

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Sukcese drobných zemních savců
v post-těžebních územích**

Bakalářská práce

Autorka práce: Zdeňka Klimková

Obor studia: Speciální chovy

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

© 2019 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „Sukcese drobných zemních savců v post-těžebních územích“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí bakalářské 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 bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 17. dubna 2019

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Zuzaně Čadkové, Ph.D., DiS., za trpělivost, vstřícný přístup a v neposlední řadě za úžasné terénní odchyty, které pro mě velmi mnoho znamenají. Dále bych chtěla poděkovat svým rodičům a svému příteli za laskavou podporu, bez které by nebylo kombinované studium realizovatelné.

Sukcese drobných zemních savců v post-těžebních územích

Souhrn

V práci bylo pojednáno o sukcesi drobných zemních savců (DZS) v post-těžebních územích. Větší pozornost byla věnována sukcesi na spontánně obnovených i revitalizovaných výsypkách po povrchové hnědouhelné těžbě na Mostecku a Sokolovsku a dále spíše okrajově byly v práci zmíněny další typy post-těžebních území. Práce je rozdělena na dvě části, a to na literární rešerši a praktickou část. Literární rešerše byla sestavena z témat jako např. porovnání spontánní obnovy krajiny s biotopy vzniklými rekultivací, obecné principy sukcese, charakteristiky drobných zemních savců vyskytujících se v zájmovém území a sukcese těchto živočichů na nově vzniklých lokalitách ovlivněných těžební aktivitou.

Cílem této bakalářské práce bylo porovnat společenstva DZS mezi lokalitami vzniklými rekultivací a těch neovlivněných těžební aktivitou. Za tímto účelem byla v praktické části zpracována data z terénních odchyťů, které probíhaly v sezoně 2017 a 2018. DZS (hlodavci a hmyzožravci) byli získáni metodou kvadrátového či liniového odchyty pomocí sklapovacích a živochytných pastí. Celkem bylo odchyceno 256 jedinců (148 na lokalitách přirozených, 108 na rekultivovaných), náležících k 9 druhům – *Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus* a *Sorex araneus*.

Z výsledků odchyťů pak byla vypočítána relativní abundance a pomocí indexů biodiverzity a similarity (Shannonův index, Jaccardův index a Sørensenův index) byly lokality porovnány. Výsledky týkající se abundance jedinců na sledovaných lokalitách byly podrobeny testu normality rozložení dat, kde požadavky byly splněny, a testu homogenity rozptylů, kde požadavek nebyl splněn. Proto byl pro finální porovnání mezi abundancemi využit Mann-Whitneyův U test. Výsledek tohoto testu ($p = 0,53$) indikuje, že neexistuje statisticky významný rozdíl v početnosti společenstev DZS mezi přirozenými (P) a rekultivovanými (R) lokalitami. Vysoké hodnoty indexů similarity vypovídají o podobnosti druhového spektra DZS. Na základě těchto výsledků lze usuzovat, že P a R lokality jsou pro společenstva DZS stejně kvalitní biotopy.

Klíčová slova: sukcese, hlodavci, rekultivace, kolonizace, těžební průmysl, výsypka, *Apodemus*, *Microtus*

Succession of small terrestrial mammals in post-mining areas

Summary

The thesis addressed succession of small terrestrial mammals (STM) in post-mining areas. The attention has been focused on the succession in spontaneously reclaimed as well as revitalized spoil banks after the open-pit brown coal mining activity in Most and Sokolov regions, and also, peripherally, other types of post-mining areas were dealt with. The thesis consists of two parts: a literature review and a field research. The review covers various topics, e.g. spontaneous reclamation in comparison with biotopes in revitalized areas, general principles of succession, characteristics of STM in areas of interest, and succession of these animals in newly arisen habitats in areas affected by mining activity.

The aim of the study was to compare STM assemblages between reclaimed and naturally developed sites. Therefore, data from field trappings, which took place in seasons of 2017 and 2018, was processed in practical part of the thesis. STM (rodents and insectivores) were captured in trapping quadrates or lines using live traps or snap traps. In total, 256 individuals (148 in unaffected territories, 108 in revitalized t.) of 9 species – *Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, and *Sorex araneus* – were captured.

From the results of the captures, relative abundancies have been computed, and the areas have been compared using biodiversity and similarity indices (Shannon index, Jaccard index, Sørensen index). The results that had arisen from the abundancies in the researched areas were subjected to a normality test (successfully) and a homogeneity test which didn't meet requirements. Therefore Mann-Whitney U test was used in the final comparison. The result ($p = 0,53$) indicates that the difference in STM community abundancies between unaffected (U) and revitalized (R) areas is not statistically significant. High values of similarity indices show resemblance between these areas in the spectrum of STM species. In accordance with these results, the conclusion can be drawn that, concerning STM communities, U and R areas are habitats of the same quality.

Keywords: succession, rodents, revitalization, mining, spoil banks, *Apodemus*, *Microtus*

Obsah

1	Úvod	1
2	Cíl práce	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Dopad těžby na krajinu	4
3.2	Rekultivace a její smysl	5
	3.2.1 Rekultivovaná a nerekultivovaná území	5
3.3	Typy ekosystémů vznikajících v rámci obnovy krajiny	7
	3.3.1 Osídlení ekosystémů – fauna a flóra	7
3.4	Obecné principy kolonizace nově vzniklých biotopů	7
3.5	Charakteristika zemních savců	9
	3.5.1 Hlodavci – Rodentia	9
	3.5.1.1 Rod <i>Apodemus</i>	10
	3.5.1.2 Rod <i>Microtus</i>	11
	3.5.1.3 Rod <i>Myodes</i>	12
	3.5.1.4 Další druhy hlodavců	13
	3.5.2 Hmyzožravci – Eulipotyphla	13
	3.5.2.1 Rod <i>Sorex</i>	13
	3.5.2.2 Rod <i>Crocidura</i>	14
	3.5.2.3 Další druhy hmyzožravců	14
3.6	Sukcese společenstev drobných zemních savců na narušených lokalitách 15	
	3.6.1 Mechanismy návratu	16
4	Materiál a metody	19
4.1	Metodika	19
4.2	Popis sledovaných lokalit	19
4.3	Metodika odchytů	21
4.4	Zpracování materiálu	23
4.5	Stanovení vybraných ekologických indexů	23
4.6	Statistické vyhodnocení dat	24
5	Výsledky	25
5.1	Porovnání abundance	25
	5.1.1 Statistické vyhodnocení	26
5.2	Porovnání druhové diverzity	27
6	Diskuse	30
7	Závěr	33

8	Zdroje	34
9	Seznam použitých zkratk a symbolů	40
10	Seznam obrázků, tabulek a příloh	41
10.1	Seznam obrázků	41
10.2	Seznam tabulek.....	41
10.3	Seznam příloh	41

1 Úvod

Velkoplošně poškozená území po povrchové těžbě hnědého uhlí na Mostecku a Sokolovsku jsou po ukončení těžby často technicky rekultivovány, a to v některých případech zemědělskou rekultivací, v jiných hydrickou (Řehounek a kol., 2015). Příroda si však v mnoha ohledech umí pomoci sama a četnými studii (srov. Galán, 1997; Dolný, 2001; Vojar, 2006; Hendrychová, 2008; Prach a Tolvanen, 2016) je podloženo, že samovolná obnova je nejen mnohem levnější než technická, ale především přínosnější s ohledem na biodiverzitu nově vzniklých biotopů, které jsou nejen druhově bohatší, ale často hostí velmi ohrožené druhy živočichů či rostlin. To, jaká vegetace se při samovolné či technické rekultivaci na lokalitách ovlivněných těžbou objevuje, má pak přímý vliv na distribuci drobných zemních savců (DZS).

Bejček (1981) uvádí, že sledování sukcese DZS právě na výsypkách má hned několik výhod, a to přesná datovatelnost lokalit, porovnatelnost, velkoplošnost a ohraničenost, což přepokládá působení podobných vlivů, tedy i možnost porovnání výsledků. Výskyt nebo naopak absence některých druhů, jak uvádějí Bejček a Šťastný (2000a), je pak významným bioindikačním ukazatelem. Tyto ukazatele jsou základní, avšak lze se např. zaměřit i na podrobnější ukazatele, jakými mohou být hustota populace a její proměny v čase. Takovéto informace mohou podat již velmi podrobný obraz o biodiverzitě na antropogenně ovlivněných lokalitách. Pro porovnání lze sledovat post-těžební lokality ve srovnání s lokalitami neovlivněnými lidskou činností tak, jak se děje v praktické části této práce.

Podrobně se sukcesí drobných zemních savců na Mostecku zabýval Bejček (1983 a 1988). Sledování obnovy společenstev hlodavců a hmyzožravců jsou výhodná především proto, že jde o skupiny s velmi dobrou reprodukční schopností a ze savců jsou mezi prvními, kteří nově vzniklé biotopy osidlují. Průkopníkem mezi hlodavci je *A. sylvaticus*, který zabíhá již na čerstvě vysypané výsypky (Bejček, 1983; Bejček, 1988; Halle, 1993). Posléze při nárůstu vegetace Bejček (1988) uvádí, že roste osídlení druhu *A. sylvaticus* a *M. arvalis*, přičemž se četnost populací proměňuje a vzájemně ovlivňuje. V malém množství se objevují i další druhy, jako např. *S. araneus*, *S. minutus*, *M. agrestis*, *C. suaveolens* či *M. glareolus*.

Výzkum sukcese společenstev nemá význam pouze v pochopení zákonitostí rekolonizace antropogenně ovlivněných území, ale také může svým dílem přispět k podpoře tezí o důležitosti spontánní sukcese či mírně regulované samovolné obnovy a může ukázat post-těžební území nikoli jako lokality se zátěží či jako jizvy v krajině, nýbrž jako nová zajímavá území pro život různých druhů fauny a flory.

2 Cíl práce

Základním cílem bakalářské práce bylo vytvoření literární rešerše shrnující dosavadní poznatky o sukcesi drobných zemních savců, především z řádu hlodavců, na území ovlivněných těžbou nerostných surovin. Na základě dat získaných přímo v terénu pak bylo zhodnoceno, zda jsou základní charakteristiky společenstev drobných zemních savců na plochách vzniklých zemědělskou rekultivací shodné s charakteristikami společenstev na okolních, těžbou neovlivněných lokalitách.

Hypotéza

Na základě literární rešerše byl stanoven předpoklad, že biotopy, které vznikají na výsypkách, hostí přibližně 20 let po své obnově podobná společenstva drobných zemních savců jako lokality ve stejném regionu, které nebyly těžbou ovlivněny.

3 Literární rešerše

Drobnými savci na antropogenně upravených lokalitách se zabýval v našich zeměpisných šířkách zejména Bejček ve svých pracích *Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi* (1983) a *Communities of Small Terrestrial Mammals on the Spoil Banks in the Most Basin* (1988). Tento průzkum prováděl v Mostecké pánvi, tedy na území výsypek po povrchové těžbě hnědého uhlí, s cílem zmapovat primární sukcesi cenóz s ohledem na nároky jednotlivých druhů a jejich produktivitu v závislosti na vegetaci. V obou publikacích sleduje produktivitu druhů drobných zemních savců jak na spontánně obnovených výsypkách, tak po lesnické rekultivaci. Výsledky uvádí i v porovnání s cca 150letým lesem nezasaženým těžbou.

Bejček ve spolupráci se Šťastným popisují faunu, nejen drobných savců, území Bílinska a Tušimicka ve dvou publikacích *Fauna Tušimicka* (1999) a *Fauna Bílinska* (2000), přičemž v publikaci z roku 1999 mimo jiné porovnávají vývoj přirozený a lesnickou rekultivaci s ohledem na denzitu a dominanci druhů.

Sukcesí spojenou s antropogenně ovlivněnými lokalitami se také zabývají Prach a Řehounek s dalšími autory, ať už ve svých studiích, či v publikaci *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi* (Řehounek a kol., 2015), na které se podílejí spolu s kolektivem.

Drobné zmínky o sukcesi ve spojitosti s těžbou můžeme najít též v bulletinech a katalozích, a to v: *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*, kterou vydala Sokolovská uhelná, právní nástupce a. s. (Frouz a kol., 2007), či *Haldy/Arizona: pozůstatky důlní činnosti v okolí Kladna: dobře, nebo špatně?*, která vyšla k stejnojmenné výstavě vycházející z výsledků výzkumného projektu VaV 640/10/03 „Obnova krajiny Kladenska narušené dobýváním“.

Obecněji se výskytem, rozšířením, ekologií a ochranou drobných zemních savců na území České republiky zabývají Anděra a Gaisler – *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana* (2012).

