

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Ovlivní způsob obnovy biotopu charakteristiky
společenstev drobných zemních savců, které ho osídlí?**

Diplomová práce

Autor práce

Bc. Vladimíra Hofmanová

Zemědělství a rozvoj venkova

Rozvoj venkovského prostoru

Vedoucí práce

Ing. Zuzana Čadková, Ph.D., DiS.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Ovlivní způsob obnovy biotopu charakteristiky společenstev drobných zemních savců, které ho osídlí?" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí 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 21. 4. 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Zuzaně Čadkové, Ph.D., DiS. za její trpělivost, vstřícnost, rady a čas, který mi věnovala při řešení dané problematiky.

Ovlivní způsob obnovy biotopu charakteristiky společenstev drobných zemních savců, které ho osídlí?

Souhrn

Cílem diplomové práce bylo zjistit, zda způsob obnovy biotopu ovlivní charakteristiky společenstev drobných zemních savců, které ho osídlí.

Během tříletého monitoringu v letech 2021–2023 bylo na 4 vybraných lokalitách vzniklých spontánní sukcesí a řízenou biologickou rekultivací v Sokolovské hnědouhelné pánvi odchyceno 286 drobných zemních savců náležejících k 8 druhům (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*). Analýza ukázala, že nejvyšší abundance byla na lokalitách vzniklých řízenou rekultivací (202 jedinců), na sukcesních lokalitách potom 84 jedinců. Podobně denzita společenstva drobných zemních savců byla 2,4x vyšší na rekultivovaných plochách a odpovídající biomasa 2,2x.

Na takto výrazných rozdílech se podílel především *Microtus arvalis*, který dominoval na rekultivovaných plochách (63 %), přitom Simpsonův index dominance byl 0,31 na sukcesních a 0,48 na rekultivovaných lokalitách.

Statistická analýza (ANOVA) pro žádný ze sledovaných znaků společenstva (abundance, denzita, biomasa) za 12 náhodných výběrů v různých termínech neprokázala na dané hladině významnosti (5%) statisticky významné rozdíly.

Pokud se zaměříme na druhovou diverzitu odchycených drobných zemních savců, ve sledovaném období bylo na rekultivovaných lokalitách zjištěno 8 druhů drobných zemních savců a na lokalitách ponechaných sukcesnímu vývoji 4. Přitom hodnota Shannon-Weaver indexu diverzity byla 1,27 (sukcese) a 1,13 (rekultivace), což současně ukazuje na zřetelnou nevyrovnanost jednotlivých společenstev na rekultivovaných lokalitách.

K získání požadovaných výběrových souborů probíhal na sledovaných lokalitách odchyt drobných zemních savců s využitím dřevěných sklapovacích pastí s návnadou. Odchyty probíhaly ve 4 termínech za vegetační sezónu, přičemž za celé monitorovací období bylo vyvinuto chytací úsilí 2058 past'onočí na lokalitu.

Výsledky ukazují, že oba způsoby obnovy biotopu vytváří pro rozvoj společenstva drobných zemních savců vhodné podmínky. Na rekultivovaných územích se přitom otevírá větší prostor pro dominantní druhy, které dokáží vzniklou ekologickou niku danou specifickými podmínkami rekultivace nejlépe využít.

Další výzkum by bylo užitečné zaměřit na sledování komplexnější interakce v rámci daného biotopu včetně vlivu vnějších faktorů (strukturu vegetace, charakter širšího okolí, abiotické podmínky na daných lokalitách) a provést diskusi z hlediska ekologické valence jednotlivých druhů. Podobně přínosné by bylo také porovnání sledovaných hodnot s kontrolními lokalitami, které těžbou nebyly dotčeny.

Klíčová slova: post-těžební území, výsypka, rekultivace, sukcese, hlodavci, hmyzožravci

Biotope restoration as a shaping factor for characteristics of small terrestrial mammals communities

Summary

The aim of this thesis was to determine whether the method of habitat restoration will affect the characteristics of the small terrestrial mammals communities that inhabit it.

During a 3-year monitoring period from 2021 to 2023, 286 small terrestrial mammals belonging to 8 species (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*) was caught at 4 selected localities created by spontaneous succession and controlled biological reclamation in the Sokolovská lignite basin. The analysis showed that the highest abundance was on sites created by controlled reclamation (202 individuals), and 84 individuals on successional sites. Similarly, the density of the small terrestrial mammal community was 2.4 times higher on reclaimed sites and the corresponding biomass 2.2 times higher.

Such significant differences were mainly due to *Microtus arvalis*, which dominated on reclaimed sites (63%), while Simpson's dominance index was 0.31 on successional sites and 0.48 on reclaimed sites.

The analysis of variance (ANOVA) for none of the community traits (abundance, density, biomass) for the 12 random samples at different dates showed statistically significant differences at a given significance level (5%).

Focusing on the species diversity of small terrestrial mammals captured, 8 species of small terrestrial mammals were found in the reclaimed sites and 4 in the successional sites during the study period. At the same time, the Shannon-Weaver diversity index values were 1.27 (succession) and 1.13 (reclamation), indicating a clear imbalance between the different communities on the reclaimed sites.

To obtain the required samples, small ground mammal trapping was conducted at the study sites using baited wooden snap traps. Trapping was conducted on 4 dates per growing season, with a trapping effort of 2,058 traps per site over the entire monitoring period.

The results show that both methods of habitat restoration provide suitable conditions for the development of the small terrestrial mammal community. In reclaimed areas, there is more space for dominant species that can best exploit the ecological niche created by the specific conditions of the reclamation.

Further research would be useful to focus on monitoring more complex interactions within a given habitat, including the influence of external factors (vegetation structure, the nature of the wider environment, abiotic conditions at given sites), and to discuss the ecological valence of individual species of small terrestrial mammals identified. Similarly, it would also be useful to compare the observed values with control sites that were not affected by mining.

Keywords: post-mining area, spoil heap, reclamation, succession, rodents, insectivores

Obsah

1	Úvod	8
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Charakteristika výsypek	10
3.1.1	Podkrušnohorská výsypka	11
3.1.2	Lom Jiří	12
3.2	Metody obnovy krajiny	13
3.2.1	Metody obnovy biotopů v Sokolovské pánvi	13
3.2.2	Zemědělská rekultivace	14
3.2.3	Lesnická rekultivace	15
3.2.4	Hydrická rekultivace	17
3.2.5	Ostatní rekultivace	18
3.2.6	Přírodě blízká obnova	18
3.3	Drobní zemní savci jako ukazatel rozvoje biocenózy	20
3.3.1	Rozvoj společenstev drobných zemních savců na post-těžebních území 21	
3.4	Fauna savců České republiky a její vývoj	23
3.4.1	Drobní zemní savci a jejich výskyt v urbánním prostředí	24
3.5	Přehled sledovaných drobných zemních savců a jejich determinační znaky 25	
3.5.1	Řád hmyzožravci (Eulipotyphla).....	25
3.5.2	Řád hlodavci (Rodentia).....	28
4	Metodika	32
4.1	Práce v terénu	32
4.1.1	Postup při sběru dat	33
4.2	Statistické zpracování dat	33
4.2.1	Zpracování vstupních dat	34
4.2.2	Statistické testování	34
5	Výsledky	36
5.1	Srovnání sledovaných charakteristik	38
5.1.1	Abundance společenstva drobných zemních savců.....	38
5.1.1.1	Abundance dle jednotlivých druhů DZS.....	39
5.1.2	Denzita společenstva drobných zemních savců	40
5.1.3	Biomasa společenstva drobných zemních savců.....	42
5.1.4	Biodiverzita	44
6	Diskuze	45

7	Závěr	48
8	Literatura.....	49
9	Příloha 1	I
9.1	Grafy zastoupení DZS dle typu rekultivace.....	I

1 Úvod

V severozápadních Čechách, především v sokolovské a mostecké pánvi se již od 70. let 18. století těží hnědé uhlí. Sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědého uhlí vznikají rozsáhlé útvary – výsypky. Dobýváním hnědého uhlí z dolu Jiří vznikla největší výsypka na území Čech o rozloze 1957 ha s názvem Velká podkrušnohorská výsypka. V roce 2003, kdy bylo možné začít ukládat nadložní zeminu do vnitřní výsypky lomu Jiří, bylo ukončeno ukládání nadložních zemin z dolů Jiří, Lipnice a Družba na Velkou podkrušnohorskou výsypku. Povrchová těžba má negativní vliv na krajinu a životní prostředí. Důležitým krokem k minimalizaci dopadů povrchové těžby na životní prostředí a udržitelnému využívání krajiny je rekultivace – proces obnovy a zlepšení postižených oblastí po těžbě. Cílem je vrátit krajině co nejvíce původní charakter a obnovit její ekosystém. To může zahrnovat: zalesňování, modelování terénu, ochranu půdy a obnovu vodních toků.

V současné době se výzkum stále více zaměřuje na sledování přirozené sukcese (sledu společenstev v čase). Při dodržování určitých pravidel a občasném korigování přírodních procesů jsou antropogenní stanoviště příležitostí pro ochranu přírody.

Tato práce se zabývá monitoringem společenstev drobných zemních savců v post-těžebním území sokolovské hnědouhelné pánve a zjišťuje, zda způsob obnovy biotopu ovlivní charakteristiky společenstev drobných zemních savců, které ho osídlí. Sledování osídlování biotopů drobnými zemními savci se provádí z důvodu jejich významu v ekosystému. Jsou důležití jako kořist pro dravce nebo také slouží jako indikátory kvality prostředí a mohou být použiti k monitoringu stavu biotopů.

V práci je popsán způsob odchyty drobných zemních savců (DZS), získávání a vyhodnocení výsledků odchyty během tříletého období. Na základě zjištěných výsledků je definována druhová diverzita, abundance a s tím související biomasa a denzita drobných zemních savců na sledovaných post-těžebních lokalitách v sokolovské hnědouhelné pánvi.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce bylo vyhodnotit potenciální rozdíly ve společenstvech drobných zemních savců žijících na lokalitách vzniklých řízenou rekultivací nebo ponechaných přirozené sukcesí v post-těžebním území sokolovské hnědouhelné pánve.

Vědecká hypotéza:

Oba sledované způsoby obnovy post-těžebních lokalit (řízená rekultivace i spontánní sukcese) vedou ke vzniku srovnatelně hodnotných stanovišť pro rozvoj společenstev drobných zemních savců; proto

H_0 : Neexistuje statisticky významný rozdíl mezi základními charakteristikami společenstev DZS (abundance, denzita, diverzita a biomasa) na plochách obnovených rekultivací nebo ponechaných spontánní sukcesí.

H_A : Základní charakteristiky společenstev DZS na rekultivovaných plochách se průkazně liší od těch ponechaných spontánní sukcesí.

3 Literární rešerše

V okrese Sokolov se těží hnědé uhlí dle historických zmínek již od 17. století. Po roce 1945 se postupně přešlo od hlubinného dobývání k efektivnějšímu lomovému, povrchovému dobývání uhlí. Při povrchovém dobývání bylo a je nutné odkrýt podzemní zásoby uhlí. Skrývka zemního materiálu je ukládána na tzv. výsypky vnější či vnitřní. Území k ukládání skrývky a způsob ukládání skrývkového materiálu spolu s vyuhlenými rozsáhlými prostory dávají základní předpoklad pro sanaci a rekultivaci nově vytvořeného velkého územního prostoru s jeho možným následným využitím (Frouz et al. 2007).

Po ukončení těžby zůstává post-těžební krajina. U obnovy post-těžební krajiny se zpravidla bude jednat o obnovu či vytváření nových přírodně hodnotných ekosystémů, spíše než o utváření typického vzhledu krajiny. V těchto situacích tedy půjde o přispívání k udržení stability ekosystému. Disturbance vzniklé těžbou nerostu na jedné straně vede k poškození či odstranění stávajících organismů a ekosystémů, na druhé straně plochy odkryté nebo přesypané materiálem poskytují uvolněný prostor pro migrující rostliny a živočichy z okolí. V závislosti na druhu těženého nerostu a způsobu jeho těžby jsou často vytvářeny nové abiotické podmínky, které podporují tvorbu nových, specifických stanovišť a biotopů a podporují tak výskyt vzácných druhů rostlin a živočichů. (Melichar et al. 2019).

3.1 Charakteristika výsypek

Výsypky jsou zpravidla rozsáhlé útvary, často o rozlohách stovek hektarů, vzniklé sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědé uhlí. Vyplňují značnou část podkrušnohorských pánví na Mostecku a Sokolovsku. Společně s haldami hlušiny po těžbě černého uhlí zaujímají v České republice nezanedbatelnou plochu kolem 270 km² (údaj z roku 2010) (Prach 2010).

