

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Společenstva drobných zemních savců žijící
na výsypkových lokalitách vzniklých zemědělskou
rekultivací nebo ponechaných přirozené sukcesi**

Diplomová práce

Mgr. Bc. Zdeňka Klimková

Zájmové chovy zvířat

Ing. Zuzana Čadková, Ph.D., DiS.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Společenstva drobných zemních savců žijící na výsypkových lokalitách vzniklých zemědělskou rekultivací nebo ponechaných přirozené sukcesi“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 26. dubna 2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Zuzaně Čadkové, Ph.D., DiS., za trpělivost, vstřícný přístup a v neposlední řadě za pozoruhodné terénní odchyty, které pro mě velmi mnoho znamenají. Dík patří také společnosti Sokolovská uhelná, právní nástupce, a.s., za možnost realizovat výzkum na výsypkách, které se nacházejí v areálu výše zmíněné společnosti. Dále bych chtěla poděkovat svým rodičům a svému příteli za laskavou podporu, bez které by nebylo kombinované studium realizovatelné.

Společenstva drobných zemních savců žijící na výsypkových lokalitách vzniklých zemědělskou rekultivací nebo ponechaných přirozené sukcesi

Souhrn

V práci byla řešena problematika sukcese drobných zemních savců (DZS) v post-těžebních územích, a to především na plochách vzniklých zemědělskou rekultivací a ponechaných spontánní obnově. Pozornost byla věnována výsypkám po povrchové hnědouhelné těžbě v SZ Čechách v Sokolovské pánvi. Výzkum sukcese společenstev má význam především v pochopení zákonitostí rekolonizace antropogenně ovlivněných území.

Cílem diplomové práce bylo porovnat společenstva DZS na lokalitách vzniklých zemědělskou rekultivací a těch, které vznikly spontánní sukcesí. Pro odchyt DZS byly vybrány lokality v SZ Čechách, konkrétně v Sokolovské pánvi. Odchyty probíhaly v sezónách 2019 a 2020 a byly použity jak živochytné, tak sklapovací pasti, které byly kladeny do kvadrátu (9 × 9 pastí), přičemž vzdálenost mezi jednotlivými pastmi byla 5 m. S ohledem na terén však byla na některých lokalitách použita liniová metoda, kdy se pasti kladly za sebou ve vzdálenosti 5 m past–past. Materiál byl mamalogicky zpracován – odchycení jedinci byli určeni do druhu pomocí determinačních klíčů (podle velikosti, tvaru těla a poměru délky ocasu k tělu). Poté byli měřeni a váženi a bylo určeno pohlaví. Celkem bylo odchyceno 189 jedinců (38 na lokalitách sukcesních, 125 na rekultivovaných a 26 na lokalitě kontrolní). Odchyceno bylo 6 druhů DZS: *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *A. amphibius*, *M. arvalis*, *M. glareolus* a *S. araneus*, přičemž nejvíce bylo odchyceno *M. arvalis* (131 jedinců).

Z výsledků odchytů pak byla vypočítána poměrná 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 a testu homogenity dat, kdy oba požadavky byly splněny, ale pro malý datový soubor bylo přistoupeno k použití neparametrického testu, a to Kruskal-Wallisově testu. Výsledek tohoto testu ($p = 0,67$) indikuje, že neexistuje statisticky významný rozdíl v početnosti společenstev DZS mezi lokalitami, které vznikly přirozenou sukcesí (PS) a těmi, které vznikly zemědělskou rekultivací (ZEMREK). Hodnoty indexů similarity (Jaccardův = 0,6 a Sørensenův = 0,75) vypovídají o podobnosti druhového spektra DZS. Na základě těchto výsledků lze usuzovat, že lokality PS a ZEMREK jsou pro společenstva DZS z hlediska kvality biotopů obdobné.

Klíčová slova: post-těžební území, kolonizace, diverzita, abundance, hlodavci, hmyzožravci

Small terrestrial mammals assemblages in spoil heap plots processed in the manner of agricultural reclamation or left to spontaneous succession

Summary

The thesis has been focused on the problematic of succession of small terrestrial mammals (STM) in post-mining areas, especially in areas created by agricultural reclamation and left to spontaneous succession. Attention was paid to spoil heaps after surface lignite mining in NW Bohemia in the Sokolov Basin. Researching the succession of communities is important especially in order to understand the principles of recolonization of anthropogenically affected areas.

The aim of the diploma thesis was to compare STM communities in localities created by agricultural reclamation and those created by spontaneous succession. Localities in NW Bohemia, specifically in the Sokolov basin, were selected for the trapping of STM. The trapping took place in the 2019 and 2020 seasons and both live traps and folding traps were used. They were placed in trapping quadrates (9×9 traps), the distance between the individual traps was 5 m. However, with regard to the terrain, the linear method was used in some localities – the traps were placed in a row in a distance of 5 m trap-to-trap. The material was mammologically processed – the species of the captured individuals was identified using determination keys (size, body shape and ratio of tail to body length). They were then measured and weighed and the sex determined. A total of 189 individuals were captured (38 at succession sites, 125 at reclaimed sites and 26 at the control site). Six species of STM were captured: *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *A. amphibius*, *M. arvalis*, *M. glareolus* and *S. araneus*, from this group *M. arvalis* being the most captured (131 individuals).

Relative abundance was then calculated from the capture results and the sites were compared using biodiversity and similarity indices (Shannon index, Jaccard index and Sørensen index). The results concerning the abundance of individuals at the monitored sites were subjected to a test of normality of data distribution and a test of data homogeneity, where both requirements were met, but because of a small data set a non-parametric test was used, namely Kruskal-Wallis test. The result of this test ($p = 0.67$) indicates that there is no statistically significant difference in the abundance of STM communities between sites that arose from spontaneous succession (SS) and those created by agricultural reclamation (AGRIREC). The values of the similarity indices (Jaccard's = 0.6 and Sørensen's = 0.75) indicate the similarity of the species spectrum of STM. Based on these results, it can be concluded that the SS and AGRIREC localities are similar for STM communities in terms of habitat quality.

Keywords: post-mining area, colonization, diversity, abundance, rodents, insectivores

Obsah

1	Úvod	8
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Krajina ovlivněná povrchovou těžbou	10
3.2	Rekultivace	11
3.2.1	Zemědělská půda a zemědělské rekultivace.....	11
3.2.2	Těžba na Sokolovsku	12
3.3	Spontánní sukcese	14
3.3.1	Vegetace	14
3.3.2	Živočichové	14
3.3.3	Porovnání spontánní sukcese s ostatními metodami obnovy	15
3.4	Ekologie obnovy	15
3.5	Obecné principy kolonizace území	17
3.5.1	Teoretické modely sukcese	18
3.6	Drobní zemní savci	19
3.6.1	Hlodavci – Rodentia	20
3.6.1.1	Rod <i>Apodemus</i>	20
3.6.1.2	Rod <i>Microtus</i>	21
3.6.1.3	Rod <i>Myodes</i>	21
3.6.1.4	Další druhy hlodavců.....	22
3.6.2	Hmyzožravci – Eulipotyphla.....	22
3.6.2.1	Rod <i>Sorex</i>	22
3.6.2.2	Rod <i>Crocidura</i>	23
3.6.2.3	Další druhy hmyzožravců	24
3.6.3	Limitující faktory pro DZS.....	24
3.7	Mechanismy návratu drobných zemních savců	24
3.8	Shrnutí	28
4	Metodika	30
4.1	Charakteristika lokalit	30
4.1.1	Vybrané lokality s ohledem na jejich vznik	30
4.1.2	Lokality pro hodnocení kvality společenstev DZS v Lomu Jiří.....	32
4.2	Metodika odchytů drobných zemních savců	34
4.2.1	Pasti.....	34
4.2.2	Návnady pro odchyt	35
4.2.3	Mamalogické zpracování	36
4.2.4	Úprava chytacího úsilí pro následné statistické zpracování.....	36

4.3	Stanovení vybraných ekologických indexů	36
4.4	Statistické vyhodnocení	37
5	Výsledky	39
5.1	Hodnocení s ohledem na vznik lokality	39
5.1.1	Statistické vyhodnocení	39
5.1.2	Porovnání druhové diverzity	42
5.2	Hodnocení kvality společenstev DZS – Lom Jiří	45
5.2.1	Statistické vyhodnocení	45
5.2.2	Porovnání druhové diverzity	47
6	Diskuse	49
6.1	Hodnocení s ohledem na vznik lokality	49
6.2	Hodnocení kvality společenstev DZS – Lom Jiří	51
6.3	Další možnosti výzkumu	52
7	Závěr	53
8	Literatura	54
8.1	Vědecké články a publikace, sborníky	54
8.2	Internetové zdroje a výroční zprávy	58
9	Seznam použitých zkratk a symbolů	59
10	Seznam obrázků, tabulek a příloh	60
11	Samostatné přílohy: Příloha č. 1 – fotografie k metodice	I

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 a lesnickou (Řehounek et al. 2015). Příroda si však v mnoha ohledech umí pomoci sama a četnými studiemi (Galán 1997; Dolný 2001; Vojar 2006; Hendrychová 2008; Prach & Tolvanen 2016; Vojar et al. 2016) je podloženo, že samovolná obnova je nejen mnohem levnější než technická (Prach 2006a), 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 & 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, tedy s kontrolními lokalitami.

Podrobně se sukcesí drobných zemních savců na hnědouhelných výsypkách v severozápadních Čechách zabýval Bejček (1983, 1988). Sledování obnovy společenstev hlodavců a hmyzožravců jsou výhodná především proto, že jde o skupiny s relativně prozkoumanými informacemi týkajícími se biologie a ekologie druhů, s velmi dobrou reprodukční schopností (krátkým reprodukčním cyklem a relativně početnými vrhy) a ze savců jsou mezi prvními, kteří nově vzniklé biotopy kolonizují (Barrett & Peles 1999). 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 Vědecká hypotéza a cíle práce

Na základě literární rešerše byl stanoven předpoklad, že biotopy, které vznikají na výsypkách spontánně, představují pro drobné zemní savce stejně kvalitní životní prostředí jako plochy vzniklé zemědělskou rekultivací. Základní charakteristiky společenstev drobných zemních savců proto nevykazují mezi oběma typy sledovaných území statisticky významné rozdíly.

Hlavním cílem této diplomové práce bylo porovnání základních charakteristik společenstev drobných zemních savců, především hlodavců, žijících na výsypkových lokalitách vzniklých v rámci zemědělské rekultivace a na lokalitách ponechaných spontánní sukcesi v oblasti podkrušohorské hnědouhelné pánve. Toto zhodnocení bylo provedeno na základě dat získaných přímo v terénu.

3 Literární rešerše

Diplomová práce navazuje na bakalářskou práci s názvem *Sukcese drobných zemních savců v post-těžebních územích* (Klimková 2019). Některé pasáže bakalářské práce jsou pro ucelenost informací použity i zde.

3.1 Krajina ovlivněná povrchovou těžbou

V širším smyslu můžeme antropogenně pozměněnou krajinu chápat jako krajinu, která byla pozměněna jakýmikoliv zásahy člověka. Níže je pojednáno o krajině ovlivněné konkrétním typem antropogonní činnosti, a to těžbou nerostných surovin.

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 vnímána do značné míry kladně oproti krajině, která podlehla nebo ještě podléhá těžební činnosti (srov. Svobodová et al. 2012). Hnědouhelne 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 černouhelne těžbě, které vznikly hlubinnou těžbou. Postupná proměna z negativního nazírání k neutrálnímu až pozitivnímu je však již patrná, což vyplynulo z ankety, kterou provedli Lenart et al. (2020). Haldy, které jsou již zapojeny do krajiny, považují nejen za rázovitý výraz a symbol, který je spojuje s daným krajem, ale též poskytuje možnost výletů a rekreace. Autoři shrnují ambivalentní vztah ke krajině takto: „Vztah ke krajině po těžbě se tak pomalu vyvíjí, doutná, ale také drhne jako struhadlo“. Tento výzkum také reflektuje skutečnost, že krajina ovlivněná těžbou prochází mnohými živelnými proměnami a to, že jde o biotopy neosídlené a nezapojené, je zdání pouze klamné, čehož si zde už veřejnost všímá.

Bezesporu k výše uvedenému při těžbě k likvidaci krajiny dochází. Prach et al. (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 ji negativně ovlivňují, 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 (Prach & Tolvanen 2016; Škuta et al. 2017).

Poškozování krajiny však neprobíhá jen skrze samotnou těžbu. Významným znečišťujícím prvkem je při těžbě je také zpracovatelská část, zajišťující úpravu základních surovin pomocí řady chemicko-technologických procesů. Příkladem může sloužit obrázek z konce 80. let 20. stol., kdy se naplno manifestovalo vysoké znečištění ovzduší a následné okyselování půdy odumřením lesních porostů na vrcholcích Krušných hor (Šťastný et al. 1987; Štýs et al. 2014). Rapidní nárůst těžby z desítek tisíc tun uhlí v 19. stol. na milióny tun koncem 19. století urychlil též likvidaci krajiny (Frouz et al. 2007). Jestliže důlní těžba např. na Ostravsku či Kladensku proměnila krajinu v těžařskou oblast zejména v 19. stol. (Bejček et al. 2003), pro povrchovou těžbu v Mostecké pánvi byl pomyslným mezníkem rok 1945, po kterém došlo k masivnímu rozvoji povrchové těžby hnědého uhlí (Frouz et al. 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. V neposlední řadě také při těžbě vznikají odpadní produkty, které musejí být někde uloženy, zpravidla jsou ukládány na povrchu, čímž vznikají lokality zatížené různými odpadními látkami (Bradshaw 2000). Vedlejším efektem těžby je také zásah nejen do zemědělské půdy, která byla znehodnocena, ale také do obcí, které byly s postupující těžbou rozbořeny. Ikonickým se pro změny spojené s těžbou stalo přestěhování kostela Nanebevzetí Panny Marie, jenž byl ze starého Mostu, který byl pro těžbu zbořen, zachráněn (srov. Štýs et al. 2014). 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 et al. 2003).

3.2 Rekultivace

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 společně nutnost sanace a rekultivace území po skončení těžby, přičemž na výlohy s obnovou krajiny musí mít zřízen účet, na který vkládají finanční rezervy (Řehounek et al. 2015).

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

3.2.1 Zemědělská půda a zemědělské rekultivace

Zemědělská půda je chápána jako základní zdroj potravy, přičemž nabízí také možnost získání nebo pěstování bioenergetických produktů. Zároveň je však její využívání spojeno s degradací a ztrátou biologické rozmanitosti (Pazúr et al. 2020). Podle *Situační a výhledové zprávy* (Budňáková 2018), kterou vydává každé tři roky Ministerstvo zemědělství, je celkově půdní fond České republiky vyčíslen na 7 887 000 ha, z čehož je k poslednímu dni roku 2017 počítáno 4 205 000 ha zemědělského půdního fondu, přičemž 53,3 % představuje půda zemědělská. Především proto, že je půda jedním z hlavních přírodních bohatství, přistupuje se mimo jiné k zemědělským rekultivačním ploch, které ztratily svou využitelnost.

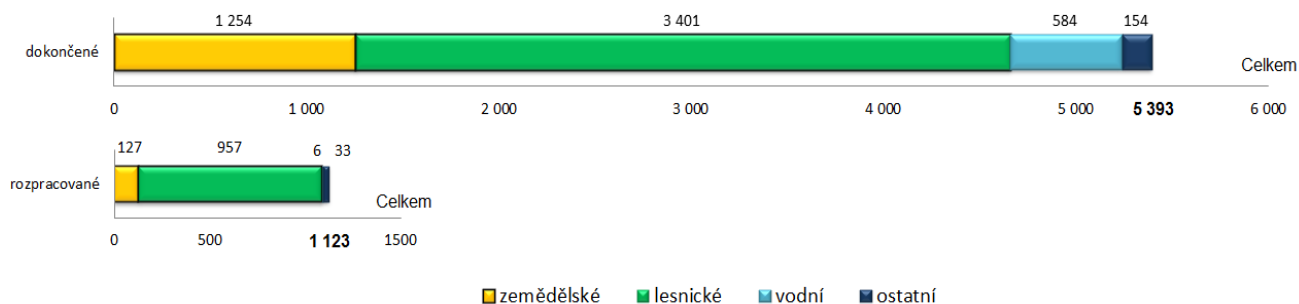
Čermák et al. (2002) definují zemědělskou rekultivaci jako „souhrn technických a biologických opatření, jejímž výsledkem jsou zemědělské kultury.“ Čermák & Ondráček (2006) uvádějí, že pro následné zemědělské využití je možné provádět rekultivaci přímou či nepřímou. U přímé rekultivace však uvádějí, že v současné praxi se již tolik nevyužívá. Přistupuje se k ní především v případě, že má být lokalita trvale zatravněna, či že je vytvářena další účelová zeleň. Při nepřímé rekultivaci je nejprve technicky urovnaný povrch zavezen humózním materiálem (tzv. ornici) v mocnosti ideálně 0,5 m. Pokud není možné použít požadované množství ornice, je možné využívat méně kvalitní vrstvy např. sprašové hlíny či

slínovce v mocnosti cca 0,2 až 0,3 m a až následně v druhé vrstvě nanést ornici. Vhodné je též přistoupit k prokypření, které zajistí lepší propojení. Tato metoda je v současnosti nejpoužívanější v ČR (Čermák & Ondráček 2006). Následně je půda osívána. Patejdl (1974), uvádí, že je třeba navrátit co nejvíce poškozených ploch zpět do produktivního stavu. Čermák & Ondráček (2006) však dodávají, že zájem o využívání zemědělsky rekultivovaných ploch k intenzivní produkci klesá, neboť pravidelné hnojení půd a využívání vede k degradaci a možné invazi agresivních plevelných druhů. Borůvka et al. (2012) uvádějí ve shodě s Čermákem & Ondráčkem (2006), že ornice obecně zlepšuje počáteční kvalitu půdy. Svůj výzkum provedli na lokalitách v Severočeských dolech a porovnávali půdy obohacené ornici a neobohacené oblasti bez ornice, přičemž se ukázalo, že přírodní vrstva ornice zvýšila obsah organického uhlíku a humusové kvality půdy a mírně zvýšila obsah dostupného fosforu, který je na výsypkách v této oblasti obecně nedostatečný. Naproti tomu obsah dostupného vápníku a hořčíku byl nižší na místech s ornici, ale stále se tyto hladiny dají považovat za dobré.

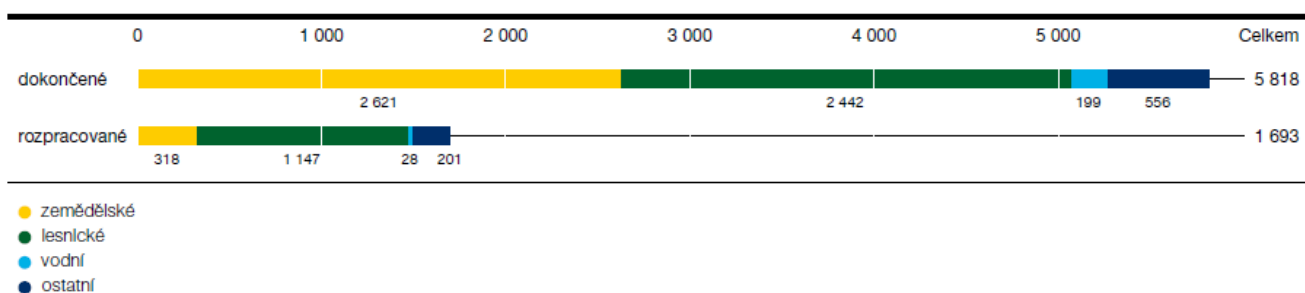
3.2.2 Těžba na Sokolovsku

Sokolovskou oblastí je v této práci myšleno území severozápadních Čech, západně od města Karlovy Vary, poblíž německých hranic. Pro tuto oblast, která je počítána do Podkrušnohorské oblasti, je typický výskyt hnědého uhlí, a proto je také velkou mírou těžební činností ovlivněna. Sokolovská pánev má celkovou rozlohu zhruba 312 km² a jsou pro ni typické výsypky, rekultivované plochy, skládky a s těžbou související infrastruktura (Pešek & Sivek 2012; Štýs et al. 2014).

