.
- Hendrychová, M. 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: a review of pedological et biological studies. *Journal of Landscape Studies*. 2008 (1). 16.
- Heroldová, M., Jánová, E., Bryja, J., Tkadlec, E. 2005. Set-aside plots – source of small mammal pests? *Folia Zoologica*. 54 (4). 337-350.
- Heroldová, M., Suchomel, J. 2016. Drobní savci v porostech řepy cukrové a jejich význam z hlediska škod na řepné produkci. [Small mammals in sugar beet stands and their significance in terms of damage to sugar beet production]. *Listy Cukrovarnické a Řepářské*. 132 (3). 96-99.
- Hodáčová, D. Prach, K. 2003. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology*. 11 (3). 385-391.
- Holmes, J. C., Price, P. W. 1986. *Communities of Parasites*. In: Anderson, D.J., Kikkawa, J., (eds), *Community Ecology: Patterns and Processes*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 187-213. ISBN: 978-94-010-6863-5.
- Hudson, A. P., Ferreira F. C. J., Matil, V. L. T., Lane de Melo, L. 2013. *Trypanoxyuris (paraoxyuronema) lagothricis* (nematoda: oxyuridae) in *lagothrix cana* (primates: atelidae) from Brazil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*. 2013 (2). 307-311.
- Huspeni, T. C., Lafferty, K. D. 2004. Using larval trematodes that parasitize snails to evaluate a saltmarsh restoration project. *Ecological Applications* 14 (3). 795-804.
- Chabaud, A. B. 1955. Essai d'interprétation phylétique des cycles évolutifs chez nematodes parasites des vertébrés. *Ann parasitol hum comp*. 1955 (30). 83–126.
- Chamber, J., Wade, A. G. 1990. Evaluating reclamation success: the ecological consideration-proceedings of a symposium. *General technical report (gtr)*. 1990 (1). p. 108.
- Chamblin, H. D. 2002. Small mammal communities on a reclaimed mountaintop mine/valley fill landscape in southern West Virginia. Thesis. Davis College of Agriculture, Natural Resources and Design. Wildlife and Fisheries Resources. Morgantown, West Virginia. p. 114.

- Chaval, D. J., Galan, Y., Berthier, M., Salvador, K., Garcia, R. Charbonnel, A. J. C. C. 2007. Linking demography and host dispersal to *trichuris arvicolae* distribution in a cyclic vole species. *International journal for parasitology*. 2007 (37). 813-824.
- Christensene. M., Simpson, G. L., Morgan, A. S. K. E. Established rodent community delays recovery of dominant competitor following experimental disturbance. *Royal society publishing*. 2019 (1). 1-8.
- Churchfield, S. The natural history of shrews. Ithaca. Comstock Pub. Associates. New York. p. 178. ISBN 0801425956.
- Schad, G. A. 1966. Immunity, competition, et natural regulation of helminth populations. *The american naturalist*. 100 (913). 359-364.
- Kolibáč, J. 1995. The diets of *Sorex araneus* et *Sorex minutus* in selected habitats in the Czech Republic. *Acta musei. Moraviae. Scientiae Naturales*. 1995 (80). 95-161.
- Jacob, J., Hempel, A. N. 2003. Effects of farming practices on spatial behaviour of common voles. *Journal of ethology*. 2003 (1). 45-50.
- Jankovská, I., Langrová, I., Bejček, V., Vadlejch, J. & Borovský, M. 2005: Comparison of helminth fauna of shrew (*Sorex araneus* and *Sorex minutus*) in ecosystems affected and non-affected by industrial immissions. *Helmintologia*. 42 (2). 77-81.
- Jones, A., Bray, R.A., Khalil, L. F. 1994. Keys to the cestode parasites of vertebrates. CAB International. Wallingford. p. 752. ISBN: 0-85198-879-2.
- Kennedy, C. R. 1997. Freshwater fish parasites et environmental quality: an overview et caution. *Parasitologia*. 1997 (39). 249-254.
- Khan, R.A., Thulin, A J. 1991. Influence of pollution on parasites of aquatic animals. *Advances in Parasitology*. 1991 (30). 201-238.
- Kisielewska, K. 1970. Ecological organization of intestinal helminth groupings in *Clethrionomys glareolus* (Schreb.) (Rodentia). *Acta Parasitologica Polonica*. 1970 (18). 177-196.
- Kisielewska, K., Zubczewska, Z. 1973. Intestinal Helminths as Indexes of Reproduction Dynamics in the Host Population — Common Vole. *Acta theriologica*. 13 (18). 237-246.
- Krasnov, B. S., Khokhlova, I. S., Oguzoglu, I., Burdelova, A. N. V. 2002. Host discrimination by two desert fleas using an odour cue. *Animal behaviour*. 2002 (64). 33-40.
- Krasnov, B., Khokhlova, I. S., Shenbrot, G., Degen, A. A. 2004. Flea species richness and parameters of host body, host geography and host 'milieu'. *Journal of Animal Ecology*. 73 (6). 1121-1128.
- Krebs, CH. J. 1985. The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row. New York. p. 655. ISBN: 0321604687.