Nerekultivovaná výsypka má zpravidla velmi členitý reliéf, který se během rekultivací zarovná, výsypka se často odvodní a zaveze ornici. Čeká se několik let na usednutí substrátu a poté dochází k rekultivaci. Mladé výsypky jsou několik let po nasypání téměř bez vegetace. Obnažený substrát pak pomalu zarůstá, nicméně nikoliv kompaktně – i na starých výsypkách se obnažený substrát, díky periodickým disturbancím a extrémním abiotickým podmínkám, ostrůvkovitě uchovává. Mostecké výsypky tak poskytují řadu ranně sukcesních stanovišť pro sukcesní specialisty, kteří již byli z okolní krajiny zcela vytlačeni (Tichánek 2011).

Pro sokolovské výsypky jsou charakteristické jíly tzv. cyprišové série nazvané podle přítomnosti fosilií korýše *Cypris angusta* z období miocénu. Povrchovou těžbou hnědé uhlí vznikají většinou mikro a mezoreliéfově členité výsypky. Sypáním zakladači v pásech vzniká systém drobnějších elevací v pásech a mezi pásy pak často zůstávají hlubší, mnohdy zvodnělé deprese. Tento způsob sypání výsypek je z hlediska geodiverzity a navazující biodiverzity velmi příznivý (Řehounek et al. 2015).

Podobně jako další člověkem vytvořená prostředí (např. lomy a pískovny) jsou haldy a výsypky spontánně osidlovány organismy z okolní krajiny. Zejména technicky neupravené výsypky ponechané přirozené sukcesi jsou pro řadu druhů velmi významné. Na výsypkách se spontánně (tedy sama a zadarmo) vytvářejí rozmanitá prostředí, což je dáno způsobem jejich

založení. V případě povrchové těžby hnědého uhlí je nadložní zemina sypána zakladači do víceméně pravidelných, avšak vertikálně značně členitých tvarů. Členitá morfologie podmiňuje heterogenitu stanovišť – v terénních depresích (sníženinách) se na nepropustném podloží třetihorních jílu vytvářejí vodní plochy rozmanitých tvarů a velikostí, výše položené partie mají naopak charakter stepi či polopouště (Vojar et al. 2016).

Podpovrchová těžba ovlivňuje hydrologii snižováním hladiny vody a tím negativně ovlivňuje kvalitu vody (Lawer et al. 2019).

Velmi důležitou roli pro výskyt ohrožených organismů na výsypkách hraje způsob managementu. Výzkumy poukazují na fakt, že velmi drahé rekultivace, které se v současné době ve velké míře provádějí, jsou z hlediska ochrany přírody často kontraproduktivní (Tichánek 2011).

Oblasti, ve kterých probíhal výzkum a na které se zaměříme v této práci, jsou uvedeny níže.

3.1.1 Podkrušnohorská výsypka

Jedná se o největší výsypku na území České republiky, která je dlouhá 8,5 km a 2–2,5 km široká. Je mohutným tělesem o rozloze 1957 ha. Pata výsypky leží v 445–595 m n. m. a její dva vrcholy, které se nacházejí na sever od Sokolova za dolem Jiří dosahují výšky 660 m n. m, viz obr. č.1. Právě v rámci dobývání hnědého uhlí z dolu Jiří vznikla tato obrovská výsypka (Cejpek & Frouz 2013).

Do roku 2003, kdy bylo ukládání na Podkrušnohorskou výsypku ukončeno, protože bylo možné začít ukládat do vnitřní výsypky velkolomu Jiří, sem bylo navezeno 92 691 000 m³ nadložních vrstev jílu a hornin z dolů a lomů, které jsou pod výsypkou skryty, i těch, které byly těženy v jejím okolí. Největší procento objemu však činí materiály z velkolomu Jiří. Dále zde byly ukládány nadložní vrstvy zejména z lomů Lipnice a Družba (Drechsler 2014).

Povrch výsypky se specifickým substrátem a především krátká existence výsypky dává prostor mnohým sukcesním pochodům, ať už samovolným nebo uměle podporovaných člověkem. V jámách po vytěženém materiálu u povrchové těžby a v lokálních depresích výsypek či odvalů nevyužitých materiálů vznikají vodní útvary. Po skončení těžby dochází ke stabilizaci rozsahu mokřadů, často však i k jejich likvidaci nebo naopak budování nových. Jejich vlastnosti se následně mění s probíhající sukcesí. Výsypka má také specifický vodní režim. Území je dotováno srážkovou vodou, odvodňováno je uměle vytvořenými odvodňovacími soustavami do Lomnického potoka (Přikryl 2022).

Na výsypce probíhají také další biologické rekultivace, zejména lesnické. Z celkové rozlohy výsypky bylo dosud upraveno 558 ha lesní rekultivací, 22 ha zemědělskou, 5 ha hydrickou a 7 ha ostatními způsoby rekultivace (Frouz, Pöpperl, Přikryl, & Štrudl, 2007).



Obr. č. 1: Mapa VPV a lomu Jiří – okolí Sokolova (podle mapy.cz)

3.1.2 Lom Jiří

Lom Jiří se nachází severně od Sokolova. Jedná se o jeden z posledních ještě dnes činných uhelných lomů na Sokolovsku. Přesto, že na počátku těžby jsou původní biotopy zničeny, vznikají vzápětí nová různorodá společenstva. Velmi příznivé je, že Sokolovská uhelná umožnila na velké části území lomu Jiří obnovu přirozenou sukcesí.

Území lomu je již nyní osídleno řadou druhů živočichů, včetně vzácných a ohrožených.

Dle průzkumu MUDr. Zavadila z roku 2014 zde sídlí 65 druhů ptáků, 5 druhů obojživelníků (např. zde žije nejbohatší populace ropuchy krátkonožé v ČR) a 4 druhy savců. Dále zde byl prokázán výskyt vzácných druhů vázek s víceletým vývojem. Nově vznikající lokality rychle osidlují střevlíkovití brouci, kteří preferují iniciální sukcesní stádia. Také pro motýly je většina těžebních lokalit intenzivně využívanou krajinou. Vyhovují jim především rozlehlejší lomová území s lomovými patry zajišťující diverzitu reliéfu.

Soustavy vodních ploch v různých stádiích sukcese, které neumožňují dlouhodobou přítomnost ryb, mají mimořádný význam pro rozmnožování obojživelníků, příp. pro získávání potravy plazů. Z lesní vegetace se zde vyskytují mokřadní olšiny, acidofilní doubravy a xerothermní doubravy. Vzhledem k plochám s příznivými podmínkami pro přirozenou sukcesí se doporučuje na těchto místech rekultivace s převahou přirozené sukcese a omezení terénních úprav na minimum. Na příhodných místech je účelné vybudovat rekreační nádrže a také je vhodné v předstihu před závěrečnou rekultivací lomu provádět pouze drobné úpravy usměřující přirozenou sukcesí (Příkryl et al. 2020).

3.2 Metody obnovy krajiny

Proces obnovy krajiny po těžbě uhlí, potažmo všech nerostů, by se měl primárně řídit principem udržitelného rozvoje, aby byla zajištěna rovnováha sociálních, ekonomických a environmentálních aspektů v rámci životního prostředí. Dopady v průběhu těžby hnědého uhlí, převážně negativní, jsou dnes v souladu s platnými zákony a s využitím znalostí a zkušeností postupně eliminovány pomocí souboru rekultivačních a revitalizačních činností. Nově vzniklá krajina přináší do území nový potenciál pro jeho další využití (Vráblíková et al. 2016).

Po provedení rekultivace a navrácení území do nového – konečného stavu, je pro možnost dalšího efektivního využití území prováděna revitalizace. Z dříve dominujících rekultivací zemědělských se koncem 20. stol. výrazně zvýšilo zastoupení lesnických rekultivací. V posledním období, zejména po roce 2005, se zvyšuje počet tzv. ostatních rekultivací. V rámci ostatních rekultivací se setkáváme s celou řadou možných forem využití území směřujících k návratu člověka do krajiny, k resocializaci území (Vráblíková & Vráblík 2009).

3.2.1 Metody obnovy biotopů v Sokolovské pánvi

Sokolovská pánev má délku 36 km, šířku 9 km a rozlohu 312 km². Koncem 19. století nastalo slučování menších těžařských podniků do větších důlních společností a provozů. V roce 1945 bylo na Sokolovsku v provozu celkem 39 hlubinných dolů a 15 malolomů. Z hlediska technologického vedly poválečné změny především k postupnému přechodu na velkolomovou těžbu a v šedesátých letech i k výstavbě moderní zpracovatelské části ve Vřesové. Poslední hlubinný důl, Marie v Královském Poříčí, ukončil činnost v roce 1991. V roce 1994 vznikla spojením Palivového kombinátu Vřesová, Hnědouhelných dolů Březová a Rekultivací Sokolov společnost Sokolovská uhelná, která v současnosti těží hnědé uhlí povrchoвым způsobem v lomech Jiří ve Vintířově a Družba v Novém Sedle (Pauliš et al. 2014).

Průmyslová a hornická činnost zanechaly své stopy v Podkrušnohorské krajině, životním prostředí a lidech. Původní krajiny byly hornictvím podstatně změněny a částečně zničeny. Základním úkolem regionálního územního rozvoje je proto obnova krajiny a její trvalé znovuoživení. Revitalizace území neznamená jen obnovu území po těžbě, ale i trvale udržitelný rozvoj, zlepšení životního prostředí a životních podmínek v Podkrušnohoří (Vráblíková & Vráblík 2007).

Koncepce zahlazování následků důlní činnosti se připravuje v dlouhodobém předstihu, neboť již během samotného dobývání suroviny je určován vzhled a budoucí využití krajiny. V současné době se rekultivace provádí a budou se také zahajovat dle Souhrnného plánu sanace a rekultivace, resp. aktualizovaného harmonogramu (Hendrychová 2020).

Pro všechny hnědouhelné velkolomy byly zpracovány plány sanací a rekultivací. Progresivnější z nich počítají s ponecháváním 10 % ploch k samovolnému vývoji. Na zbylém území má proběhnout nákladná technická (hydrická, zemědělská nebo lesnická) rekultivace (Frouz et al. 2008).

Dle Pešouta (2021) jsou tyto plány průběžně těžařskými společnostmi realizovány.

Abiotické podmínky prostředí (např. složení podkladového substrátu, nadmořská výška, množství srážek či další charakteristiky místního klimatu) určují následnou podobu ekologický význam těžebních ploch po provedené rekultivaci pouze částečně. Rozhodující význam pro znovuosídlení (návrat) nebo umožnění nového výskytu přírodě blízkých a cenných společenstev má rozsah a podoba provedené sanace a rekultivace území po ukončení těžby (Melichar et al. 2019).

Sanace a rekultivace jsou postupné a dlouhodobé prostředky k zahlazení vlivu hornické činnosti s cílem obnovit funkční prvky krajiny, obnovit krajinný ráz, dosáhnout maximální diverzitu i estetickou hodnotu krajiny a dosáhnout stavu, co nejvíce podobného stavu před těžbou. Plošný rozsah rekultivací na Sokolovsku je značný. Poznatky získané při těžbě a při rozsáhlých rekultivačních pracích jsou z hlediska odborného a vědeckého bez nadsázky ojedinělé (Frouz, Pöpperl, Přikryl, & Štrudl, 2007).

Ve sledované lokalitě se využívají všechny druhy rekultivací. Základem pro tyto rekultivace je rekultivace technická, tzv. terénní úpravy. Před 10 lety se celkové náklady technických rekultivací pohybovaly v rozmezí od 300 do 800 tisíc Kč na 1 ha (údaj z roku 2013). Pokud se lomové jámy napouštějí vodou, přispívá to k návratu života do této oblasti. Udržitelnému místnímu rozvoji a možnosti rekreace napomáhá zatravnění, díky kterému dochází k ozeleňování krajiny (Gremlica et al. 2013).

V posledních letech se do popředí zájmu společnosti dostávají úpravy území po těžbě uhlí v severozápadních Čechách, a to tvorbou vodních ploch či výsadbou rozptýlené zeleně. Lesnické rekultivace na výsypkách po těžbě hnědého uhlí čelí specifickým ekologickým faktorům, které je odlišují od zalesňování lesní a zemědělské půdy. Zásadním rozhodnutím je volba vhodné dřevinné skladby (Prach & Hobbs 2008).

3.2.2 Zemědělská rekultivace

Pokud je půda odejmuta ze zemědělského fondu kvůli těžbě, musí být po ukončení těžební činnosti upravena tak, aby do tohoto fondu mohla být po ukončení těžební činnosti opět vrácena, viz obr. č. 2. Znamená to, že půda musí být upravena takovým způsobem, aby byla schopna opět plnit svou funkci a mohla být využívána pro zemědělské účely. Zemědělská rekultivace se provádí buď s použitím ornice vyjmuté při záborech půdy ve vrstvě cca 35 cm, nebo bez ornice, rovnou na jílech cyprisového souvrství, ze kterých je tvořena většina výsypek v Sokolovské oblasti. Zahrnuje přípravu půdy, hnojení, setí obilnin při zařazení do orné půdy nebo travní směsi při založení trvalého travního porostu. Návrh způsobu biologické rekultivace a biologického cyklu je odvislý od pedologického průzkumu. Převážná část dosud ukončených rekultivací v Sokolovském revíru byla provedena formou vlastní dodávky (Frouz et al. 2007).