3.1 Dopad těžby na krajinu

Původní krajina, ve smyslu člověkem nedotčené přírody, se dnes nachází už jen málokde. I lesy a mnohá prostranství, které svým vzhledem budí dojem původnosti, jsou ve skutečnosti často dílem člověka. Takováto krajina je přece vnímána do značné míry kladně oproti krajině, která podlehla nebo ještě podléhá těžební činnosti (srov. Svobodová a kol., 2012). Hnědouhelné pánve jsou v myslích lidí stále spojovány s měsíční krajinou, která neposkytuje žádnou možnost k osídlení faunou a flórou. Podobně jsou nazírány haldy, pozůstatky po černouhelné těžbě, které vznikly hlubinnou těžbou. Ve skutečnosti však krajina ovlivněná těžbou prochází mnohými živelnými proměnami a to, že jde o biotopy neosídlené a nezapojené, je zdání pouze klamné.

Bezesporu však při těžbě k likvidaci krajiny dochází. Prach a kol. (2013) uvádějí, že v České republice je důlní činností ovlivněno 0,8 % plochy, což čítá zhruba 650 km², pro představu je to plocha velikostně odpovídající největšímu českému národnímu parku. Kromě velkoplošné destrukce krajiny jsou dalšími faktory, které negativně ovlivňují krajinu, např. zvýšená prašnost, vyšší hladiny určitých látek ve vodě a půdě (např. zvýšený výskyt některých kovů v půdě) či hluk a otřesy, které mají negativní dopad na krajinu a ovzduší, popř. mění ráz krajiny a deformují ji (Škuta a kol., 2017; Prach a Tolvanen, 2016). Významným znečišťujícím prvkem je při těžbě také zpracovatelská část, zajišťující úpravu základních surovin pomocí řady chemicko-technologických procesů. Rapidní nárůst těžby z desítek tisíc tun uhlí v 19. stol. na milióny tun koncem 19. století urychlil též likvidaci krajiny (Frouz a kol., 2007). Jestliže důlní těžba např. na Ostravsku či Kladensku proměnila krajinu v těžařskou oblast zejména v 19. stol. (Bejček a kol., 2003), pro povrchovou těžbu v Mostecké pánvi byl pomyslným mezníkem rok 1945, po kterém došlo k masivnímu rozvoji povrchové těžby hnědého uhlí (Frouz a kol., 2007). Zprvu při povrchovém dobývání nebylo potřeba přemísťovat velké množství nadložní zeminy, to se však se vzrůstající těžbou za pár desítek let změnilo a dopad těžby byl o to ničivější. Vedlejším efektem těžby je také zásah nejen do zemědělské půdy, která byla zmařena, ale také do obcí, které byly s postupující těžbou rozbořeny. Na Teplicku měla těžba zásadní vliv i na termální prameny. Z výše uvedeného výčtu vyplývá, že těžba musela mít nutně dopad i na faunu, a to především zánikem stanovišť a změnou či sníženou distribucí abiotických faktorů (Bejček a kol., 2003). Zjevné je to i ze studie Hendrychové a Kabrny (2016), která se zabývá porovnáním post-těžební krajiny s krajinou nenarušenou a svá data čerpá z minulosti (od poloviny 19. stol.),

současnosti, ale snaží se také ukázat, jaká bude situace po roce 2050, kdy bude těžba v Mostecké pánvi ukončena.

3.2 Rekultivace a její smysl

Komplex změn, který nastal v 80. letech a významně pak po roce 1989, značně změnil nazírání na vývoj krajiny po ukončení těžební činnosti. Do popředí se kromě ekonomických ukazatelů dostaly i ekologické parametry. Především se ustanovily ekologické limity platné pro jednotlivá území, které otevřely cestu k vytvoření návrhů, jak s těmito územími nakládat po ukončení těžby. Obnova území je řízena podrobnými sanačními a rekultivačními plány, které jsou tvořeny v případě velkých těžebních společností na základě zákona 44/1988 sb. a pozdějších předpisů v platném znění. Tento zákon ukládá velkým společnostem nutnost sanace a rekultivace území po skončení těžby, přičemž na výlohy s obnovou krajiny musí mít zřízen účet, na který vkládají finanční rezervy (Řehounek a kol., 2015).

Smyslem rekultivací je znovuzapojení území do krajiny a jeho využití (lesnická a zemědělská rekultivace, popř. vodohospodářská a rekreační), (Bejček a kol., 2003). Snahou při obnově je také vytvoření vhodných biotopů pro faunu a flóru či pro transfer vzácných druhů z lokalit stále ohrožených těžbou (Frouz a kol., 2007).

3.2.1 Rekultivovaná a nerekulitovaná území

Rekultivace jsou však ve většině případů prováděny spíše za účelem tvorby produkčních ploch, což ale zamezuje vytvoření biologicky hodnotných ekosystémů, jejichž prvořadou funkcí by bylo navrácení či podpora biodiverzity na určitém území. Nejmarkantnější je tato skutečnost u odvalů (hald), které vznikly hlubinnou těžbou černého uhlí jako směs odpadních materiálů, zejména hlušiny. Toto tvrzení dokládá nejen výrok Cílka (2006), který uvádí, že haldy, jakožto „území nikoho“, kde je významně omezena lidská aktivita, se stávají významnými refugii či náhradními stanovišti, což z nich dělá většinou, co do počtu rostlinných a živočišných druhů, nejbohatší místa krajiny, ale také studie Hodečka a Kurase (2015), ve které se autoři zamýšlí nad vhodností a potřebností rekultivací ostravských odvalů, přičemž vzácné druhy brouků z čeledi střevlíkovití (*Carabidae*), lanýžovnikovití (*Leiodidae*) a *Staphylinidae* nalézají pouze na nerekulitovaných částech hald. Z tohoto pohledu je podle těchto autorů cennější samovolná sukcese, při které je území osídleno mnoha různými druhy a biodiverzita se tak významně zvyšuje.

Podobně problematiku popisují i Řehounek a kol. (2015), kteří uvádějí, že pokud se v těžebním prostoru již stihly usídlit vzácné či chráněné druhy živočichů a rostlin, zemědělské nebo lesnické rekultivace je nenávratně zlikvidují. Mechanicky uplatňované rekultivační postupy tak podle Řehounka a kol. snižují biologickou diverzitu dotčeného území a jsou většinou i v rozporu s požadavky orgánů ochrany přírody. Dodávají ale také, že i přes to, že do legislativy se obnovy přírodě blízké dostávají jen pomalu, objevují se v posledních letech stále více projekty zaměřené na obnovu v souladu s budováním bohaté biodiverzity prostředí.

Hodačová a Prach (2003) provedli výzkum na mosteckých výsypkách, ve kterém porovnávali produktivitu cévnatých rostlin na technicky rekultivovaných výsypkách a výsypkách, které nebyly rekultivovány. Jejich analýza ukázala, že vegetace na technicky regenerovaných prostranstvích se vyvíjela jiným způsobem. Spontánně osídlené výsypky vykazovaly mnohem vyšší biodiverzitu v nejstarších stádiích, přičemž počet druhů se zdvojnásobil a oproti technické rekultivaci, u které byla biodiverzita podstatně nižší, pak pokračoval nárůst druhové rozmanitosti v delším časovém horizontu. Urychlení vývoje vegetace technickou rekultivací tedy mělo pouze dočasný charakter.

Vhodným řešením by tedy byla varianta spontánní či do jisté míry regulované sukcese, neboť velká část výsypek je schopna se samozrevidovat. Zároveň je přínosné, když dojde k tvorbě mokřadů, které jsou druhově velmi bohaté, zejména se tam vyskytují vzácné druhy vážek, obojživelníků, plazů, buchanek či hub a rostlin (srov. Galán, 1997; Dolný, 2001; Vojar, 2006). U mokřadů a vodních ploch je však nutné, aby nebyly zatíženy chemickým znečištěním (Řehounek a kol., 2015). Skutečnost, že by se větší část krajiny měla zanechat spontánní sukcesí, vyplývá i z Kabrnovy studie (Kabrna, 2011). Rekultivačním přístupům po narušení a devastaci krajiny hnědouhelnou těžbou se věnovala Hendrychová (2008). Porovnávala biodiverzitu fauny i flóry při použití technické a biologické rekultivace se spontánní regenerací. Biotopy obnovené přirozeným vývojem jsou mnohem přínosnější nejen v ohledu ekologické funkce, ale také estetickým dojmem, jakožto post-těžební prvek krajiny. Pakliže je nový biotop technicky rekultivován, má nižší biodiverzitu a obecně nepodporuje disperzi vzácných a původních druhů, naopak je často osidlován cizími či agresivními druhy. Na snižování biodiverzity vlivem technických rekultivací upozorňují i Prach a Tolvanen (2016) ve své studii.

V mnohých případech není potřeba přistupovat k technickým rekultivacím a stačí pouze upravit faktory prostředí, např. vysadit nebo odstranit některé porosty, upravit stav vody či půdy nebo obohatit prostředí o živiny. Tyto zásahy jsou oproti technické rekultivaci pouze

minimální, a to nejen z pohledu krajinného, ale také významně z pohledu finančního (Prach, 2006; Řehounek a kol., 2015).

3.3 Typy ekosystémů vznikajících v rámci obnovy krajiny

3.3.1 Osídlení ekosystémů – fauna a flóra

Produktivita drobných savců a veškerých živočichů je ovlivněna propojením mnoha biotických a abiotických faktorů. Fauna je vždy ovlivňována prostředím, především vegetační strukturou, a to nejen druhovým složením, hustotou, ale také výškou porostu, velikostí a tvarem. Dalšími faktory, které mají na produktivitu živočichů vliv, jsou koloběh látek v prostředí a provzdušňování půdy, dostupnost potravy (živin), ale také predace či parazité, případně další patogeny a jejich poměr. Mezi živočichy a vegetačními porosty fungují oboustranné interakce, např. při rozptylování semen, takže narůstající počet živočichů může zpětně ovlivnit vegetaci, jejíž produktivita se také zvýší (Hendrychová, 2008; Zárybnická a kol. 2017). Z toho vyplývá, že celkově můžeme hodnotit kvalitu prostředí pomocí sledování a hodnocení sukcesních stádií. Výskyt určitých živočišných druhů může být výborným bioindikačním ukazatelem. Bejček a Šťastný (2000a) ve své studii uvádějí, že k vyhodnocování stavu prostředí může být použito jak demekologické charakteristiky (především sledování populace, její hustoty a změnami v čase, věkovou strukturou i ukazateli mortality a natality a jejich poměrováním), tak hodnocení skrze synekologii (kde můžeme hodnotit počet druhů a měřit diverzitu). V neposlední řadě je možné hodnotit i zcela základně, a to zaměřovat se na přítomnost či absenci druhů na lokalitách.

Slábová a kol. (2008) považuje rozmanitost druhů živočichů a rostlin za jev, který odráží kvalitu a funkčnost prostředí. Čím rozmanitější a přirozenější krajina je, tím je biodiverzita větší. Nejprve jsou lokality osídleny skupinami s invazivními schopnostmi a výbornou reprodukcí. Proto jsou pro výzkum sukcese na post-těžebních lokalitách pokládány za ideální z vyšších obratlovců jako modelová skupina drobní savci.

3.4 Obecné principy kolonizace nově vzniklých biotopů

Předtím, než jsou nově vzniklé biotopy kolonizovány, je zapotřebí, aby byla obnovena půda. Půda má velmi mnoho funkcí a propojuje procesy související s vegetací, distribucí

látek, koloběhem vody a transformací organické hmoty (Pecharová a kol., 2004). Výsypkové substráty jsou však z pohledu kvality velmi rozličné a např. konkrétně pro Velkou podkrušnohorskou výsypku jsou typické substráty s pH 2,7–8,5 (Frouz a kol., 2007), avšak jde převážně o jíly mírně alkalického pH, které jsou pro budoucí vývoj půd příznivé. Důležitou roli při těchto procesech mají půdní organismy, bakterie, houby, protisté, ale i kroužkovci, kteří urychlují rozvoj půd (Bejček a Šťastný, 2000b). Frouz a kol. (2007) uvádějí, že rozvoj společenstev zoedafonu na post-těžebních lokalitách je ovlivněn vlastností substrátu, kvalitou a kvantitou organické hmoty a především možnostmi kolonizace lokalit.

Kolonizace je přímo závislá nejen na půdě, ale také na výskytu vegetace, což potvrzuje ve své studii Prach (2013) a uvádí, že pro vlhčí podnebí je typické postupné zalesnění, naopak pro sušší místa jsou typické louky či křovištní porost. Lesy se obvykle nezakládají na mělkém podloží, zejména na skálách či na písčitých půdách. Volná prostranství jsou cenná zejména pro heliofilní druhy, které zalesněné lokality neobsazují a jsou schopny přežít i v prostředí chudém na živiny. Problém nastává při osídlení trnovníkem akátem (*Robinia pseudoacacia*), který jako primárně sukcesní druh kvůli symbiotickým nitrogenním bakteriím významně mění biodiverzitu prostředí a zamezuje růstu většiny druhů. V přítomnosti trnovníku se nalézá pouze pár velmi odolných nitrofytních druhů (Řehounek a kol., 2015).