- Kristan, D. M. 2004. Intestinal nematode infection affects host life history and offspring susceptibility to parasitism. *Journal of animal ecology*. 73 (2). 227–238.
- Lafferty, K. D. 2003. Is disease increasing or decreasing, et does it impact or maintain biodiversity? *Journal of parasitology*. 2003 (89). 101-105.
- Lafferty, K. D. 1997. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology today*. 13 (7). 251-255.
- Lewis, J. W. 1987. Helminth parasites of British rodents and insectivores. *Mammal Review*. 1987 (17). 81–93.
- Lučeničová Š. 2002. Distribuce drobných zemních savců (Insectivora, Rodentia) na území rozšířené Biosférické rezervace UNESCO Pálavá. Diplomová práce. Masarykova univerzita v Brně. Brno. Přírodovědecká fakulta. 94 s.
- Mackenzie, K. 1999. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin*. 1999 (38). 955-959.
- Mackenzie, K., H. H., Williams, B., Mcvicar, A. H., Siddall, A. R. 1995. Parasites as indicators of water quality et the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. *Advances in Parasitology*. 1995 (35). 85–144.
- Marcogliese, D. J. 2002. Food webs et the transmission of parasites to marine fish. *Parasitology*. 2002 (124). 83-99.
- Marcogliese, D. J., Cone, D. K. 1997. Food webs: a plea for parasites. *Trends ecol. Evol.* 1997 (12). 320-325.
- Marcogliese, D. J. 2004. Parasites: small players with crucial roles in the ecological theater. *Ecohealth*. 2004 (2). 151-164.
- Marcogliese, D. J. 2005. Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? *International Journal for Parasitology*. 2005 (7). 705-16.
- McCallum, H., Dobson, A. 1995. Detecting disease et parasite threats to endangered species et ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. 10 (5). 190-194.
- Mclaughlin, J. D. 2003. An annotated checklist of hymenolepidid cestodes described from birds. *Parassitologia*. 45 (1). 33–45.
- Minchella, D. J. Marilyn, E. S. 1991. Parasitism: a cryptic determinant of animal community structure. *Trends in Ecology and Evolution*. 6 (8). 250-254.
- Mitchell-Jones, J.A., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, C., Thissen, J. B. M., Vohralík, V. 1999. *The Atlas of European Mammals*. Poyser. London. p. 484. ISBN: 9780856611308.
- Mitchell, CH. E., Tilman, D., Groth, J. V. 2002. Effects of grassland plant species diversity, abundance et composition on foliar fungal disease. *Ecology*. 83 (6). 1713–1726.