Celkové náklady zemědělských rekultivací se pohybují v rozmezí od 100 do 300 tisíc Kč na 1 ha (Gremlica et al. 2013).



Obr. č. 2: Zemědělská rekultivace – foto autor

3.2.3 Lesnická rekultivace

Lesnická rekultivace spočívá ve výsadbě, ožínání, okopávání a ochraně sazenic proti okusu zvěří. Po jedenáctém roce se provádí prořezávka. Pro výsadbu v Sokolovské pánvi se nejvíce používá javor klen, jasan ztepilý, habr obecný, borovice lesní, douglaska tisolistá, smrk ztepilý nebo modřín opadavý, viz obr č. 3. Konečné zařazení této rekultivace do lesního zákona je les ochranný. Keřová výsadba se používá většinou na okrajích porostů. Používají se především keře domácího původu, zvláště pak plodonosné (Frouz et al. 2007). Z lesnický rekultivovaných výsypek se po několika desítkách let stává vesměs homogenní hustý les (Tichánek 2011).

Poměrně dobře dokumentovány jsou rekultivace v poválečném období. V padesátých letech, ještě před přijetím rekultivačního zákona, docházelo zejména k jednoduchým zemědělským rekultivacím. Na rekultivovaná místa nebyvala navážena ornice, ale území bylo zalesňováno při minimální úpravě stanovišť využitím nenáročných dřevin (bříz, olší, borovic, javorů a smrků). Většina tehdy vysázených jehličnanů však v důsledku drasticky se zvyšujících imisí a okyselování půdy časem odumřela.

Součástí rekultivačních postupů v praxi často bývá vysazování nepůvodních druhů dřevin při lesnických rekultivacích. V současnosti se na některých rekultivovaných plochách

bývalých těžeben ukazuje ekologická i hospodářská problematičnost v minulosti nevhodně použité výsadby geograficky nepůvodních druhů dřevin. S tím souvisí také stále více aktuální téma výskytu invazních druhů dřevin v post-těžební krajině a potenciálu jejich šíření na nově osídlovaných či zalesňovaných plochách po těžbě (Melichar et al. 2019).

Také výsadba stejnověkových monokulturních celků na velkých rozlohách je v přímém rozporu s koncepcemi Ministerstva zemědělství ČR i Ministerstva životního prostředí (Státní politika životního prostředí ČR, Státní program ochrany přírody a krajiny ČR) a není v souladu ani s požadavkem § 25 odst. 3 zákona č. 289/1995 Sb., podle něhož jsou závaznými ustanoveními lesního hospodářského plánu maximální celková výše těžeb a minimální podíl melioračních a zpevňujících dřevin při obnově porostu.

Celkové náklady lesnických rekultivací se pohybují v rozmezí od 300 do 600 tisíc Kč na 1 ha (Gremlica et al. 2013).



Obr. č. 3: Lesnická rekultivace – foto autor

3.2.4 Hydrická rekultivace

Významnou formou zahlazení následků těžební činnosti je a do budoucna bude právě zatápní lomových jam, kdy převod na zemědělskou či lesnickou půdu je z hlediska technicko-ekonomického neefektivní, viz obr. č. 4. Ponecháním těchto jam svému osudu nenabude zdejší krajina žádného přínosu. Na základě výzkumů se předpokládá, že takto vzniklá jezera budou trvale oligotrofní (sladkovodní jezero s nízkým obsahem živin, rozpuštěných ve vodě) a vysokou kvalitou vody. Tato jezera kromě rekreačních účelů mohou také plnit funkci zásobárny vody. Z hlediska rekultivace představuje tato varianta vhodnou úpravu okolní krajiny (Dimitrovský 2001).

Podzemní vody v post-těžební krajině nejsou využitelné z důvodu narušení původních přírodních poměrů podzemních vod těžební činností. Hydrologický stav území je ovlivňován převážně srážkovou činností.

I v případě hydrických rekultivací je třeba přiznat řadu problémů. Zásadním nedostatkem koncepce vytváření velkých rekultivačních jezer je absence přírodních a přírodě blízkých ekosystémů a tím také nízká ekologická stabilita (Gremlica et al. 2013). Dále – podobně jako u dalších forem rekultivace je často zapotřebí vynakládat dlouhodobé či dokonce trvalé náklady na údržbu. Například v případě jámy Most činí průměrné roční náklady na údržbu 15 mil. Kč, z toho doplňování hladiny vody snižované odparem průměrně 8–10 mil. Kč/rok. Aktuálně zpracované studie ukázaly, že při uvažování přítoku pouze z vlastního povodí je obtížné nalézt dlouhodobě stabilizovanou hladinu jezer (Pešout 2021).

Celkové náklady hydrických rekultivací se pohybují v rozmezí od 1900 do 7800 tisíc Kč na 1 ha (Gremlica et al. 2013).



Obr. č. 4: Hydrická rekultivace – foto autor

3.2.5 Ostatní rekultivace

Kategorie ostatní rekultivace je velmi široká, zahrnuje zpevněné plochy, komunikace, deponie, ale také ostatní krajinnou zeleň, mokřadní plochy, plochy ponechané přirozené sukcesi nebo území na rostlém terénu s možným průmyslovým využitím (Hendrychová 2020).

Technickou obnovu krajiny je možné také směřovat k jejímu specifickému funkčnímu využití. Jedná se o obnovu funkčních prvků v krajině a o obnovu krajinného rázu s podporou biodiverzity v blízkosti měst a obcí, o vytvoření biologicky hodnotných ekosystémů. Nebo může jít o vybudování rekreačního a sportovního prostoru, golfového hřiště, lesoparku, geoparku, vysazování stromořadí podél cest, naučné stezky apod.

Pro většinu rekreačních rekultivací je typická absence přírodních a přírodě blízkých ekosystémů a v důsledku toho velmi nízká ekologická stabilita nově vytvořené kulturní krajiny.

Celkové náklady rekreačních rekultivací se pohybují od 300 do 2800 tisíc Kč na 1 ha (Gremlica et al. 2013).

3.2.6 Přírodě blízká obnova

Stanovení optimální proporcionality územně správních požadavků a environmentálního hlediska (hydrologie území, klimatické vlivy, biokoridory apod.), je velmi důležité pro začlenění a přirozenou funkci území v krajině. Lomy a výsypky patří mezi postindustriální území, která jsou již řadu let studovány mnohými odborníky jak z hlediska procesů (pedogeneze, sukcese), tak výskytu druhů nebo krajinných hledisek, neboť tyto plochy představují v české intenzivně obhospodařované krajině jistý unikát (Hendrychová 2020).

Protože rekultivace neprobíhají z hlediska přírodních zákonů vždy optimálně, je dobrým příkladem a šancí pro budoucnost využití tzv. rekultivace přírodě blízké, viz obr. č. 5.

Přírodě blízká obnova se liší od jiných metod rekultivace tím, že se snaží co nejvíce napodobit přirozené procesy v daném prostředí. Využívá se přirozené sukcese, tedy postupného osídlování původními druhy rostlin a živočichů. Je to alternativní metoda, která se stala ve vyspělých zemích běžnou součástí rekultivační praxe. V České republice se také používá a podporuje se zejména zlepšování přirozených funkcí vodních toků, obnova mokřadů, tůní a vodních nádrží přírodě blízkého charakteru. Tato metoda má velké výhody, jako je šetrnost k přírodě a také finanční nenáročnost.

Přírodě blízká obnova, zejména v prvních fázích, závisí na kolonizaci a mnoha dalších stochastických procesech. Obnova přitom často nezačíná bezprostředně po narušení, což znamená, že by mohl být dostatek času na to, aby se první kolonizátoři etablovali (Mudrák et al. 2016).

Důležité je, že nerekulitované výsypky a části lomů hostí řadu druhů, které zde mají těžiště (vysoká abundance) nebo dokonce jediné místo rozšíření v ČR. Některé druhy zde žijících bezobratlých dokonce patří do kategorie v ČR dříve vyhynulých (Hendrychová 2020).

Na začátku sukcese jsou rozhodujícím faktorem především abiotické podmínky, později převládá interakce organismů, které se zde již usadily. Tyto organismy zároveň mění podmínky prostředí a tím ovlivňují osídlení dalšími druhy (Frouz et al. 2007).

Ve světě jsou již přírodě blízké pochody včetně spontánní sukcese běžnou součástí moderních rekultivačních postupů. Proto vědecká komunita i samotné těžební organizace již řadu let usilují o možnost prosazení spontánní sukcese do rekultivační praxe a ochranu výjimečné přírody vyvíjející se samovolně v těžebních dle zákona 114/1992 o ochraně přírody a krajiny (Hendrychová 2020).

Řehounek et al. (2015) navrhuje 20 % k rekultivaci určených ploch ponechat přirozené sukcesí, jako je tomu např. v sousedním Německu. Jde o velice rozumný kompromis, ovšem stále bez podpory příslušných právních předpisů. Situace se zlepšila v souvislosti s novelou č. 41/2015 zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění.

Na základě analýz a závěrů meziresortní pracovní skupiny vláda ČR 6. 4. 2021 uložila ministrům průmyslu, životního prostředí a zemědělství (usnesení č. 344) úkoly pro následující období, které již vedle hydrické rekultivace, energetického a dalších forem využití území identifikují potřebu navýšení plochy ponechávané pro ekologickou obnovu (Pešout 2021).

Ekologická obnova využívající přírodní procesy umožňuje postupnou kolonizaci území pionýrskými druhy a následně dalšími stadii ekologické sukcese, na které jsou vázány odlišné gildy druhů. Protože časový a plošný nástup jednotlivých sukcesních stadií se odvíjí od místních podmínek (geologický podklad, úživnost, svažitost, podmáčení apod.), které jsou v post-těžebním území velmi proměnlivé, vzniká zde pestrá mozaika ploch bez vegetace, z části zarostlých bylinnou či křovinnou vegetací až po biotopy souvisle zarostlé s již vyvinutým keřovým patrem a roztroušenými stromy: navíc v obdobném prostředí najdeme řadu ekotonů. Raná stadia sukcese v kulturní krajině vyhledávají kupř. některé druhy hmyzích opylovačů (Tschardt et al. 2002).

Jako přírodě blízkou obnovu lze klasifikovat také usměrňovanou sukcesí, kdy dochází k zásahu buď během iniciační fáze sukcese nebo v průběhu vývoje.

K urychlení sukcesního vývoje – ovšem s nesrovnatelně nižšími náklady oproti klasickým rekultivačním postupům – je účelné přistoupit ve specifických případech (extrémní rozloha těžební lokality, bariéry migrujících diaspor, zhutněný terén nebo acidita či fytoxicita materiálu) např. vytvořením semenných ostrůvků na rozlehlých lokalitách, úpravou kyselosti půdy nebo doplněním nutričně bohatým materiálem jako jsou kanalizační splašky (Bradshaw 2000).

Jako nejlepší způsob managementu se proto jeví řízená sukcese s občasnými technickými úpravami, podporujícími heterogenizaci. Řízená sukcese by mohla spočívat například v částečném odstraňování expanzivních a invazivních rostlin (terestrických i litorálních), vyvolávání různých disturbancí pro blokování sukcese (mozaikovitě vypalování, zpřístupnění některých částí výsypek motocrossu apod.) (Tichánek 2011).

Obnova povrchovou těžbou uhlí narušeného území představuje příležitost zvyšování rozmanitosti přírody, která je v České republice ohrožena (Hendrychová 2020).



Obr. č. 5: Přírodě blízká obnova – foto autor

3.3 Drobní zemní savci jako ukazatel rozvoje biocenózy

Hlodavci a jiní malí savci jsou jen zřídka cílem ochranných studií, protože jsou často považováni za škůdce ohrožující produkci. Malí savci jsou však klíčoví pro důležité funkce ekosystému. Přispívají k provzdušňování půdy a hrají důležitou roli jako konzumenti plevele a hmyzu. Drobní savci jsou rozhodující pro šíření diaspor rostlin a hub. V některých ekosystémech udržují potravní řetězce, protože představují hlavní biomasu kořisti pro několik skupin predátorů, jako jsou ptáci, plazi a savci a významně přispívají k celkové složitosti potravních sítí. Bylo například prokázáno, že nízká hustota kořisti, např. hlodavců či některých ptáků, ovlivňuje hustotu hnízdění dravců v zemědělské krajině (Dorigo et al. 2021).