Při vzniku lesnatých porostů má vliv celý komplex faktorů. Nejvýznamnější z faktorů abiotických jsou vlhkost a živiny v půdě, biotické především konkurence z bylinné vrstvy a distribuce živočichů schopných přepravit semena (Prach, 1994).

Lacki, Hummer a Webster (1991) se zaměřili na principy osidlování různých lokalit savci. Zkoumali čtyři lokality v Ohio, které byly v různém stupni poškození, a to Simco #4 (lokality – vybudovaná mokřadní oblast, která byla významně poškozena hlubinnou těžbou a nadměrným obsahem železa), Downstream (lokality nepřímo ovlivněná těžbou), Volunteer (lokality nepodléhající těžbě) a Reclamation (rekultivovaná báňská oblast, která prošla spontánní sukcesí). Ve své studii uvádějí, že druhová rozmanitost a bohatost byla nejvyšší u Simco #4 v počátečním stádiu, tedy v roce 1988, avšak v dalším roce biodiverzita u rekultivované oblasti výrazně klesla a větší rozmanitost byla na ostatních výše zmiňovaných lokalitách. Jejich analýza prokázala, že jednotliví savci jsou závislí na určitém typu vegetace a to, jaká bude distribuce druhů a jejich četnost v průběhu času, podléhá předvídatelnému vzoru.

V neposlední řadě je výskyt druhů a kolonizace závislá na interakcích jednotlivých druhů navzájem. Prach uvádí, že celkový počet druhů obvykle kolísá, přičemž počet jedinců

jednoho druhu klesá, když dojde k dominanci silného konkurenta. Naopak maxima dosahuje, pakliže je konkurence minimální (Prach, 2013). Z výše uvedených jednotlivostí vyplývá, že obnova nových území je velmi komplexním a dynamickým dějem závislým na mnoha faktorech abiotického i biotického rázu, které spolu navzájem interagují, a i proto, jak uvádí Frouz a kol. (2007), nelze spontánní sukcesí přesně predikovat, avšak vede k hodnotným ekosystémům.

3.5 Charakteristika zemních savců

V této podkapitole je pojednáno o nejvýznamnějších skupinách drobných zemních savců, mezi které jsou počítáni drobní hlodavci a hmyzožravci. Definice této skupiny není přesně dána a je na ni nahlíženo různě. Podrobněji je pojednáno o významných a dominantních sukcesních druzích, okrajověji pak o druzích, které se sice vyskytují v různých fázích osidlování post-těžebních lokalit, ale spíše vzácně.

3.5.1 Hlodavci – Rodentia

Jedná se o mimořádně úspěšnou skupinu, která čítá přes 40 % všech savců. Řád je velmi variabilní nejen tvarem těla, ale i způsobem života (Kay a Hoekstra, 2008). Podle Anděry a Gaislera (2012) jsou váhou těla počítáni spíše mezi živočichy menšího vzrůstu, avšak najdou se i výjimky, např. bobr či kapybara, jejichž velikost sahá k 30–50 kg. Hlodavci se živí převážně rostlinnou stravou či semeny, popř. jsou všežraví, čemuž odpovídá i zažívací trakt. Některé druhy se vyznačují lícními torbami.

Gaisler a Zima (2007) uvádějí jako jeden ze základních poznávacích znaků hlodavců tvar a uspořádání chrupu, který je diprotodontní. Podle Anděry a Gaislera (2012) jsou charakteristické především přeměněné incisivy, které jsou vysoce specializované na hlodání. Jde o velmi specifický typ dentice, který umožňuje hlodavcům použití zubů jako dláta, tedy mohou velmi efektivně okusovat dosti tvrdé materiály. Dalším poznávacím znakem je také to, že špičáky chybí a za řezáky tudíž vzniká mezera zvaná diastema. Za mezerou je minimálně jedna stolička. U některých druhů se objevují i zuby třenové. Celkový počet zubů se pohybuje od 16 do počtu 22, který je považován za základní: 1,0,2,3/1,0,1,3. Kromě dentice se od ostatních savců odlišují také žvýkacím svalstvem (především *musculus masseter*), které je významné pro systematiku tohoto řádu (Gaisler a Zima, 2007).

V dalších podkapitolách bude pojednáno o vybraných druzích hlodavců, které lze nalézt na území České republiky. Vybrané druhy jsou popsány především z hlediska rozdílných klíčových znaků, které jsou potřebné pro rozeznání jednotlivých zástupců při terénních pracích a z hlediska výskytu na post-antropogenně upravených lokalitách či jejich zapojení v následné sukcesi.

3.5.1.1 Rod *Apodemus*

Rod *Apodemus* patří do velké čeledi myšovité (Muridae), která se vyznačuje zubním vzorcem 1,0,0,3/1,0,0,3. V České republice žijí čtyři druhy myšic – myšice lesní (*A. flavicollis*), myšice křovinná (*A. sylvaticus*), myšice malooká (*A. microps* synonymum *uralensis*) a myšice temnopásá (*A. agrarius*). Největší je *A. flavicollis*, avšak s *A. sylvaticus* se tělesné rozměry překrývají. I přes to, že jednoznačně lze myšice determinovat pouze pomocí molekulárních metod, jak uvádějí Bugarski-Stanojević a kol. (2013), za vizuální rozlišovací znaky těchto druhů je považováno např. kontrastní zbarvení, kdy myšice lesní má na bocích ryšavě hnědý až kaštanový odstín výrazně oddělen od bílé barvy rozprostírající se na břichu. Žlutá skvrna na hrdle je u tohoto druhu napojena až na tmavší zbarvení boků. Determinace podle barvy a rozložení skvrny však není u některých jedinců jednoznačná, Bugarski-Stanojević a kol. dokonce uvádějí, že v některých případech není determinace jednoznačná ani podle stavby lebky a dentice.

A. sylvaticus je druhem euryekním, který se vyskytuje typicky na ekotonech. Jako první z druhů osidluje člověkem ovlivněné lokality, např. skládky, lomy, výsypky a jiné ruderalní prostranství (Anděra a Slovák, 2018). Živí se oportunisticky v závislosti na sezónních a místních podmínkách. *A. flavicollis* obývá lesy, nejvíce listnaté a smíšené, méně jehličnaté monokultury. Spíše jen okrajově je nalézána na ekotonech. Myšice lesní je semenožravá a plodožravá, sezonně přijímá i drobné živočichy (Anděra a Gaisler, 2012).



Obr. 1 – *A. flavicollis*, vlastní foto

3.5.1.2 Rod *Microtus*

V České republice se vyskytují dva zástupci tohoto rodu, a to hraboš polní (*M. arvalis*) a hraboš mokřadní (*M. agrestis*). Jsou zařazeni do čeledi křečkovití. Pro hraboše polního je typický krátký ocas, který tvoří zhruba 30–35 % délky těla, čímž se také liší od hraboše mokřadního, který má ocas o něco delší (přibližně 32–42 %). Dále má osrstěný ušní boltec velký obvykle 9–11 mm, který je v porovnání s mokřadním menší (11–16 mm). Menší má též zadní tlapky, které dosahují velikosti pod 17,5 mm (oproti mokřadnímu – nad 18 mm). U druhu *M. arvalis* byly zaznamenány různé barevné odchylky, např. albinismus, flavismus (Anděra a Gaisler, 2012). V barvě srsti je rozdíl i u juvenilů (jsou více do hněda) a adultních jedinců (spíše do zrzava), což je vidět na obr. 2.

Hraboš polní se vyskytuje v zemědělské krajině, kde obývá louky, meze, příkopy a jiné ekotony (Zejda a Nesvadbová, 2000). Podle Anděry a Gaislera (2012) se vyskytuje i na svazích a holinách vzniklých kalamitami včetně ruderálních ploch. Živí se, v závislosti na období, zelenými částmi rostlin, semeny, kořeny, oddenky, příležitostně chytá bezobratlé a v zimních obdobích přijímá kadávery uhynulých zvířat.

M. agrestis se vyskytuje na vlhčích a chladnějších lokalitách, zejména mokřadech s hustou vegetací. Živí se převážně travinami, v menší míře pak lesními plody, lišejníky a mechy, popř. kůru a letorosty. Jen velmi okrajově přijímá živočišné složky.



Obr. 2 – *M. arvalis*, juvenilové a adultní jedince, vlastní foto

3.5.1.3 Rod *Myodes*

Stejně jako hraboši, tak i norníci jsou zařazeni do čeledi křečkovití. Norník rudý (*M. glareolus*, synonymum *Clethrionomys glareolus*) je typický rezavou barvou na hřbetě, kterou se také odlišuje od hrabošů a která je sytější zejména v zimě. Na břiše je zbarvení světlé až bílé (Anděra a Slovák, 2018). Ocas (45–60 % délky těla) má zpravidla dvoubarevný.

Nejhojnější je v smíšených či listnatých lesích, ve kterých je vyvinuté bylinné patro, může se ale vyskytovat i v smrkové monokultuře, křovinatých mezích, rákosinách či na březích vodních toků. Výsypky po povrchové těžbě osidluje až v pokročilejších stádiích lesnické rekultivace. Živí se pestře – semeny, klíčky, zelenou složkou rostlin, houbami, bukvicemi, žaludy, lesními plody i kůrou a pupeny či jehličím. Jako jediný z hrabošů přijímá ve významné míře živočišnou potravu – larvy hmyzu, brouky, stonožky, pavouky, ale také kadávery uhynulých zvířat (Anděra a Gaisler, 2012).



Obr. 3 – *M. glareolus* v zimním šatu, vlastní foto

3.5.1.4 Další druhy hlodavců

Mezi další hlodavce, kteří osidlují v různých stádiích sukcese nové lokality, avšak velmi vzácně, řadí Anděra a Gaisler (2012) hrabošíka podzemního (*Microtus subterraneus*, synonymum *Pitymys subterraneus*), myšku drobnou (*Micromys minutus*) a myš domácí (*Mus musculus*). Podle typu a velikosti odchytných zařízení pak lze chytit i větší hlodavce, které Bejček a kol. (1999) počítá také mezi drobné zemní savce (hlodavce), a to ondatru pižmovou (*Ondatra zibethicus*) a hryzce vodního (*Arvicola amphibius*).

3.5.2 Hmyzožravci – Eulipotyphla

Hmyzožravci jsou podle Gaislera a Zimy (2007) drobní živočichové dosahující velikosti těla 5–15 cm a váhy 200 gramů. V řádu jsou sice živočichové dosahující až velikosti králíka, jde však o výjimky. Anděra a Gaisler (2012) uvádějí, že někteří zástupci této skupiny se řadí k nejmenším savcům – bělozubka nejmenší (*Suncus etruscus*). Přizpůsobili se různým podmínkám, žijí pozemním způsobem života, někteří i trvale podzemním.

Charakteristický je pro ně protáhlý rypáček, který jim zajišťuje informace z okolí, a to skrz čich i hmat. Zřejmě v souvislosti s hmyzožravým způsobem obživy nemají slepé střevo. Dentice je úplná a přizpůsobená na drcení kutikuly hmyzu. Počet zubů je 26–44 a na rozdíl od hlodavců nedorůstají, naopak se opotřebovávají a zmenšují. Jako jediní z placentálních savců mají podčelistní jedové žlázy.

Churchfieldová, Rychlík a Taylor (2012) uvádějí, že rejskové jsou velmi nároční na příjem potravy, což souvisí s jejich velikostí a metabolismem. Denně někteří přijmou až dvojnásobek své váhy. Při vyhledávání potravy používají rudimentární echolokaci.

3.5.2.1 Rod *Sorex*

Zástupci rodu rejsek jsou řazeni do čeledi rejskovitých. Na našem území se vyskytují rejsek obecný (*S. araneus*), který je nejběžnějším rejskem v České republice, dále rejsek malý (*S. minutus*) a rejsek horský (*S. alpinus*). Zuby všech druhů tohoto rodu jsou vlivem železa na špičce červeně pigmentované.

S. araneus dosahuje v rámci rejskovitých střední velikosti. Typická sametová, lesklá srst je v dospělosti hnědočerná. Ocas tvoří 50–70 % délky těla, u starých jedinců se zkracuje. Oči a ušní boltce jsou ukryté v srsti a spíše drobné. Je přítomen na všech stanovištích včetně antropogenně ovlivněných – ruderální plochy, výsypky či agrocenózy. Nejhojnější je na

místech s množstvím živin – lokality s vrstvou humusu. Živí se bezobratlými (zejména kroužkovci, slimáky, různými vývojovými stádii hmyzu či hlísticemi), příležitostně též kadávery uhynulých zvířat a semeny či lesními plody. Metabolismus rejska je natolik rychlý, že nevydrží hladovět více než 2 až 3 hodiny.