- Montgomery, S. S. J., Montgomery, W. I. 1990. Structure, stability and species interactions in helminth communities of wood mice *Apodemus sylvaticus*. *International Journal for Parasitology*. 20 (2). 225–242.
- Morand, S. 2000. Wormy world: comparative tests of theoretical hypotheses on parasite species richness. In: Poulin R., Morand S., Skorping A (ed.) *Evolutionary biology of host–parasite relationships: theory meets reality*. Elsevier, Amsterdam. 63-79. ISBN: 0 444 50402 8.
- Morand, S., Harvey, P. H. 2000. Mammalian metabolism, longevity et parasite species richness. *The Royal Society*. 267 (1456). 1999–2003.
- Morand, S. 1996. Life-history traits in parasitic nematodes: a comparative approach for the search of invariants. *Functional ecology*. 10 (2). 210–218.
- Morand, S, Poulin, R. 1998. Density, body mass et parasite species richness of terrestrial mammals. *Evolutionary ecology*. 1998 (12). 717–727.
- Myllymäki, A. 1977. A Program for Control of Damage by the Field Vole, *Microtus agrestis* (L.), in Seed Orchards of Forest Trees. *Bulletin*. 7 (2). 523-531.
- Nelson, J. 1995. Intrasexual Competition and Spacing Behaviour in Male Field voles, *Microtus agrestis*, under Constant Female Density and Spatial Distribution. *Annales Zoologici Fennici*. 73 (1). 9-14.
- Nowak R. 1999. *Walker's mammals of the world*. John Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. p. 1936. ISBN: 9780801857898.
- Odstrčil, M. *Společenstva drobných zemních savců na vybraných biotopech NP podýjí*. 2003. Diplomová práce. Masarykova univerzita v Brně. Pedagogická fakulta. Brno. 61 s.
- Odum, E. P. 1977. *Základy ekologie*. Academia. Praha. 733 s.
- Overstreet, R.M. 1993. Parasitic diseases of fishes et their relationship with toxicants et other environmental factors. *Pathobiology of marine et estuarine organisms*. 1993 (1) 111-156.
- Overstreet, R.M. 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. *Parasitologia*. 1997 (39). 169-75.
- Phillipson, J., M. Sarrazin-Comans, and C. Stomatopoulos. 1983. Food consumption by *Microtus agrestis* and the unsuitability of faecal analysis for the determination of food preference. *Acta Theriologica*. 1983 (28). 397–416.
- Poulin, R., Mouillot, D. 2004. The evolution of taxonomic diversity in helminth assemblages of mammalian hosts. *Evolutionary ecology*. 18 (3). 231-247.
- Poulin, R. 1997. Species richness of parasite assemblages: evolution and patterns. *Annual Review Ecological System*. 1997 (28). 341–358.