Těžbou narušená území nabízí specifickou ekologickou niku – ať už v rovině stanovištní, tak funkční – neopakovatelné podmínky pro rozvoj společenstva vzhledem k nárokům jednotlivých druhů a postavení v trofickém řetězci (herbivor, karnivor apod.). Tyto specifické podmínky jsou utvářeny ve vzájemném působení všech faktorů a dynamiky jednotlivých populací. Degradace půdy způsobená těžbou ovlivňuje biologickou rozmanitost a fungování ekosystému (Lawer et al. 2019).

Jedním ze způsobů, jak posoudit úspěšnost obnovy, je prozkoumat biologickou rozmanitost v „nově vytvořených“ oblastech. Drobní savci byli vybráni jako indikátory biologické rozmanitosti kvůli jejich dobré reprodukční a invazivní schopnosti (Slábová et al. 2008).

Změny ve využívání půdy, intenzifikace zemědělských postupů, fragmentace přírodních stanovišť a následná změna biologických společenstev představuje velkou hrozbu pro zachování biologické rozmanitosti a vede k rozsáhlému poklesu biologické rozmanitosti u mnoha různých taxonů. V zemědělské krajině je hlavním úkolem pro zachování biologické rozmanitosti zemědělské půdy a souvisejících ekosystémových služeb pochopení vztahů mezi vlastnostmi stanovišť, vzorem stanovišť a dynamikou populace druhů. Přirozená a polopřirozená stanoviště představují důležitá místa pro drobné savce a hlodavce, která jsou zásadní pro udržení různých funkcí ekosystému a trofických řetězců.

Populace některých druhů malých savců zaznamenaly celosvětově pokles, někdy drastický, pravděpodobně kvůli intenzifikaci zemědělství. Bylo zjištěno, že strukturální složitost a heterogenita krajiny zvyšují celkový počet drobných savců a podporují jejich druhovou rozmanitost. Na druhé straně bylo prokázáno, že v oblastech, kde je využití území relativně homogenní (menší heterogenita krajiny), byla druhová vyrovnanost, nikoli druhová bohatost, negativně ovlivněna rostoucí intenzifikací využití zemědělské půdy. Charakteristiky jako je stáří lesa, složitost vegetace, vegetace podrostu, přítomnost odumřelého dřeva (klády a shnilé kmeny) a struktura podestýlky mohou také ovlivnit výskyt malých savců (Dorigo et al. 2021).

Charakteristickým rysem mnoha populací je dlouhodobé kolísání počtu. Kolísání početnosti je typické a nejlépe studované v populacích drobných savců. Počty těchto zvířat lze zjistit přímo odchytem – pomocí nástrah nebo zařízení na odchyt živých zvířat nebo nepřímo – z kosterních ostatků nalezených ve hnízdech dravců. Většinu této skupiny v mírném lesním pásmu tvoří zástupci hlodavců – hraboši (*Microtinae*), myši (*Muridae*) a také hmyzožravci – rejsci (*Soricidae*) (Sheftel 2010).

Rozšíření drobných savců není náhodně dáno individuálním výběrem vhodných biotopů a je ovlivněno především rozložením potravních zdrojů, dostupností úkrytů a hustotou populace. Podle hypotézy biotopové heterogenity vede nárůst počtu různých biotopů obvykle ke zvýšení druhové diverzity. Hypotéza získala podporu ve studiích jak ze sukcesního, tak z prostředí narušeného těžbou (Zárybnická et al. 2017).

3.3.1 Rozvoj společenstev drobných zemních savců na post-těžebních území

Diverzitu společenstva drobných zemních savců na rekultivovaných územích sleduje řada studií, kde se výzkum zpravidla zaměřuje na jednotlivé těžební lokality. Obecnější, agregovanou práci přináší Lawer et al. (2019), kteří shrnují výsledky vybraných terénních studií, realizovaných napříč několika kontinenty (Severní Amerika – 7, Evropa – 1, Austrálie – 2, Afrika – 2 lokality). Autoři se zaměřují na výzkum rozvoje společenstev malých savců rozdělených do jednotlivých funkčních skupin dle jejich trofické úrovně nebo a sledují závislosti kolonizace lokalit na rekultivačním postupu (aktivní/pasivní), stáří rekultivace, těženém minerálu, tělesné hmotnosti zvířat a dalších proměnných.

Výsledky nevykazují statisticky významnější rozdíly mezi aktivním a pasivním rekultivačním postupem. Zřetelné rozdíly ukazuje obnova společenstev dle funkčních skupin, kde býložravci a podzemní savci se rychle obnovují po ukončení těžebních prací, ale následně jejich populace ustupuje a je zřejmý rozvoj společenstva omnivorů a karnivorů. Podobně

významnou proměnnou se ukazuje tělesná hmotnost, kdy menší druhy reagují rychleji a jejich obnova je rychlejší než u váhově těžších malých savců. Podobnou trajektorii ukázala také přítomnost invazivních generalistů, kteří disponují ekologickou plasticitou k osídlování nových prostředí. V případě těžného minerálu a způsobu rekultivace (ve skupinách bauxit, černé uhlí, zlato, ostatní) byly v časovém horizontu 50 let pozorovány rozdíly mezi jednotlivými rekultivačními postupy, přitom obecně aktivní postupy vykazovaly větší počáteční dynamiku obnovy, pro celkový úspěch obnovy a rozvoje diverzity ale nebyly rozdíly směrodatné (Lawer et al. 2019).

Biodiverzitu drobných zemních savců na 5 lokalitách Podkrušnohorské výsypky, kde byly uplatněny rozdílné rekultivační postupy, sleduje Slábová et al. (2008): v povodí Panského potoka se 1) zemědělskou rekultivací a pravidelně sečenými travními porosty, 2) s mladou lesnickou rekultivací při povodí potoka, 3) hydrickou rekultivací v okolí rybníku Milena, mokřady Anita a umělých mokřadních ploch při úpatí původní výsypky, 4) původní lesní území a 5) toxické výsypky u Lítova.

Nejnižší četnosti výskytu drobných zemních savců byly potvrzeny na toxické výsypce, následovaly zemědělská rekultivace - 2 druhy, lesnická rekultivace - 4 druhy a mokřady se 6i druhy. Pro srovnání, v původním lese bylo zaznamenáno 5 druhů.

Nejvyšší druhové zastoupení (6 ze 7 zjištěných druhů) a nejvyšší celkový počet odchycených jedinců tedy vykazaly mokřadní oblasti.

Mokřadními oblastmi a jejich biotopy se zabývá řada studií např: McConnell & Samuel (1985), Amrani & Samuel (1988) nebo Harris (1988), uměle založeným mokřadním oblastem – často jako součást drenážních prací při rekultivaci těžebních oblastí – se věnuje např. Lacki et al. (2005).

V rámci studie 4 mokřadních území na post-těžební oblasti v East-Central Ohio, Lacki et al. (2005) ukazují, že sekundárně vytvořené mokřady vytváří habitat pro širokou škálu savců s vysokou biodiverzitou, což přináší teritoriální prospěch také okolním rekultivovaným oblastem a nepotvrzují tím hypotézu Harrise (1988), že druhové složení a rozmanitost mokřadních obratlovců bude reagovat předvídatelně po kumulativních dopadech využívání půdy a gamma diverzita a alfa diverzita poklesne v důsledku disturbance a bude nahrazena generalisty.

Schopnost drobných zemních savců osídlit nově rekultivované oblasti se změněným habitatem sledují na třech územích ve Freestone County (east-central Texas) také Hingtgen & Clark (1984). Studie ukazuje, že hlodavci potravně závislí na travních porostech s vysokým reprodukčním potenciálem reagují na změněné podmínky výrazně rychleji než hmyzožravci a hlodavci zaměřeni na sběr semen s nižší reprodukční schopností.

Podobně Author et al. (1986) zkoumá změny ve struktuře a hustotě osídlení na rekultivovaných územích různého stáří v Campbell County (Wyoming). Výzkum proběhl na původních pastvinách, 2leté rekultivaci a 3-5leté rekultivaci. Na všech zkoumaných oblastech dominoval křeček dlouhoocasý (*Peromyscus maniculatus*), ale zatímco na dvouletých plochách představoval 93,6 %, na 3-5letých rekultivacích jen 83,2 %, přitom celková hustota

drobných zemních savců zůstala přibližně stejná a biodiverzita se s přibývajícím stářím biotopů zvýšila ze 6 na 8 druhů.

Důsledky a vliv na rozvoj společenstva drobných zemních savců v závislosti na morfologii terénu a jeho zhutnění během rekultivace diskutuje např. Larkin et al. (2008). Terénní výzkum probíhal na rekultivovaných oblastech povrchových dolů ve východním Kentucky, pro které je charakteristická travní a luční vegetace, nižší půdní pH a vyšší povrchové teploty terénu. Odchyt probíhal ve 2 letech na 3 různých stanovištích: 1) volné deponie, 2) lehce srovnané terény, 3) plně zhutněné a srovnané terény. Mezi získanými jedinci dominoval křeček bělonohý (*Peromyscus leucopus*) – 98 % všech jedinců. Jeho četnost byla nejvyšší na stanovištích 1 a 2 (volné deponie a lehce srovnané terény), nejvýznamnějším faktorem však byla přítomnost keřových a stromových porostů, různé skalní úkryty a také biologicky rozložitelná hmota poskytujících přirozené útočiště.

Zajímavé výsledky předkládá také Battisti et al. (2020) z oblasti střední Itálie, Maremma, kde proběhla v 19. století rekultivace přímořských, nízko položených oblastí specifickou technikou přivádění sedimentů vodními kanály z vnitrozemí („colmata“). Následně se na těchto zúrodněných oblastech s minimální strukturací terénu rozvinula zemědělská produkce s využíváním průmyslových hnojiv a postřiku.

Studie přináší srovnání výskytu drobných zemních savců, jejich struktury a dominance v širším kontextu střední Itálie a na silně antropizované oblasti zemědělských plání Maremma. Ze 7 dominantních druhů (*Mus musculus*, *Apodemus sylvaticus*, *Rattus sp.*, *Microtus savii*, *Talpa sp.*, *Suncus etruscus*, *Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*), hustě zastoupených v celé střední Itálii (hrabošík Saviův je navíc dominantním druhem na celém italském poloostrově) dle Amori et al. (2008) nebyla zjištěna přítomnost 2 druhů (*Microtus savii*, *Talpa sp.*), další 3 druhy byly pozorovány pouze minoritně (*Suncus etruscus*, *Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*). Naopak *Mus musculus* a *Apodemus sylvaticus* dominovali společenstvu v celkové biomase (95 %; $\chi^2=2355.176$, $P> 0.0001$).

3.4 Fauna savců České republiky a její vývoj

Poloha České republiky uprostřed Evropy a relativně členitý reliéf vytvářejí dobré předpoklady pro druhovou rozmanitost její flóry a fauny přesto, že na svém území postrádá velehory či mořské pobřeží. Překvapivě vysoká bilance nárůstu druhové diverzity naší savčí fauny za poslední století logicky navozuje otázku, zda a jaké „přírůstky“ můžeme případně ještě do budoucna očekávat. Do celkové bilance naší současné fauny náleží 90 druhů, z 6 řádů a 22 čeledí, volně žijících savců – včetně bělozubky tmavé objevené na podzim roku 2022 na Chebsku (De Bellocq et al. 2023). Nejpočetnějšími skupinami savců jsou letouni a hlodavci, dále následují šelmy, hmyzožravci, sudokopytníci a výčet uzavírají zajíci.

Pozoruhodné výsledky přineslo celkové vyhodnocení regionální diverzity fauny obratlovců v rámci České republiky. Zatímco u ryb, obojživelníků a ptáků druhová rozmanitost zpravidla narůstá se snižující se nadmořskou výškou a překvapivě i s vyšším stupněm urbanizace krajiny, u savců (a také u plazů) se projevuje trend opačný – počet druhů

dosahuje vrcholu ve výše položených a nejméně osídlených regionech (Anděra & Gaisler 2012).

Hustá vegetace umožňuje savcům velké množství přizemních úkrytů, potravu, hnízdní příležitosti a poskytuje ochranu před predátory (Monamy & Fox 2000).

Sledování savců v terénu je specifické tím, že obvykle nevystačíme s pouhým pozorováním, jako třeba u ptáků, plazů či obojživelníků. Většina z nich žije velmi skrytě a je aktivní za soumraku či v noci, takže v přírodě se s nimi přímo setkáváme zřídka. O něco lepší situace je s pobytovými značkami, které po sobě savci zanechávají, ať již jde o požerky, trus, stopy či úkryty. U řady druhů jsou jako doklad výskytu na lokalitě dostatečně průkazné, zvláště objevují-li se opakovaně. V případě sledování drobných zemních savců je zpravidla nutné použít různé odchytové metody, neboť některé druhy můžeme spolehlivě rozlišit jediné podle detailních tělesných znaků či rozměrů (Anděra & Gaisler 2012).