S. minutus se liší od *S. araneus* výrazně delším ocasem (65–90 % délky těla) a je celkově menší. Je spíše světlejší, hnědý, v zimě pak naředlý. Vyskytuje se ve vlhčím prostředí, na rašeliništích či v klimaxových horských smrčínách, včetně monokultur či balvanitých sutí. Na rozdíl od rejska obecného potravu sbírá hlavně na povrchu, významný podíl potravy proto tvoří pavouci, roztoči, sekáči, různá stádia hmyzu. Rostlinnou potravou se živí spíše výjimečně, jde však o druh koprofágní (Anděra a Gaisler, 2012). Churchfieldová, Rychlík a Taylor (2012) uvádějí, že *S. araneus* má vysoké energetické nároky, denní příjem potravy se může rovnat až hmotnosti jeho těla, a ve své studii zkoumají závislost hmotnosti těla na potravních požadavcích.

3.5.2.2 Rod *Crocidura*

Zástupci rodu bělozubka, bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*) a bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*) jsou řazeni, stejně jako rejsci, do čeledi rejskovití. Od rejsek se bělozubky liší řídko odstávajícími chloupky na ocase a většími ušními boltci. Zuby, podle kterých dostal rod název, jsou na rozdíl od rejsek bílé. *C. suaveolens* je na hřbetě šedohnědá, na břicho světle šedavá, délka ocasu je zhruba 48–72 % (Anděra a Gaisler, 2012). Vaughan, Ryan a Czaplewski (2011) popisují unikátní druh chování, který se vyskytuje u matek rodu *Crocidura*. Samice tvoří se svými mláďaty tzv. karavanu, tedy při průzkumu okolí vodí mláďata v typickém zástupu.

3.5.2.3 Další druhy hmyzožravců

Dále se, podle Anděry a Gaislera (2012) i Bejčka (1999), v České republice vyskytuje v malé míře na post-těžebních územích rejsec černý (*Neomys anomalus*), rejsec vodní (*Neomys fodiens*) a krtek obecný (*Talpa europaea*) z čeledi krtkovití.

3.6 Sukcese společenstev drobných zemních savců na narušených lokalitách

Sukcese drobných zemních savců je závislá na mnoha faktorech a zákonitostech. Zárbynická a kol. (2017) uvádí, že distribuce malých zemních savců není nahodilá. Je výsledkem individuálního výběru vhodných přírodních habitatů a je ovlivněna především distribucí zdrojů potravy, dostupností vhodných skryší a množstvím jedinců téhož druhu. Zároveň dodává, že podle hypotézy heterogenity habitatu narůstá biodiverzita při zvyšujícím se počtu různých stanovišť. Produktivita drobných zemních savců se řídí faktory vnitřními a vnějšími. Z vnějších faktorů uvádí Hannson a Henttonen (1988) tři: nemoci, potravní zdroje a predátory. Klíčovými parametry populačních fluktuací jsou amplituda, frekvence a mezidruhové vztahy. Uvádějí také, že dynamika odpovídá složitějším modelům a přikládají vnějším faktorům větší vliv.

Podmínky, které vytyčuje Zárbynická a kol. (2017), podporují také Viitala a kol. (1996), kteří popisují rozdíly v potravních požadavcích a habitatu druhů *M. agrestis* a *M. glareolus*. Uvádějí, že *M. glareolus* je druhem obývajícím především lesy a křovinné porosty, přičemž se živí omnivorním způsobem, kdežto *M. agrestis* žije na nestálých lokalitách, které nejsou obyvatelné po celý rok, a živí se travinami, zejména ostřicí a bylinami, které jsou hojné, avšak nikoli tak výživné. Samice *M. glareolus* jsou teritoriální a pouze při obsazení vlastního areálu jsou schopny dosáhnout plodnosti, samci striktně teritoriální nejsou. Naopak u *M. agrestis* je samice neteritoriální, avšak samci ano, a dokonce mohou omezovat mladé subadultní samce v dosažení pohlavní dospělosti. V takovém případě, kdy mají druhy teritoriální nároky na stanoviště, popř. se navzájem ovlivňují a do jisté míry překrývají v potravních nárocích, má komplex těchto skutečností dopad i na produktivitu a osídlení nového prostředí.

Rathke a Bröring (2005) sledovali sukcesi drobných zemních savců na lokalitách poškozených hnědouhelnou těžbou v Dolní Lužici, konkrétně na jihu Braniborska a severovýchodu Saska, a pro porovnání zařadili i nenarušené lokality. Výzkum provedli v letech 1995–1997 a 2001–2002. Byly nalezeny 4 druhy z čeledi Soricomorpha – *S. araneus*, *S. minutus*, *C. leucodon*, *C. suaveolens*, přičemž *S. araneus* a *S. minutus* se vyskytovaly hojně, a to hlavně na nenarušených územích, kdežto *C. leucodon* a *C. suaveolens* byly vzácné, avšak nacházely se na narušených lokalitách. Nalezeny byly i 4 druhy hlodavců – *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *M. glareolus*, *M. arvalis*. Analýza distribuce ukázala, že *M. arvalis*, který má poměrně malý potenciál disperze, preferuje husté rostlinné porosty,

kdežto *A. sylvaticus* byl nalezen v místech s řídkou vegetací. *M. arvalis* dominoval především na nenarušených územích a mladších stádiích sukcese, kdežto jejich počty na vývojově starších územích byly nižší. *A. flavicollis* preferuje starší lokality a byl odchycen na všech lokalitách starých 50 a více let. *M. glareolus* se nevyskytoval na velmi mladých a naopak starších lokalitách. Narušená otevřená území jsou dle těchto autorů obecně pro drobné zemní savce těžko kolonizovatelná.

Bonczar a kol. (2011) pozorovali diverzitu hlodavců na třech devastovaných lokalitách (vápencový lom – Mydlniki, sedimentační nádrže na post-produkční odpad bývalé krakovské továrny na sodu a popelová skládka krakovské teplárny a elektrárny – Polsko). Na všech lokalitách dominoval *M. arvalis*. Toto zjištění vysvětluje mimořádnou plasticitou druhu – tedy malou velikostí těla a rychlým vývojem včetně schopnosti se brzy a hojně reprodukovat. Zajímavostí je, že zde přítomní hraboši měli o 30 % větší slepé střevo, což zajišťuje větší počet mikrosymbiontů, a tudíž lepší stravitelnost potravy bohaté na celulózu. *M. arvalis* je proto jedním z brzkých osidlovacích druhů.

3.6.1 Mechanismy návratu

Pokud se zaměříme na samotné sukcesní druhy, tak průkopníky v rekolonizacích prostředí jsou myšice křovinné (*A. sylvaticus*), (Halle, 1993). K tomuto tvrzení se přiklání i Bejček (1983) a uvádí, že již na čerstvě nasypných výsypkách lze najít hlodavce, a to výše zmíněného *A. sylvaticus*, který do tohoto prostředí proniká pouze přechodně. Stejně tak v následujících dvou letech, kdy se již rozvíjí vegetace, jsou myšice přítomny spíše v nízkých počtech, ale již se rozmnožují – odchyceny gravidní a laktující samice. Zlom nastává čtvrtý rok, kdy je vegetace již vzrostlejší, i když se stále nízkou pokrývností. Počet *A. sylvaticus* strmě stoupá a jsou na lokalitě stále jediným druhem.

Bejček si ve vztahu k primární sukcesí drobných savců stanovil skupiny – stádia, podle stáří výsypek, na kterých sledoval sukcesí hlodavců a hmyzožravců. Ve své studii z roku 1983 uvedl skupin sedm (čerstvě nasypaná výsypka, 1 rok, 2 roky, 4 roky, 7–9 let, 13–15 let, 19–21 let. V další studii z roku 1988 si stanovil také sedm skupin, ale s odlišným věkovým stupněm, přičemž si kategorie stanovil takto: 2–4 roky: Růžodolská výsypka, 7–9 let: Růžodolská výsypka, 13–15 let: Jiřetínská výsypka, 19–21 let: Albrechtická výsypka, 10–12 let (po lesnické rekultivaci): Kopistská výsypka, 18–20 let (po lesnické rekultivaci): Kopistská

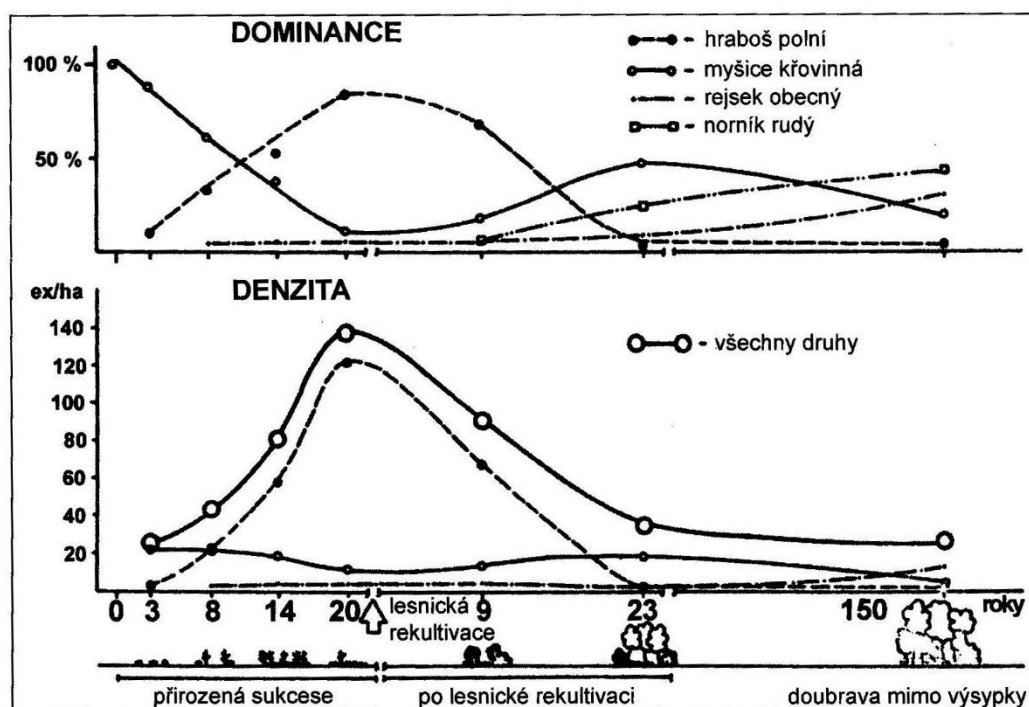
výsypka, cca 150 let starý Osecký les mimo těžební území. Svá pozorování prováděl na hnědouhelných výsypkách v Mostecké pánvi.

V prvním případě (1983) uvádí, že druh *A. sylvaticus* byl přítomen ve všech sukcesních stádiích. Na výsypce staré 7–9 let už byly přítomny všechny významné sukcesní druhy, které byly při pokusu odchyceny, tj. *A. sylvaticus*, *M. arvalis*, *S. araneus*, *S. minutus*, *M. agrestis*, *C. suaveolens* a *M. glareolus*. Na stejně starých a starších výsypkách strmě roste počet *M. arvalis* v závislosti na hustotě porostů, přičemž na výsypkách starých 19–21 let dosahuje druh vysokých hodnot a denzita je již srovnatelná s lučními porosty. Zároveň klesá počet *A. sylvaticus*, který se objevil v časných sukcesních stádiích a dominoval na výsypkách starých 4 roky. Výskyt *S. araneus* se na výsypkách starých 7–9 let začal mírně zvyšovat až do posledního sledovaného stádia (19–21 let). Bejček též uvádí, že druhová biodiverzita stoupala do stádia 13–15 let, avšak poté již klesá.

V druhé studii (1988), kterou provedl v letech 1974–1981, uvádí tyto druhy: *M. arvalis*, *A. sylvaticus*, *M. glareolus*, *S. araneus*, *A. flavicollis*, *S. minutus*, *M. agrestis*, *M. minutus*, *M. musculus*, *C. suaveolens* a *N. anomalus*. Podobně jako v předchozí studii jsou významnými druhy *A. sylvaticus*, *M. arvalis*, *S. araneus*, *S. minutus*, *M. glareolus* a *A. flavicollis*. Výskyt ostatních druhů je velmi vzácný. První pronikající druh byl stejně jako u Halleho (1993) a v první studii (Bejček, 1983) *A. sylvaticus*. *M. arvalis* se objevuje však už v 3. roce a ve 4. roce je odchycen i *S. araneus*. Produktivita *M. arvalis* koreluje s hustotou vegetace. Počty rostou až do doby, kdy stromové patro zastíní lokalitu natolik, že jsou podmínky pro tento druh už nevyhovující a jeho počty klesají. *S. araneus* dosahuje nejvyšší hustoty na území starého Oseckého lesa, který nebyl poškozen těžbou. *M. glareolus* a *A. flavicollis* byly poprvé nalezeny 10–15 let po lesnické rekultivaci v křovinné fázi. Dále narůstaly počty *M. glareolus* až do klimaxu, zatímco *A. flavicollis* zaznamenaly v klimaxu pokles. *S. minutus* se vyskytoval ve všech fázích, avšak vzácně. Jedním ze závěrů Bejčka je, že jak nerekulturnované, tak rekultivované lokality vytváří dostatečné příležitosti k osidlování malými zemními savci.