S těžbou však přichází i snaha o obnovení degradovaných lokalit. Vzhledem k tomu, že práce je zaměřena na porovnání zemědělské rekultivace se spontánní sukcesí, je zde na místě podat celkový přehled výměr (v hektarech) rekultivací od počátku těžby po 31. 12. 2018. Sokolovská uhelná se nejvíce věnuje lesnické rekultivaci, a to jak z pohledu dokončených rekultivací, tak z pohledu právě probíhajících. Pro porovnání je zde uvedena výroční zpráva *Severočeských dolů a.s.* (2019), kde je uvedeno, že v právě probíhajících sanacích převažuje rekultivace lesnická, avšak z grafu je patrné, že v již dokončených rekultivacích zabírají nezanedbatelnou část též rekultivace zemědělské (obr. 2). Poměrně zajímavá data poskytuje Sokolovská uhelná (podle *Zprávy o hospodaření 2018*) v plánovaných rekultivacích, kdy celkově by mělo být ještě zrekultivováno 2763 ha, přičemž na zemědělskou rekultivaci připadá jen 157 ha (obr. 3). Daleko více se počítá s rekultivací lesnickou (1209 ha) a vodní (1344 ha). Celkově se odhaduje, že je na Sokolovsku zasaženo těžbou hnědého uhlí a kamene 9299 ha. Rozlohou celkově největší je Podkrušnohorská výsypka, kde také probíhal výzkum drobných zemních savců, dále lom Jiří a také lokalita bývalého lomu Medard.



Obr. 1 – Stav rekultivací Sokolovské uhelné k 31. 12. 2018 (v ha), data ze *Zprávy o hospodaření 2018*: https://www.suas.cz/images/clanky/Hospodarske/2018_HV.pdf, zpracování vlastní



Obr. 2 – Stav rekultivací Severočeských dolů k 31. 12. 2018 (v ha), převzato z výroční zprávy *Severočeských dolů a.s.* (2019): http://www.sdas.cz/vyrocní-zpravv/SD_VZ_2018.pdf

LOKALITY	Celková výměra (ha)	z toho rekultivace (ha)		
		ukončené	rozpracované	plánované
Družba	629	13	0	616
Smolnická výsypka	616	263	41	312
Jiří (Marie, Lomnice)	1 767	125	44	1 598
Podkrušnohorská výsypka	1 957	1 147	642	168
Medard - Libík	1 189	1 003	159	27
Lítov - Boden	723	536	181	6
Silvestr	270	209	25	36
Michal	109	84	25	0
Gustav - Dvory	265	265	0	0
Velká loketská výsypka	500	500	0	0
Ostatní	1 254	1 248	6	0
CELKEM	9 279	5 393	1 123	2 763

Obr. 3 – Rekultivace po těžbě uhlí v přehledu po lokalitách Severozápadního regionu, převzato ze *Zprávy o hospodaření 2018*: https://www.suas.cz/images/clanky/Hospodarske/2018_HV.pdf

3.3 Spontánní sukcese

Společenstva se s časem mění a vyvíjejí. Těmto změnám, zvaným sukcese, bylo vždy věnováno v rámci ekologie neopomenutelné místo, přičemž ze snahy o pochopení těchto mechanismů přichází následně i pokusy predikovat vývoj. Následně mohou být aplikovány různé modely pro obnovu krajiny. Jedním z možných postupů je přístup takový, že se krajina obnoví sama. Spontánní sukcese je tedy ponechání krajiny bez zásahu. V některých případech se, s ohledem na míru poškození a další aspekty, přistupuje k tzv. řízené spontánní sukcesi, kdy je v určitém rozsahu manipulováno se samovolnou obnovou s ohledem na cílový stav, kterého má být dosaženo. Většina studií v této problematice prozatím byla provedena na rostlinách, avšak s ohledem na společenstvo živočichů již také existují záznamy, o kterých je pojednáno níže v této podkapitole (Prach & Hobbs 2008; Krebs 2013).

3.3.1 Vegetace

Podle Koutecké & Kouteckého (2006) se formuje na lokalitách vegetace především z několika skupin, kterými jsou: fragmentární vegetace, která je pro areál původní; vegetace typická pro zemědělské biotopy; a konečně vegetace, která je synantropní a vyskytuje se zejména na rudérálních plochách, kdy tento typ může zaujímat z celkového počtu až 37 %. Výše uvedené dokladují na příkladech z Karvinska (okolí Dolu Darkov a Dolu ČSA), přičemž jedním ze závěrů, ke kterým Koutecká s Kouteckým docházejí, je takový, že hornická krajina, včetně té posttěžební, má poměrně vysoký potenciál spontánně se obnovit.

3.3.2 Živočichové

Kabrna a Hendrychová (2016) uvádějí, že spontánní sukcese ovlivňuje heterogenitu krajiny, která se s postupujícím časem zvyšuje. Tím, že projde krajina ranými fázemi vývoje, poskytuje útočiště pro vzácné druhy, a to včetně těch kriticky ohrožených (Hendrychová et al. 2008).

V obnově stále převládá využívání rekultivací, avšak existují už doklady toho, že vhodným kombinováním rekultivací a spontánní sukcese lze docílit např. u skupin bezobratlých vyšší druhové rozmanitosti (Hendrychová et al. 2008), či doklady přímo toho, že pro některé skupiny obratlovců vyhovují spontánně vzniklé lokality více než rekultivované. Další příklad ze skupiny bezobratlých nabízí Hodeček & Kuras (2015) na ostravských odvalech, kde se usídlily vzácné druhy brouků z čeledi střevlíkovití (*Carabidae*), lanýžovníkovití (*Leiodidae*) a *Staphylinidae* pouze na nerekulitovaných částech hald. Podobné výsledky přináší také Dolný (2001) ohledně vážek. Ze skupiny obratlovců existuje několik příkladů, a to pro obojživelníky či plazy, kdy poskytují lokality ponechané přirozenému vývoji vhodnější podmínky, zejména při tvorbě mokřadů (Galán 1997; Vojar 2006; Vojar et al. 2016). Jiným příkladem, jak uvádí (Šálek 2012), mohou být ptáci, kdy ve všech stádiích sukcese, ale především v raných stádiích jsou spontánně obnovené lokality druhově bohatší než ty obnovené řízenou rekultivací. A zároveň platí, že čím je přirozená lokalita starší, tím narůstá i druhová bohatost, neboť roste heterogenita stanoviště (Šálek 2012).

3.3.3 Porovnání spontánní sukcese s ostatními metodami obnovy

Hodačová & 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.

V mnohých případech není potřeba přistupovat k technickým rekultivacím a stačí pouze poupravit 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 2006a; Řehounek et al. 2015). Řehounek et al. (2015) 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 et al. (2015) 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.

Pokud tedy porovnáваме spontánní sukcesí s rekultivacemi, tak u spontánní sukcese se očekává, že druhy, které kolonizují lokalitu jsou dobře přizpůsobeny místním podmínkám lokality a obvykle tudíž není nutná další péče. Spontánně kolonizované lokality mají obvykle vyšší biodiverzitu a často jsou pro množství druhů významnými refugii (Cílek 2006; Prach & Hobbs 2008; Řehounek et al. 2015). V neposlední řadě při porovnání zohledňujeme nejen kvalitu, ale také finanční možnosti, přičemž právě z pohledu financí je spontánní sukcese oproti rekultivacím velmi levnou variantou (Stejskal 2009).

I přes to, že podle Řehounka et al. (2015) má více jak 95 % lokalit potenciál k spontánní sukcesí se v některých případech, např. pokud je lokalita masivně degradována, či u deponií s vysokým obsahem toxických látek, přistupuje spíše k rekultivaci, neboť je znečištění tak velké, že přirozená obnova bez zásahů není možná. V takovém případě je z hlediska rekultivační praxe nutné zvážit fyzikální a chemické vlastnosti půdy a obecně zvážit složitost a postup prací. Plánování jednotlivých kroků a zvláště jejich načasování je velmi důležité, přičemž je třeba věnovat pozornost hlavně zvýšení organické hmoty, zejména zamezit nedostatku živin, optimalizovat obsah a strukturu půdy (srov. Kovář 2006; srov. Borůvka et al. 2012).

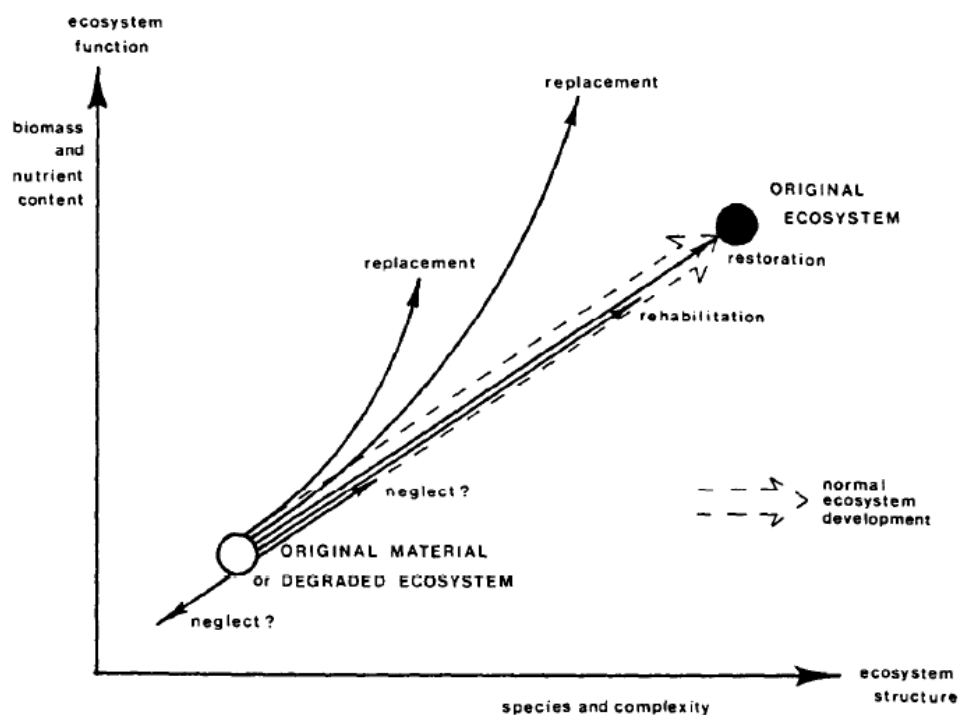
3.4 Ekologie obnovy

Tento poměrně mladý obor se zabývá procesy probíhajícími při obnově ekosystému, který byl degradován či zničen, přičemž podle Pracha (2006b) obecně panuje přesvědčení, že je složitější obnovovat druhové složení ekosystémů než funkce. Na obnovu jsou kladeny kvalitativně vyšší cíle, a to především proto, že by měly vznikat přírodně hodnotné lokality,

nikoli unifikovaná stanoviště pouze plnicí některou z funkcí bez ohledu na složení populací. Tento cíl se většinou nejlépe vymezuje, pokud je možné degradovanou lokalitu porovnat s referenční, která ukazuje nenarušený stav se všemi jeho důsledky, tedy složením populace, která se na tomto typu mohla vyvinout.

Prach & Hobbs (2008) uvádějí na př. společenstev rostlin, že jsou v podstatě 3 cesty obnovy, a to spontánní sukcese, rekultivace, či kombinace těchto metod. Dobrým ukazatelem pro to, kterou metodu použít, je gradient produktivita–stres. Sledování tohoto gradientu je důležité především z toho důvodu, že se předpokládá, že střední míra stresu a produktivity má za následek nejvyšší míru biodiverzity, přičemž nízká je v obou extrémech, tedy při vysokých a nízkých hodnotách. Maximalizace počtu druhů by neměla být hlavním cílem při obnově, spíše by měl být kladen důraz na žádoucí druhy, které jsou považovány za původní, např. porosty lesů a luk, oproti těm, které na dané lokalitě původními nejsou, např. druhy invazivní či ruderalní. Druhové společenství rostlin na degradované lokalitě by mělo co nejlépe odpovídat blízkému okolí, dobrým ukazatelem by mělo být ve valné většině složení druhů vyskytujících se do 100 metrů (Prach & Hobbs 2008).

Květ (2006) uvádí, že záleží na míře poškození krajiny. Pokud jsou alespoň některé změny vratné, mohou se též navrátit původní druhy vegetace, které zastávají důležité ekologické funkce. Tytéž funkce však může na lokalitě zastat i společenstvo, které sice prokazuje jinou druhovou skladbu, avšak s ohledem na ekologickou niku je do jisté míry ekvivalentní. Dojde-li k takovému stupni poškození, že se již nelze navrátit do původního stavu, původní společenstvo vymírá a je nahrazeno novým, na nové podmínky adaptovaným společenstvem (Květ 2006). Pro zvolení vhodné techniky obnovy musí být pochopeny vztahy na konkrétní lokalitě a následně je možné použít i s ohledem na technický a ekonomický aspekt vhodnou metodu obnovy. Graficky je znázorněn vývoj na obr. 4. Osy zobrazují funkci a strukturu, přičemž šipkami je zobrazen přechod od jednoduchého stavu dole vlevo směrem ke složitějšímu stavu vpravo nahoře. Jsou zde zahrnuty různé varianty vývoje, a to jak částečná nebo úplná obnova, tak nahrazení jinými ekosystémy bez snahy soustředit se na původní podobu, tak také ponechání spontánnímu vývoji včetně možnosti, že nastane pouze další degradace lokality. S proměnou, mírou poškození a hlavně s tím, zda je lokalita obnovena řízeně, či ponechána spontánní sukcesi, souvisí rovněž míra proměny funkcí a struktury ekosystémů (Bradshaw 1984; Květ 2006).



Obr. 4 – Možné cesty vývoje ekosystému (převzato z Bradshaw 1984)

3.5 Obecné principy kolonizace území

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 et al. 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 et al. 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 & Šťastný 2000b). Frouz et al. (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 potvrzují ve své studii Prach et al. (2013) a uvádějí, 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. Podle Dimitrovského (2001) se první vegetace dostává na výsypku jílovitého typu už při jejím zakládání. Pro toto iniciální stádium jsou charakteristické především terofyty reprezentované plevelnými druhy a geofyty, tedy především rostliny šířící se oddenky či dvouděložné rostliny, jmenovitě velmi často starček lepkavý (*Scenecio viscosus*), heřmánkovec přímořský (*Matricaria maritima*), podběl lékařský (*Tussilago farfara*), rdesno blešník (*Polygonum nodosum*), rdesno ptačí (*Polygonum officinale*), bodlák

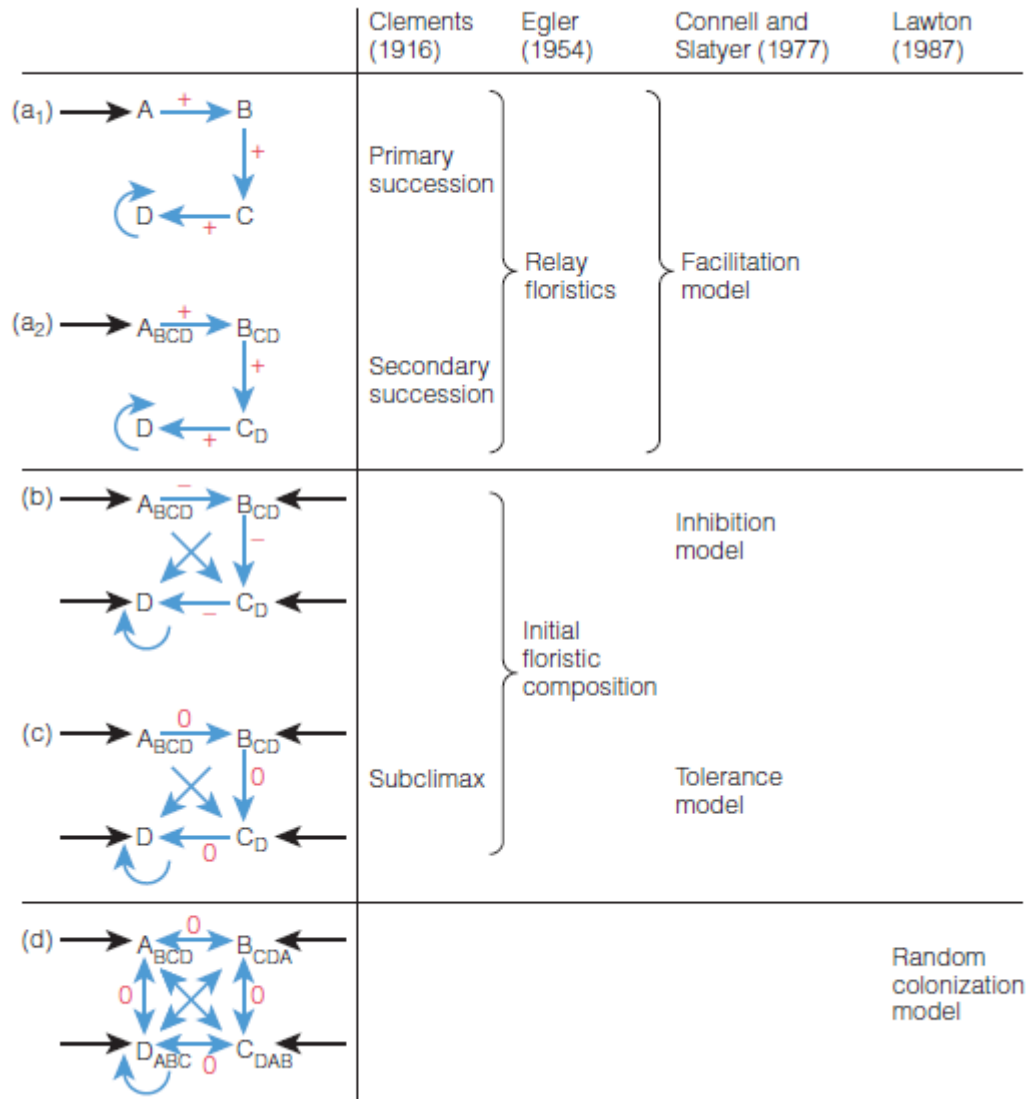
obecný (*Carduus acanthoides*), merlík (*Chenopodium*) a vrbka úzkolistá (*Chamerion angustifolium*), přičemž na Sokolovsku jsou nejhojnějšími, a to nejen abundancí, ale také pokryvností, podběl lékařský, heřmánkovec přímořský a vrbka úzkolistá. Oproti tomu na výsypkách, jako jsou Malá a Velká Loketská, Medard či Slivestr, které obsahují především nadložní čtvrtohorní sedimenty, se vyskytují hlavně hemikryptofyty reprezentované vytrvalými trávami a dendrofyty. Lokality, které nejsou zarůstány náletovými dřevinami a keři, jsou charakteristické především dominující třtinou křovištní (*Calamagrostis epigeios*) či komonicí bílou (*Melilotus alba*). Výsypky, které byly spontánně osídlovány, např. Lítov, Medard či Matyáš byly obsazeny především břízou bělokorou (*Betula pendula*), (Dimitrovský 2001). Břízu bělokorou považuje Kroutilík (1954) za vhodnější porost na degradovaných půdách, konkrétně na haldách v ostravsko-karvinském revíru, v porovnání s akátovými porosty a uvádí, že trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) není původní a významně komplikuje růst jiných společenstev. Řehounek et al. (2015) uvádějí, že osídlení invazivním trnovníkem akátem, který je primárně sukcesním druhem, zejména kvůli symbiotickým nitrogenním bakteriím významně mění biodiverzitu prostředí a zamezuje růstu většiny druhů. V přítomnosti trnovníku se nalézají pouze pár velmi odolných nitrofytních druhů.