3.4.1 Drobní zemní savci a jejich výskyt v urbánním prostředí

U drobných zemních savců je osídlování intravilánu měst komplikovanější, neboť naráží na existenci nejrůznějších bariér od nedostatku příhodných stanovišť až po zábrany technického charakteru (rušné komunikace, zděná oplocení, regulované břehy vodotečí apod.). Ani městské parky většinou nedávají v důsledku pravidelné zahradnické údržby většině drobných savců příliš šancí na dlouhodobější existenci (degradace půdního profilu, chybějící přizemní vegetace). A tak trvalé osídlení celé aglomerace od členité periferie po zastavěné centrální části velkoměsta je potvrzeno kromě plně synantropních hlodavců, tedy myši domácí a potkana, především u myšice křovinné, která i v Praze osidluje jako první nejrůznější postindustriální stanoviště. Najdeme ji nejen v parcích a na ruderálech v rušném centru metropole, ale při své značné pohyblivosti zabíhá na stovky metrů daleko i do blokové zástavby bez jakékoli zeleně. Výskyt je zaznamenán také v podzemních prostorech stanic metra. Velice podobně se chová i méně nápadná bělozubka šedá, v městském ekosystému nejhojnější rejskovitý hmyzožravec (Anděra 2016).

3.5 Přehled sledovaných drobných zemních savců a jejich determinační znaky

Drobní zemní savci jsou skupina savců z řádu hmyzožravců a hlodavců, silně vázáni na potravní nabídku ve formě rostlinné biomasy, semen a hmyzu v jednotlivých habitatech. V České republice žije mnoho druhů drobných zemních savců mezi nejčastější druhy patří například hraboš polní, myšice křovinná nebo myšice lesní (Čepelka et al. 2017).

3.5.1 Řád hmyzožravci (Eulipotyphla)

Dnešní hmyzožravci jsou nejstarší skupinou placentárních savců. Jsou to typičtí ploskochodci a jejich poměrně krátké přední i zadní končetiny mají vždy po pěti prstech s drobnými drápkami. Chrup se vyznačuje velkým počtem ostrých zubů. Lebka je obvykle protáhlého tvaru, jařmové oblouky nezřídka chybějí. Přední část hlavy, protažená v pohyblivý rypáček ovládaný silnou svalovinou, je také díky mnoha smyslovým chlupům centrem hmatu.

Délka březosti se pohybuje mezi 11–43 dny a samice mívají 2–14 párů mléčných bradavek. Pravidlem je větší počet mláďat (1–14). Hmyzožravci se přizpůsobili k životu v nejrůznějších podmínkách. Obývají tundru, lesy, pralesy, pouště, stepi i vysokohorské polohy. Velká většina z nich vede pozemní způsob života, řada druhů žije i pod zemí nebo v těsné blízkosti vod. V potravě převládá živočišná složka, kterou ovšem netvoří jenom hmyz, ale i ostatní bezobratlí živočichové a často i drobní obratlovci. Ale i rostlinná potrava, zejména pak semena, ovoce a sladké plody. Jsou zpravidla nočními zvířaty, některé druhy rejsků aktivují i přes den (Anděra & Horáček 2005).

Základní charakteristika druhů pozorovaných na zájmovém území:

Rejsek obecný (*Sorex araneus*)

Popis:

Jeden z našich nejběžnějších drobných savců. Má převážně hnědé zbarvení. Oči i boltce jsou drobné a zcela skryté v srsti.

Rozměry:

Délka těla 60–80 mm, délka ocasu 35–50 mm, délka zadní tlapky 11,8–13,5 mm, hmotnost 4,5–13 g.

Rozšíření:

Jako palearktický druh obývá velkou část území Eurasie od pásma listnatých lesů po tundru, na západě jeho areál sahá do Velké Británie a východní hranice leží ve střední Sibíři.

Výskyt v ČR:

Běžný druh s prokázaným celoplošným rozšířením na celém území státu.

Stanoviště a ekologie:

Je velmi přizpůsobivý bez vyhraněných nároků na prostředí. Nejhojnější je na humidních místech s dobře vytvořenou vrstvou humusu a hrabanky a dostatečně vyvinutým bylinným patrem, na vlhčích loukách, rašeliništích a v horských smrčínách.

(Anděra & Gaisler 2012).

Rejsek malý (*Sorex minutus*)

Popis:

Náš nejmenší savec, váží jen o málo víc než kostka cukru. V poměru k délce těla má delší ocas než rejsek obecný.

Rozměry:

Délka těla 40–63 mm, délka ocasu 39–46 mm, délka zadní tlapky nepřesahuje 11 mm, hmotnost 2,5–5 g.

Rozšíření:

V Evropě se s ním setkáváme téměř všude.

Výskyt v ČR:

Vyskytuje se běžně na celém území od nížin do hor.

Stanoviště a ekologie:

Nejvíce mu vyhovuje rašeliniště a vlhčí podmáčené louky, ale žije také v jehličnatých a listnatých lesích, na pasekách, podél potoků i v kulturní krajině.

Potrava:

Potravu rejška obecného a malého tvoří zejména pavouci, sekáči a roztoči. Dále různá stádia hmyzu – zejména brouků a dvoukřídých, části rostlin se v potravním spektru objevují spíše výjimečně (Anděra & Gaisler 2012).

Bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*)

Popis:

Od rejšků se bělozubky liší hlavně osrstněním ocasu, na kterém jim kromě krátké přiléhavé srsti ještě řídce vyrůstají delší a odstávající chlupy. Dále mají větší ušní boltce. Mají bílé zuby.

Rozměry:

Délka těla 55–70 mm, délka ocasu 25–34 mm, délka zadní tlapky 10–12 mm, hmotnost 3–8 g.

Rozšíření:

Obývá velké území od severní Afriky přes značnou část střední a jižní Evropy i střední Asii až po Koreu, Tchaj-wan a severovýchodní oblasti Číny.

Výskyt v ČR:

Vyskytuje se prakticky na celém území.

Stanoviště a ekologie:

Běžnější je v teplých nížinách a pahorkatinách, kde osidluje zejména zahrady, pole, parky, křoviny a stanoviště lesostepního charakteru.

Potrava:

Bělozubka šedá je málo náročná na složení potravy. Převládají plži, larvy i dospělci různého hmyzu, brouci, žížaly a korýši (Anděra & Gaisler 2012).

Bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*)

Popis:

Od bělozubky šedé se liší obvykle velikostí a zbarvením. Má téměř bílou spodní stranu těla a na bocích výraznou a ostrou hranici.

Rozměry:

Délka těla 70–90 mm, délka ocasu 25–35 mm, délka zadní tlapy 11–13 mm, hmotnost 7–15 g.

Rozšíření:

Vyskytuje se na území od západní Evropy po jihozápadní Asii.

Výskyt v ČR:

Je považována za stepní druh. Vyskytuje se zejména na jižním okraji Českomoravské vrchoviny, a také v západních a severozápadních Čechách.

Stanoviště a ekologie:

Objevuje se u kamenných teráskách na vinicích, drží se i u zemědělských a obytných objektů (Anděra & Gaisler 2012).

Vyhledává suchomilné travní porosty, které jsou rozšířeny hlavně v teplých oblastech na výhřevných svazích (Herolodová & Zejda 2015).

Potrava:

V potravě bělozubky bělobřiché převládá složka živočišná, především dospělci a larvy hmyzu, mnohonožky, pavouci a sekáči, červi, měkkýši nebo zdechliny. Rostlinstvo, zejména semena, tvoří jen nepatrnou část jídelníčku (Anděra & Gaisler 2012).

Pro doplnění uvádím informaci o zjištění výskytu nového druhu:

Bělozubka tmavá (*Crocidura russula*)

V České republice se usadil nový druh savce – bělozubka tmavá, která je 90. druhem volně žijících savců u nás. Bělozubka tmavá je drobný hmyzožravec původem ze severní Afriky, nicméně v jižní Evropě, Španělsku a Francii se vyskytuje již několik tisíc let. V poslední době se objevovaly zprávy, že doputovala například do Švýcarska nebo se díky člověku dostala až do Irska a Velké Británie. Dosud u nás žilo celkem sedm druhů rejskovitých, z toho dva druhy bělozubek: bělobřichá a šedá.

Bělozubka tmavá se chová poměrně agresivně a postupně vytlačuje ostatní, menší druhy bělozubek a rejsků. Na podzim roku 2023 byl zahájen tříletý projekt s cílem sledování výskytu bělozubky tmavé a jejích interakcí s původními druhy rejsků a bělozubek, aby nedošlo k lokálnímu vyhubení těchto původních druhů (De Bellocq et al. 2023).

3.5.2 Řád hlodavci (Rodentia)

Hlodavci jsou nejpočetnější řád z třídy savců. Odhady z roku 2007 hovoří o 2 277 druzích ve 33 čeledích a jejich počet každoročně narůstá (Solari & Baker 2007).

Většinou jde o menší živočichy, kteří žijí nejčastěji na zemi nebo v nehlubokých norách. Jako konzumenti všude dostupné rostlinné potravy mají přeměněn jediný pár řezáků v každé čelisti na neustále dorůstající hlodáky, což je jejich charakteristický rys. Špičáky zcela chybí a třenové zuby a stoličky, určené k rozměňování potravy, jsou odděleny větší mezerou, zvanou diastema.

Většina hlodavců se vyznačuje neobyčejnou plodností. Přispívá k tomu poměrně krátká doba březosti, velký počet mláďat i více vrhů ročně. Mláďata navíc rostou velmi rychle, např. u hraboše polního jsou již ve stáří 3 týdnů zcela samostatná a brzy se zapojují do rozmnožování. Není proto divu, že některé druhy se v nepravidelných několikaletých intervalech masově přemnožují. Příčiny těchto výkyvů početnosti spočívají především v potravních, klimatických i sociálních podmínkách. U hlodavců zjišťujeme nejružnější společenské svazky od koloniálně žijících druhů až po trvalejší svazky nebo samotářské jedince (Anděra & Horáček 2005)

V podmínkách ČR se vyskytuje 25 druhů v 7 čeledích (Castoridae, Sciuridae, Gliridae, Dipodidae, Cricetidae, Muridae, Myocastoridae), z toho je 5 druhů nepůvodních (nutrie říční, ondatra pižmová – *Ondatra zibethicus*, potkan – *Rattus norvegicus*, krysa obecná – *Rattus rattus*, myš domácí – *Mus musculus*) (Anděra & Gaisler 2012).

Suchomel (2008) doplňuje, že z těchto 25 druhů hlodavců volně žijících v ČR je chráněných a ohrožených 9, což představuje více jak třetinu (36 %) zdejší druhové rozmanitosti. Podle stupně ohrožení, podle naší legislativy, je pak 8 % (2 druhy) kriticky ohrožených, 20 % (5 druhů) silně ohrožených a 8 % (2 druhy) ohrožených.

Základní charakteristika druhů pozorovaných na zájmovém území:

Norník rudý (*Myodes glareolus*)

Popis:

Jeden z našich nejběžnějších druhů drobných savců. Od jiných hrabošů se snadno pozná podle nápadně červeně rezavého zbarvení na hřbetě, větších ušních boltců a delšího ocasu.

Rozměry:

Délka těla 80–120 mm, délka ocasu 30–65 mm, délka zadní tlapky 15,4–20,5 mm, hmotnost 10–36 g.

Rozšíření:

S výjimkou větší části Pyrenejského poloostrova, Řecka a středomořských ostrovů se vyskytuje v celé Evropě a Malé Asii.

Výskyt v ČR:

Všude od nížin po hřebeny hor a horní hranice lesa.

Stanoviště a ekologie:

Nejhojnější je v listnatých a smíšených lesích s bohatým podrostem, ale i ve smrčinách, břehových porostech, křovinách, polních remízcích, parcích a také v kamenných sutích. Je čilý hlavně za soumraku a v noci.

Výsypky po povrchové těžbě osídluje až v pokročilejších fázích lesnické rekultivace.

Potrava:

Jako jediný z našich hrabošů se ve větší míře živí živočišnou potravou. Převažují členovci žijící v hrabance – hlavně larvy hmyzu, brouci, stonožky a pavouci, konzumuje také zdechliny (Anděra & Gaisler 2012).

Hraboš polní (*Microtus arvalis*)

Popis:

Jeden z našich nejběžnějších druhů drobných savců. Svrchu bývá žlutošedý, šedohnědý nebo slabě narezavělý. Vespod je obvykle šedobílý. Má menší silné ušní boltce s hustým porostem krátkých chlupů.

Délka těla 80–130 mm, délka ocasu 21–51 mm, délka zadní tlapky 13–18,5 mm, hmotnost 15–40 g.