Celkově tyto informace shrnují Bejček a Šťastný (1999) v grafu (obr. 4) a porovnávají vývoj přirozený a lesnickou rekultivaci s ohledem na denzitu a dominanci druhů. Z grafu je zřejmé, že prvním kolonizujícím druhem je *A. sylvaticus*, přičemž nejdříve se jedná o průzkum nově nasypané výsypky a až posléze o její osídlení. Další druhy *M. arvalis* a *S. araneus* obydlují nová území, až když je hustota vegetace vyšší a poskytuje dostatek potravních zdrojů a úkrytů (cca od 3. roku po nasypání). *M. arvalis* se stává dominantním

druhem. Početnost jedinců stále stoupá až do sukcesního stádia, kdy jsou porosty již zapojené a husté a vyskytují se i keřové a stromové dřeviny. Toto stádium nastává přibližně 20. rok po nasypání. Lesnická rekultivace je pak výraznou proměnou krajiny, kdy zastíněním a omezením stromovým patrem se mění i distribuce a početnost druhů drobných zemních savců. Počet jedinců druhu *M. arvalis* klesá a krajina je osídlena novými druhy – *M. glareolus* a *A. flavicollis*. Dočasně se zvedá počet *A. sylvaticus*, které nevyhovovala hustá vegetace, která je nyní potlačena stromovým patrem. Asi 25 let po lesnické rekultivaci je společenstvo drobných zemních savců srovnatelné s výskytem v staré doubravě, která nebyla ovlivněna lidskou činností.



Vývoj společenstev drobných savců na výsypkách

Obr. 4 – Ilustrace vývoje podle Bejčka a Šťastného (1999)

4 Materiál a metody

4.1 Metodika

Pro tuto práci byly zvoleny podobné metody, jaké používal na lokalitách Mostecké pánve Bejček (1983 a 1988). Jedná se zejména o volbu kvadrátového odchyty, který byl pro podobné studie opakovaně použit a jeví se být jako nejpraktičtější. Na rozdíl od Bejčka však byl zvolen odchyt nejen do sklapovacích pastí, ale také do pastí živochytných. O výhodách a nevýhodách typů pastí je dále pojednáno v kapitole Metodika odchytnů.

V práci jsou zpracovávána data, která pochází z odchytnových sezón 2017 (12.–16. 6. 2017, 7.–9. 8. 2017) a 2018 (9.–13. 7. 2018, 10.–14. 9. 2018). Fotografie z lokalit a odchytnů, související s materiálem a metodami, jsou uvedeny v příloze č. 1.

4.2 Popis sledovaných lokalit

Lokality, které jsou hodnoceny, se nacházejí v okrese Most a Teplice, a to v okolí měst a obcí Most, Braňany, Bílina, Světec, Duchcov, Osek, Lom a Mariánské Radčice. Přesnou lokaci shrnuje tabulka 1 uvedená níže. Lokality jsou rozděleny na rekultivované a na přirozené.

Tab. 1 – Popis lokalit

Lokalita	Katastrální území	GPS souřadnice	Typ lokality
1	Lom u Mostu	50°34'55.7"N 13°39'56.2"E	přirozené
2	Mariánské Radčice	50°35'15.4"N 13°38'51.8"E	
3	Braňany	50°32'20.9"N 13°41'25.0"E	
4	Osek u Duchcova	50°37'11.4"N 13°42'43.8"E	
5	Světec	50°34'28.3"N 13°49'17.8"E	
6	Duchcov	50°36'07.3"N 13°44'10.9"E	rekultivované
7	Souš	50°31'59.1"N 13°36'29.7"E	
8	Bílina	50°33'28.2"N 13°47'20.9"E	
9	Most II	50°29'19.9"N 13°39'24.2"E	
10	Světec	50°34'08.1"N 13°48'13.3"E	

Pomocí souřadnic byly vytvořeny mapy, kde jsou lokality vyznačeny. Zelenou barvou se symbolem stromu jsou v mapách zobrazeny lokality přirozené, fialově pak se symbolem kladívka rekultivované. Pro přehled jsou na mapě (obr. 5) lokality obou typů a jsou očíslovány.



Obr. 5 – Lokality zahrnuté do výzkumu,
vytvořeno pomocí <https://www.google.com/maps>

Níže (tab. 2) jsou uvedeny významné druhy rostlinstva na jednotlivých lokalitách. Sběr rostlin probíhal spíše orientačně, proto nelze určit, které druhy jsou dominantní, avšak nasbírané vzorky mohou sloužit jako indikátor výskytu určitých druhů drobných zemních savců. Lokality jsou v tabulce též rozděleny do skupin podle typu porostu.

Tab. 2 – Významné druhy rostlinstva na jednotlivých lokalitách

Lok.	Typ lokality	Druh porostu	Významné druhy rostlin
1	přirozené	louka	kakost luční (<i>Geranium pratense</i>) lopuch plstnatý (<i>Arctium tomentosum</i>) pšenice (<i>Triticum sp.</i>) třtina rákosovitá (<i>Calamagrostis arundinacea</i>) vrbina obecná (<i>Lysimachia vulgaris</i>)
2		pole	pšenice (<i>Triticum sp.</i>) rmen (<i>Anthemis sp.</i>) – plevel žito (<i>Secale sp.</i>)
3		pole	ječmen (<i>Hordeum sp.</i>)
4		pole	plevele pšenice (<i>Triticum sp.</i>)
5		pole	pšenice (<i>Triticum sp.</i>)

6	rekultivované	pole	řepka olejka (<i>Brassica napus</i>)
7		pole	mrkev obecná (<i>Daucus carota</i>) – plevel pšenice (<i>Triticum sp.</i>) rmen (<i>Anthemis sp.</i>) – plevel
8		pole	pšenice (<i>Triticum sp.</i>)
9		pole	merlík (<i>Chenopodium</i>) mrkev obecná (<i>Daucus carota</i>) – plevel pšenice (<i>Triticum sp.</i>) řepka olejka (<i>Brassica napus</i>)
10		louka	čičorka pestrá (<i>Securigera varia</i>) lipnice obecná (<i>Poa trivialis</i>) přeslička rolní (<i>Equisetum arvense</i>) srha říznačka (<i>Dactylis glomerata</i>) třtina křovištní (<i>Calamagrostis epigeios</i>)

4.3 Metodika odchyť

Pasti byly rozloženy do kvadrátu 5 × 5 pastí. S ohledem na terén však bylo na některých lokalitách vhodnější položit odchyťová zařízení do linie se vzdáleností 5 m mezi jednotlivými pastmi. Úlovek byl z pastí vybírán vždy v ranních hodinách. Především v letních měsících byl brzký výběr důležitý, protože teploty dosahovaly dopoledne a odpoledne vysoko nad tepelný komfort drobných zemních savců a živochytné pasti, přesto že byly maskovány travinami a různými přírodninami, se nahřívaly. Jak bylo výše uvedeno, živochytné pasti byly maskovány především kvůli teplotám a simulaci přirozeného prostředí, v neposlední řadě též kvůli odcizení a přenášení – pasti ležely na svých místech a nebyly po celou dobu odchyty přemísťovány. Byly pouze kontrolovány a v případě potřeby (drobní zemní savci či mravenci spotřebovali návnady, či kvůli počasí) převnaďovány. Návnady v živochytných pastích se skládaly ze směsi zrnin pro hlodavce (obilniny, kukuřice, slunečnice a hrachové vločky), čerstvého ovoce – zejména z jablek, ale také z extrudovaných granulí (s vysokým obsahem masové složky), kukuřičných lupínek a suchého pečiva – chlebu. Pro zvýšení atraktivity byla použita i paštika a arašídové křupky. Složení návnady bylo zvoleno záměrně širokospektrálně, aby nalákalo co nejvíce různých druhů kořisti. Návnady v závislosti na druhu komentují Anděra a Gaisler (2012). Podle těchto autorů je nejlepší chytat myšice a rejsky na masitou potravu, zejména na paštiku, naopak hraboše na zeleninu. Pokud je snahou studie podat obraz o diverzitě na dané lokalitě, doporučují návnadu střídat, při populačně ekologických studiích použít standardní.

Do sklapovacích pastí byly použity kostky slaniny nebo knoty petrolejových lamp napuštěné směsí rostlinného a živočišného tuku zapražené moukou, které byly připevněny do sklapovacího mechanismu. Podle typu a velikosti odchyťových zařízení, jak uvádí Bejček a kol. (1999), pak lze chytit různé druhy drobných zemních savců. V těchto odchytech nebyly např. uloveny žádné *O. zibethicus* (jak sklapovací pasti, tak živochytné byly na tohoto živočicha příliš malé), proto je třeba uvažovat o možném úlovku i s ohledem na velikost pastí. Kromě velikosti pastí je nutné zvážit též typ odchyťového zařízení, kdy sklapovací jsou dnes podle Anděry a Gaislera (2012) na ústupu především proto, že tato invazivní metoda odchyty zvířata usmrcuje, což s ohledem na etiku není vhodné. Živochytné pasti naopak, jak již název napovídá, zvířata neusmrcují a v případě, že není potřeba další zpracování úlovku, dovoluje drobné zemní savce opět vypustit. Nabízeny jsou různé typy živochytných pastí – dřevěné i z pozinkovaného plechu, přičemž kovové jsou sice cenově nákladnější, ale nepodléhají tolik povětrnostním vlivům (dřevěné často navlhnou).

Živochytné pasti, které byly použity pro tuto studii, měly mechanismus houpačky, tzn. pokud drobný zemní savec vlezl za návnadou otvorem do pasti, houpačka se převážila, ale vzápětí vrátila zpět a zábrana trčící z horní části pasti mu zabránila houpačku znovu převážít a vylézt. Problematické může být převrácení pasti, kdy houpačka zůstane „zaseknuta“. Tomu však bylo zabráněno tím, že byla odchyťová zařízení umístována v terénu tak, aby se nepřevážila či neskutálela. Byly použity jak komerčně vyráběné živochytné pasti s dvěma otvory a vrchním průhledným krytem ($26 \times 15,5 \times 4,5$ cm), tak menší neprůhledné pasti podlouhlé, podobné tunelu. Pokud byl terén členitý, bylo využito pastí menších a podlouhlých ($22 \times 6 \times 6,5$ cm), aby byla zajištěna jejich stabilita. Pokládány byly na místa s pravděpodobným výskytem drobných zemních savců, především kolem nor, travnatého porostu, či k vyššímu porostu.

Pasti sice ležely na lokalitách bez přemísťování, avšak neležely na všech místech stejnou dobu. Bylo proto potřeba sjednotit chytací úsilí, aby byl úlovek na lokalitách porovnatelný. Pro tento převod byla použita procenta a lokalita s nejvyšším počtem pastí odní tvoří 100 %. Tzn. lokalita 9 s 350 pastí odní představuje 100 %. Nejméně pastí odní představují lokality č. 3, 6 a 8 s chytacím úsilím 150 (42,86 %). Celkový přehled lokalit je uveden v tabulce 3. Dále byl přepočet použit do výpočtu, který zajišťuje poměřitelnost abundancí jednotlivých lokalit. Relativní abundance by byla statisticky dosažena, kdyby na lokalitách bylo chytací úsilí stejné (100 %).

$$\text{relativní abundance} = \frac{100\% \text{ chytací úsilí}}{\text{chytací úsilí na lokalitě [\%]} } \times \text{počet kořisti na lokalitě [ks]}$$

Relativní abundance uvádí, na které lokalitě by byl největší počet kořisti, kdyby bylo chytací úsilí na všech lokalitách stejné.

4.4 Zpracování materiálu

Nejdříve byl materiál určen do druhu pomocí determinačních klíčů (podle velikosti, tvaru těla a poměru délky ocasu k tělu). Poté byl měřen a vážen, bylo určeno pohlaví, věk a následně byl využit v rámci jiného výzkumného projektu. Měření se provádělo několik – celková délka těla, délka ušního boltce od středu k okraji, délka ocasu a délka zadní tlapy. Pro měření bylo použito posuvné měřítko (šuplera). Vážení probíhalo na digitální váze s přesností na dvě desetinná místa. Pohlaví bylo určeno podle vzdálenosti análního a pohlavního otvoru, popř. byla znatelná varlata (rod *Apodemus*, rod *Microtus*), u menších druhů (rod *Sorex*, *Crocidura*) bylo určeno na základě pitvy.