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). Specifické postavení má společenstvo vznikající sukcesí po rozsáhlé disturbanci. To je zprvu složeno z pionýrských druhů dřevin, pro které je typický rychlý růst, vysoká reprodukční schopnost, ale krátkověkost a snížená schopnost růstu v zástínu. Tímto samoredukčním procesem je porost pionýrských dřevin nahrazen přechodovým lesem, který se postupem času vyvíjí v les závěrečný, pro který jsou typické klimaxové dřeviny (Martiník et al. 2017).

3.5.1 Teoretické modely sukcese

Na kolonizaci a celou sukcesí je možno se dívat skrze více konceptů, které utřídil Krebs (2013) podle jiných autorů do 4 základních hypotéz (obr. 5). Jsou sice navrženy na základě výzkumu vegetace, která je v tomto ohledu daleko více probádána, ale některé podobné mechanismy vývoje se vyskytují i u živočichů. První hypotézou vývoje je facilitační model, který představuje mechanismus usnadnění, kdy časné druhy svým osídlením usnadňují nástup pozdějších druhů. Tento model je proto nejen postupný a progresivní, ale ve výměně druhů spořádaný a předvídatelný. Vychází totiž z předpokladu, že se druhy nahrazují. Druhá hypotéza vývoje je popsána jako inhibiční model, který říká, že druhy, které osídlují lokality mezi prvními – rané druhy – brání pozdějším kolonistům v osídlení či toto osídlení potlačují. V tomto pojetí je sukcese o mnoho individualističtější a méně předvídatelná. Třetí hypotézou je model tolerance, podle kterého jsou některé druhy konkurenceschopnější a později převládají, přičemž nad druhy náročnými převládají ty, které jsou tolerantnější k limitujícím zdrojům. Rané druhy nejsou nezbytně nutné, každý druh může spustit sukcesí. A konečně čtvrtou hypotézou je nulový model bez ekologických interakcí, tedy model nahodilé kolonizace. V tomto modelu nedochází k žádným mechanismům usnadnění či mezidruhové konkurenci, přežití různých druhů a kolonizace jinými druhy je náhodilá (Krebs 2013). Na

obr. 5 jsou graficky znázorněny vztahy – písmena A až D představují hypotetické vegetační typy nebo dominantní druhy, přičemž písmena v dolním indexu označují druhy, které jsou přítomny jako vedlejší složky nebo jako semena či spory. Světle modré šipky ukazují druhy či vegetační sekvence v čase, černé šipky představují alternativní počátky sukcese po disturbancích a zatočené modré šipky znázorňují druhové samonahrazení. U modrých šipek jsou ještě červené symboly plus, mínus a nula, kdy + znázorňuje facilitaci, – inhibici a 0 nulový efekt. Model *a* se v grafu objevuje ve dvou modifikacích s ohledem na primární a sekundární sukcesí (Krebs 2013).



Obr. 5 – 4 modely sukcese, převzato z Krebs (2013)

3.6 Drobní zemní savci

V této podkapitole je pojednáno o nejvýznamnějších skupinách drobných zemních savců, mezi které jsou v této práci počítáni, i vzhledem k možnostem metodiky odchyťů, drobní hlodavci a hmyzožravci. Definice této skupiny není přesně dána a je na ni nahlíženo

různě. Podle některých autorů jsou sem řazeni také někteří zástupci letounů, či dokonce malé šelmy a zástupci dalších skupin (srov. Toškan 2009; srov. De Bondi et al. 2010). Obecně jsou mezi malé savce počítáni ti, kteří v adultním stádiu nepřekračují 5 kg hmotnosti (Hayward & Phillipson 1979). Podrobněji je zde 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.

3.6.1 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 & Hoekstra 2008). Obývají prakticky všechna stanoviště od polárních oblastí až po tropy (Hayward & Phillipson 1979). Podle Anděry & Gaislera (2019) 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 & Zima (2007) uvádějí jako jeden ze základních poznávacích znaků hlodavců tvar a uspořádání chrupu, který je diprotodontní. Podle Anděry & Gaislera (2019) 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 & Zima 2007). Tento taxon tvoří spojení mezi mnoha primárními producenty a sekundárními spotřebiteli a zejména v ekosystémech jako tundra či pouštní biotopy jsou hlodavci z pohledu ekologie klíčovými obratlovčími druhy (Hayward & Phillipson 1979). V neposlední řadě je též nutné zmínit, že hlodavci jsou významnými hostiteli i mezihostiteli parazitů a hrají tak nezastupitelnou roli v ekosystému (srov. Preisler 1987; Gaisler & Zima 2007; Anděra & Gaisler 2019).

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.

3.6.1.1 Rod *Apodemus*

Rod *Apodemus* patří do velké čeledi myšovití (Muridae), která se vyznačuje zubním vzorcem 1,0,0,3/1,0,0,3. V České republice žijí čtyři druhy myšic, a to myšice lesní – *A. flavicollis* (Melchior, 1834), myšice křovinná – *A. sylvaticus* (Linné, 1758), myšice malooká – *A. uralensis* synonymum *microps* (Pallas, 1811) a myšice temnopásá – *A. agrarius* (Pallas, 1771). 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 et al. (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 hrdele je u tohoto druhu napojena až na tmavší zbarvení boků. Determinace podle barvy a rozložení skvrny však není u některých jedinců jednoznačná, Bugarski-Stanojević et al. (2013) 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 jiná ruderalní prostranství (Anděra & Sovák 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 & Gaisler 2019).

3.6.1.2 Rod *Microtus*

V České republice se vyskytují tři zástupci tohoto rodu, a to hraboš polní – *M. arvalis* (Pallas, 1778), hraboš mokřadní – *M. agrestis* (Linné, 1761) a hrabošík podzemní – *M. subterraneus* (de Selys-Longchamps, 1836). 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 %). H. polní má rovnoměrně osrstěný ušní boltec velký obvykle 9–11 mm, který je v porovnání s mokřadním menší (11–16 mm), přičemž osrstění má u h. mokřadního jasný přesah přes boltec a jeví se být rozježenějším. Menší má hraboš polní 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 & Gaisler 2019). V barvě srsti je rozdíl i u juvenilů (jsou více do hněda) a adultních jedinců (spíše do zrzava).

Hraboš polní se vyskytuje v zemědělské krajině, kde obývá louky, meze, příkopy a jiné ekotony (Zejda & Nesvadbová 2000). Podle Anděry & Gaislera (2019) se vyskytuje i na svazích a holinách vzniklých kalamitami včetně ruderalních ploch. Živí se, v závislosti na období, zelenými částmi rostlin, semeny, kořeny, oddenky, příležitostně chytá bezobratlé a v zimních obdobích přijímá kadávery uhynulých zvířat. Zapletal et al. (2000) uvádějí, že si hraboši polní budují systém nor, přičemž starší nory jsou mnohem komplikovanější než novější. Jsou různě pospojovány a s časem přibývá hnízdních komor, čímž postupně vzniká hraboší kolonie.

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. kůrou a letorosty. Jen velmi okrajově přijímá živočišné složky.

3.6.1.3 Rod *Myodes*

Stejně jako hraboši, tak i norníci jsou zařazeni do čeledi křečkovití. Norník rudý – *M. glareolus*, synonymum *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780) 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 & Sovák 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 & Gaisler 2019).

3.6.1.4 Další druhy hlodavců

Mezi další hlodavce, kteří osidlují v různých stádiích sukcese nové lokality, avšak velmi vzácně, řadí Anděra & Gaisler (2019) hrabošika podzemního (*Microtus subterraneus*, synonymum *Pitymys subterraneus*), myšku drobnou – *Micromys minutus* (Pallas, 1771), myš domácí – *Mus musculus* (Linné, 1758), či myšivku horskou – *Sicista betulina* (Pallas, 1779). Podle typu a velikosti odchytových zařízení pak lze chytit i větší hlodavce, které Bejček et al. (1999) počítají také mezi drobné zemní savce (hlodavce), a to ondatru pižmovou – *Ondatra zibethicus* (Linné, 1758) a hryzce vodního – *Arvicola amphibius* synonymum *A. terrestris* (Linné, 1758).

3.6.2 Hmyzožravci – Eulipotyphla

Hmyzožravci jsou podle Gaislera & Zimy (2007) drobní živočichové dosahující velikosti těla 5–15 cm a hmotnosti až do 200 gramů. V řádu jsou sice živočichové dosahující až velikosti králíka, jde však o výjimky. Anděra & Gaisler (2019) uvádějí, že někteří zástupci této skupiny se řadí k nejmenším savcům – bělozubka nejmenší – *Suncus etruscus* (Savi, 1822). Přizpůsobili se různým podmínkám a 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 et al. (2012) uvádějí, že rejskové jsou velmi nároční na příjem potravy, což souvisí s jejich velikostí a metabolismem. Denně někteří přijmou až dvojnásobek své hmotnosti. Při vyhledávání potravy používají rudimentární echolokaci.

3.6.2.1 Rod *Sorex*

Zástupci rodu rejssek jsou řazeni do čeledi rejskovitých. Na našem území se vyskytují rejssek obecný – *S. araneus* (Linné, 1758), který je nejběžnějším rejskem v České republice, dále rejssek malý – *S. minutus* (Linné, 1766) a rejssek horský – *S. alpinus* (Schinz, 1837). 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 – ruderalní 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. Churchfieldová et al. (2012) ve své studii zkoumají závislost hmotnosti těla na potravních požadavcích a uvádějí, že *S. araneus* má tak vysoké energetické nároky, že denní příjem potravy se může rovnat až hmotnosti jeho těla.

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 stadia hmyzu. Rostlinnou potravou se živí spíše výjimečně, jde však o druh koprofágní (Anděra & Gaisler 2019).

3.6.2.2 Rod *Crocidura*

Zástupci rodu bělozubka, bělozubka šedá – *C. suaveolens* (Pallas, 1811) a bělozubka bělobřichá – *C. leucodon* (Hermann, 1780), jsou řazeni, stejně jako rejsci, do čeledi rejskovití. Od rejsků se bělozubky liší řídce odstávajícími chloupky na ocase a většími ušními boltci. Zuby, podle kterých dostal rod název, jsou na rozdíl od rejsků bílé. *C. suaveolens* je na hřbetě šedohnědá, na břiše světle šedavá, délka ocasu je zhruba 48–72 % těla. Bělozubka šedá se na území ČR vyskytuje především synantropně, a to s vazbou na zemědělské a hospodářské objekty. Nevyhýbá se ani obytné zástavbě ani samotám. Dále se vyskytuje na ruderalních plochách, náspech, v lomech a výsypkách Mostecké a Sokolovské pánve. Výjimečně je nalezena také u potoků či na rašeliništi (Anděra & Gaisler 2019). Oproti tomu bělozubka bělobřichá, u které se přepokládá syntopický výskyt jako u bělozubky šedé, obývá daleko širší spektrum lokalit, a to krom sušších a teplých lokalit také podáčené louky, břehy rybníků, u potoka či odvodňovacího kanálu, ale také lužní lesy (Anděra 2010; Anděra & Gaisler 2019).

C. suaveolens se živí převážně povrchová půdní fauna, a to především larvy a dospělci hmyzu, korýši, mnohonožky a stonožky, ale měkkýši či žížaly. Příležitostně se živí také rostlinnou potravou. Složení se může měnit s ohledem na sezónnost, ale také na areál. U *C. leucodon* je složení potravy podobné, avšak zaměřuje se také na vyhledávání potravy v povrchových částí půdy, proto u tohoto druhu převažují v potravě především larvy dovoukřídleho hmyzu, dospělci brouků a mnohonožky, spíše doplňkovou potravou jsou žížaly, stonožky, ale také kadávery. Přijímá také nepatrné množství rostlinné potravy – hlavně semen (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2019).

Vaughan et al. (2015) popisují unikátní druh chování, který se vyskytuje u matek rodu *Crocidura*. Samice tvoří se svými mládřaty tzv. karavanu, tedy při průzkumu okolí vodí mládřata v typickém zástupu.

3.6.2.3 Další druhy hmyzožravců

Dále se, podle Anděry & Gaislera (2019) i Bejčka (1999), v České republice vyskytuje v malé míře na post-těžebních územích rejsec černý – *Neomys anomalus* (Cabrera, 1907), rejsec vodní – *Neomys fodiens* (Pennant, 1771) z čeledi rejskovití a krtek obecný – *Talpa europaea* (Linné, 1758) z čeledi krtkovití.

3.6.3 Limitující faktory pro DZS

Někteří živočichové, byť dobře do kategorie drobných malých savců zapadají, jsou zmíněni výše pouze okrajově (podkapitoly Další druhy hlodavců a Další druhy hmyzožravců), a to především proto, že buď svou velikostí, nebo pro způsob života není možný jejich odchyt, nebo se na post-těžebních územích vyskytují velmi vzácně. Jejich výskyt je omezen především limitujícími faktory, týkajícími se specifických nároků na stanoviště a potravu. Některí drobní hlodavci např. konzumují výživné části rostlin, které ovlivňují jejich výživový stav, reprodukci a celkově přežití (Hansson 1979) a pakliže je rostlin málo, populace není schopna přežít. V případě hmyzožravců jsou nároky ještě vyšší, neboť rostlinnou stravu přijímají jen omezeně, jsou závislí především na stravě složené z různých vývojových stádií hmyzu, kroužkoců, korýšů či klepítkačů, popř. občasně některé druhy přijímají kadávery mrtvých živočichů (Anděra & Gaisler 2019). Obecně platí, že je pro hmyzožravce přínosné, když si mohou vybrat z různých druhů členovců, neboť pestrá strava jsou schopni dosáhnout veškerých živin, které potřebují (Finke & Oonincx 2014). Aby však poskytovala post-těžební lokalita široké spektrum bezobratlých, musí též disponovat rozvířeným nejen rostlinným společenstvem, kde najdou bezobratlí živočichové jak úkryt, tak potravu. Ve vegetaci nehledají úkryt pouze bezobratlí, ale i samotní DZS. Pokud neposkytují nově vznikající lokality dostatek úkrytů, nemůže zde existovat ani společenstvo DZS (Hayward & Phillipson 1979; Zárybnická et al. 2017).

V poslední řadě ovlivňuje výskyt druhů i preference vlhkých stanovišť. *N. anomalus* a *N. fodiens* jsou semiakvatické druhy, přičemž se mohou nacházet i na suchých lokalitách, ale preferují stanoviště podmáčená či taková, kde se nacházejí vodotoky. *N. fodiens* má často vybudovány povrchové nory, které alespoň jedním východem ústí přímo do vody (Anděra & Horáček 2005).

3.7 Mechanismy návratu drobných zemních savců

Sukcese drobných zemních savců (DZS) je závislá na mnoha faktorech a zákonitostech, a proto i postihnout mechanismy návratu na lokality, které se po degradaci obnovují, znamená počítat s propojením mnoha faktorů, ať už z nároků jednotlivých druhů, tak vegetačních podmínek či celkových interakcí, které se mezi prostředím a organismy navzájem vytvářejí. Hayward & Phillipson (1979) uvádějí, že pro poznání a specifikování mechanismů vývoje společenstev DZS, je nutné společenstvo sledovat v průběhu delšího časového úseku a podrobně znát nejen jeho druhové složení, ale též pohlaví jedinců, jejich stáří, stravovací návyky každého druhu v závislosti na jednotlivých věkových skupinách. Dalšími a neopomenutelnými informacemi, které pomáhají pochopit strukturu a vývoj

společenstva, jsou nároky na habitat a sociální vazby – ať už vnitrodruhové, tak mezidruhové, tak také soužití s jinými společenstvy, popř. kompetice a predace.

Hein & Jacob (2015) se věnují rekolonizaci na území po populačním kolapsu. Popisují, že nezohledňují, zda byl tento kolaps způsoben přírodní katastrofou, či zapříčiněn člověkem, a uvádějí tři způsoby, jak může dojít k oživení populace. Prvním je varianta přežití *in situ* a následně několikanásobné zvýšení počtu, druhou variantou je imigrace a za třetí uvádějí kombinaci prvních dvou variant. Mechanismus obnovy silně závisí na strategii života, sociálním chování a procesech spojených s hustotou a populační dynamikou daného druhu. Kromě toho je ovlivněn i tím, zda jsou v okolí přítomni jedinci schopní imigrace a rekolonizace a jejich vzdálenost od místa, které bylo poškozeno. Doba zotavení a navrácení se k původnímu stavu se může pohybovat od několika dnů do několika let v závislosti na reprodukčním potenciálu druhu a typu narušení.

Zárybnická et al. (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 skrýší 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 Hansson & 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 (Zárybnická et al. 2017), podporují také (Viitala et al. 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 ostricí 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 & 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 druhy *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 i 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 et al. (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 vysvětlují 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.

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 už jsou schopny se rozmnožit – odchyceny gravidní a laktující samice. Zlom nastává čtvrtý rok, kdy je vegetace již vzrostlejší, i když se stále nízkou pokryvností. Počet *A. sylvaticus* strmě stoupá a jsou na lokalitě stále jediným druhem. Teorii, že *A. sylvaticus* je průkopníkem rekolonizace potvrzují i (Hein & Jacob 2015), kteří tvrdí, že myšice lesní vykazují nízkou teritorialitu, ale jsou poměrně flexibilní, co se týče oblasti, kde žijí a pravidelně se tam vyskytují, kdežto dospělí hraboši polní jsou vysoce teritoriální a obvykle mají tendenci zůstat ve své domovské oblasti. Možnost imigrace po kolapsu populace je vyšší u *A. sylvaticus* než u *M. arvalis* proto, že druh *A. sylvaticus* je schopen překonávat větší vzdálenosti.