Rozšíření:

Vyjma Finska, Skandinávie a větší části Středomoří obývá téměř celou pevninu Evropy po Ukrajinu a Rusko.

Výskyt v ČR:

Vyskytuje se na celém území.

Stanoviště a ekologie:

Je typickým druhem suchých stanovišť otevřené krajiny a kulturní stepi. Je čilý ve dne i v noci.

Potrava:

Základ jídelníčku na jaře a v létě tvoří hlavně listy a stonky rostlin, později semena, kořeny a oddenky. Doplňkově chytá i hmyz.

Hraboš polní představuje důležitý potravní zdroj pro řadu predátorů (šelmy, dravce, sovy apod.) (Anděra & Gaisler 2012).

Hraboš polní (suchomilný a teplomilný) se, v nižších polohách s porosty ovsíku vyvýšeného a úzkolistými kostřavami, ve vyšších s trojštětem žlutavým, psinečkem tenkým a kostřavou červenou, dle vlhkosti stanoviště střídá s hrabošem mokřadním, jemuž vyhovuje prostředí spíše vlhké (Herolodová & Zejda 2015).

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)

Popis:

Má podobný způsob života jako myšice lesní, i když je menší velikosti. K určení druhu je nejvhodnější délka zadní tlapky. Ocas má obvykle kratší než tělo.

Délka těla 75–110 mm, délka ocasu 70–106 mm, délka zadní tlapky 19,5–24 mm, hmotnost 13–38 g.

Rozšíření:

S výjimkou severní Skandinávie a Finska obývá skoro celou Evropu, severozápadní Afriku, Asii, Čínu a Mongolsko.

Výskyt v ČR:

Jako jeden z nejběžnějších drobných savců žije prakticky všude od nížin až vysoko do subalpínského pásma hor.

Stanoviště a ekologie:

Přednost dává otevřené krajině, v níž se soustřeďuje při okrajích lesních porostů, v hájích, sadech, na křovinatých stráních a mezích, v polích, rákosinách a podél vodních toků. Najdeme ji i v lesích.

Potrava:

Živí se plody, různými semeny i drobnými živočichy (Anděra & Gaisler 2012).

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

Popis:

Je největší z dalších tří druhů našich myšic. Spolehlivě můžeme určit pouze jedince s délkou zadní tlapky nad 24 mm. Podobně je tomu s ocasem, který je u dospělých jedinců stejně dlouhý, nebo spíše delší než tělo.

Délka těla 90–123 mm, délka ocasu 87–127 mm, délka zadní tlapky 23–27 mm, hmotnost 18–45 g.

Rozšíření:

Žije od východní Francie, Itálie a jižní Skandinávie po Ural, Kavkaz, Malou Asii a Blízký východ.

Výskyt v ČR:

Na příhodných biotopech se běžně vyskytuje na celém území.

Stanoviště a ekologie:

Obývá zvláště listnaté a smíšené lesy od nížin do hor. Také osidluje chladnější místa na březích vodních toků, sady nebo polní remízky. V zimě se stahuje k obytným či hospodářským budovám.

Potrava:

Živí se hlavně plody a semeny lesních dřevin a bylin, zelená potrava tvoří menší část jejího jídelníčku (Anděra & Gaisler 2012).

Myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*)

Popis:

Pouze dva druhy našich hlodavců mají v dospělosti na hřbetě nápadný úzký černý pruh – myšice temnopásá a myšivka horská. Myšice temnopásá je větší a má kratší ocas.

Délka těla 70–125 mm, délka ocasu 65–90 mm, délka zadní tlapky 17,5–21 mm, hmotnost 15–40 g.

Rozšíření:

Je rozšířena ve dvou izolovaných oblastech – na ruském Dálném východě, v Koreji a Číně. Dále od Střední Asie a Kavkazu po střední Evropu. Jejímu většímu pronikání do evropského vnitrozemí brání zalesněná horstva karpatského a hercynského systému.

Výskyt v ČR:

V Čechách je známá z Chebska, hřebenů Krušných hor, Děčínska, Českolipska, Liberecka a Frýdlantska. V řadě případů jde vysloveně o ostrůvkovitý výskyt, který v nepravidelných intervalech zaniká a znovu se obnovuje (Anděra & Gaisler 2012)

Stanoviště a ekologie:

Obývá některé oblasti severního pohraničí Čech, kam pronikla z téměř souvisle osídlených polských a německých nížin. Její občasný výskyt v Krkonoších byl již v minulosti několikrát podrobně diskutován. Jedná se o okrajové lokality druhu, který na území střední Evropy v průběhu 20. století často vykazoval výrazné změny hranic svého rozšíření. Vzhledem k tomu, že v současné době zřejmě dochází k další masivní expanzi myšice temnopásé na Moravě, v některých oblastech Slovenska a nejspíše i v Rakousku a Maďarsku, domníváme se, že je třeba věnovat zvýšenou pozornost jejímu výskytu také na území Čech (Flousek et al. 2004).

Potrava:

Potravu shání převážně na zemi, nešplhá po dřevinách jako myšice křovinná či lesní. Je všežravá, vedle semen, plodů, kořenů a zelených částí rostlin konzumuje i drobné živočichy, zejména larvy hmyzu, žížaly, pavouky a měkkýše (Anděra & Gaisler 2012).

4 Metodika

4.1 Práce v terénu

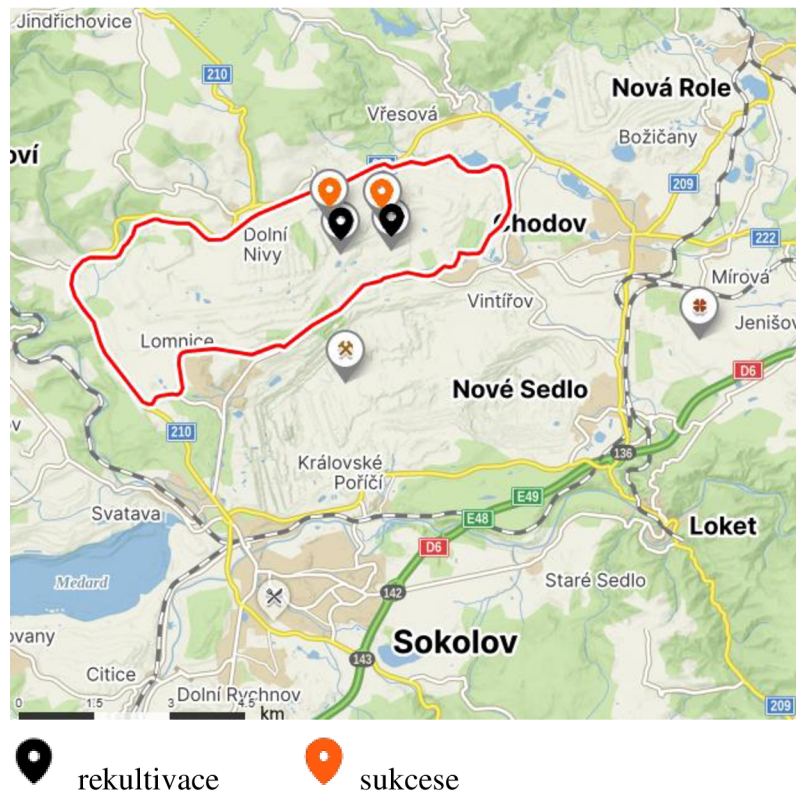
Terénní práce probíhaly v letech 2021 až 2023 (vždy 4× za vegetační sezónu každého roku, v měsících: duben, červenec, srpen a říjen) na post-těžebním území sokolovské hnědouhelné pánve – Velké podkrušnohorské výsypce viz obr. č. 6.

K získání požadovaných vzorků ze společenstva drobných zemních savců na níže uvedených lokalitách byly použity dřevěné sklapovací pasti opatřené sklapovacím kovovým mechanismem na dřevěné podložce. Tyto pasti byly pro terénní odchvy zvoleny z důvodu jejich jednoduchého použití, a navíc se odchycené vzorky dále využívají pro výzkum endoparazitů.

Charakteristiky společenstev drobných zemních savců byly zjišťovány na 4 lokalitách s různými typy obnovy – rekultivací a spontánní sukcesí, viz tab. č. 1.

Tab. č. 1: Přehled lokalit

ČÍSLO	TYP	NÁZEV
1	sukcese	VPV oblouky - V. ETAPA
2	sukcese	VPV prsty – VIII. ETAPA (236/2)
3	rekultivace	VPV (69) Havárie I.
4	rekultivace	VPV (220/1) u nádrže



Obr. č. 6: Poloha odchytových lokalit (podle mapy.cz)

4.1.1 Postup při sběru dat

První den byly rozmístěny sklapovací pasti v kvadrátu, který tvoří 7 x 7 sklapovacích pastí ve vzdálenosti 5m past-past. Na každém monitorovaném místě tak bylo možné získat reprezentativní vzorek odchyty drobných zemních savců ze 49 sklapovacích pastí, to odpovídá ploše 1225 m².

Návnada, která se do pastí vkládala byla připravena z knotu s vyvařeným špekem. Další den byly sklapovací pasti zkontrolovaly a odebíraly se z nich odchycení jedinci. Tento proces se opakoval minimálně celkem 14x za sezónu po dobu 3 let – na každé lokalitě tak bylo k odchycení DZS vyvinuto chytací úsilí 2053 past'onocí.

Odchycení jedinci byli determinováni standardními metodami, které uvádějí autoři Anděra & Horáček (2005). Každé odchycené zvíře bylo dále označeno evidenčním číslem, pod nímž se vedou příslušné údaje v odchytovému protokolu v PC.

Další zpracování spočívalo v zápisu nálezů do excelové tabulky s identifikací druhu a pohlaví hlodavce, věkové kategorie, uvedením jeho hmotnosti, morfometrických údajů a celkového počtu odchycených hlodavců, včetně specifikace místa a termínu odchyty.

Tělesné rozměry délky těla (od špičky čenichu po řitní otvor), délky ocasu (od řitního otvoru po poslední ocasní obratle bez koncových, často prodloužených chlupů) a délky zadní tlapky (vzdálenost od zadního okraje patního kloubu po konec nejdelšího prstu bez drápů) byly měřeny posuvným měřítkem (tzv. šuplerou), přitom měřené zvíře bylo položeno břišní stranou vzhůru na pevnou podložku a narovnáno do přirozené polohy.

4.2 Statistické zpracování dat

Nasbíraná data byla upravena pro účely dalšího zpracování setříděna a následně agregována podle lokality a podle druhu DZS:

- abundance (prostá četnost)
- biomasa (hmotnost každého odchyceného jedince).

Následně byly dopočítány ukazatele :

- denzita (na ha)
- biomasa (v g).

Všechny hodnoty byly zjištěny za jednotlivé druhy a souhrnně za celé společenstvo pro oba typy obnovy (sukcese, rekultivace).

4.2.1 Zpracování vstupních dat

Denzita byla odvozena na základě zjištěné abundance (za daný odchyťový termín, příp. lokalitu) a plochu kvadrátu – udávána na 1 ha (v některých tabulkách vzhledem k relativně malým hodnotám ukazatele na 1 ha byl pro zvolen přepočet na 1 km²).

$dp_{ij} = n_{ij} * \text{koef}$, kde dp_{ij} je denzita společenstva a n_{ij} je počet odchyťených jedinců v daném odchyťovém termínu a lokalitě, koef je poměr $10000m^2 / (1225 m^2 * \text{počet-noci} * \text{počet odchyťových kvadrátů})$.

Biomasa byla dopočítána na základě kumulované hmotnosti v g (za celé společenstvo).

$b_{ij} = m_{ij}$, kde b_{ij} je biomasa v daném odchyťovém termínu a lokalitě, m_{ij} je součet hmotnosti odchyťených jedinců.

Pro stanovení druhové diverzity v daném biotopu byl použit **Shannon-Weiner Species Diversity Index**, který poskytuje adekvátnější ukazatel druhové diverzity (Nolan & Callahan 2006).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i ,$$

kde H je index druhové diversity, p_i je poměrné zastoupení jedinců daného druhu ve vzorku a S je počet druhů společenstva.

Simpsonův index dominance byl využit pro doplňkové stanovení druhové dominance dle jednotlivých typů lokalit.

$$SD = \sum_{i=1}^S \frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)} ,$$

kde SD je index dominance, S je počet taxonů (celkový počet druhů), n_i počet jedinců i -tého druhu a N celkový počet.