4.5 Stanovení vybraných ekologických indexů

Existuje velké množství možností, jak zhodnotit rozmanitost druhů. O existenci více různých metod hovoří Spellerberg a Fedor (2003) a zároveň uvádějí jak používat Shannon–Wienerův index. Zároveň ve své studii uvádějí rozdíly v indexech a naléhají na jejich správné použití. Shannonův index je někdy též nesprávně pojmenováván jako Shannon-Wawerův index. Pro tuto studii byl využit Shannonův index ve znění:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$$

Tento index slouží k porovnání druhové diverzity. Proměnná p_i znázorňuje počet odchycených jedinců každého druhu (na dané lokalitě) vůči celkovému počtu jedinců na lokalitě a je vyjádřen zlomkem. Logaritmy jednotlivých zlomků v tomto vzorci vycházejí záporně, přičemž záporné znaménko před sumou nakonec obrací hodnotu na kladnou. Čím vyšší index vychází, tím větší je druhová diverzita. Pakliže by byl na lokalitě odchycen jen jeden druh, což se však nenastalo ani na jedné z lokalit, byl by Shannonův index roven nule. Index, společně s lokalitami je uveden v tabulce v kapitole páté – Výsledky.

K porovnání shodnosti a odlišnosti druhového složení na dvou lokalitách slouží Jaccardův index a Sørensenův index (Jost, Chao a Chazdon, 2011). Pro toto vyhodnocení byly sloučeny lokality přirozené a lokality rekultivované. Indexy proto uvádějí celkovou druhovou podobnost v přirozených a rekultivovaných lokalitách. Jaccardův index udává počet druhů, které jsou na dvou lokalitách společné (a) ku součtu všech objevujících se druhů – společných druhů s druhy jedinečnými na první (b) a druhé (c) lokalitě:

$$\frac{a}{a + b + c}$$

Sørensenův index je sestaven velmi podobně, liší se však v tom, že počet druhů, které jsou na dvou lokalitách společné (a), je násoben dvakrát:

$$\frac{2a}{(2a + b + c)}$$

Oba indexy nabývají hodnot 0 až 1, přičemž 1 odpovídá identickému druhovému složení a naopak 0 žádné druhové shodnosti.

4.6 Statistické vyhodnocení dat

Mezi dvěma skupinami dat, které byly zpracovávány, byly hledány rozdílnosti, konkrétně podobnosti či odlišnosti v abundancích (abundance jsou zobrazeny v tab. 3). Data byla zpracována pomocí statistického software STATISTICA verze 13. Nejprve byl datový soubor popsán základními charakteristikami (tab. 4). Poté byly testovány předpoklady pro použití parametrického testu, a to skrze Shapirův-Wilkův test, Kolmogorovův-Smirnovův s Lillieforsův test ($p > 0,05$), přičemž požadavek na normalitu rozložení dat byl splněn, avšak test homogenity rozptylů (Hartleyův F-max test, Cochranův test a chí-kvadrát test $p < 0,05$) nikoli. Proto byl dále použit Mann-Whitneyův U test, který je testem neparametrickým.

5 Výsledky

Odchyty jedinců probíhaly v sezonách 2017 a 2018 na lokalitách přirozených (P) a rekultivovaných (R). Celkem bylo odchyceno 256 jedinců (148 na lokalitách přirozených, 108 na rekultivovaných). Odchyceno bylo 9 druhů DZS, nejvíce *M. arvalis* (109 jedinců).

5.1 Porovnání abundance

Nejvyšší úlovek, 48 jedinců v reálných počtech, tedy 62,22 v relativní abundanci, byl na lokalitě č. 4 – na Oseckém poli. Podobný výsledek vychází na lokalitě č. 3 – na poli v Braňanech, kde relativní abundance udává 60,67 jedinců, pokud by bylo chytací úsilí stejné jako na lokalitě s nejvyšším chytacím úsilím. Na lokalitě č. 9 (pole v Mostě II), kde bylo chytací úsilí 100%, byla kořist 33 jedinců, což je v porovnání s lokalitou č. 3 méně. Nejmenší relativní abundance vyšla na lokalitě č. 2, na poli v Mariánských Radčicích, kde skutečný počet jedinců činil pouze 15 jedinců při chytacím úsilí 85,71 % (tedy 17,50 jedinců relativní abundance). Pro porovnání je níže uvedena tabulka (3) se skutečným úlovkem za rok 2017, 2018 a celkovým součtem [ks] v porovnání s relativní abundancí.

Tab. 3 – Porovnání relativní abundance a skutečného úlovku na lokalitách

Lok.	Typ lokality	Chytací úsilí	Přepočet [%]	Relativní abundance	Skutečný počet kořisti celkem [ks]	Skutečný počet kořisti 2017 [ks]	Skutečný počet kořisti 2018 [ks]
1	P	345	98,57	30,43	30	16	14
2		300	85,71	17,50	15	15	0
3		150	42,86	60,67	26	26	0
4		270	77,14	62,22	48	23	25
5		300	85,71	33,83	29	14	15
6	R	150	42,86	25,67	11	11	0
7		225	64,29	28,00	18	18	0
8		150	42,86	35,00	15	15	0
9		350	100	33,00	33	11	22
10		345	98,57	31,45	31	18	13

5.1.1 Statistické vyhodnocení

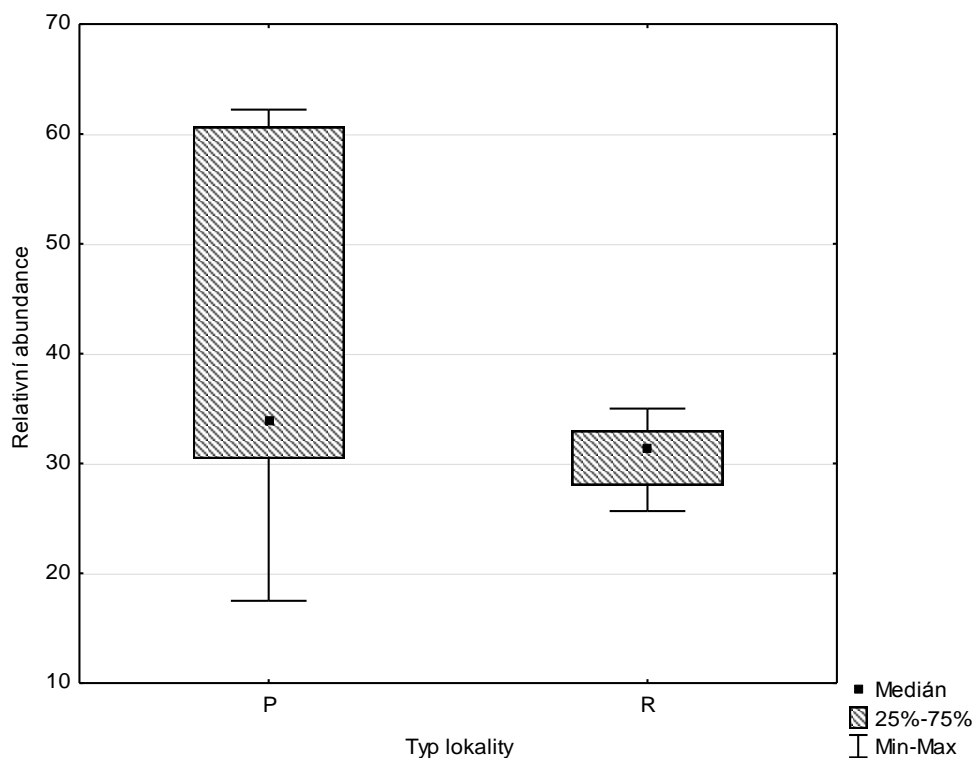
V následující tabulce (4) jsou uvedeny základní popisné charakteristiky datového souboru. Byly hodnoceny dvě skupiny lokalit, a to skupina přirozených a skupina rekultivovaných. Sloupec N platných zobrazuje 5 lokalit, na kterých byl proveden výzkum. Směrodatné odchylky přirozených a rekultivovaných lokalit jsou použity ve výpočtech dalších testů – homogenity rozptylů.

Tab. 4 – Popisné statistiky souboru dat

Proměnná	N platných	Průměr	Minimum	Maximum	Směrodatná odchylka
Přirozené: relativní abundance	5	40,93	17,50	62,22	19,70
Rekultivované: relativní abundance	5	30,62	25,67	35,00	3,77

Pro testování stanovené nulové hypotézy (H_0 : RelAbun P = RelAbun R) byl zvolen neparametrický Mann-Whitneyův U test ($Z = 0,62$; $p = 0,53087$). Díky vysoké hodnotě p ($p > 0,05$) nebylo možno nulovou hypotézu zamítnout, tedy mezi skupinami přirozené a rekultivované lokality není statisticky průkazný rozdíl. Na základě tohoto testu bylo prokázáno, že abundance DZS přirozených lokalit je srovnatelná s abundancí na lokalitách rekultivovaných.

Následující obrázek (6) je grafickým zobrazením výsledků, s kterými bylo počítáno. P označuje lokality přirozené, R pak rekultivované. Medián vyšel u obou typů lokalit podobný ($P = 33,83$; $R = 31,45$, v grafu zobrazeno jako černé čtverce). Na ose y je nanesena relativní abundance. Vzhledem k tomu, že lokalit bylo u obou typů pouze 5, jsou v podstatě všechny relativní abundance v grafu znatelné.



Obr. 6 – Grafické znázornění výsledků

5.2 Porovnání druhové diverzity

V tabulce č. 5 je uveden celkový přehled úlovků na lokalitách. Uvedené hodnoty jsou pak dále zpracovávány a je hodnocena druhová diverzita. Z tabulky vyplývá, které druhy byly na lokalitách odchyceny. Jedná se o 9 druhů drobných zemních savců, a to: *A. flavicollis*, *A. microps*, *A. sylvaticus*, *C. leucodon*, *C. suaveolens*, *M. agrestis*, *M. arvalis*, *M. glareolus* a *S. araneus*. Dále tabulka uvádí počty úlovků každého druhu a Shannonův index (pro potřeby této práce zaokrouhlen na dvě desetinná místa).

Nejvyšší druhová diverzita dle Shannonova indexu byla zaznamenána na lokalitě č. 4: $H = 1,38$. Zde bylo odchyceno 7 různých druhů při celkovém úlovku 48 DZS. Velmi podobný výsledek, jen o 4 setiny menší ($H = 1,34$) vyšel na lokalitě č. 9, kde byl celkový úlovek 33. Zajímavým ukazatelem je lokalita č. 8, kde $H = 1,24$ přičemž dosahuje (v porovnání s lokalitami 4 a 9) vysokého výsledku i přesto, že byly uloveny pouze 4 druhy. Úlovek však nebyl u jednotlivých druhů tak rozdílný jako třeba na lokalitě 3, kde dominoval *A. sylvaticus*. Rovnoměrnější úlovek každého druhu na lokalitě tak přispěl k vyšší hodnotě Shannonova indexu diverzity. Průměr Shannonova indexu z lokalit přirozených vycházel $H = 1,106$; průměr z lokalit rekultivovaných pak $H = 0,998$.

Tab. 5 – Počty úlovku každého druhu na lokalitě a Shannonův index

Lok.	Typ lokality	Skutečný počet kořisti celkem [ks]	<i>A. flavicollis</i>	<i>A. microps</i>	<i>A. sylvaticus</i>	<i>C. leucodon</i>	<i>C. suaveolens</i>	<i>M. agrestis</i>	<i>M. arvalis</i>	<i>M. glareolus</i>	<i>S. araneus</i>	Shannon index (H)
1	přírozené	30	8	0	3	0	0	0	19	0	0	0,87
2		15	5	0	6	0	0	0	4	0	0	1,09
3		26	8	1	14	0	0	0	3	0	0	1,07
4		48	13	1	3	0	3	1	24	0	3	1,38
5		29	4	0	12	0	0	0	12	1	0	1,12
6	rekultivované	11	7	1	3	0	0	0	0	0	0	0,86
7		18	12	0	5	0	0	0	1	0	0	0,79
8		15	3	0	6	0	1	0	5	0	0	1,24
9		33	1	1	7	1	0	0	18	1	4	1,34
10		31	1	0	6	0	0	0	23	0	1	0,76

V tabulce 6 jsou uvedeny výsledky Jaccardova indexu a Sørensenova indexu. Jednotlivé sloupce tabulky odpovídají proměnným ve vzorcích popsaných v kapitole 4.5, přičemž a udává počet druhů, které jsou na dvou lokalitách společné. Písmeno b odpovídá jedinečným druhům na přírodních lokalitách a písmeno c jedinečným druhům na rekultivovaných lokalitách.