Bejček (1983), který svá pozorování prováděl na hnědouhelných výsypkách v Mostecké pánvi, si ve vztahu k primární sukcesi drobných savců stanovil skupiny – stádia, podle stáří výsypek, na kterých sledoval sukcesi 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:

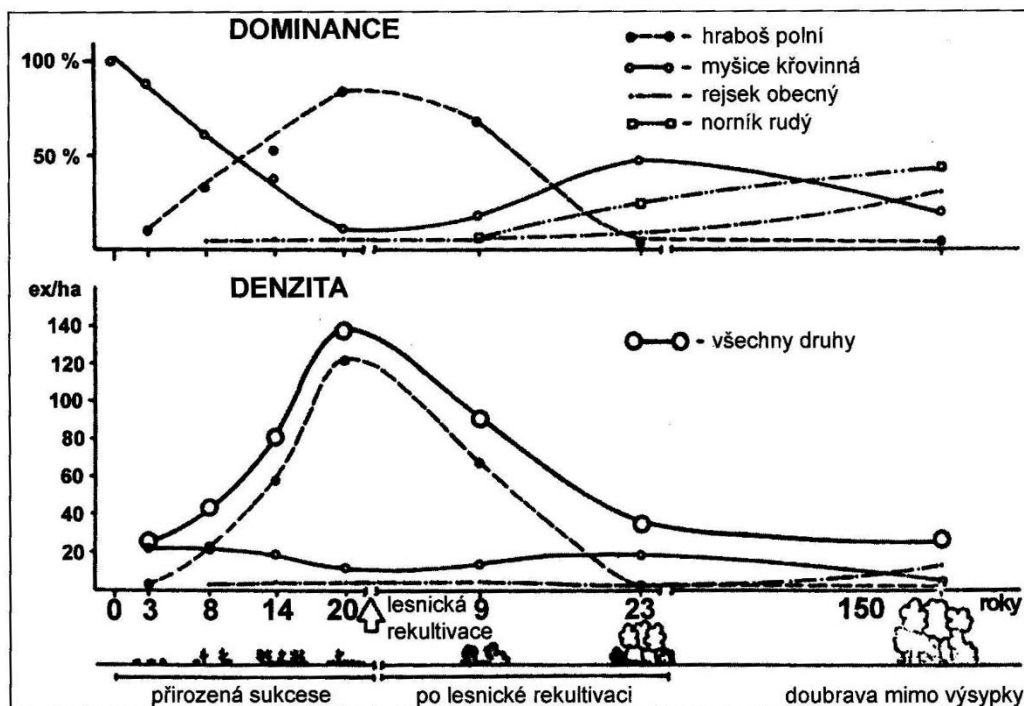
- 2–4 roky: Růžodolská výsypka,
- 7–9 let: Růžodolská výsypka,
- 13–15 let: Jiřetínská výsypka,
- 19–21 let: Albrechtická výsypka,

- 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.

V prvním případě Bejček (1983) uvádí, že druh *A. sylvaticus* byl přítomen ve všech sukcesních stádiích. Na výsypce staré 7–9 let už byly přítomny všechny významné kolonizační 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, zaznamenal 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 Bejčka (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 & Šťastný (1999) v grafu (obr. 6) a porovnávají vývoj přirozený a lesnickou rekultivaci s ohledem na denzitu a dominanci druhů.



Obr. 6 – Vývoj společenstev drobných savců na výsypkách, převzato z Bejčka & Šťastného (1999)

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* obydí 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*, kterému nevyhovovala hustá vegetace, která je nyní potlačena stromovým patrem. Asi 25 let po lesnické rekultivaci je společenstvo drobných zemních savců srovnatelné s výskytem ve staré doubravě, která nebyla ovlivněna lidskou činností. Bonczar et al. (2011) v této souvislosti uvádí, že k rozvoji populací drobných zemních savců v městských a příměstských oblastech je potřeba minimálně 20 let i přes to, že jsou procesy urychleny rekultivací.

3.8 Shrnutí

Jak těžba samotná, tak pomocné zpracovatelské odvětví, mají na krajinu nezanedbatelný negativní vliv, a proto je žádoucí po skončení těžby lokalitám navrátit původní funkce. Vznik lokalit může probíhat třemi způsoby, a to spontánně bez zásahu člověka, za druhé pomocí rekultivací, popř. za třetí s různou mírou zásahů tzv. řízenou spontánní sukcesí, kdy je v určitém rozsahu se samovolnou obnovou manipulováno.

Z výše uvedené literární rešerše je patrné, že rekultivaci sice projdou plochy radikální změnou a dle zvoleného typu rekultivace lze dosáhnout rychleji určitého stádia, které může hostit druhy specifické pro toto stádium, avšak pro srovnatelnost s rozvinutými ekosystémy, které nejsou ovlivněny těžbou, je potřeba aby rekultivované lokality prošly ještě 20 až 25letým vývojem.

Naopak na plochách ponechaných spontánní sukcesi probíhají změny pozvolna, tudíž na počátku jsou přítomny pouze pionýrské druhy a vzhledem k rozvinutosti vegetace nemohou plochy hostit široké spektrum DZS, avšak do 10 let jsou přítomny již všechny významné kolonizační druhy a nejvyšší druhové diverzity je dosaženo do 15 let. Zhruba po 20 letech je na takových plochách výskyt *M. arvalis* porovnatelný s výskytem na plochách lučních porostů, které nebyly ovlivněny těžbou.

Bejček (1988) dospěl k závěru, že jak nerekultivované, tak lokality, které prošly lesnickou rekultivací, vytváří dostatečné příležitosti k osidlování DZS. Z těchto a dalších výsledků byl pro tuto práci stanoven předpoklad, že biotopy, které vznikají na výsypkách spontánně, představují pro drobné zemní savce stejně kvalitní životní prostředí jako plochy vzniklé zemědělskou rekultivací, tedy že spontánně vzniklé lokality a lokality po zemědělské rekultivaci nebudou vykazovat v základních charakteristikách společenstev DZS statisticky významné rozdíly. Drobní zemní savci proto mohou být pro svou ekologii vhodnými indikátory z řad vyšších obratlovců pro kvalitu nových lokalit, které vznikají po antropogenní činnosti, v případě zaměření této práce po hnědouhelné těžbě.

4 Metodika

V následujících podkapitolách je charakterizován postup při výzkumu. Jsou zde shrnuty informace o pastích, návnadách a způsobech jejich použití, charakteristiky lokalit, postup při zpracování materiálu a také následné zpracování statistických dat, získaných terénním výzkumem. K této kapitole se váže i fotografická příloha, která obsahuje snímky lokalit a odchyťů a je zařazena na konci práce v Příloze 1.

4.1 Charakteristika lokalit

Sběr DZS probíhal pro dvě různá hodnocení, a to hodnocení abundancí a druhového spektra s ohledem na vznik lokalit a hodnocení sukcese na lokalitách, které se nachází v Lomu Jiří. Proto byla tato podkapitola pro přehlednost také rozdělena na dvě dílčí podkapitoly.

4.1.1 Vybrané lokality s ohledem na jejich vznik

Lokality, na kterých byly sbírány vzorky pro vyhodnocení spadají do Karlovarského kraje, okresu Sokolov. Nacházejí se v blízkosti obcí Vřesová, Chodov, Vintířov, Nové Sedlo u Lokte, Královské Poříčí a Lomnice, přičemž přesnou lokaci ploch shnuje tabulka 1 a obr. 7. U jednotlivých lokalit je dále uvedeno, zda se jedná o plochy přirozeně sukcesní, rekultivované (typ: zemědělská rekultivace) nebo o plochu bez zásahu, tedy kontrolní a v obr. 7 jsou lokality odděleny také symboly: zelená květina – přirozená sukcese, červené kladívko – rekultivace a žlutý kruh – kontrola. Kódy polí pro faunistické mapování (Pruner & Míka 1996) jsou 5741 pro lokality 2, 4 a 5; 5742 pro lokality a 1,3,6 a 7.

Tab. 1 – Popis lokalit

Lokalita	Katastrální území	GPS souřadnice	Typ plochy
1: S2009	Královské Poříčí	50°13'8.294"N, 12°41'50.077"E	přirozená sukcese
2: S2000	Vintířov	50°14'27.248"N, 12°40'5.638"E	
3: S2015	Chodov	50°15'45.561"N, 12°44'23.645"E	
4: ZRLVPV	Lomnice	50°13'8.976"N, 12°36'56.988"E	rekultivovaná
5: ZR2006	Vintířov	50°13'52.044"N, 12°39'41.537"E	
6: ZR2014	Nové Sedlo u Lokte	50°13'18.414"N, 12°42'24.993"E	kontrolní
7: VKON	Tatrovice	50°15'37.116"N, 12°40'54.976"E	

Pro lokality byly stanoveny i kategorie stáří založeného porostu, a to následovně:

- stáří 4–5 let: lokalita 3 (S2015) a lokalita 6 (ZR2014)
- stáří 10–12 let: lokalita 1 (S2009) a lokalita 5 (ZR2006)
- stáří 15 a více let: lokalita 2 (S2000) a lokalita 4 (ZRLVPV).



Obr. 7 – Mapa lokalit, které byly zahrnuty do výzkumu, vytvořeno pomocí <https://www.google.com/maps>

Níže v tabulce 2 jsou uvedeny významné druhy rostlinstva na jednotlivých lokalitách. Pro účely této práce probíhal sběr rostlin spíše orientačně, proto nelze určit, které druhy jsou dominantní, avšak nasbírané vzorky mohou sloužit jako indikátor výskytu určitých druhů drobných zemních savců. Při sběru rostlin byla také určena pokryvnost na jednotlivých lokalitách. Pokryvnost byla určena v letní části roku 2019 pomocí kvadrátu 1×1 m, přičemž na každé z lokalit byly vybrány 3 náhodné plochy a následně byla pokryvnost zprůměrována (tab. 3). Pokryvnost a složení vegetace bylo určováno modifikací metod podle Dimitrovského (2001) a následně porovnáno s Chytrým et al. (2010). Charakteristika vegetace si neklade za cíl poskytnout vyčerpávající přehled druhů rostlin, pouze poskytnout představu, v jakých typech porostů se DZS nalézají, popř. čím mají možnost se živit. U lokality č. 6 – ZR2014 nebylo možno pokryvnost určit, protože během odchytů byla lokalita zorána a nenacházela se na ní vegetace.

Tab. 2 – Významné druhy rostlinstva na jednotlivých lokalitách

Lokalita	Typ plochy	Typ biotopu	Významné druhy rostlin
1: S2009	přirozená sukcese	ruderní bylinná vegetace	<i>Centaurea stoebe</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Leucanthemum vulgare</i> , <i>Daucus carota</i>
2: S2000		ruderní bylinná vegetace	<i>Melilotus officinalis</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Tripleurospermum inodorum</i>
3: S2015		ruderní bylinná vegetace	<i>Artemisia vulgaris</i> , <i>Taraxacum spp.</i> , <i>Trifolium arvense</i> , <i>Papaver arvensis</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Vicia hirsuta</i> , <i>Cirsium arvense</i> , <i>Medicago lupulina</i>
4: ZRLVPV	rekultivovaná	kosená louka	<i>Ranunculus acris</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Calamagrostis sp.</i> , <i>Poa pratensis</i>
5: ZR2006		kosená louka	<i>Arrhenatheum elatius</i> , <i>Centaurea stoebe</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Tanacetum vulgare</i> , <i>Tripleurospermum inodorum</i> ,
6: ZR2014		pole	<i>Medicago sativa</i>
7: VKON	kontrolní	nekosená (vlhká část) kulturní louka	<i>Poa nemoralis</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Anthriscus sylvestris</i> , <i>Ranunculus acris</i> , roztroušené keře

Tab. 3 – Pokryvnost vegetace na jednotlivých lokalitách

Lokalita	Typ plochy	Pokryvnost [%]	Hmotnost sušiny porostu [g /m ²]
1: S2009	přirozená sukcese	30	88,0
2: S2000		85	300,1
3: S2015		50	151,4
4: ZRLVPV	rekultivovaná	100	314,3
5: ZR2006		90	137,4
6: ZR2014		proběhla orba, bez vegetace	
7: VKON	kontrolní	100	193,8

4.1.2 Lokality pro hodnocení kvality společenstev DZS v Lomu Jiří

Lokality, na kterých byly sbírány vzorky pro vyhodnocení spadají do Karlovarského kraje, okresu Sokolov. Nacházejí se přímo v areálu povrchového lomu s názvem Lom Jiří, který se nachází v blízkosti obcí Chodov, Vintřov, Nové Sedlo u Lokte, Královské Poříčí a Lomnice, přičemž přesnou lokaci ploch shnuje tabulka 4 a obr. 8. V tab. 4 je dále uveden

vznik jednotlivých lokalit. Kódy polí pro faunistické mapování (Pruner & Míka 1996) jsou 5742 pro všechny lokality.

Tab. 4 – Popis lokalit nacházejících se v Lomu Jiří

Lokalita	Katastrální území	GPS souřadnice	Vznik biotopu
1: LJ-3	Nové Sedlo u Lokte	50°12'22"N 12°42'59"E	přirozená sukcese
2: LJ-6	Nové Sedlo u Lokte	50°12'58"N 12°43'33"E	přirozená sukcese (bývalá skládka)
3: LJ-7A	Nové Sedlo u Lokte	50°12'23"N 12°43'30"E	lesnická výsadba
4: LJ7-B	Nové Sedlo u Lokte	50°12'36"N 12°43'29"E	přirozená sukcese
5: LJ-8	Královské Poříčí	50°12'50"N, 12°42'08"E	přirozená sukcese



Obr. 8 – Mapa lokalit, které se nacházejí v Lomu Jiří, vytvořeno pomocí <https://www.google.com/maps>

Níže v tabulce 5 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.

Tab. 5 – Významné druhy rostlinstva nacházející se na lokalitách v Lomu Jiří

Lokalita	Vznik biotopu	Typ biotopu	Významné druhy rostlin
1: LJ-3	přírozená sukcese	vlhký	<i>Phragmites australis</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Tripleurospermum inodorum</i>
2: LJ-6	přírozená sukcese (bývalá skládka)	rumištní vegetace, náletové dřeviny	<i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Rosa canina</i>
3: LJ-7A	lesnická výsadba	porost stromů	<i>Picea abies</i> , <i>Picea pungens</i> , <i>Pinus sylvestris</i> + nálet <i>Betula pendula</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Rosa canina</i> ,
4: LJ7-B	přírozená sukcese	vlhký	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i>
5: LJ-8	přírozená sukcese	rumištní vegetace	<i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Phragmites australis</i> , + <i>sporadicky roztroušené keře</i>

Lokalita z Lomu Jiří budou porovnány s kontrolou, která byla představena v předchozí podkapitole, a to lok. č. 7 – VKON (číslo lokality i zkratka byly ponechány i zde). Jedná se o vlhkou část kulturní louky, která nebyla zasažena těžbou.

4.2 Metodika odchyťů drobných zemních savců

V této práci jsou zpracována data z odchyťových sezón 2019 a 2020. V roce 2019 bylo odchyťováno v létě v termínu 1. 7. – 5. 7. 2019 a na podzim pak 9. 9. – 13. 9. 2019 a v roce 2020 opět proběhla letní část 6. 7. – 10. 7. 2020 a část podzimní 19. – 23. 9. 2020.

4.2.1 Pasti

Na základě rozlišných behaviorálních preferencí jednotlivých zástupců DZS byla pro odchyť použita kombinace sklápovacích a živochytných pastí (Ryan 2011). Pasti byly na lokalitách kladeny do kvadrátu (9 × 9 pastí), přičemž vzdálenost mezi jednotlivými pastmi byla 5 m, protože tato metodika a její modifikace byly opakovaně použity pro podobné studie v post-těžebních územích (Bejček 1988; Cudlín 2012) i mimo ně (Nesvadbová & Gaisler 2000). S ohledem na terén však byla na některých lokalitách použita liniová metoda, kdy se pasti kladly za sebou ve vzdálenosti 5 m past–past.

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, přestože byly maskovány travinami a různými přírodninami, se nahřívaly. Jak bylo výše uvedeno, živochytné pasti byly maskovány především kvůli teplotám a simulaci přírodního prostředí, v neposlední řadě též kvůli odcizení a přenašení – pasti ležely na svých místech a nebyly po celou dobu odchyty přemístovány. Byly pouze kontrolovány a v případě potřeby (drobní zemní savci či mravenci

spotřebovali návnady, případně kvůli počasí) převnařovány. Stejným postupem bylo zacházeno také se sklapovacími pastmi, které jsou pravidelně vybírány hlavně proto, aby se kadáver živočicha, který je v ní chycen, nestal atraktantem pro různé druhy živočichů. I přes pravidelné vybírání však tomuto trendu nelze úplně zabránit a občas se torza těl vyskytují, zvláště pak v lomových oblastech, kde není nabídka potravy zatím tak bohatá.

4.2.2 Návnady pro odchyt

Návnady v živochytných pastích se skládaly ze směsi zrnin pro hlodavce (obilniny, kukuřice, slunečnice a hrachové vločky), čerstvého ovoce – zejména z jablek, kořenové zeleniny, ale také z extrudovaných granulí (s vysokým obsahem masové složky), kukuřičných lupínků a suchého pečiva – chleba. Pro zvýšení atraktivitu byla použita i paštika a arašídové křupky. Složení návnady bylo zvoleno záměrně širokospektrálně, aby nalákalo co nejvíce různých druhů DZS. Anděra & Gaisler (2019) uvádějí, že myšice a rejsci se nejlépe chytají na masitou potravu, zejména na paštiku, naopak hraboše je možné odchytit na zeleninu, zvláště tu kořenovou. Podotýkají také, že 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 návnady podle Bejčka (1983), tedy cca centimetrové knoty, které byly napuštěny směsí rostlinného a živočišného tuku a zapraženou moukou. Následně byly připevněny do sklapovacího mechanismu. Podle typu a velikosti odchyťových zařízení, jak uvádějí Bejček et al. (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 Anděra & Gaisler (2019) 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 jako dřevěné, které např. často navlhnou. Živochytné pasti, které byly použity pro tento výzkum, byly z pozinkovaného plechu a měly mechanismus houpačky, tzn. pokud DZS 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 umístěována v terénu tak, aby se pokud možno nepřevážila či neskutálela. Byly použity jak komerčně vyráběné živochytné pasti s dvěma otvory a vrchním průhledným krytem (26 × 15,5 × 4,5 cm), tak menší neprůhledné nekomerční pasti podlouhlé, podobné tunelu. Pokud byl terén členitý, bylo využito pastí menších a podlouhlých (22 × 6 × 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. I přesto, že by mělo být preferováno použití živochytných pastí, byly použity i sklapovací i s ohledem na to, že z odchytených jedinců byli zároveň získáváni gastrointestinální parazité pro navazující výzkum.

4.2.3 Mamalogické zpracování

Nejdříve byli odchycení jedinci určeni do druhu pomocí determinačních klíčů (podle velikosti, tvaru těla a poměru délky ocasu k tělu). Poté byli měřeni a váženi, bylo určeno pohlaví, věk a následně byli využiti v rámci navazujícího výzkumného projektu zaměřeného na jejich helmintofaunu (ze sklapovacích pastí), (Klimková et al. 2020), či byli vypouštěni zpět (jedinci z živochytných pastí). 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 pomocí digitální váhy s přesností 0,01 g. Pohlaví bylo určeno podle vzdálenosti análního a pohlavního otvoru, popř. byla znatelná varlata (rod *Apodemus*, rod *Myodes*, rod *Microtus*), u menších druhů (rod *Sorex*, *Crocidura*) bylo určeno na základě pitvy.

4.2.4 Úprava chytacího úsilí pro následné statistické zpracování

Pasti sice ležely na lokalitách bez přemísťování, avšak neležely na všech místech stejnou dobu. Byly exponovány min. 3 po sobě jdoucí noci, ale aby byly abundance na lokalitách porovnatelné, byl zvolen přepočít, který je uveden níže. Bylo potřeba sjednotit chytací úsilí a pro tento převod byla použita poměrná abundance, tedy počet úlovků na 100 realizovaných pastí/odní na dané lokalitě. Dále byl přepočít použit do výpočtu, který zajišťuje poměřitelnost abundancí jednotlivých lokalit.

$$\text{poměrná abundance} = \frac{\text{počet úlovku na lokalitě [ks]}}{\text{počet pastí/odní}} \times 100$$

4.3 Stanovení vybraných ekologických indexů

Existuje velké množství možností, jak zhodnotit rozmanitost druhů, která je jedním z hlavních nástrojů pro charakterizaci společenstev, přičemž rozmanitost na úrovni stanoviště je nejpoužívanější a bazální složkou tohoto hodnocení. Druhovú bohatost kvantifikuje počet jedinců na jednotku plochy či na vzorek (v případě této práce kvadrát) a druhové složení oblasti (Hubálek 2000; Thukral 2010, 2017). Pro zhodnocení dat, která byla získána v rámci této práce, byly použity vybrané indexy, které vypovídají o druhové diverzitě na lokalitách a slouží i k jejímu porovnávání.