4.2.2 Statistické testování

K analýze ukazatelů abundance, biomasy a denzity za společenstvo DZS jsem aplikovala analýzu rozptylu (ANOVA) s opakovaným měřením, kde vstupní hodnoty byly agregovány za jednotlivé odchyťové termíny a lokality. Vzhledem k tomu, že počet nocí se lišil v jednotlivých termínech odchyťu (3 až 4 noci), hodnoty byly pro účely statistického zpracování dále váženy počtem nocí za termín, tedy pracovala jsem s relativními hodnotami. Např. pro denzitu $dp_{ij} = a_{ij} * 10000 / (1225 * pn)$, kde dp_{ij} je denzita v i -tém odchyťovém termínu na j -té lokalitě, a_{ij} je odpovídající abundance DZS, 10000 je plocha 1ha v m², 1225 je plocha odchyťového kvadrátu v m², pn je počet nocí v odchyťovém termínu.

Podobně biomasa byla upravena pro výpočet ANOVA, tedy $b_{ij} = m_{ij} / pn$, kde b_{ij} je relativní biomasa v i -tém odchytové termínu na j -té lokalitě, m_{ij} je zjištěná biomasa odchytených jedinců a pn je počet dní.

Abundance DZS má charakter diskrétní náhodné veličiny a nejsou tak splněny podmínky použití analýzy rozptylu. Proto bylo přikročeno k transformaci hodnot $a_{ij}^T = \text{LN}(a_{ij} + 1)$, kde a_{ij} je hodnota abundance v i -tém odchytové termínu a j -té lokalitě a LN je funkce přirozeného logaritmu. Vzhledem k velmi malému počtu výběrových hodnot pro daný typ lokality ($n=2$ pro sukcesí – lokalita 1,2, $n=2$ pro rekultivaci – lokalita 3,4) je problematické vyšetřovat charakteristiky náhodného rozdělení, proto byly testy provedeny s transformovanými hodnotami pouze pro kontrolu.

Pro porovnání distribuce druhů v sukcesních a rekultivovaných lokalitách, resp. jejich odlišnosti byl použit statistický **Pearsonův χ^2 test**, přitom z kontingenční tabulky byly vyřazeny málo zastoupené druhy.

Ke zpracování dat byl použit program Statistika.

K evidenci, agregaci dat a výpočtu indexů byl využit program Microsoft Excel.

5 Výsledky

Monitoring byl prováděn na 4 vybraných lokalitách na Velké podkrušnohorské výsypce, z toho byly 2 lokality ponechány spontánní sukcesy a 2 lokality byly rekultivovány.

Celkově bylo determinováno 8 druhů drobných zemních savců: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) – 31 jedinců, myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) – 76 jedinců, hraboš polní (*Microtus arvalis*) – 143 jedinců, norník rudý (*Myodes glareolus*) – 30 jedinců, bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*) – 1 jedinec, bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*) – 1 jedinec, rejsek obecný (*Sorex araneus*) – 3 jedinci, rejsek malý (*Sorex minutus*) – 1, viz tab. č. 2 níže.

Na rekultivovaných lokalitách bylo odchyceno celkem 202 drobných zemních savců, z toho: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) – 15 jedinců (7,43 %), myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) – 36 jedinců (17,82 %), hraboš polní (*Microtus arvalis*) – 129 jedinců (63,86 %), norník rudý (*Myodes glareolus*) – 16 jedinců (7,92 %), bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*) – 1 jedinec (0,50 %), bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*) – 1 jedinec (0,50 %), rejsek obecný (*Sorex araneus*) – 3 jedinci (1,49 %), rejsek malý (*Sorex minutus*) – 1 jedinec (0,50 %).

Na lokalitách ponechaných spontánní sukcesí bylo odchyceno celkem 84 drobných zemních savců, z toho: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) – 16 jedinců (19,05 %), myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) – 40 jedinců (47,62 %), hraboš polní (*Microtus arvalis*) – 14 jedinců (16,67 %), norník rudý (*Myodes glareolus*) – 14 jedinců (16,67 %).

Hodnoty ukazatelů zjištěné terénním výzkumem ukazují souhrnně tabulky: č. 3, 4 a 5.

Tab. č. 2: Hodnoty sledovaných ukazatelů dle jednotlivých druhů

Typ lokality	sukcese			rekultivace		
	Abundance	Denzita (km ²) ⁻¹	Biomasa (g)	Abundance	Denzita (km ²) ⁻¹	Biomasa (g)
<i>Apodemus flavicollis</i>	16	155,49	370,73	15	145,77	397,79
<i>Apodemus sylvaticus</i>	40	388,73	812,32	36	349,85	658,94
<i>Microtus arvalis</i>	14	136,05	270,53	129	1 253,64	2 499,34
<i>Myodes glareolus</i>	14	136,05	320,25	16	155,49	358,80
<i>Crocidura leucodon</i>	0	0,00	0,00	1	9,72	9,67
<i>Crocidura suaveolens</i>	0	0,00	0,00	1	9,72	9,81
<i>Sorex araneus</i>	0	0,00	0,00	3	29,15	19,61
<i>Sorex minutus</i>	0	0,00	0,00	1	9,72	2,47
Celkem	84	816,33	1773,83	202	1 963,07	3956,43
Biodiverzita	4			8		

Tab. č. 3: Zjištěná abundance společenstva DZS v jednotlivých odchyťových termínech

Abundance		odchyťový termín											
č. lokality	typ lokality	21 jaro	21 léto 1	21 léto 2	21 podzim	22 jaro	22 léto 1	22 léto 2	22 podzim	23 jaro	23 léto 1	23 léto 2	23 podzim
1	rekultivace	1	2	0	3	1	8	10	5	1	2	7	19
2	rekultivace	1	1	31	27	1	13	12	11	3	17	2	24
3	sukcese	1	2	1	3	2	2	3	3	0	0	1	8
4	sukcese	2	1	8	12	3	2	3	7	3	2	3	12

Tab. č. 4: Zjištěná biomasa společenstva DZS v jednotlivých odchyťových termínech

Biomasa		odchyťový termín											
č. lokality	typ lokality	21 jaro	21 léto 1	21 léto 2	21 podzim	22 jaro	22 léto 1	22 léto 2	22 podzim	23 jaro	23 léto 1	23 léto 2	23 podzim
1	rekultivace	9,81	37,74	0	48,55	26,69	178,82	230,26	87,94	19,25	39,67	186,32	409,39
2	rekultivace	17,61	16,44	485,03	440,35	22,63	283,28	250,46	195,76	63,84	395,6	48,4	462,59
3	sukcese	26,69	33,98	21,5	59,71	52,94	51,78	96,03	66,16	0	0	33,84	191,39
4	sukcese	43,18	34,89	159,78	218,85	82,36	49,89	61,41	119	76,1	39,5	59,16	195,69

Tab. č. 5: Vypočítaná denzita společenstva DZS v jednotlivých odchyťových termínech

Denzita na 1ha		odchyťový termín											
č. Lokality	typ lokality	21 jaro	21 léto 1	21 léto 2	21 podzim	22 jaro	22 léto 1	22 léto 2	22 podzim	23 jaro	23 léto 1	23 léto 2	23 podzim
	počet nocí	3	4	4	3	3	4	4	3	3	4	4	3
1	rekultivace	2,7211	4,0816	0,0000	8,1633	2,7211	16,3265	20,4082	13,6054	2,7211	4,0816	14,2857	51,7007
2	rekultivace	2,7211	2,0408	63,2653	73,4694	2,7211	26,5306	24,4898	29,9320	8,1633	34,6939	4,0816	65,3061
3	sukcese	2,7211	4,0816	2,0408	8,1633	5,4422	4,0816	6,1224	8,1633	0,0000	0,0000	2,0408	21,7687
4	sukcese	5,4422	2,0408	16,3265	32,6531	8,1633	4,0816	6,1224	19,0476	8,1633	4,0816	6,1224	32,6531

5.1 Srovnání sledovaných charakteristik

5.1.1 Abundance společenstva drobných zemních savců

Abundance společenstva DZS za celé sledované období 2021-23 byla na rekultivovaných lokalitách (202 jedinců), tj. 2,4x vyšší než na plochách ponechaných spontánní sukcesi (84 jedinců), viz graf č. 1.

Typ lokality	Abundance
sukcese	84
rekultivace	202

Graf č. 1: Histogram abundance dle typu obnovy

K ověření závislosti abundance společenstva DZS na typu obnovy biotopu jsem zformulovala statistické hypotézy:

H_0 : Neexistuje statisticky významný rozdíl v abundanci DZS na plochách obnovených rekultivací nebo ponechaných spontánní sukcesi.

H_A : Abundance DZS na rekultivovaných plochách se průkazně liší od abundance na plochách ponechaných spontánní sukcesi.

Závislost abundance společenstva DZS na typu území byla testována pomocí ANOVA s opakovanými měřeními, s faktorem termín odchyty (12 úrovní) a faktorem typ území (rekultivace, sukcese).

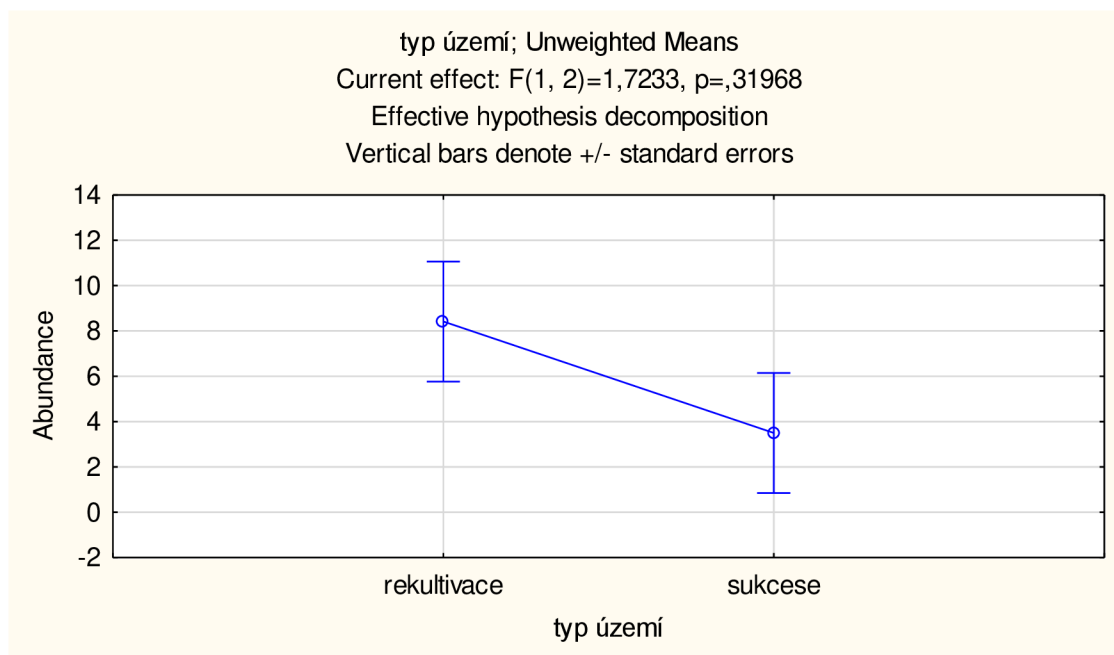
Hodnoty testové statistiky ukazuje tabulka č. 6.

Tabulka č. 6: Testová statistika – abundance společenstva DZS

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	1704,083	1	1704,083	10,12327	0,086
typ území	290,083	1	290,083	1,72327	0,320
Error	336,667	2	168,333		
ODCHYT	907,917	11	82,538	2,61146	0,027
ODCHYT*typ území	245,917	11	22,356	0,70733	0,719
Error	695,333	22	31,606		

P-hodnota faktoru typ území $p=0,320$ vyšla vyšší než zvolená hladina významnosti 0,05, tj. nulová hypotéza nebyla zamítnuta. Na hladině významnosti 0,05 nebyl prokázán rozdíl abundance DZS na plochách obnovených rekultivací nebo ponechaných spontánní sukcesi.

Následující graf č. 2 zobrazuje pro oba typy obnovy průměry a standardní chyby abundance DZS.



Graf č. 2: Abundance – průměry a standardní chyby dle typu území

5.1.1.1 Abundance dle jednotlivých druhů DZS

K porovnání abundance na sukcesních a rekultivovaných lokalitách jsem si zároveň položila otázku nakolik je odlišná distribuce jednotlivých druhů pro sukcesi a rekultivaci, což odráží tabulka 7.

Tab. č. 7: Přehled abundance DZS dle zjištěných druhů

Číslo lokality	Typ lokality	Rodentia				Eulipotyphla				Diverzita DZS	Abundance
		<i>Apodemus flavicollis</i>	<i>Apodemus sylvaticus</i>	<i>Microtus arvalis</i>	<i>Myodes glareolus</i>	<i>Crocidura leucodon</i>	<i>Crocidura suaveolens</i>	<i>Sorex araneus</i>	<i>Sorex minutus</i>		
1	sukcese	5	5	2	14					4	26
2	sukcese	11	35	12						3	58
3	rekultivace	15	17	6	16	1	1	2	1	8	59
4	rekultivace		19	123				1		3	143
CELKEM		31	76	143	30	1	1	3	1	8	286

Statistické hypotézy

H₀: Distribuce druhů je v lokalitách vzniklých řízenou rekultivací a lokalitách ponechaných spontánní sukcesi stejná.