- Poulin, R. 1992. Toxic pollution et parasitism in freshwater fish. *Parasitology*. 1992 (8). 58-61.
- Poulin, R., Morand, S. 2000. The diversity of parasites. *The quarterly review of biology*. 2000 (3). 277-293.
- Poulin, R. 1995. Phylogeny, ecology, et the richness of parasite communities in vertebrates. *Ecological monographs*. 1995 (65). 283-302.
- Poulin, R. 1999. The functional importance of parasites in animal communities: many roles at many levels? *International Journal for Parasitology*. 6 (29). 903-14.
- Price, P.W. 1980. *Evolutionary biology of parasites. Monographs in population biology*. Princeton University Press. Princeton. p. 237. ISBN: 9780691082578
- Prokopič, J. 1972. Biocenotical study on Cestodes of small mammals in various biotopes. *Přírodovědná práce ústavů Československé akademie věd v Brně. Academia. Brno*. p. 68. ISSN: 0032-8758
- Pusenius, J., Viitala, J., Marienberg, T., Rftvanen, S. 1990. Matrilinial kin clusters and their effect on reproductive success in the field vole *Microtus agrestis*. *Behavioral Ecology*. 9 (1). 85-42.
- Pusenius, J., Vitala, J. 1993: Demography and regulation of breeding density in the field vole, *Microtus agrestis*. *Annales Zoologici Fennici*. 1993 (30). 133–142.
- Quentin, J. C. 1994. Family Catenotaeniidae Spasskii. In: Khalil, L.F., Jones A., Bray R.A. (ed.). *Keys to the Cestode Parasites of Vertebrates*. CAB International. Wallingford. 367–374. ISBN: 0851988792.
- Rohde, K. 1999. Latitudinal gradients in species diversity et rapoport's rule revisited: a review of recent work et what can parasites teach us about the causes of the gradients? *Ecography*. 1999 (22). 593-613.
- Rojík, P. 2000. *Historie cínového hornictví v západním krušnohoří*. Okresní muzeum Sokolov; Okresní knihovna Sokolov. Sokolov. 232 s. ISBN 80-238-6095-x.
- Rosenzweig, M. L., Lomolino, M. 1995. Species diversity in space et time. *Journal of Wildlife Management*. 60 (4). 971.
- Schulz, 1954. Scanning electron-microscopic study on the superficial cuticle of the nematodes *heligmosomum-costellatum* (dujardin, 1845) and *h. mixtum*. *Folia Parasitologica*. 1983 (30). 27-29.
- Scott, P. G., Grecnis, K. R. 2002. Adaptive immune effector mechanisms against intracellular protozoa and gut-dwelling nematodes. In: Kaufmann, S., Ahmed, R. (ed.) *Immunology of infectious diseases*. American Society for Microbiology Press. Washington, DC. 235–246. ISBN: 9781555812140.

- Sharping, A., Read, A. F. 1995. The evolution of tissue migration by parasitic nematode larvae. *Parasitology*. 111 (3) 359–371.
- Shimalov, V.V. 2001. Helminth fauna of the common shrew (*Sorex araneus* Linnaeus, 1758) in ecosystem of Belorussian Polesie transformed by reclamation. *Parasitology Research*. 2001 (87). 792-793
- Smirnova, L., N. Shalajeva. 1986. The role of Collembola in the circulation of micromammalia cestodes in zonal tundra. *Wiadomości Parazytologiczne*. 1986 (32). 489–491.
- Soliman Maha, F. M., Zalat Samy M., Ibrahim Mohamed, M. 2015. Gastrointestinal nematode community of spiny mice (*acomys dimidiatus*) from st. Katherine, south sinai, egypt. *Parasitic diseases*. 2015 (39). 705–711.
- Stone L, Roberts A. 1991. Conditions for a species to gain advantage from the presence of competitors. *Ecology* 1991 (72). 1964–1972.
- Šálek, M. 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of applied ecology*. 2012 (49). 1417–1425.
- Štýs, S. 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL. Praha. 678 s. ISBN: 04-417-81.
- Štýs, S., Bízková, R., Ritschelová, I. 2014. Proměny Severozápadu. Český statistický úřad. Praha. 181 s. ISBN 978-80-250-2556-7.
- Tenora, F, Meszaros, F. 1975. Nematodes of the genus *Syphacia* Seurat, 1916 (Nematoda) parasites of rodents (Rodentia) in Czechoslovakia and Hungary. *Acta Universitatis Agricultura*. 1975 (3). 537-554.
- Tenora, F. 2004. Corrections in the taxonomic position in the helminth-fauna of *apodemus* spp. (rodentia) in the czech republic. *Acta univ. Agric. Et silvic. Mendel. Brun. Lii*. 2004 (2). 7-14.
- Tkach, VV, Vasileva, G. P., Genov, T. 2003. Description of *Vaucherilepis trichophorus* sp. nov., gen. nov. (Cyclophyllidea, Hymenolepididae) from water shrews and gammarid crustaceans in Bulgaria and Ukraine. *Acta Parasitologica*. 48 (2). 87–97.
- Vanderplank, J. E. 2016. Effects of climate et agricultural practices on temporal progress of *sclerotinia sclerotiorum* for soybean in brazil. *Agricultural sciences*. 7 (7). 349.
- Vasileva, GP, C Vaucher, VV Tkach a T Genov. 2004. Taxonomic revision of *Hilmylepis* Skryabin & Matevosyan, 1942 (Cyclophyllidea: Hymenolepididae). *Systematic Parasitology*. 2004 (59). 45–63.
- Vidal-martínez, V. M., Pech, D. Sures, B., Purucker, S. T., Poulin, R. 2010. Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in parasitology*. 26 (1). 44-51.