Podle Spellerberga & Fedora (2003) byl použit Shannonův index (někdy nesprávně nazýván též jako Shannon–Wienerův index), který slouží k porovnání druhové diverzity:

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

Proměnná p_i ve vzorci 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 tabulkách v kapitole páté – Výsledky.

K porovnání shodnosti a odlišnosti druhového složení na dvou lokalitách slouží Jaccardův index a Sørensenův index (Jost et al. 2011; Krebs 2013).

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.

Pro toto vyhodnocení byly pro lokality stanoveny kategorie stáří založeného porostu, a to následovně:

- stáří 4–5 let: lokalita 3 (S2015) a lokalita 6 (ZR2014)
- stáří 10–12 let: lokalita 1 (S2009) a lokalita 5 (ZR2006)
- stáří 15 a více let: lokalita 2 (S2000) a lokalita 4 (ZRLVPV).

Ve výše uvedených dvojicích byly lokality hodnoceny navzájem. Následně byly sloučeny lokality vzniklé přirozenou sukcesí a lokality vzniklé zemědělskou rekultivací, a tedy indexy proto uvádějí celkovou druhovou podobnost v přirozeně sukcesních a rekultivovaných lokalitách.

Při hodnocení sukcese na lokalitách Lomu Jiří byl porovnány lokality z LJ s kontrolou Vřesová. Vzniklo tak porovnání lokalit ovlivněných těžbou s lokalitou, která nebyla těžbou ovlivněna

4.4 Statistické vyhodnocení

Hodnocení s ohledem na vznik lokality (PS, ZEMREK, KONT)

Mezi skupinami dat byly hledány podobnosti či odlišnosti v poměrných abundancích (abundance jsou zobrazeny v tab. 6). Data byla zpracována pomocí statistického software STATISTICA verze 12. Nejprve byl datový soubor popsán základními charakteristikami (tab. 7 a obr. 9). Poté byly testovány předpoklady pro použití parametrického testu, a to skrze Shapirův-Wilkův test, Kolmogorovův-Smirnovův a Lillieforsův test ($p > 0,05$) a test homogenity rozptylů (Hartleyův F-max test, Cochranův test a chí-kvadrát test ($p > 0,05$)) přičemž požadavek na normalitu rozložení dat splněn byl, test homogenity také, ale pro malý

datový soubor bylo přistoupeno k použití neparametrického testu, a to Kruskall-Wallisově testu (tab. 8, obr. 10).

Hodnocení kvality společenstev DZS na lokalitách Lomu Jiří

U lokalit nacházejících se v Lomu Jiří bylo postupováno obdobně, jak je uvedeno výše. Nejprve byl datový soubor popsán základními charakteristikami (tab. 10 a obr. 11). Poté byly testovány předpoklady pro použití parametrického testu, a to skrze Shapirův-Wilkův test, Kolmogorovův-Smirnovův a Lillieforsův test ($p > 0,05$) a test homogenity rozptylů (Hartleyův F-max test, Cochranův test a chí-kvadrát test $p > 0,05$) přičemž požadavek na normalitu rozložení dat splněn byl, test homogenity také, ale pro malý datový soubor bylo přistoupeno k použití neparametrického testu, a to Kruskall-Wallisově testu (tab. 9, obr. 12).

5 Výsledky

Výsledky obsahují dvě různá hodnocení, a to hodnocení abundancí a diverzity společenstva s ohledem na vznik lokality (přírozená sukcese, zemědělská rekultivace a kontrola), kterému se věnuje první podkapitola a následně hodnocení kvality společenstev DZS na sukcesních plochách různého typu porostu na lokalitách, které se nachází v Lomu Jiří, kterému se věnuje podkapitola druhá.

5.1 Hodnocení s ohledem na vznik lokality

Odchyty jedinců probíhaly v sezonách 2019 a 2020 na lokalitách spontánně obnovených, zemědělsky rekultivovaných a nezasažených těžbou (kontrolních). Celkem bylo odchyceno 189 jedinců (38 na lokalitách sukcesních, 125 na rekultivovaných a 26 na lokalitě kontrolní). Odchyceno bylo 6 druhů DZS: *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *A. amphibius*, *M. arvalis*, *M. glareolus* a *S. araneus*, přičemž nejvíce bylo odchyceno *M. arvalis* (131 jedinců).

Tab. 6 – Poměrná abundance

Lokalita	Typ plochy	Počet past'odní	Skutečný počet úlovků celkem [ks]	Skutečný počet úlovků 2019 [ks]	Skutečný počet úlovků 2020 [ks]	Poměrná abundance [100 past'odní]
1: S2009	PS	486	0	0	0	0
2: S2000		810	26	23	3	3,21
3: S2015		486	12	12	0	2,47
4: ZRLVPV	ZR	1053	68	46	22	6,46
5: ZR2006		1053	57	33	24	5,41
6: ZR2014		243	0	0	0	0
7: VKON	K	1053	26	21	5	2,47

Legenda: PS = přírozená sukcese; ZR = zemědělská rekultivace; K = kontrola (plocha mimo těžební území)

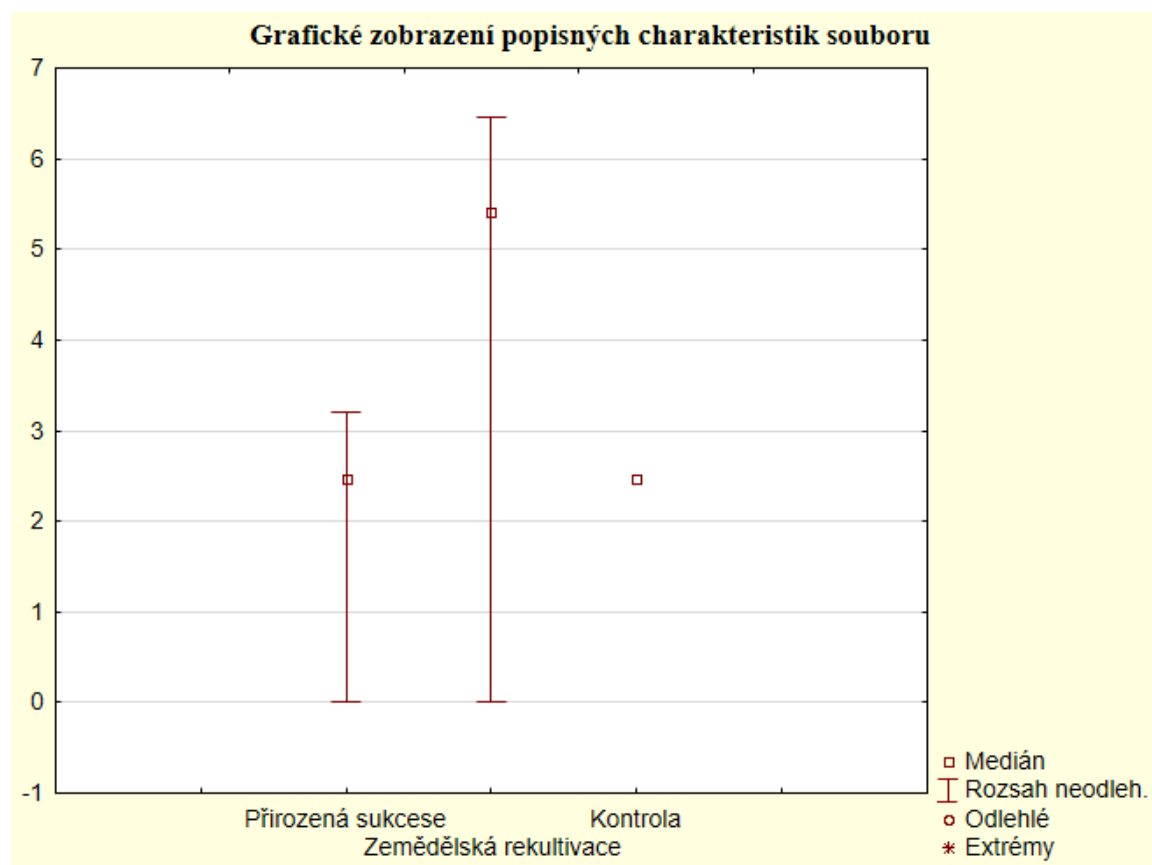
5.1.1 Statistické vyhodnocení

Následující tabulka (7) obsahuje základní popisné charakteristiky datového souboru. Byly hodnoceny dvě skupiny lokalit, a to skupina lokalit, které vznikly přírozenou sukcesí a skupina zemědělsky rekultivovaných. Sloupec N platných zobrazuje 3 lokality (které vznikly přírozenou sukcesí – PS, zemědělskou rekultivací – ZEMREK) a 1 lokalitu u kontroly (KONT), na kterých byl proveden výzkum. Směrodatné odchylky přírozené sukcese a rekultivovaných lokalit jsou použity ve výpočtech dalších testů – homogenity rozptylů.

Tab. 7 – Popisné charakteristiky souboru (PS; ZEMREK; KONT)

Poměrná abundance	N platných	Průměr	Medián	Minimum	Maximum	Sm. odchylka
PS	3	1,89	2,47	0,00	3,21	1,68
ZEMREK	3	3,96	5,41	0,00	6,46	3,47
KONT	1	2,47	2,47	2,47	2,47	-

Následující obrázek (obr. 9) je grafickým zobrazením výsledků, s kterými bylo počítáno. Medián vyšel u dvou typů lokalit shodně (přirozená sukcese a kontrola = 2,47) u lokalit zemědělské rekultivace pak rozdílně (5,41) – v grafu zobrazeny jako červené čtverce. Na ose y je nanesena poměrná abundance. Vzhledem k tomu, že lokality byly jak u přirozené sukcese, tak u zemědělské rekultivace pouze 3, jsou v podstatě všechny poměrné abundance v grafu znatelné. Z tohoto důvodu nejsou v grafu zobrazeny kvartily. Kontrolní lokalita pak byla jediná, je proto zobrazena pouze jako medián.

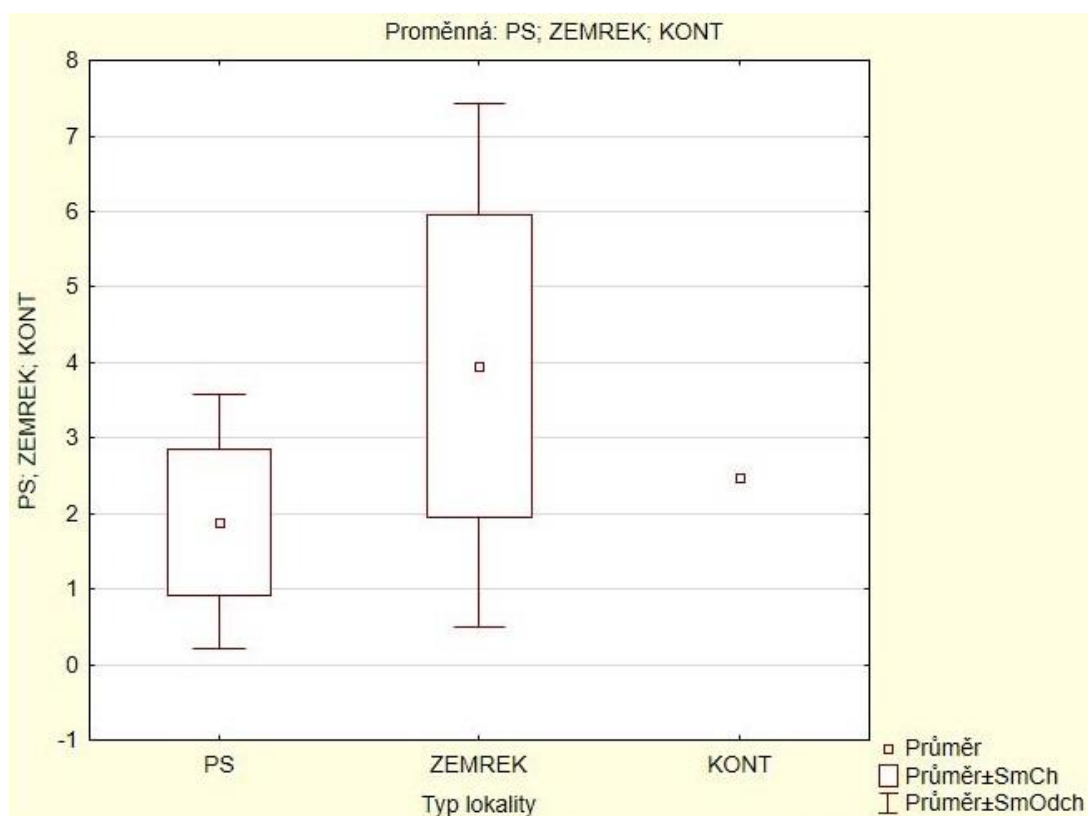


Obr. 9 – Popisné charakteristiky souboru (PS; ZEMREK; KONT)

Byly provedeny testy normality – Shapirův-Wilkův test, Kolmogorovův-Smirnovův a Lillieforsův test ($p > 0,05$), test homogenity rozptylů (Hartleyův F-max test, Cochranův test a chí-kvadrát test $p > 0,05$). Pro malý datový soubor byl zvolen neparametrický test: Kruskal-Wallis, kde $p = 0,67$ (tab. 8 a obr. 10).

Tab. 8 – Vyhodnocení pomocí Kruskal-Wallisova testu

Závislá: PS; ZEMREK; KONT	Kruskal-Wallisova ANOVA založ. na poř.; PS; ZEMREK; KONT Nezávislá (grupovací) proměnná: Typ lokality Kruskal-Wallisův test: $H(2, N=7) = 8,8148148$ $p = 0,6654$		
	Počet platných	Součet pořadí	Prům. Pořadí
PS	3	10,00	3,33
ZEMREK	3	14,50	4,83
KONT	1	3,50	3,50



Obr. 10 – Grafické zobrazení výsledku Kruskal-Wallisova testu PS; ZEMREK; KONT)

5.1.2 Porovnání druhové diverzity

V rámci výzkumu bylo na lokalitách nalezeno celkem 6 druhů drobných zemních savců, a to *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Arvicola amphibius*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus* a *Sorex araneus*. V tabulce č. 9 je uveden celkový přehled úlovků na lokalitách, počet odchycených druhů, 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. 7 VKON: $H = 1,04$. Zde byly odchyceny 4 různé druhy při celkovém úlovku 26 DZS. Nejde sice o lokalitu, na které byl počet druhů nejvyšší, touto lokalitou je č. 4 ZRLVPV: $H = 0,97$ s odchycenými 5 druhy DZS, avšak úlovek byl na lokalitě č. 7 mnohem rovnoměrnější, kdežto na lokalitě č. 4 absolutně dominoval *M. arvalis*. Rovnoměrnější úlovek každého druhu na lok. č. 7 tak přispěl k vyšší hodnotě Shannonova indexu diverzity. Nejnižší druhová diverzita dle Shannonova indexu ($H = 0,48$) byla zaznamenána na lok. č. 5 ZR2006, kde byly sice odchyceny 3 druhy DZS, ale taktéž byla zaznamenána vysoká abundance *M. arvalis*. Průměr Shannonova indexu z lokalit vzniklých přirozenou sukcesí vycházel $H = 0,71$; průměr z lokalit vzniklých zemědělskou rekultivací pak $H = 0,73$.

Tab. 9 – Počet úlovků na lokalitě s ohledem na druh, Shannonův index

Lokalita	Typ plochy	Skutečný počet úlovků celkem [ks]	Počet druhů	<i>Apodemus flavicollis</i>	<i>Apodemus sylvaticus</i>	<i>Arvicola amphibius</i>	<i>Microtus arvalis</i>	<i>Myodes glareolus</i>	<i>Sorex araneus</i>	SI	Průměr SI
1: S2009	PS	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0,71
2: S2000		26	3	2	5	0	19	0	0	0,74	
3: S2015		12	2	0	7	0	5	0	0	0,68	
4: ZRLVPV	ZR	68	5	5	7	0	48	1	7	0,97	0,73
5: ZR2006		57	3	2	6	0	49	0	0	0,48	
6: ZR2014		0	0	0	0	0	0	0	0	-	
7: VKON	K	26	4	2	13	1	10	0	0	1,04	1,04

Legenda: PS = přirozená sukcese; ZR = zemědělská rekultivace; K = kontrola (plocha mimo těžební území), SI = Shannon index.

Výsledky Jaccardova a Sørensenova indexu jsou uvedeny v tabulce č. 10. Jednotlivé sloupce tabulky odpovídají proměnným ve vzorcích popsaných v kapitole Stanovení vybraných ekologických indexů: *a* udává počet druhů, které jsou na dvou lokalitách společné, písmeno *b* odpovídá jedinečným druhům na prvním typu lokality, tedy na lokalitách, které vznikly přirozenou sukcesí (PS) a písmeno *c* náleží jedinečným druhům na druhém typu, tedy zemědělsky rekultivovaných (ZEMREK) lokalitách. Zhodnoceny byly lokality PS ku ZEMREK jako celek a následně byly lokality porovnány ve dvojicích podle stáří (vždy PS a ZEMREK podobného stáří):

- stáří 4–5 let: lokalita 3 (S2015) a lokalita 6 (ZR2014)
- stáří 10–12 let: lokalita 1 (S2009) a lokalita 5 (ZR2006)
- stáří 15 a více let: lokalita 2 (S2000) a lokalita 4 (ZRLVPV).

Tab. 10 – Jaccardův a Sørensenův index – lok PS a ZEMREK

Skupina	Proměnná b: PS	Proměnná c: ZEMREK	a	b	c	Jaccardův index	Sørensenův index
stáří 4–5 let:	lok 3	lok 6	0	2	0	0	0
stáří 10–12 let	lok 1	lok 5	0	0	3	0	0
stáří 15 a více let	lok 2	lok 4	3	0	2	0,6	0,75
PS ku ZEMREK	lok 1, 2, 3	lok 4, 5, 6	3	0	2	0,6	0,75

V tabulce č. 11 jsou výsledky porovnání lokalit PS a ZEMREK i s kontrolní lokalitou (VKONT) č. 7, a to PS ku kontrole a ZEMREK ku kontrole.

Tab. 11 – Jaccardův a Sørensenův index – lok PS a ZEMREK ku VKON

Skupina	Proměnná b	proměnná c	a	b	c	Jaccardův index	Sørensenův index
PS ku VKON	lok 1, 2, 3	lok 7	3	0	1	0,75	0,86
ZEMREK ku VKON	lok 4, 5, 6	lok 7	3	2	1	0,5	0,67

V tab. č. 10 jsou obsaženy výsledky indexů diverzity. U lokalit, které mají stáří 15 a více let vycházejí indexy Jaccardův = 0,6 a Sørensenův = 0,75, což ukazuje na podobné druhové složení. Tím, že v porovnávání dvojic dochází u skupin stáří 4–5 let a stáří 10–12 let vždy po jednom nulovém úlovku, vychází pak i samotné indexy nulové a celkové porovnání přirozené sukcese a zemědělské rekultivace vycházejí shodně se skupinou stáří 15 a více let, tedy indexy Jaccardův = 0,6 a Sørensenův = 0,75. O nulovém výsledku Jaccardova a Sørensenova indexu u skupin stáří 4–5 let a stáří 10–12 let bude podrobněji pojednáno v diskusi.

V tab. č. 11 jsou pak porovnány skupiny s kontrolou, kdy podobnější druhové složení s kontrolou má přirozená sukcese (Jaccardův index = 0,75 a Sørensenův index = 0,86), kdežto zemědělská rekultivace s kontrolou jsou si podobné oproti přirozené sukcesí méně (Jaccardův index = 0,5 a Sørensenův index = 0,67).