Tab. 6 – Jaccardův index a Sørensenův index

Celkový počet druhů	a	b	c	Jaccardův index	Sørensenův index
9	7	1	1	0,78	0,88

V indexech vyšly vysoké výsledky (Jaccardův index 0,78 a Sørensenův index 0,88), což ukazuje na podobné druhové složení.

6 Diskuse

V aktuálním výzkumu, který byl proveden v Mostecké oblasti, bylo uloveno 9 různých druhů (viz tab. 5). Bejček (1983) na výsypkách starých 19 až 21 let po nasypání nachytl 4 druhy (*A. sylvaticus*, *M. arvalis*, *S. araneus*, *S. minutus*) s jasnou dominancí *M. arvalis*, přičemž během několika let odchytů populace ostatních drobných zemních savců kolísaly. Proto odchyt druhů v tomto výzkumu mohl být značně ovlivněn sezónou, dobou odchytu, klimatickými změnami a raností sklizně obilí, což je znatelné právě u *M. arvalis*, který byl hojný hlavně ve velmi suché sezoně 2018, avšak v 2017 převažoval na některých lokalitách spíše rod *Apodemus* (lok. 9 – kde v roce 2017 bylo odchyceno 9 zástupců rodu *Apodemus* a 1 zástupce rodu *Microtus*, v roce 2018 žádný zástupce rodu *Apodemus*, a naopak 17 zástupců rodu *Microtus*).

Index druhové diverzity Bejček (1983) zpracoval podle Shannona a značně mu v jarních a podzimních odchycích kolísal (od $H = 0,307$ až do $1,111$), avšak v průměru $H = 0,81$, což v porovnání s průměrem Shannonova indexu zjištěným v tomto výzkumu z rekultivovaných lokalit ($H = 0,998$; po zaokrouhlení $H = 1$) vychází o necelé 2 desetiny nižší. V podstatě jsou to však výsledky porovnatelné, protože tento rozdíl může být způsoben krátkou dobou pozorování lokalit, popř. malým počtem lokalit (pouze 5) – jistě by byl výsledek po desetiletém odchytu na větším počtu lokalit přesnější než po dvou odchytových sezonách. Průměr Shannonova indexu z lokalit přirozených vycházel $H = 1,106$. Výsledky ukazují, že lokality zhruba 20 let po zemědělské rekultivaci, lokality 20 let po nasypání (spontánní sukcese, Bejčkova studie) a lokality neovlivněné těžbou jsou srovnatelné, tedy že 20 let po zemědělské rekultivaci se druhová diverzita, hodnocena na základě Shannonova indexu, příliš neodlišuje od lokalit ovlivněných těžbou a jen mírně odlišuje od spontánní sukcese 20 let po vysypání.

Dalším zajímavým ukazatelem jsou hmyzožravci, kteří se neobjevují na nově nasypáných lokalitách ihned, neboť jsou vázáni na prostředí s bohatší vegetací a mají též určité potravní nároky. Bejček (1988) nachází hmyzožravce, konkrétně druh *S. araneus*, už 4. rok po nasypání výsypky. I proto nebylo překvapením, že byli hmyzožravci odchyceni na lokalitách, které jsou 20 let po zemědělské rekultivaci a je u nich předpoklad, že již odpovídají výskytem druhů lokalitám přirozeným. To, že jsou lokality přirozené (P) a rekultivované (R) srovnatelné, je patrné i z úlovku hmyzožravců. Na P lokalitách byli hmyzožravci nalezeni v počtu 6 celkem (v rozložení *C. suaveolens* 3 ks, *S. araneus* 3 ks) a na R lok. 7 celkem (v rozložení *C. leucodon* 1 ks, *C. suaveolens* 1 ks a *S. araneus* 5 ks).

V Bejčkově (1988) studii je uvedeno, že na lokalitách, které jsou zhruba 20 let po lesnické rekultivaci, dominovaly druhy *A. sylvaticus* a *M. glareolus*. To je dáno především tím, že se jedná o prostředí mladého lesa se vzrostlými stromy a dostatečnou hustotou porostu, kdežto po zemědělské rekultivaci se jedná o lokality typu lučního či polního, kde převažuje bylinné patro s občasným výskytem křovin. Proto i počet zaznamenaných *M. glareolus* v tomto výzkumu je nízký, odchyceni byli pouze 2 jedinci (jeden na P, druhý na R lokalitě). To také potvrzuje rozdílnost lesnické a zemědělské rekultivace v podobě porostů a jejich vliv na distribuci druhů.

Odchyty DZS na Mostecku, Litvínovsku a Chomutovsku prováděli i jiní autoři, avšak nezaměřovali se ve svých studiích prvotně na sukcesi. Jedním z příkladů výzkumů, které lze alespoň částečně porovnat s touto prací, je studie Preislera (1987), která zpracovává parazity DZS střední části Krušných hor. V jeho studii bylo odchyceno 9 druhů DZS, a to *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. agrestis*, *M. arvalis*, *M. subterraneus*, *N. anomalus*, *N. fodiens*, *S. araneus*, *S. minutus*. Nejvíce bylo odchyceno zástupců rodu *Microtus*, 244 z celkem 277 jedinců. Výskyt rejsků a rejsců až na *S. araneus* (15 ks) byl výjimečný (1, popř. 2 ks). To, že v tomto výzkumu nebyl odchycen žádný zástupce rodu *Neomys*, je dáno typem vzorkovaných biotopů – sledovány byly louky a pole, kdežto rod *Neomys* je vázán na prostředí vlhčí, zejména mokřady, bažiny a různé vodoteče.

Informace o diverzitě společenstev DZS v oblasti SZ Čech poskytují také studie týkající se populací sov, které významně ovlivňují abundance drobných savců, zejména rodu *Apodemus* a *Microtus*, hrajících nenahraditelnou roli z pohledu potravy ptáků. V dlouhodobé studii Zárybnické, Riegerta a Šťastného (2013), kterou prováděli v letech 1999–2010, odchytily kromě plšíků a netopýrů, kteří nejsou předmětem tohoto výzkumu, i následujících 14 DZS: *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *Arvicola terrestris*, *C. leucodon*, *M. agrestis*, *M. arvalis*, *M. subterraneus*, *M. musculus*, *M. glareolus*, *N. anomalus*, *N. fodiens*, *S. araneus*, *S. minutus*, *T. europaea*. Na výsypkách i přirozených lokalitách v tomto výzkumu nebyli *A. terrestris* a *T. europaea* odchyceni proto, že jak typ biotopu, který vyžadují, tak typ pastí, s kterými byl výzkum proveden, neodpovídají nárokům těchto druhů. Důležitou roli hrají jak v sukcesi na antropogenně ovlivněných lokalitách, tak v potravním složení sov zejména rody *Apodemus* a *Microtus*.

Bejček (1981) uvedl, že pokud není provedena lesnická rekultivace, výsypky setrvávají po dlouhou dobu při spontánní sukcesi, popř. zemědělské rekultivaci, ve stádiu porostů vytrvalých trav, které jsou biotopem optimálním pro výskyt *M. arvalis*. Na tento druh je

nahlíženo ve studii antropocentricky, tedy jako na nebezpečného polního škůdce, kterého lze pomocí lesnické rekultivace biologicky regulovat. Je zřejmé, že pole a louky jsou biotopem vhodným pro tento druh jak u spontánní sukcese, tak u zemědělské rekultivace, ovšem vzhledem k tomu, že pole a louky mají v ekosystému specifické funkce, nelze je všechny přeměnit na les nebo lokalitu s převahou křovin. Převaha *M. arvalis* je pak logickým důsledkem, což dokládá i tento výzkum (109 jedinců z celkového počtu 256 DZS).

Ani Bejček (1981; 1983; 1988), Bejček a kol. (1999), ani jiní autoři se dosud ve svých studiích zabývajících se DZS na Mostecku nevěnovali porovnávání lokalit přirozených a rekultivovaných, ale primární důraz kladli na druhové složení. Bejček sice porovnával lesnickou rekultivaci a spontánní sukcesí, avšak nezabývá se zemědělskou rekultivací, a pokud používal kontrolní vzorek přirozené krajiny, pak šlo o starou doubravu, nikoli o pole či louku. V tomto směru je nabízena výzkumem, který je zde zpracován, nová cesta v analýze sukcese DZS, a to komparativní metodou P a R lokalit. Na základě porovnání těchto lokalit pomocí Jaccardova indexu (0,78) a Sørensenova index (0,88) lze komentovat, že P a R lokality jsou si relativně podobné (v případě, že by nabývaly hodnoty 1, bylo by druhové složení identické). Statistický test ($p = 0,53$; tedy $p > 0,05$) indikuje, že neexistuje statisticky významný rozdíl v početnosti společenstev DZS mezi přirozenými a rekultivovanými lokalitami.

Mediány abundance vyšly u obou typů lokalit podobně ($P = 33,83$; $R = 31,45$), avšak u P lok. byl daleko větší rozptyl hodnot (17,50 až 62,22) než u lok. R (25,67 až 35). Na P lokalitách byla zaznamenána výrazně vyšší variabilita početnosti DZS, ale tyto výsledky nebyly statisticky ověřeny, nelze tedy tvrdit, že jsou rozdíly statisticky významné.

Ze statistického hlediska nemůže být hypotéza zamítnuta, neboť mezi P a R lok. nejsou statisticky průkazné rozdíly. Na základě těchto výsledků lze tedy s velmi vysokou pravděpodobností předpokládat, že P a R lokality jsou pro společenstva DZS stejně kvalitní biotopy.

I přesto by bylo vhodné provádět další soustavný výzkum zahrnující více sezón na více lokalitách.

7 Závěr

Základním cílem bakalářské práce bylo vytvoření literární rešerše shrnující dosavadní poznatky o sukcesi DZS na území ovlivněných těžbou nerostných surovin. Sukcesí DZS na lokalitách po hnědouhelné těžbě se u nás někteří autoři již zabývali. Dále pak poznatky o DZS shrnují i autoři, kteří sice primárně nestudovali sukcesi, ale výskyt DZS evidují v rámci jiných témat, např. parazitologie či ekologie sov.

Na základě literární rešerše byl stanoven předpoklad, že biotopy, které vznikají na výsypkách, hostí přibližně 20 let po své obnově podobná společenstva drobných zemních savců jako lokality ve stejném regionu, které nebyly těžbou ovlivněny.

Tato hypotéza byla ověřena na datech získaných z terénních odchyťů na Mosteckých výsypkách po hnědouhelné těžbě (sezóna 2017, 2018), a to pomocí statistických testů, přičemž díky vysoké hodnotě $p = 0,53$ ($p > 0,05$) nebylo možno nulovou hypotézu zamítnout, tedy mezi skupinami přirozené a rekultivované lokality není statisticky průkazný rozdíl. To, že jsou lokality podobné, ukazuje nejen Jaccardův index (0,78) a Sørensenův index (0,88), ale také podobný medián abundance (přirozené = 33,83; rekultivované = 31,45). Srovnatelné jsou P a R lokality i z pohledu úlovku hmyzožravců, kteří byli nalezeni téměř ve stejném počtu jedinců.

Autoři, kteří se dosud zabývali DZS na Mostecku, nevěnovali pozornost porovnávání lokalit přirozených a rekultivovaných, ale primární důraz kladli na druhové složení či produkci jejich společenstev. V tomto směru lze spatřovat hlavní přínos práce do tematiky sukcese DZS na post-těžebních lokalitách v komparaci s krajinou těžbou nerostných surovin nepoškozenou.

Bylo by vhodné, kdyby v dalším výzkumu bylo pozorováno více lokalit delší časový úsek, aby byly minimalizovány abiotické faktory, jako jsou sezónnost, klimatické vlivy či faktory biotické jako je např. predace, potravní nabídka či parazitace, případně patogeny a jejich vliv na DZS.

8 Zdroje

Anděra, M., Gaisler, J., 2012. *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana*. Praha: Academia.

Anděra, M., Slovák, J., 2018. *Atlas fauny České republiky*. Praha: Academia.

Bejček, V., 1981. Sukcese drobných savců na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. In: *Zborník zo VI. celoštátnej zoologickej konferencie: Společenský význam zoologických výzkumov aj. tvorbe a ochrane životného prostredia 24–28 August 1981*, Bratislava: Slovenská zoologická spoločnosť pri SAV, s. 212–219.

Bejček, V., 1983. *Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi*. Praha: Academia.

Bejček, V., 1988. *Communities of Small Terrestrial Mammals on the Spoil Banks in the Most Basin*. Praha: MON.