- Viitala, J., Hoffmeyer, I. 1985. Social organization in clethrionomys compared with Microtus et Apodemus: social odours, chemistry et biological effects. *Annales zoologici fennici*. 1985 (22). 359-371.
- Vinson, S. Bradleigh, A. G., Iwantsch, F. Host regulation by insect parasitoids. *The quarterly review of biology*. 1977 (2). 143-165.
- Voight, J. R., Glenn-lewin, D. C. 1979. Strip mining, peromyscus and other small mammals in southern iowa. *Proceedings of the iowa academy of science*. 1979 (86). 133-136.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M. 2012. Obojživelníci na výsypkách nové poznatky o biologickém významu post-těžebních území (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody*. 2012 (3). 20-22.
- Wendland, V. 1981. Cyclic population changes in three mouse species in the same woodland. *Oecologia*. 1981 (48). 7-12.
- Wiger, R. 1977. Some pathological effects of endoparasites on rodents with special reference to the population ecology of Microtines. *Oikos*. 1977 (29). 598–606
- Wilson, K., Bjørnstad, O., N., Dobson, A. P., Merler, S., Poglajen, G., Randolph, S. E., Read, A. F., Skorpning, A. (2001). Heterogeneities in macroparasite infections: patterns and processes. In *The Ecology of Wildlife Diseases* (ed. Hudson, P. J., Rizzoli, A., Grenfell, B. T., Heesterbeek, H. and Dobson, A. P.). Oxford University Press, Oxford. p. 6–44.
- Wolfe, M. S. 1985. The current status et prospects of multiline cultivars et variety mixtures for disease resistance. *Annual review of phytopathology*. 1985 (23), 251-73.
- Zapletal, M. 2001. Hraboš polní *microtus arvalis* (pallas, 1779) v české republice: (základní poznatky z biologie, ekologie a omezování početnosti). CERM. Brno. 128 s. ISBN: 80-720-4192-4.
- Zavadil, V. 2007. Je nutný management pro obojživelníky?. *Zoologické dny Brno 2007*. 122-123. In: Bryja, J., zuka, J, Řehák Z. 2007. *Sborník abstraktů z konference 8.–9. února 2007*. Ústav biologie obratlovců AV ČR. Brno. s. 239. ISBN: 978-80-87189-25-2.

Internetové zdroje:

Kašpar, J. Historie těžby hnědého uhlí na mostecku [online]. 2001 [cit. 2019-12-07]. Dostupné z <https://zazijzmenu.cz/historie-a-soucasnost/#_ftn4>.

Kukutsch, R. Historie hornictví na Sokolovsku, Chebsku a Karlovarsku. Zdařbůh. [online]. 2013 [cit. 2019-12-15]. Dostupné z <<https://www.zdarbuh.cz/reviry/su/hdb/historie-hornictvi-na-sokolovsku-chebsku-a-karlovarsku-2/>>.

Anon. Mostecká pánev v proměnách času. Země světa 2013. [online]. 2003. [cit. 2020-02-07]. Dostupné z: <<http://www.zemesveta.cz/archiv/rocnik-2003/ceske-stredohori-12-2003/477-3/mostecka-panev-v-promenach-casu>>.