5.2 Hodnocení kvality společenstev DZS – Lom Jiří

Odchyty jedinců probíhaly v sezoně 2020 na lokalitách, které se nacházejí v Lomu Jiří. Celkem bylo odchyceno 159 jedinců. Odchyceny byly 4 druhy DZS: *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *M. arvalis* a *M. agrestis*, přičemž nejvíce bylo odchyceno *M. arvalis* (108 jedinců).

Poměrné abundance týkající se lokalit v Lomu Jiří (tab. 12) byly porovnávány s kontrolní loukou Vřesová, která nebyla zasažena těžbou. Na této lokalitě bylo odchyceno celkem 26 jedinců DZS náležejících do 4 druhů: *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *M. arvalis* a *A. amphibius*.

Tabulka 12 – Poměrná abundance, Lom Jiří a kontrolní louka Vřesová

Lokalita	Počet past'odní	Skutečný počet úlovků [ks]	Poměrná abundance
1: LJ-3	350	20	5,71
2: LJ-6	350	70	20
3: LJ-7A	350	3	0,86
4: LJ7-B	350	10	2,86
5: LJ-8	350	56	16
7: VKON	1053	26	2,47

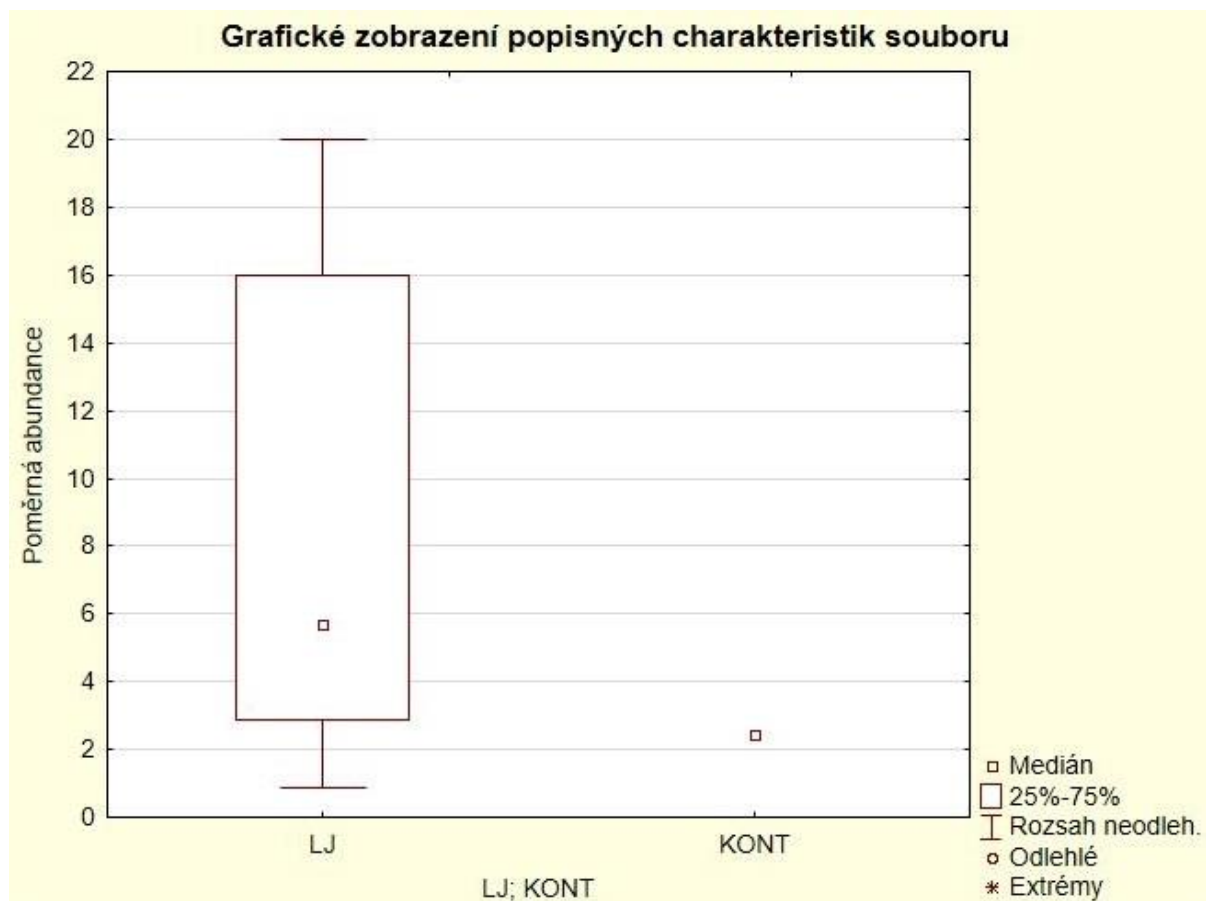
5.2.1 Statistické vyhodnocení

Následující tabulka (13) obsahuje základní popisné charakteristiky datového souboru. Byly hodnoceny dvě skupiny lokalit, a to skupina lokalit, které se nacházejí v Lomu Jiří a kontrola. Sloupec N platných zobrazuje 5 lokalit (které vznikly přirozenou sukcesí) a 1 lokalitu Kontrola, na kterých byl proveden výzkum.

Tab. 13 – Popisné charakteristiky souboru (Lom Jiří; Kontrola)

Poměrná abundance	N platných	Průměr	Medián	Min.	Max.	Sm. odchylka	Dolní kvartil	Horní kvartil
Lom Jiří	5	9,09	5,71	0,86	20	8,44	2,86	16
Kontrola	1	2,47	2,47	2,47	2,47	-	2,47	2,47

Následující obrázek (obr. 11) je grafickým zobrazením výsledků, s kterými bylo počítáno. Pro grafické zobrazení byly sloučeny lokality v prostoru Lomu Jiří, které jsou porovnány s kontrolou. Medián vyšel rozdílně (LJ = 5,71) u kontroly 2,47, přičemž zobrazení je pouze formou mediánu, protože jako kontrola byla vybrána pouze jedna lokalita. Na ose y je nanesena poměrná abundance, přičemž u Lomu Jiří je box vytvořen z celkem 5 hodnot a je patrné, že minimum a maximum je poměrně široké <0,86 ; 20>.

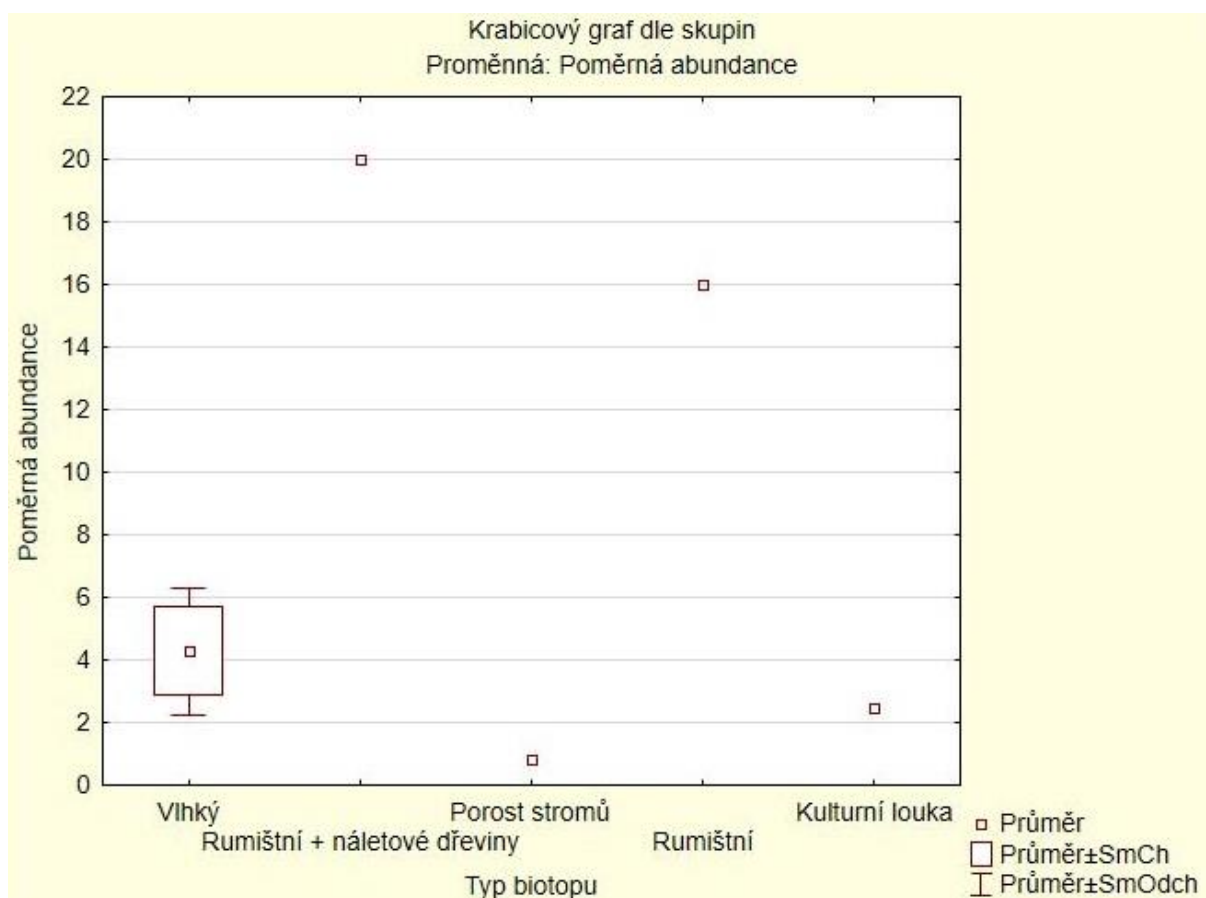


Obr. 11 – Popisné charakteristiky souboru (Lom Jiří; Kontrola)

Test normality byl splněn – Shapirův-Wilkův test, Kolmogorovův-Smirnovův a Lillieforsův test ($p > 0,05$), avšak pro malý datový soubor byl zvolen neparametrický test: Kruskal-Wallis, kde $p = 0,3$ (tab. 14 a obr. 12). Na obr. 12 je většina lokalit zobrazena pouze jako bod (průměr), protože se vyskytovaly v testu pouze jednou. Jiná situace je u typu biotopu Vlhký (počet platných = 2). Na ose y je nanesena abundance, jednotlivé body a box patří typům biotopu.

Tab. 14 – Vyhodnocení pomocí Kruskal-Wallisova testu (LJ a KONT)

Závislá: Poměrná abundance	Kruskal-Wallisova ANOVA založ. na poř.; Poměrná abundance Nezávislá (grupovací) proměnná : Typ biotopu Kruskal-Wallisův test: $H(4, N=6) = 4,857143$ $p = 0,3023$		
	Počet platných	Součet pořadí	Prům. pořadí
Vlhký	2	7	3,5
Rumištní + náletové dřeviny	1	6	6
Porost stromů	1	1	1
Rumištní	1	5	5
Kulturní louka	1	2	2



Obr. 12 – Grafické zobrazení výsledku Kruskal-Wallisova testu (typy biotopu v Lomu Jiří a kontrola)

5.2.2 Porovnání druhové diverzity

V rámci výzkumu byly na lokalitách náležejících do prostoru Lomu Jiří nalezeny 4 druhy drobných zemních savců, a to *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis* a *Microtus agrestis*. Na lokalitě VKON 7 – kontrola Vřesová byly nalezeny též 4 druhy, avšak v následujícím složení: *A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. arvalis* a *A. amphibius*. V tabulce č. 15 je uveden celkový přehled úlovků na lokalitách, počet odchycených druhů, 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 kontrolní lokalitě č. 7 VKON: $H = 1,04$. Zde byly odchyceny 4 různé druhy při celkovém úlovku 26 DZS. Nejvyšší druhová diverzita v rámci Lomu Jiří byla nalezena na lokalitě 5: LJ-8 ($H = 0,80$), kde sice nebyl počet druhů nejvyšší, avšak úlovek byl rovnoměrnější než na druhově nejbohatší lokalitě 2: LJ-6, kde výrazně dominoval *M. arvalis*. Rovnoměrnější úlovky každého druhu na lok. č. 7 i na lok. č. 5 tak přispěly k vyšší hodnotě Shannonova indexu diverzity.

Nejnižší druhová diverzita dle Shannonova indexu ($H = 0,56$) byla zaznamenána na lok. č. 1: LJ-3, kde byly odchyceny 2 druhy DZS, ale taktéž byla zaznamenána vysoká abundance *M. arvalis*. Průměr Shannonova indexu z lokalit v Lomu Jiří vycházel $H = 0,65$.

Tabulka 15 – Počet úlovků na lokalitách Lomu Jiří a na kontrole s ohledem na druhy, Shannonův index

Lok	Skutečný počet úlovků celkem [ks]	Počet druhů	<i>Apodemus flavicollis</i>	<i>Apodemus sylvaticus</i>	<i>Microtus arvalis</i>	<i>Microtus agrestis</i>	<i>Arvicola amphibius</i>	SI
1: LJ-3	20	2	0	5	15	0	0	0,56
2: LJ-6	70	4	3	9	57	1	0	0,63
3: LJ-7A	3	2	2	1	0	0	0	0,64
4: LJ7-B	10	2	0	7	3	0	0	0,61
5: LJ-8	56	3	2	21	33	0	0	0,80
7: VKON	26	4	2	13	10	0	1	1,04

Výsledky Jaccardova a Sørensenova indexu jsou uvedeny v tabulce č. 16. Jednotlivé sloupce tabulky odpovídají proměnným ve vzorcích popsaných v kapitole Stanovení vybraných ekologických indexů: *a* udává počet druhů, které jsou na dvou lokalitách společné, písmeno *b* odpovídá jedinečným druhům na prvním typu lokality, tedy na lokalitách, které vznikly sukcesí v Lomu Jiří a písmeno *c* náleží jedinečným druhům na kontrolní lokalitě. Zhodnoceny byly vždy lokality v Lomu Jiří v porovnání s kontrolou.

Tab. 16 – Jaccardův a Sørensenův index – lokality Lomu Jiří a kontrola

Skupina	Proměnná b: Lom Jiří	Proměnná c: kontrola	a	b	c	Jaccardův Index	Sørensenův index
1: LJ-3; 7:VKON	1: LJ-3	7:VKON	2	0	2	0,5	0,67
2: LJ-6; 7:VKON	2: LJ-6	7:VKON	3	1	1	0,6	0,75
3: LJ-7A; 7:VKON	3: LJ-7A	7:VKON	2	0	2	0,5	0,67
4: LJ-7B; 7:VKON	4: LJ-7B	7:VKON	2	0	2	0,5	0,67
5: LJ-8; 7:VKON	5: LJ-8	7:VKON	3	0	1	0,75	0,86

Porovnávána byla vždy lokalita z Lomu Jiří a kontrolní lokalita. Nejvyšší shodnost v druhovém složení podle Jaccardova a Sørensenova indexu je na lokalitě 5: LJ-8 a VKON, kdy Jaccardův index = 0,75 a Sørensenův index = 0,86. Naopak pouze poloviční shodnost v druhovém složení (Jaccardův index = 0,5), což byla také nejnižší hodnota indexů, se projevila na lokalitách 1: LJ-3, 3: LJ-7A a 4: LJ-7B při porovnávání s kontrolou.

6 Diskuse

Diskuse obsahuje dvě dílčí podkapitoly věnující se různým hodnocením, a to první podkapitola – hodnocení abundancí a diverzity společenstva s ohledem na vznik lokality (přirozená sukcese, zemědělská rekultivace a kontrola) a následně podkapitola druhá – hodnocení kvality společenstev DZS na sukcesních plochách různého typu, které se nachází v Lomu Jiří.

6.1 Hodnocení s ohledem na vznik lokality

V rámci výzkumu bylo na lokalitách nalezeno celkem 6 druhů drobných zemních savců, a to *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Arvicola amphibius*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus* a *Sorex araneus* (viz tab. 9). Celkem bylo odchyceno 189 jedinců (38 na lokalitách sukcesních, 125 na rekultivovaných a 26 na lokalitě kontrolní). Zahrnuto bylo celkem 7 lokalit, avšak na dvou lokalitách (1: S2009 – vzniklá spontánní sukcesí a 6: ZR2014 – vzniklá zemědělskou rekultivací) se nechytil žádný DZS. Tento stav může mít hned několik příčin, jako jsou např. náhlá změna biotopu – lok. 6 (ZR2014) byla zorána a nevyskytovala se na ní žádná vegetace (viz tab. 3), nebo na těchto dvou plochách skutečně DZS nejsou přítomni, což by bylo vhodné ale ověřit vyšším chytacím úsilím a dlouhodobějším pozorováním, popř. i zhodnocením v jiném ročním období (např. hodnocení jarního aspektu). Obecně by však bylo vhodnější, kdyby probíhal dlouhodobější monitoring i na lokalitách, kde byl úlovek zaznamenán. Mohla by tak být získána statisticky spolehlivější data, která by měla i rovnoměrnější charakter. Pro toto vyhodnocení byly pro lokality stanoveny kategorie podle stáří založeného porostu, a to následovně: stáří 4–5 let: lokalita 3 (S2015) a lokalita 6 (ZR2014); stáří 10–12 let: lokalita 1 (S2009) a lokalita 5 (ZR2006); stáří 15 a více let: lokalita 2 (S2000) a lokalita 4 (ZRLVPV), přičemž původně byla snaha zhodnotit také rozdílnosti u lokalit podle vzniku a stáří zároveň a komparovat tato data se studii Bejčka (1983, 1988), který si pro tento účel navrhnul své skupiny (viz kapitola Mechanismy návratu DZS v této práci), avšak protože bylo ve dvou skupinách odchyceno 0 jedinců, nebylo by toto vyhodnocení dostatečně spolehlivé, a postrádá proto v tomto okamžiku smysl. Výzkumu však bude věnována ještě pozornost.

Nejvyšší druhová diverzita dle Shannonova indexu (H) byla zaznamenána na lokalitě č. 7 VKON: $H = 1,04$. To bylo dáno poměrně rovnoměrným úlovkem, kdy z 26 celkem ulovených DZS bylo 13 jedinců *A. sylvaticus*, 10 *M. arvalis*, 2 *A. flavicollis* a 1 *A. amphibius*. Na ostatních lokalitách (až na lok. 3: S2015) dominovali *M. arvalis*, což významně snížilo výsledek SI. Tento stav by mohl být ovlivněn tím, že v letních měsících se populace hrabošů vzhledem k nárstu vegetace zvyšuje, neboť se pro ně zdroje stávají dostupnějšími (srov. Rosenzweig & Abramsky 1980; Laine & Henttonen 1983). Nejnižší druhová diverzita dle Shannonova indexu ($H = 0,48$) byla zaznamenána na lok. č. 5: ZR2006, kde byly sice odchyceny 3 druhy DZS, ale byla zaznamenána nejvyšší abundance *M. arvalis* ze všech lokalit. Převahu výskytu *M. arvalis* na lokalitách po povrchové těžbě dokládá svým výzkumem Bejček (1981), který uvádí, že výsypky, jež projdou zemědělskou rekultivací či

jsou ponechány přirozené sukcesi, setrvávají dlouhou dobu ve stádiu porostů vytrvalých trav, což je pro výskyt *M. arvalis* z hlediska nároků jak na potravu, tak na stanoviště příhodné.