Bejček, V., Cibulka, J., Falešník, M., Kazda, J., Kurfürs, J., Macholdová, E., Náprstek, J., Novák, J., Ondráček, V., Řehoř, M., Sixta, J., Suchý, B., Svoboda, I., Štádl, P., Šťastný, K., Štýs, S., 2003. In: K. Štýs aj. Švejda (eds.). *Obnova krajiny na Bílinsku a Tušimicku: rekultivace Severočeských dolů a.s. Chomutov*. Chomutov: Severočeské doly.

Bejček, V., Sedláček, F., Šťastný, K., Zima, J., 1999. Faunistický přehled drobných zemních savců ulovených v mostecké a teplické části Krušných hor v letech 1986 – 1998. In: *Sborník Okresního muzea v Mostě*. Most: Okresní muzeum Most. 20–21 (1998–1999), s. 91–102.

Bejček, V., Šťastný, K., 2000a: Využití populací a společenstev ptáků a savců pro hodnocení stavu prostředí v oblastech postižených povrchovou těžbou hnědého uhlí. IUAPPA Praha 2000. Dostupné z:

http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A_09.pdf.

Bejček, V., Šťastný, K., 2000b. *Fauna Bílinska*. Praha: Grada.

Bejček, V., Šťastný, K., 1999. *Fauna Tušimicka*. Praha: Grada.

Bonczar, Z., Stefańska, M., Grześ, M. I., Okrutniak, M., Rościszewska, M., 2011. Rodent species diversity in three areas of different renaturalization history. In: *Acta Biologica Cracoviensia: Series Zoologia* 53: 69–74.

Bugarski-Stanojević, V., Blagojević, J., Adnađević, T., Jovanović, V., Vujošević, M., 2013. Identification of the sibling species *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis* (Rodentia, Muridae) – Comparison of molecular methods. In: *Zoologischer Anzeiger: A Journal of Comparative Zoology* 252: 579–587.

Cílek, V., 2006. Z čeho jsou složeny haldy. In: Lukáš Krinke a Dagmar Šubrtová (eds.), *Haldy/Arizona: pozůstatky důlní činnosti v okolí Kladna: dobře, nebo špatně? Vinařice u Kladna: Hornický skanzen Mayrau*, s. 6–9.

Dolný, A., 2001. Využití vážek k indikaci stavu prostředí v hornické krajině. In: V. Špunda (ed.), *Sborník prací Přírodovědecké fakulty Ostravské univerzity*. Ostrava: Ostravská univerzita v Ostravě, s. 100–107.

Frouz, J., Popperl, J., Příkryl, I., Štrudl, J., 2007. *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolov: Sokolovská uhelná, právní nástupce a. s.

Gaisler, J., Zima, J., 2007. *Zoologie obratlovců*. Druhé, přepracované vydání., Praha: Academia.

Galán, P., 1997. Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. In: *Biological Conservation* 79 (2): 187–195.

Halle, S., 1993. Wood Mice (*Apodemus sylvaticus* L.) as Pioneers of recolonization in a reclaimed area. In: *Oecologia*. 94 (1): 120–127.

Hannson, L., Henttonen, H., 1988. Rodent dynamics as community processes. In: *Trends in Ecology & Evolution* 3 (8): 195–200.

Hendrychová, M., 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. In: *Journal of Landscape Studies*. 1 (1): 63–78.

Hendrychová, M., Kabrna, M., 2016. An analysis of 200-year-long changes in a landscape affected by large-scale surface coal mining: History, present and future. In: *Applied Geography*. 74: 151–159.

Hodačová, D., Prach, K., 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous revegetation. In: *Restoration Ecology*. 11 (3): 385–391.

Hodeček, J., Kuras, T., 2015. Vzácní brouci na ostravských haldách – mají rekultivace odvalů vůbec smysl?. In: *Živa*. 104 (1): 32–34.

Churchfield, S., Rychlík, L., Taylor, J. R. E., 2012. Food resources and foraging habits of the common shrew, *Sorex araneus*: does winter food shortage explain Dehnel's phenomenon?. In: *Oikos*. 121 (10): 1593–1602.

Jost, L., Chao, A., Chazdon, R. L., 2011. Compositional similarity and β (beta) diversity. In: A. E. Magurran and B. J. McGill (eds.). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, s. 66–84.

Kabrna, M., 2011. Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. In: *Journal of Landscape Studies*. 4 (4): 59–69.

Kay, H. E., Hoekstra, E. H., 2008. Rodents. In: *Current Biology*. 18 (10): 406–410.

Lacki, M. J., Hummer, J. W., Webster, H. J., 1991. Effect of reclamation technique on mammal communities inhabiting wetlands on mined lands in East-Central Ohio. In: *The Ohio Journal of Science*. 91 (4): 154–158

Pecharová, E., Procházka, J., Wotavová, K., Sýkorová, Z., Pokorný, J., 2004. Restoration of landscape functions after termination of the coal mining. In: *Životné prostredie*. 38 (3): 151–155.

Prach, K., 1994. Succession of woody species in derelict sites in Central Europe. In: *Ecological Engineering*. 3 (1): 49–56.

Prach, K., 2006. Příroda pracuje zadarmo. Technické, nebo přírodní rekultivace? In: *Vesmír*. 85 (5): 272–277.

Prach, K., Lencová, K., Řehouňková, K., Dvořáková, H., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Novák, J., Trnková, R., 2013. Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. In: *Environmental Science and Pollution Research*. 19 (11): 7680–7685.

Prach, K., Tolvanen, A., 2016. How can we restore biodiversity and ecosystem services in mining and industrial sites? In: *Environmental Science and Pollution Research*. 23 (14): 13587–13590.

Preisler, J., 1987. Blechy drobných zemních savců střední části Krušných hor: Flöhe der Bodenkleinsäuger im mittleren Teil des Erzgebirges. In: *Sborník Okresního muzea v Mostě*. Most: Okresní muzeum Most. 6 (1984), s. 75–77.

Rathke, D., Bröring, U., 2005. Colonization of post-mining landscapes by shrew and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). In: *Ecological Engineering* 24 (1): 149–156.

Řehounek, J., Řehouňková, K., Tropek, T., Prach, K. (eds.), 2015. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Druhé, přepracované a doplněné vydání., České Budějovice: Calla.

Slábová, M., Broumová, H., Pecharová, E., 2008. Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal mining. *10th International*

Mine Water Association Congress on Mine Water and the Environment, Karlovy Vary, Czech Republic, 2.–5. 6. 2008. Dostupné z:

https://www.imwa.info/docs/imwa_2008/IMWA2008_102_Slabova.pdf .

Spellerberg, I. F., Fedor P. J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ index. In: *Global Ecology and Biogeography*, 12: 177–179.

Svobodová, K., Sklenicka, P., Molnárová, K., Šálek, M., 2012. Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. In: *Ecological Engineering*, 43: 34–44.

Škuta, R., Kučerová R., Pavelek, Z., Dirner, V., 2017. Assessment of mining activities with respect to the environmental protection. In: *Acta Montanistica Slovaca*. 22 (1): 79–93.

Vaughan, T. A., Ryan, J. M., Czaplewski, N. J., 2011. *Mammalogy*. Fifth Edition. – Jones and Bartlett Publishers, Sudbury, Massachusetts.

Viitala, J., Pusenius, J., Ylönen, H., Mappes, T., Hakkarainen, H., 1996. Social organization and life history strategy in microtines. In: *Thematic Session: Ecology & Behaviour. Proceedings of the I European Congress of Mammalogy*. Lisboa: Museu Bocage, s. 151–161.

Vojar, J., 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. In: *Scientia Agriculturae Bohemica*. 37 (1): 35–40.

Zárybnická, M., Riegert, J., Bejček, V., Sedláček, F., Šťastný, K., Šindelář, J., Heroldová, M., Vilímová, J., Zima, J., 2017. Long-term changes of small mammal communities in heterogenous landscapes of Central Europe. In: *European Journal of Wildlife Research*. 63 (6): 89.

Zárybnická, M., Riegert, J., Šťastný, K., 2013. The role of Apodemus mice and Microtus voles in the diet of the Tengmalm's Owl in Central Europe. In: *Population Ecology* 55 (2): 353–361.

Zejda, J., Nesvadbová, J., 2000. Abundance and reproduction of the common vole, *Microtus arvalis* in crop rows and associated agricultural habitats. In: *Folia Zoologica*, 49 (4): 261–268.

9 Seznam použitých zkratk a symbolů

DZS – drobný zemní savec

lok. – lokalita

P lokalita – přirozená lokalita (lokalita, která nebyla ovlivněna těžbou)

R lokalita – rekultivovaná lokalita

V následující tabulce je uveden abecední seznam všech druhů, které jsou v práci uvedeny ve zkrácené podobě.

Zkrácený název	Plný název	Český název
<i>A. agrarius</i>	<i>Apodemus agrarius</i>	myšice temnopásá
<i>A. flavicollis</i>	<i>Apodemus flavicollis</i>	myšice lesní
<i>A. microps</i>	<i>Apodemus microps</i>	myšice malooká
<i>A. sylvaticus</i>	<i>Apodemus sylvaticus</i>	myšice křovinná
<i>A. terrestris</i>	<i>Arvicola terrestris</i>	hryzec vodní
<i>C. leucodon</i>	<i>Crocidura leucodon</i>	bělozubka bělobřichá
<i>C. suaveolens</i>	<i>Crocidura suaveolens</i>	bělozubka šedá
<i>M. agrestis</i>	<i>Microtus agrestis</i>	hraboš mokřadní
<i>M. arvalis</i>	<i>Microtus arvalis</i>	hraboš polní
<i>M. subterraneus</i>	<i>Microtus subterraneus</i>	hrabošík podzemní
<i>M. musculus</i>	<i>Mus musculus</i>	myš domácí
<i>M. glareolus</i>	<i>Myodes glareolus</i>	norník rudý
<i>N. anomalus</i>	<i>Neomys anomalus</i>	rejsek černý
<i>N. fodiens</i>	<i>Neomys fodiens</i>	rejsek vodní
<i>O. zibethicus</i>	<i>Ondatra zibethicus</i>	ondatra pižmová
<i>S. alpinus</i>	<i>Sorex alpinus</i>	rejsek horský
<i>S. araneus</i>	<i>Sorex araneus</i>	rejsek obecný
<i>S. minutus</i>	<i>Sorex minutus</i>	rejsek malý
<i>T. europaea</i>	<i>Talpa europaea</i>	krtek obecný

10 Seznam obrázků, tabulek a příloh

10.1 Seznam obrázků

Obr. 1 – <i>A. flavicollis</i> , vlastní foto	11
Obr. 2 – <i>M. arvalis</i> , juvenilové a adultní jedinec, vlastní foto.....	12
Obr. 3 – <i>M. glareolus</i> v zimním šatu, vlastní foto	12
Obr. 4 – Ilustrace vývoje podle Bejčka a Šťastného (1999)	18
Obr. 5 – Lokality zahrnuté do výzkumu, vytvořeno pomocí https://www.google.com/maps	20
Obr. 6 – Grafické znázornění výsledků	27

10.2 Seznam tabulek

Tab. 1 – Popis lokalit	19
Tab. 2 – Významné druhy rostlinstva na jednotlivých lokalitách.....	20
Tab. 3 – Porovnání relativní abundance a skutečného úlovku na lokalitách	25
Tab. 4 – Popisné statistiky souboru dat	26
Tab. 5 – Počty úlovku každého druhu na lokalitě a Shannonův index	28
Tab. 6 – Jaccardův index a Sørensenův index	29

10.3 Seznam příloh

Příloha č. 1 – fotografie z odchytů (materiál a metody)

11 Příloha č. 1 – fotografie z odchyť (materiál a metody)



Obr. 1 – Vnazení živochytných pastí (26 × 15,5 × 4,5 cm), vlastní foto.



Obr. 2 – Pasti musí být dobře maskovány, vlastní foto.



Obr. 3 – Pohled do tunelovité živočytky ($22 \times 6 \times 6,5$ cm) – *M. arvalis*, vlastní foto.



Obr. 4 – Pohled do živočytky – *M. arvalis*, hlodavci se často skrývají pod houpačku, vlastní foto.



Obr. 5 – *S. araneus* si do živočytky tahá porost, vlastní foto.



Obr. 6 – Zpracování materiálu – pomohly plastové boxy na hlodavce, v popředí zástupce rodu *Apodemus*, vlastní foto



Obrázek 7 – Úlovek, několik jedinců *M. arvalis*, foto vlastní.



Obr. 8 – Lokalita č. 1 (přirozená) – Lom u Mostu



Obr. 9 – Lokalita č. 2 (přirozená) – Mariánské Radčice, vlastní foto.



Obr. 10 – Lokalita č. 7 (rekultivovaná) – Souš, vlastní foto.



Obr. 11 – Lokalita č. 9 (rekultivovaná) – Most II, vlastní foto.



Obr. 12 – Lokalita č. 10 (rekultivovaná) – Světec, vlastní foto.