Štýs, S. Historie rekultivací na mostecku [online]. Eologické centrum Most. 2019. [cit. 2019-12-07]. Dostupné z <<http://www.ecmost.cz/rekultivace.php>>.

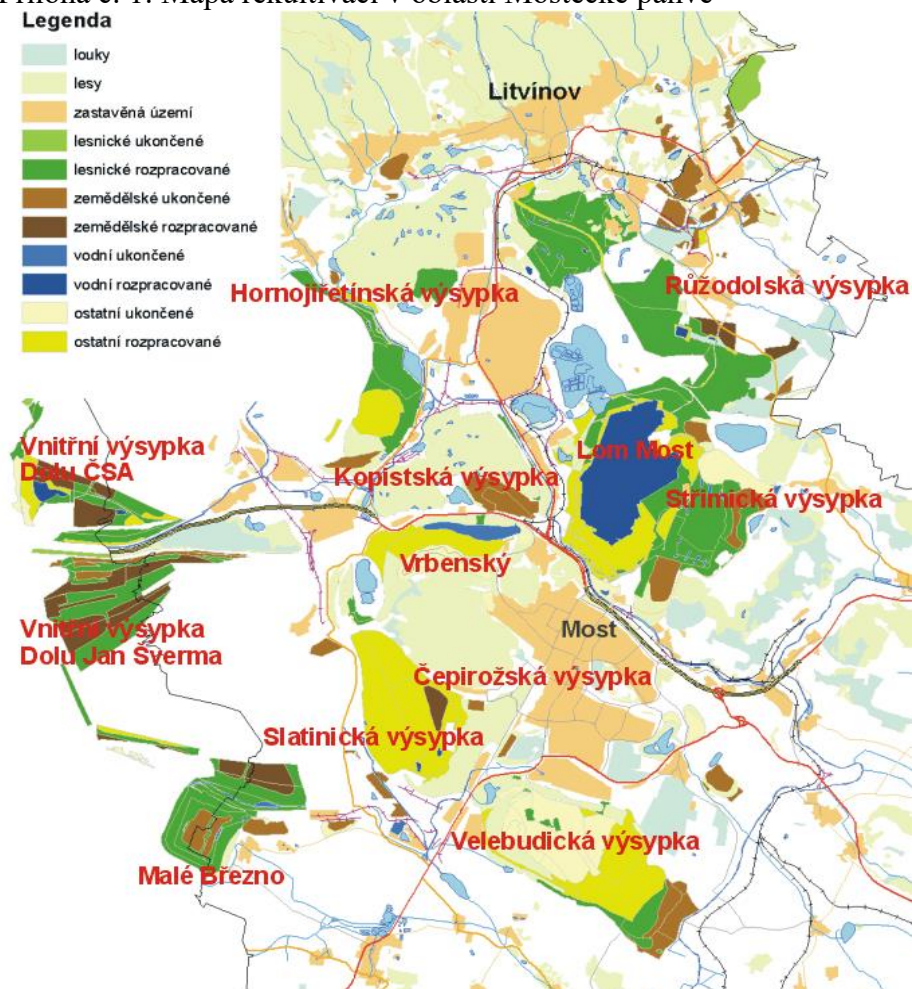
9 Přílohy

Seznam příloh:

Příloha č. 1: Mapa rekultivací v oblasti Mostecké pánve

Legenda

	louky
	lesy
	zastavěná území
	lesnické ukončené
	lesnické rozpracované
	zemědělské ukončené
	zemědělské rozpracované
	vodní ukončené
	vodní rozpracované
	ostatní ukončené
	ostatní rozpracované



Příloha č. 1: Mapa rekultivací v oblasti Mostecké pánve

(Zdroj: https://is.muni.cz/th/qh9gx/DP_Promeny_Mostecka_FINAL.pdf)