Indexy druhové diverzity (tab. 10 a 11) prokázaly, že lokality, které mají stáří 15 a více let (Jaccardův index = 0,6 a Sørensenův index = 0,75), směřují k podobnému druhovému složení. Tím, že v porovnávání dvojic docházelo u skupin stáří 4–5 let a stáří 10–12 let vždy po jednom nulovém výsledku, vychází pak i samotné indexy nulové. To by z podstaty indexu znamenalo, že v druhovém složení není žádná podobnost. Teoreticky je toto tvrzení pravdivé, avšak z praktického hodnocení je výsledek zavádějící v tom, že na lok. č. 1: S2009 – vzniklá spontánní sukcesi a lok. č. 6: ZR2014 – vzniklá zemědělskou rekultivací se nechytil žádný DZS, a tudíž je výsledek značně zkreslen. O průkazný nulový výsledek indexů by se jednalo v případě, že na každé z lokalit by byli odchyceni jedinci určitých druhů, ale žádný z druhů by se neshodoval. Při porovnání přirozené sukcese (PS) a zemědělské rekultivace (ZEMREK) jako skupin vyšly indexy druhové diverzity podobně (Jaccardův = 0,6 a Sørensenův = 0,75), což ukazuje na podobné druhové složení. Porovnání PS a ZEMREK s kontrolou prokázalo podobnější druhové složení u PS s kontrolou (Jaccardův index = 0,75 a Sørensenův index = 0,86). Z tohoto výsledku lze usuzovat, že přirozená sukcese umožňuje vzniknout lokalitám, které jsou s odstupem času podobné původní, těžbou neovlivněné krajině. ZEMREK s kontrolou jsou si podobné v porovnání s PS méně (Jaccardův index = 0,5 a Sørensenův index = 0,67). V ohledu na společenstva DZS pak tento výsledek může nastiňovat, že proces spontánní sukcese dává vzniknout společenstvu, které se více podobá kontrolnímu, přirozenému stavu.

Hmyzožravci, a to konkrétně *S. araneus* (7 jedinců), byli odchyceni pouze na lok. č. 4 ZRLVPV. Tato lokalita je starší než 15 let a v porovnání s výsledky Bejčka (1988), který poprvé nachází hmyzožravce 4. rok po dokončení výsypek, není tedy výskyt nějak zarážející. Na ostatních lokalitách, a to ani na jiných rekultivovaných plochách, lokalitách sukcesních, ani na kontrole nebyl úlovek hmyzožravců zaznamenán. Cudlín (2012), který odchytil tři sezóny DZS na zemědělské rekultivaci v SZ Čechách na Sokolovsku, taktéž nezaznamenal výskyt hmyzožravců. Naopak Klimková (2019) při dvousezónních odchycích DZS na Mostecku odchytila hmyzožravce jak na rekultivovaných (7 celkem – *C. leucodon* 1 jedinec, *C. suaveolens* 1 jedinec a *S. araneus* 5 jedinců), tak na přirozeně sukcesních plochách (6 celkem – *C. suaveolens* 3 jedinci a *S. araneus* 3 jedinci). Z těchto výsledků lze vyvozovat, že na Sokolovsku není výskyt hmyzožravců na plochách ovlivněných těžbou tak hojný. Stejně tak v Lomu Jiří nebyli odchyceni v rámci této práce žádní hmyzožravci (viz níže). Výsledky lze také interpretovat tak, že nebyla splněna některá z podmínek, pro odchyt hmyzožravců – např. zvolený typ pastí, nebo že návnady v pastích nebyly pro tyto druhy dostatečně atraktivní. Pro odchyt i vnazení byla však použita stejná technika jako v práci Klimkové (2019), kde po aplikování této metody byl úlovek hmyzožravců zaznamenán, proto se toto odůvodnění nejeví jako pravděpodobné, avšak v souvislosti s Cepelkou et al. (2019), je na místě upozornit, že odchyt rejsků pomocí sklapovacích pastí může být problematický. Tito autoři uvádějí, že sklapovací pastě se prokázaly vhodnějšími pro zachycení větších druhů s vyšším podílem rostlinné potravy, přičemž zachytily širší spektrum druhů, avšak právě v souvislosti s rejsky doporučují kombinovat sklapovací pastě s pastmi padacími, které se využívají primárně pro odchyt bezobratlých. Z tohoto pohledu by bylo vhodné pro příští

odchytové sezony zařadit i padací pasti a pokusit se tak zachytit výskyt drobnějších hmyzožravců na lokalitách Sokolovska.

Statistický test ($p = 0,67$; tedy $p > 0,05$) indikuje, že neexistuje statisticky významný rozdíl v početnosti společenstev DZS mezi přirozenými a rekultivovanými lokalitami. Vzhledem k tomu, že lokality byly jak u přirozené sukcese, tak u zemědělské rekultivace pouze 3 a kontrolní lokalita pak byla jediná, tedy datový soubor nebyl příliš obsáhlý, byl použit neparametrický Kruskal-Wallisův test. Je také možné, že i proto nebyl prokázán statisticky významný rozdíl a v případě většího množství dat by se mohl rozdíl projevit. Ze statistického hlediska nemůže být hypotéza zamítnuta, přičemž mezi lokalitami vniklými přirozenou sukcesí, zemědělskou rekultivací a mezi kontrolou (KONT) není v abundancích DZS statisticky průkazný rozdíl. Na základě těchto výsledků lze tedy předpokládat, že lokality jak PS, tak ZEMREK jsou pro společenstva DZS stejně kvalitními biotopy.

6.2 Hodnocení kvality společenstev DZS – Lom Jiří

Celkem bylo odchyceno 159 jedinců. Odchyceny byly 4 druhy DZS: *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *M. arvalis* a *M. agrestis*, přičemž nejvíce bylo odchyceno *M. arvalis* (108 jedinců). Poměrné abundance týkající se lokalit v Lomu Jiří byly porovnávány s kontrolní loukou Vřesová, která nebyla zasažena těžbou. Na této lokalitě bylo odchyceno celkem 26 jedinců DZS náležejících do 4 druhů: *A. sylvaticus*, *A. flavicollis*, *M. arvalis* a *A. amphibius*. Na žádné z lokalit se nestalo, že by se nechytil žádný jedinec.

Nejvyšší druhová diverzita dle Shannonova indexu byla zaznamenána na kontrolní lokalitě č. 7 VKON: $H = 1,04$, což odpovídá představě, že původní, zapojený biotop poskytuje DZS dostatek potravy i úkrytů a může tak představovat model a potřebné srovnání pro zkoumané lokality. Nejvyšší druhová diverzita podle SI v rámci Lomu Jiří byla nalezena na lokalitě 5: LJ-8 ($H = 0,80$), kde sice nebyl počet druhů nejvyšší, avšak úlovek byl rovnoměrnější než na druhově nejbohatší lokalitě 2: LJ-6, kde výrazně dominoval *M. arvalis*. Nejnižší druhová diverzita dle Shannonova indexu ($H = 0,56$) byla zaznamenána na lok. č. 1: LJ-3, kde byly odchyceny 2 druhy DZS, ale taktéž byla zaznamenána vysoká abundance *M. arvalis*. Průměr Shannonova indexu z lokalit v Lomu Jiří vycházel $H = 0,65$. Vzhledem k rumištním porostům není hojný výskyt *M. arvalis* nějak překvapivý. Za zmínku však stojí fakt, že i přes to, že abundance druhu *M. arvalis* je povětšinou vysoká, nebyl na lok. č. 3: LJ-7A odchycen žádný jedinec. Tento stav je zřejmě způsoben typem porostu, který se na lok. LJ-7A vyskytuje, tedy porost stromů složený především ze smrků, borovic a náletu břízy (podrobněji tab. 5), který odpovídá spíše výskytu myšic, které se zde také vyskytovaly (2 jedinci myšice lesní, 1 jedinec myšice křovinné), kdežto *M. arvalis* preferuje lokality s vegetačním pokryvem, který zde nebyl na vhodné úrovni.

Indexy druhové diverzity (tab. 16) prokázaly nejvyšší shodnost dvou lokalit v případě lok. č. 5: LJ-8 a VKON (Jaccardův index = 0,75 a Sørensenův index = 0,86). Tento výsledek je již relativně vysoký, a proto jsou lokality z pohledu druhového složení podobné. Naopak pouze poloviční shodnost v druhovém složení (Jaccardův index = 0,5), což byla také nejnižší hodnota indexů, se projevila na lokalitách 1: LJ-3, 3: LJ-7A a 4: LJ-7B při porovnávání s kontrolou. U lokalit č. 3: LJ-7A a č. 4: LJ-7B to lze vysvětlit obecně nízkým úlovkem (na 3: LJ-7A pouze 3 jedinci – 2 druhy, viz výše; na 4: LJ-7B 10 jedinců – 2 druhy). Lze

předpokládat, že kdyby byly pasti exponovány delší dobu, mohlo by dojít k vyššímu úlovku, což by mohlo také ovlivnit i počet druhů. Na základě indexů lze říci, že druhově nejpodobnější lokalita vzniklá spontánní sukcesí je LJ-8, na které se díky rumištní vegetaci vytvářejí vhodné stanovištní podmínky jak pro *M. arvalis*, tak pro *A. sylvaticus*. Zajímavým zjištěním je výskyt 2 jedinců *A. flavicollis*, kteří podle Anděry & Sováka (2018) obývají spíše listnaté a smíšené lesy, popř. sporadicky se vyskytují v ekotonech. Při porovnání abundancí DZS na této lokalitě (21 jedinců *A. sylvaticus* = 37,50 %; 33 *M. arvalis* = 58,93 % a pouze 2 *A. flavicollis* = 3,57 %) lze ve shodě s výše zmíněnými autory tvrdit, že je tento výskyt spíše sporadický.

Na lokalitách v Lomu Jiří nebyli v rámci tohoto výzkumu odchyceni žádní hmyzožravci. Anděra & Gaisler (2019) uvádí, že ruderalní plochy a výsypky jsou běžnými stanovišti jak pro *S. araneus*, tak pro *C. suaveolens*, kdy u *C. suaveolens* je přímo uvedeno, že se vyskytuje na výsypkách Sokolovské a Mostecké pánve. Z tohoto důvodu se jeví být pravděpodobné, že spíše, než by se na plochách nevyskytovali hmyzožravci vůbec, nebyli odchyceni. Pakliže by bylo na lokalitách chytáno více sezón, povedlo by se minimalizovat efekty sezónnosti a klimatických vlivů, které se zřejmě v tomto případě podílely na nulových hodnotách abundancí hmyzožravců.

Statistický test ($p = 0,3$; tedy $p > 0,05$) indikuje, že neexistuje statisticky významný rozdíl v abundancích DZS na jednotlivých plochách v Lomu Jiří a kontrole. Vzhledem k tomu, že se lokality (s ohledem na jejich typ) vyskytovaly až na vlhký typ (2 lokality) pouze jedenkrát a datový soubor nebyl příliš obsáhlý, byl použit neparametrický Kruskal-Wallisův test. Pokud by bylo možné výzkum opakovat a najít adekvátní lokality, které se shodují způsobem vzniku, mohlo by to zajistit statisticky spolehlivější výsledky.

6.3 Další možnosti výzkumu

Výzkumu DZS na antropogenně ovlivněných lokalitách je dlouhodobě věnována pozornost spíše s ohledem na výskyt jejich predátorů, např. dravců a sov. Případem sov se zabývají Zárýbnická et al. (2013), kteří uvádějí že převaha kořisti, kterou se sovy mimo jiné živí, náleží k rodům *Microtus* a *Apodemus*. Z tohoto pohledu lze využít výsledky pro doplnění dat o výskytu DZS. Dále je ve spojitosti s DZS zaměřena pozornost na jejich helmintofaunu (Čadková & Válek 2012). Pro výzkumy z pohledu kvality prostředí, hodnocení spontánní sukcese a hodnocení úspěšnosti rekultivace a jejich vývoje se však nabízí ještě mnoho příležitostí, neboť z tohoto úhlu není problematika komplexně zpracována, což platí bezesbýtku pro Sokolovskou oblast. Dílčí výsledky lze porovnávat se studiiemi z Mostecké oblasti, kterou se podrobně zabývá Bejček (1981, 1983, 1988).

7 Závěr

Hlavním cílem diplomové práce bylo porovnání základních charakteristik společenstev DZS, především hlodavců, žijících na výsypkových lokalitách vzniklých v rámci zemědělské rekultivace a na lokalitách vzniklých spontánní sukcesí v oblasti podkrušohorské hnědouhelné pánve. Toto zhodnocení bylo provedeno na základě dat získaných přímo v terénu. Při monitoringu byla dále sbírána data v Lomu Jiří, z kterého následně byla posuzována sukcese na plochách, které vznikly spontánně. Tato část slouží spíše jako pilotní sběr dat. Výzkum v oblasti Lomu Jiří bude ještě pokračovat.

Na základě literární rešerše byl stanoven předpoklad, že biotopy, které vznikají na výsypkách spontánně, představují pro DZS stejně kvalitní životní prostředí jako plochy vzniklé zemědělskou rekultivací. Základní charakteristiky společenstev drobných zemních savců proto nevykazují mezi oběma typy sledovaných území statisticky významné rozdíly.

Tato hypotéza byla ověřena na datech získaných z terénních odchytů na Sokolovských výsypkách po hnědouhelné těžbě (sezóna 2019, 2020), a to pomocí statistických testů, přičemž vzhledem k vysoké hodnotě p ($0,67$; kdy $p > 0,05$) nebylo možno nulovou hypotézu zamítnout. Mezi lokalitami vzniklými spontánní sukcesí a lokalitami vzniklými zemědělskou rekultivací není statisticky významný rozdíl. Podobnost lokalit je popsána především indexy similarity (Jaccardův index = $0,6$ a Sørensenův index = $0,75$). Při hodnocení abundancí na základě odchycených hmyzožravců však podobnost nelze doložit. Hmyzožravci byli odchyceni pouze na zemědělské rekultivaci. Na základě těchto výsledků lze usuzovat, že lokality PS a ZEMREK jsou pro společenstva DZS z hlediska kvality biotopů obdobné.

Několik zmínek a informací o DZS z oblasti SZ Čech již existuje, ale v dosavadních studiích byla pozornost zaměřena na jiný typ výzkumu – autoři se nezaměřují na samotná společenstva DZS, přičemž tyto populace nebyly prozatím autory studií využívány jako indikátor úspěšnosti obnovy krajiny. V tomto ohledu je proto prostor výzkum rozvinout.

Právě monitoring DZS s ohledem na širší souvislosti – využití hlodavců a hmyzožravců jako indikátorů s ohledem na zapojenost a kvalitu post-těžebních biotopů, seznámení s jejich funkcemi jak v nově vzniklých biotopech, tak v těch, které již vývojem prošly či byl jejich vývoj více či méně ovlivněn zásahy člověka – může poskytnout důležité informace jak pro společnosti, které se zabývají těžbou, tak pro takové, které se následně zabývají obnovou krajiny.

Jak bylo podrobněji nastíněno v diskusi, pro spolehlivější výsledky by bylo vhodné vzorkovat větší počet lokalit v delším časovém horizontu, a to nejen z pohledu let, ale také z pohledu jednotlivých ročních období, která mohou odhalit a tím minimalizovat efekty populačních výskytů ve spojitosti s klimatickými vlivy.

8 Literatura

8.1 Vědecké články a publikace, sborníky

- Anděra M. 2010. Current distributional status of insectivores in the Czech Republic (Eulipotyphla) Aktuální stav poznání výskytu hmyzožravců v České republice (Eulipotyphla). *Lynx*, n. s. **41**:15–63.
- Anděra M, Gaisler J. 2019. Savci České republiky: Popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Druhé vyd. Academia, Praha.
- Anděra M, Horáček I. 2005. Poznáváme naše savce. Druhé vyd. Sobotáles, Praha.
- Anděra M, Sovák J. 2018. Atlas fauny České republiky. Academia, Praha.
- Barrett GW, Peles DJ. 1999. Landscape Ecology of Small Mammals. (Barrett GW, Peles DJ, editors). Springer Science+Business Media, LLC, New York, NY.
- Bejček V. 1981. Sukcese drobných savců na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. Pages 212–219 Zborník zo VI. celoštátnej zoologickej konferencie: Společenský význam zoologických výzkumov aj. tvorbe a ochrane životného prostredia 24–28 August 1981. Slovenská zoologická spoločnosť pri SAV, Bratislava.
- Bejček V. 1983. Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi. Academia, Praha.
- Bejček V. 1988. Communities of Small Terrestrial Mammals on the Spoil Banks in the Most Basin. MON, Praha.
- Bejček V et al. 2003. Obnova krajiny na Bílinsku a Tušimicku: rekultivace Severočeských dolů a.s. Chomutov. Severočeské doly, Chomutov.
- Bejček V, Šťastný K. 1999. Fauna Tušimicka. Grada, Praha.
- Bejček V, Šťastný K. 2000a. Využití populací a společenstev ptáků a savců pro hodnocení stavu prostředí v oblastech postižených povrchovou těžbou hnědého uhlí. *Iuappa*:25–28. Available from http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A_09.pdf.
- Bejček V, Šťastný K. 2000b. Fauna Bílinska. Grada, Praha.
- Bejček V, Zima J, Šťastný K, Sedláček F. 1999. Faunistický přehled drobných zemních savců ulovených v mostecké a teplické části Krušných hor v letech 1986–1998. Pages 91–102 Sborník Okresního muzea v Mostě. Okresní muzeum Most, Most.
- Bonczar Z, Stefańska M, Grześ IM, Okrutniak, MATEUSZ Rościszewska M. 2011. Rodent Species Diversity in Three Areas of Different Renaturalization. *ACTA BIOLOGICA CRACOVIENSIA* **53**:69–75.
- Borůvka L, Kozák J, Mühlhanslová M, Donátová H, Nikodem A, Němeček K, Drábek O. 2012. Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites. *Journal of Geochemical Exploration* **113**:118–123.
- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation - Advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* **51**:89–100.
- Bradshaw AD. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* **11**:35–48.
- Bugarški-Stanojević V, Blagojević J, Adnadević T, Jovanović V, Vujošević M. 2013. Identification of the sibling species *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis* (Rodentia, Muridae)-Comparison of molecular methods. *Zoologischer Anzeiger* **252**:579–587.
- Čadková Z, Válek P. 2012. Prevalence gastrointestinálních helmintů u drobných zemních savců v oblasti severozápadních Čech: Gastrointestinal helminths prevalence in small terrestrial mammals from north-western Bohemia. Pages 3–13 Sborník Okresního muzea v Mostě.

- Cepelka L, Michalko R, Kula E. 2019. Efficiency of pitfall traps and snap traps in small terrestrial mammals depends on the diet composition. *Turkish Journal of Zoology* **43**:297–304.
- Čermák P, Kohel J, Dederá F. 2002. Rekultivace ploch devastovaných těžbou nerostných surovin v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru: Metodika. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Praha.
- Čermák P, Ondráček V. 2006. Rekultivace antropozemí výsypek severočeské hnědouhelné pánve: Metodická pomůcka. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Praha.
- Churchfield S, Rychlík L, Taylor JRE. 2012. Food resources and foraging habits of the common shrew, *Sorex araneus*: does winter food shortage explain Dehnel's phenomenon? *Oikos* **121**:1593–1602.
- Chytrý M, Kučera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P. 2010. Katalog biotopů České republiky. (Chytrý M, Kučera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P, editors) Druhé vyd. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Čílek V. 2006. Z čeho jsou složeny haldy. Pages 6–9 in L. Krinke and D. Šubrtová, editors. *Haldy/Arizona: pozůstatky důlní činnosti v okolí Kladna: dobře, nebo špatně?* Hornický skanzen Mayrau, Vinařice u Kladna.
- Cudlín O. 2012. Drobní zemní savci na Sokolovsku a Třeboňsku. Pages 37–48 in Š. Kubík and M. Barták, editors. *Workshop on biodiversity, Jevany*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- De Bondi N, White JG, Stevens M, Cooke R. 2010. A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. *Wildlife Research* **37**:456–465.
- Dimitrovský K. 2001. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, Sokolov.
- Dolný A. 2001. Využití vážek k indikaci stavu prostředí v hornické krajině. Pages 100–107 in V. Špunda, editor. *Sborník prací Přírodovědecké fakulty Ostravské univerzity*. Ostravská univerzita v Ostravě, Ostrava.
- Finke MD, Oonincx D. 2014. Insects as Food for Insectivores. Pages 583–616 in J. A. Morales-Ramos, M. Guadalupe Rojas, and D. Shapiro-Ilan, editors. *Mass Production of Beneficial Organisms: Invertebrates and Entomopathogens*. Academic Press is an imprint of Elsevier, London, MA, San Diego.
- Frouz J, Popperl J, Přikryl I, Štrudl J. 2007. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a. s., Sokolov.
- Gaisler J, Zima J. 2007. *Zoologie obratlovců*. 2., přepra. Academia, Praha.
- Galán P. 1997. Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation* **79**:187–195.
- Halle AS. 1993. International Association for Ecology Wood Mice (*Apodemus sylvaticus* L.) as Pioneers of Recolonization in a Reclaimed Area. *Ecology* **94**:120–127.
- Hansson L. 1979. Food as a limiting factor for small rodent numbers - Tests of two hypotheses. *Oecologia* **37**:297–314.
- Hansson L, Henttonen H. 1988. Rodent Dynamics as Community Processes. *Tree* **3**:195–200.
- Hayward GF, Phillipson J. 1979. Community structure and functional role of small mammals in ecosystems. Pages 135–212 in D. M. Stoddart, editor. *Ecology of small mammals*. Chapman and Hall, London.
- Hein S, Jacob J. 2015. Recovery of small rodent populations after population collapse. *Wildlife Research* **42**:108–118.
- Hendrychová M. 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* **1**:63 – 78.
- Hodačová D, Prach K. 2003. Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation

- versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* **11**:385–391.
- Hodeček J, Kuras T. 2015. Vzácní brouci na ostravských haldách – mají rekultivace odvalů vůbec smysl? *ŽIVA* **104**:32–34.
- Hubálek Z. 2000. Measures of species diversity in ecology: an evaluation. *Folia Zoologica* **49**:241–260. Brno.
- Jost L, Chao A, Chazdon RL. 2011. Compositional similarity and β (beta) diversity. Page 359 in A. E. Magurran and B. J. McGill, editors. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University press, New York, NY.
- Kay EH, Hoekstra HE. 2008. Rodents. *Current Biology* **18**:406–410.
- Klimková Z. 2019. Sukcese drobných zemních savců v post-těžebních územích. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Klimková Z, Loudová D, Čadková Z. 2020. The first record of *Oestromyia leporina* (Pallas, 1778) larvae (Diptera: Hypodermatinae) on *Microtus arvalis* (Pallas, 1778), (Rodentia) in North-Western Bohemia. Pages 38–47 in Š. Kubík and M. Barták, editors. 12th Workshop on biodiversity, Jevany. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Koutecká V, Koutecký T. 2006. Sukcese na antropogenních stanovištích hornické krajiny Ostravsko-karvinského revíru. Pages 117–124 in K. Prach, P. Pyšek, L. Tichý, P. Kovář, I. Jongepierová, and Ř. K., editors. *Botanika a ekologie obnovy: Botanical research and ecological restoration. Zprávy České botanické společnosti, Materiály 21*. Česká botanická společnost, Praha.
- Kovář P. 2006. Ekologie obnovy poškozené krajiny. Pages 23–38 in K. Prach, P. Pyšek, L. Tichý, P. Kovář, I. Jongepierová, and Ř. K., editors. *Botanika a ekologie obnovy: Botanical research and ecological restoration. Zprávy České botanické společnosti, Materiály 21*. Česká botanická společnost, Praha.
- Krebs CJ. 2013. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Sixth Edit. Pearson, Edinburgh.
- Kroutilík V. 1954. Haldové pokryvy na území města Ostravy. Slezský studijní ústav, Ostrava.
- Květ J. 2006. Obnova funkcí ekosystémů. Pages 39–45 in K. Prach, P. Pyšek, L. Tichý, P. Kovář, I. Jongepierová, and Ř. K., editors. *Botanika a ekologie obnovy: Botanical research and ecological restoration. Zprávy České botanické společnosti, Materiály 21*. Česká botanická společnost, Praha.
- Laine K, Henttonen H. 1983. The Role of Plant Production in Microtine Cycles in Northern Fennoscandia. *Oikos* **40**:407–418.
- Martiník A, Adamec Z, Krejza J. 2017. Struktura, produkce a stabilita mladých porostů s převahou břízy a osiky vzniklých sukcesí po alochtonním smrku v oblasti Nížkého Jeseníku. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Nesvadbová J, Gaisler J. 2000. Communities of terrestrial small mammals in two mountain ecosystems influenced by air pollution. *Folia Zoologica* **49**:295–304.
- Patejdl C. 1974. Agricultural reclamation of spoil and areas disturbed by industrial activities: Zemědělská rekultivace výsypek a oblastí narušených průmyslovou činností. Research institute for land reclamation and improvement, Zbraslav.
- Pazúr R, Lieskovský J, Bürgi M, Müller D, Lieskovský T, Zhang Z, Prischchepov A V. 2020. Abandonment and recultivation of agricultural lands in Slovakia-patterns and determinants from the past to the future. *Land* **9**:316.
- Pecharová E, Procházka J, Wotavová K, Sýkorová Z, Restoration JP. 2004. Obnova funkcí krajiny po těžbě hnědého uhlí. *Životné prostredie* **38**:151–155.
- Pešek J, Sivek M. 2012. Uhlonosné pánve a ložiska černého a hnědého uhlí České republiky. Page Česká Geologická Služba. Česká geologická služba, Praha.
- Prach K. 1994. Succession of woody species in derelict sites in Central Europe. *Ecological Engineering* **3**:49–56.

- Prach K. 2006a. Příroda pracuje zadarmo: technická, nebo přírodní rekultivace? *Vesmír* **85**:272–277.
- Prach K. 2006b. Ekologie obnovy jako mladý obor a uplatnění botaniky v něm. Pages 13–21 *Botanika a ekologie obnovy: Botanical research and ecological restoration. Zprávy České botanické společnosti, Materiály 21*. Praha.
- Prach K, Hobbs RJ. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* **16**:363–366.
- 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. *Environmental Science and Pollution Research* **20**:7680–7685.
- Prach K, Tolvanen A. 2016. How can we restore biodiversity and ecosystem services in mining and industrial sites? *Environmental Science and Pollution Research* **23**:13587–13590.
- Preisler J. 1987. Blechy drobných zemních savců střední části Krušných hor: Flöhe der Bodenkleinsäuger im mittleren Teil des Erzgebirges. Pages 75–77 *Sborník Okresního muzea v Mostě (1984)*. Okresní muzeum Most, Most.
- Pruner L, Míka P. 1996. Seznam obcí a jejich částí v České republice s čísly mapových polí pro síťové mapování fauny. Page *Klapalekiana*. Česká společnost entomologická, Praha.
- Rathke D, Bröring U. 2005. Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). *Ecological Engineering* **24**:149–156.
- Řehounek J, Řehouňková K, Tropek R, Prach K. 2015. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. (Řehounek J, Řehouňková K, Tropek R, Prach K, editors). 2. vydání. Calla, České Budějovice.
- Rosenzweig ML, Abramsky Z. 1980. Microtine Cycles: The Role of Habitat Heterogeneity may need to I. *Oikos* **34**:141–146.
- Ryan JM. 2011. *Mammalogy Techniques Manual*. 2nd edition. Lulu.com.
- Šálek M. 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: Implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* **49**:1417–1425.
- Škuta R, Kučerová R, Pavelek Z, Dirner V. 2017. Assessment of mining activities with respect to the environmental protection. *Acta Montanistica Slovaca* **22**:79–93.
- Spellerberg IF, Fedor PJ. 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. *Global Ecology and Biogeography* **12**:177–179.
- Šťastný K, Bejček V, Bárta Z. 1987. Využití ptačích společenstev jako biodiagnostického ukazatele míry poškození smrkových porostů v Krušných horách: Use of bird communities as the biodiagnostical indicator of the degree of affection of spruce forests in the Krušné hory (Ore mountains). Pages 79–84 *Sborník Okresního muzea v Mostě (1984)*. Okresní muzeum Most, Most.
- Štýs S, Bízková R, Ritschelová I. 2014. *Proměny severozápadu*. Český statistický úřad, Praha.
- Svobodová K, Sklenička P, Molnarová K, Šálek M. 2012. Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. *Ecological Engineering* **43**:34–44.
- Thukral AK. 2010. Measurement of Diversity in Characterization of Biological Communities. Pages 89–98 in O. Parkash, editor. *Information Theory and Optimisation Techniques in Scientific Research*. VDM, Saarbrücken.
- Thukral AK. 2017. A review on measurement of Alpha diversity in biology. *Agricultural Research Journal* **54**:1–10.
- Toškan B. 2009. Small terrestrial mammals (Soricomorpha, Chiroptera, Rodentia) from the early Holocene layers of Mala Triglavca (Sw Slovenia). *Acta Carsologica* **38**:117–133.

- Vaughan TA, Ryan JM, Czaplewski NJ. 2015. *Mammalogy* Sixth edit. 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. Pages 151–161 *Proceedings of the European Congress of Mammalogy*. Museu Bocage, Lisboa.
- Vojar J. 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica*. **37**:35–40.
- Vojar J, Doležalová J, Solský M, Smolová D, Kopecký O, Kadlec T, Knapp M. 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* **90**:278–284.
- Zapletal M, Obdržálková D, Pikula J, Zejda J, Beklová M, Heroldová M. 2000. Hraboš polní *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) v České republice: (základní poznatky z biologie, ekologie a omezování početnosti). CERM, Brno.
- 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. *European Journal of Wildlife Research* **63**: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. *Population Ecology* **55**:353–361.
- Zejda J, Nesvadbová J. 2000. Abundance and reproduction of the common vole, *Microtus arvalis* in crop rows and associated agricultural habitats. *Folia Zoologica* **49**:261–268.

8.2 Internetové zdroje a výroční zprávy

- Budňáková, M., (ed.). Situační a výhledová zpráva půda [online]. Praha, 2018 [cit. 2020-11-24]. ISBN 978-80-7434-476-3.
Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/611976/SVZ_Puda_11_2018.pdf
- Lenart, J., Suhánková, V. & Šeligová, Ž., 2020. Vztah ke krajině po těžbě drhne jako struhadlo. *Ekolist.cz: zprávy o přírodě, životním prostředí a ekologii* [online]. Ostrava: BEZK, [cit. 2021-01-01]. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/vztah-ke-krajine-po-tezbe-drhne-jako-struhadlo>
- Stejskal, L., 2009. Rekultivace aneb Jak vyhodit miliardy. *Ekolist.cz: zprávy o přírodě, životním prostředí a ekologii* [online]. Harrachov/Praha: BEZK, [cit. 2021-01-01]. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/rekultivace-aneb-jak-vyhodit-miliardy>
- Severočeské doly a.s., 2019. *Skupina Severočeské doly: výroční zpráva 2018* [online]. Chomutov: Severočeské doly a.s., 18. dubna 2019 [cit 2020-11-24]. Dostupné z: http://www.sdas.cz/vyrocní-zpravy/SD_VZ_2018.pdf

9 Seznam použitých zkratek a symbolů

DZS – drobný zemní savec

lok. – lokalita

PS – přirozená sukcese

ZEMREK – zemědělská rekultivace

KONT – kontrola, VKONT – Vřesová kontrola

SI – Shannonův index

LJ – Lom Jiří

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

Zkrácený název	Plný název	Český název, autor popisu
<i>A. agrarius</i>	<i>Apodemus agrarius</i>	myšice temnopásá, (Pallas, 1771)
<i>A. amphibius</i>	<i>Arvicola amphibius</i>	hryzec vodní, (Linné, 1758)
<i>A. flavicollis</i>	<i>Apodemus flavicollis</i>	myšice lesní, (Melchior, 1834)
<i>A. sylvaticus</i>	<i>Apodemus sylvaticus</i>	myšice křovinná, (Linné, 1758)
<i>A. uralensis</i>	<i>Apodemus uralensis</i>	myšice malooká, (Pallas, 1811)
<i>C. leucodon</i>	<i>Crocidura leucodon</i>	bělozubka bělobřichá, (Hermann, 1780)
<i>C. suaveolens</i>	<i>Crocidura suaveolens</i>	bělozubka šedá, (Pallas, 1811)
<i>M. agrestis</i>	<i>Microtus agrestis</i>	hraboš mokřadní, (Linné, 1761)
<i>M. arvalis</i>	<i>Microtus arvalis</i>	hraboš polní, (Pallas, 1778)
<i>M. glareolus</i>	<i>Myodes glareolus</i>	norník rudý, (Schreber, 1780)
<i>M. minutus</i>	<i>Micromys minutus</i>	myška drobná, (Pallas, 1771)
<i>M. musculus</i>	<i>Mus musculus</i>	myš domácí, (Linné, 1758)
<i>M. subterraneus</i>	<i>Microtus subterraneus</i>	hrabošík podzemní, (de Selys-Longchamps, 1836)
<i>N. anomalus</i>	<i>Neomys anomalus</i>	rejsec černý, (Cabrera, 1907)
<i>N. fodiens</i>	<i>Neomys fodiens</i>	rejsec vodní, (Pennant, 1771)
<i>O. zibethicus</i>	<i>Ondatra zibethicus</i>	ondatra pižmová, (Linné, 1758)
<i>S. alpinus</i>	<i>Sorex alpinus</i>	rejsek horský, (Schinz, 1837)
<i>S. araneus</i>	<i>Sorex araneus</i>	rejsek obecný, (Linné, 1758)
<i>S. betulina</i>	<i>Sicista betulina</i>	myšivka horská, (Pallas, 1779)
<i>S. minutus</i>	<i>Sorex minutus</i>	rejsek malý, (Linné, 1766)
<i>T. europaea</i>	<i>Talpa europaea</i>	krtek obecný, (Linné, 1758)

10 Seznam obrázků, tabulek a příloh

10.1 Seznam obrázků

Obr. 1 – Stav rekultivací Sokolovské uhelné k 31. 12. 2018 (v ha), data ze <i>Zprávy o hospodaření 2018</i> : https://www.suas.cz/images/clanky/Hospodarske/2018_HV.pdf , zpracování vlastní	13
Obr. 2 – Stav rekultivací Severočeských dolů k 31. 12. 2018 (v ha), převzato z výroční zprávy <i>Severočeských dolů a.s.</i> (2019): http://www.sdas.cz/vyrocní-zpravy/SD_VZ_2018.pdf	13
Obr. 3 – Rekultivace po těžbě uhlí v přehledu po lokalitách Severozápadního regionu, převzato ze <i>Zprávy o hospodaření 2018</i> : https://www.suas.cz/images/clanky/Hospodarske/2018_HV.pdf	13
Obr. 4 – Možné cesty vývoje ekosystému (převzato z Bradshaw 1984)	17
Obr. 5 – 4 modely sukcese, převzato z Krebs (2013)	19
Obr. 6 – Vývoj společenstev drobných savců na výsypkách, převzato z Bejčka & Šťastného (1999)	28
Obr. 7 – Mapa lokalit, které byly zahrnuty do výzkumu, vytvořeno pomocí https://www.google.com/maps	31
Obr. 8 – Mapa lokalit, které se nacházejí v Lomu Jiří, vytvořeno pomocí https://www.google.com/maps	33
Obr. 9 – Popisné charakteristiky souboru (PS; ZEMREK; KONT)	40
Obr. 10 – Grafické zobrazení výsledku Kruskal-Wallisova testu PS; ZEMREK; KONT)	41
Obr. 11 – Popisné charakteristiky souboru (Lom Jiří; Kontrola)	46
Obr. 12 – Grafické zobrazení výsledku Kruskal-Wallisova testu (typy biotopu v Lomu Jiří a kontrola)	47

10.2 Seznam tabulek

Tab. 1 – Popis lokalit	30
Tab. 2 – Významné druhy rostlinstva na jednotlivých lokalitách	32
Tab. 3 – Pokryvnost vegetace na jednotlivých lokalitách	32
Tab. 4 – Popis lokalit nacházejících se v Lomu Jiří	33
Tab. 5 – Významné druhy rostlinstva nacházející se na lokalitách v Lomu Jiří	34
Tab. 6 – Poměrná abundance	39
Tab. 7 – Popisné charakteristiky souboru (PS; ZEMREK; KONT)	40
Tab. 8 – Vyhodnocení pomocí Kruskal-Wallisova testu	41
Tab. 9 – Počet úlovků na lokalitě s ohledem na druh, Shannonův index	43
Tab. 10 – Jaccardův a Sørensenův index – lok PS a ZEMREK	44
Tab. 11 – Jaccardův a Sørensenův index – lok PS a ZEMREK ku VKON	44
Tabulka 12 – Poměrná abundance, Lom Jiří a kontrolní louka Vřesová	45
Tab. 13 – Popisné charakteristiky souboru (Lom Jiří; Kontrola)	45
Tab. 14 – Vyhodnocení pomocí Kruskal-Wallisova testu (LJ a KONT)	46
Tabulka 15 – Počet úlovků na lokalitách Lomu Jiří a na kontrole s ohledem na druhy, Shannonův index	48
Tab. 16 – Jaccardův a Sørensenův index – lokality Lomu Jiří a kontrola	48

10.3 Seznam příloh

Příloha č. 1 – fotografie k metodice

11 Samostatné přílohy: Příloha č. 1 – fotografie k metodice



Obr. I – Lokalita VKON – Vřesová, kontrola (vlastní foto)



Obr. II – Lokalita č. 1: S2009 (PS), (vlastní foto)



Obr. III – Lokalita č. 2: S2000 (PS), (vlastní foto)



Obr. IV – Lokalita č. 4: ZRLVPV (ZEMREK), odběr vegetace (vlastní foto)



Obr. V – Lokalita č. 5: ZR2006 (ZEMREK), (vlastní foto)



Obr. VI – *Microtus arvalis* v živochytné pasti (vlastní foto)



Obr. VII – *Apodemus sylvaticus* v živochytné pasti (vlastní foto)



Obr. VIII – Mamalogické zpracování – vážení DZS v terénu (vlastní foto)



Obr. IX – Mamalogické zpracování – měření DZS v terénu pomocí šuplery (vlastní foto)



Obr. X – Vypouštění zaevidovaného hraboše polního zpět do přírody (vlastní foto)



Obr. XI – Úlovek ze sklapovací pasti – *Arvicola amphibius* (vlastní foto)



Obr. XII – Z některých jedinců ze sklapovacích pastí byli zároveň získáváni gastrointestinální parazité pro navazující výzkum (vlastní foto)



Obr. XIII – Lom Jiří – pozůstatky techniky po těžbě slouží nejen DZS jako skryš (vlastní foto)



Obr. XIV – Lom Jiří – lokalita č. 1: LJ-3 (vlastní foto)



Obr. XV – Lom Jiří – lokalita č. 2: LJ-6 (vlastní foto)



Obr. XVI – Lom Jiří – lokalita č. 3: LJ-7A (vlastní foto)



Obr. XVII – Lom Jiří – lokalita č. 4: LJ-7B (foto vlastní)