H_A: Distribuce druhů se v lokalitách vzniklých řízenou rekultivací a lokalitách ponechaných spontánní sukcesi liší.

K vyhodnocení byl použit χ^2 test nezávislosti – kontingenční tabulka viz tabulka č. 8.

Tab. č. 8: Kontingenční tabulka a χ^2 test

Chí-kvadrát test	Typ lokality				celkem
	sukcese		rekultivace		
p-hodnota: <0,001	n	%	n	%	
Druh					
<i>Apodemus flavicollis</i>	16	19 %	15	7 %	31
<i>Apodemus sylvaticus</i>	40	48 %	36	18 %	76
<i>Microtus arvalis</i>	14	17 %	129	64 %	143
<i>Myodes glareolus</i>	14	17 %	16	8 %	30
<i>Crociodura leucodon*</i>	0	0 %	1	0 %	1
<i>Crociodura suaveolens*</i>	0	0 %	1	0 %	1
<i>Sorex araneus*</i>	0	0 %	3	1 %	3
<i>Sorex minutus*</i>	0	0 %	1	0 %	1
Celkem	84		202		1

K výpočtu χ^2 testu nezávislosti nebyly použity níže zastoupené druhy (v tabulce označeny hvězdičkou). Ze zbylých druhů bylo na sukcesi ve srovnání s rekultivací vyšší zastoupení druhů *Apodemus flavicollis* (19 % vs 7 %), *Apodemus sylvaticus* (48 % vs 18 %) a *Myodes glareolus* (17 % vs 8 %). Naopak na rekultivaci bylo vyšší zastoupení druhu *Microtus arvalis* (64 % vs 17 %). P-hodnota χ^2 testu nezávislosti v kontingenční tabulce je <0,001, tj. nižší než zvolená hladina významnosti 0,05. Nulová hypotéza byla zamítnuta ve prospěch alternativní hypotézy.

Na hladině významnosti 0,05 byl prokázán rozdíl v distribuci druhů v lokalitách vzniklých řízenou biologickou rekultivací a lokalitách ponechaných spontánní sukcesi.

5.1.2 Denzita společenstva drobných zemních savců

Celková denzita společenstva drobných zemních savců byla vypočítána pro sukcesní lokality $ds = 8,16/ha$, resp. $816,33/km^2$. Podobně denzita společenstva na rekultivovaných lokalitách byla stanovena $ds = 19,63/ha$, resp. $1963,07/km^2$.

Denzita drobných zemních savců na rekultivovaných lokalitách tak byla 2,4x vyšší oproti sukcesi.

K vyšetření závislosti denzity společenstva drobných zemiň savců na daném typu obnovy biotopu jsem zformulovala statistické hypotézy:

H_0 : Neexistuje statisticky významný rozdíl v denzitě DZS na plochách obnovených rekultivací nebo ponechaných spontánní sukcesí.

H_A : Denzita DZS na rekultivovaných plochách se průkazně liší od denzity na plochách ponechaných spontánní sukcesí.

Využila jsem opět analýzu rozptylu ANOVA s opakovanými měřeními, s faktorem termín odchyty (12 úrovní) a faktorem typ území (rekultivace, sukcese) viz tab. č. 9.

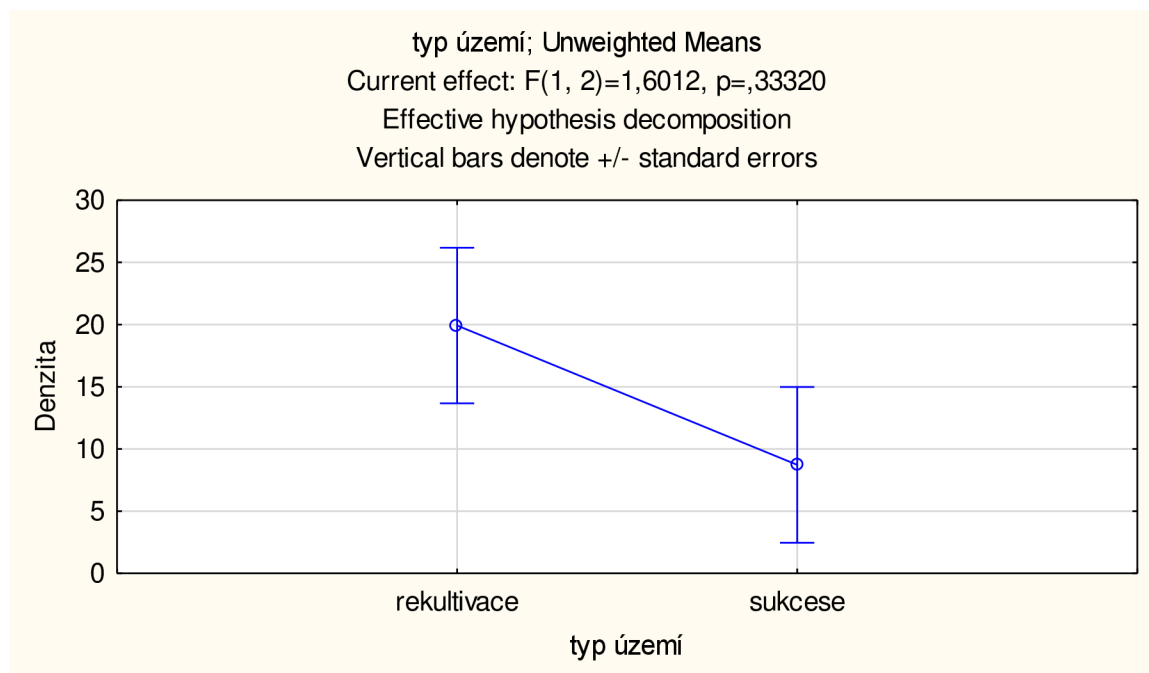
Tab. č. 9: Testová statistika – denzita společenstva DZS

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	9854,314	1	9854,314	10,48921	0,084
typ území	1504,244	1	1504,244	1,60116	0,333
Error	1878,943	2	939,472		
ODCHYT	6525,782	11	593,253	3,56763	0,005
ODCHYT*typ území	1376,847	11	125,168	0,75272	0,680
Error	3658,333	22	166,288		

Na základě výsledků lze rozhodnout o následující nulové hypotéze:

P-hodnota faktoru typ území $p=0,333$ je vyšší než zvolená hladina významnosti 0,05, tj. nulová hypotéza nebyla zamítnuta. Na hladině významnosti 0,05 nebyl prokázán rozdíl denzity DZS na plochách obnovených rekultivací nebo ponechaných spontánní sukcesí.

Následující graf č. 3 zobrazuje pro oba typy obnovy průměry a standardní chyby testování denzity DZS.



Graf č. 3: Denzita – průměry a standardní chyby dle typu území

5.1.3 Biomasa společenstva drobných zemních savců

Celková biomasa drobných zemních savců zjištěná terénním výzkumem byla 1773,83 g na sukcesních lokalitách a 3956,42 g na rekultivovaných lokalitách viz tab. č. 4.

To odpovídá relativní biomase 172,38 g/ha, resp. 17,24 kg/km² na sukcesních plochách a 384,49 g/ha, resp. 38,45 kg/km² na rekultivacích.

Biomasa byla celkově vyšší na rekultivovaných lokalitách 2,23x.

Podobně k vyšetření závislosti biomasy společenstva drobných zemních savců na typu obnovy lokalit jsem zformulovala statistické hypotézy:

H₀: Neexistuje statisticky významný rozdíl v biomase DZS na plochách obnovených rekultivací nebo ponechaných spontánní sukcesí.

H_A: Biomasa DZS na rekultivovaných plochách se průkazně liší od biomasy na plochách ponechaných spontánní sukcesí.

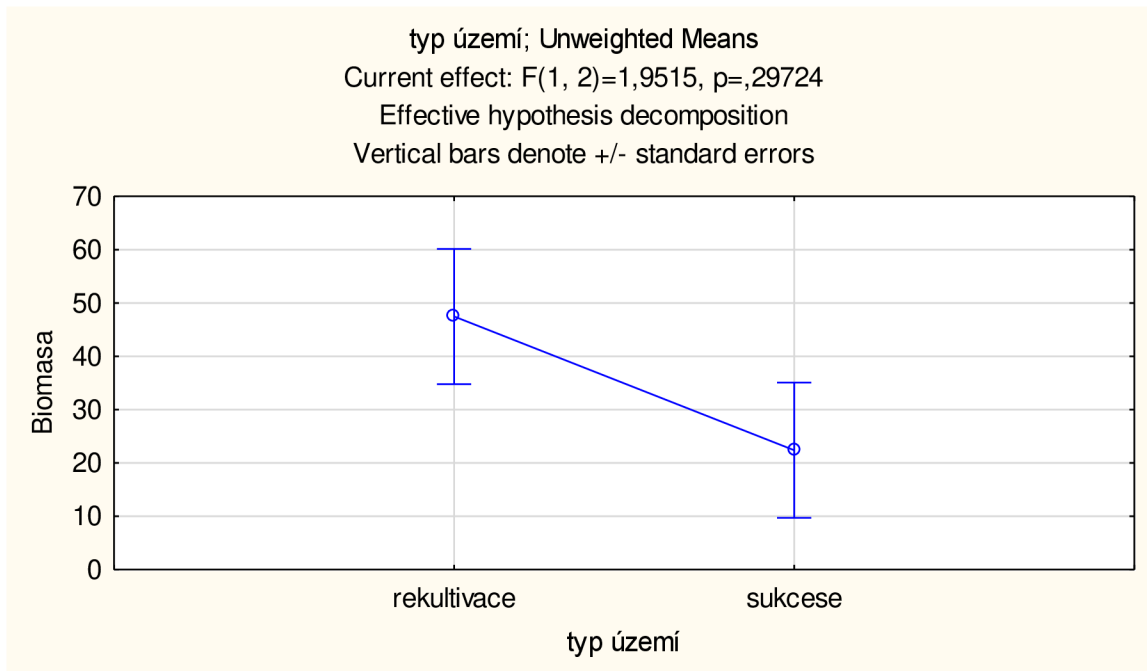
Závislost biomasy DZS na typu obnovy lokalit byla testována pomocí ANOVA s opakovanými měřeními, s faktorem termín odchyty (12 úrovní) a faktorem typ území (rekultivace, sukcese) – viz tab. č. 10.

Tab. č. 10: Testová statistika – biomasa společenstva DZS

Effect	SS	Degr. of Freedom	MS	F	p
Intercept	58609,17	1	58609,17	15,16542	0,060
typ území	7542,02	1	7542,02	1,95154	0,297
Error	7729,32	2	3864,66		
ODCHYT	33509,21	11	3046,29	4,02715	0,003
ODCHYT*typ území	8613,81	11	783,07	1,03521	0,451
Error	16641,66	22	756,44		

P-hodnota faktoru typ území $p=0,297$ vyšla vyšší než zvolená hladina významnosti 0,05, tj. nulová hypotéza nebyla zamítnuta. Na hladině významnosti 0,05 nebyl prokázán rozdíl biomasy DZS na plochách obnovených rekultivací nebo ponechaných spontánní sukcesí.

Následující graf č. 4 zobrazuje pro oba typy obnovy průměry a standardní chyby testované biomasy DZS.



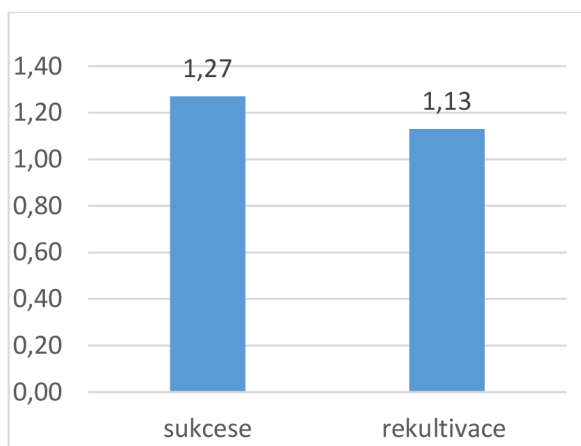
Graf č. 4: Biomasa – průměry a standardní chyby dle typu území

5.1.4 Biodiverzita

Vyšší stupeň biodiverzity byl determinován v rekultivovaných lokalitách (8) oproti sukcesi (4). Přistoupila jsem také k výpočtu Shannon-Weinerova indexu diverzity, který se snaží zohlednit také další atributy diverzity jako např. vyvážené zastoupení druhů.

Shannonův – Weinerův diverzity index

Hodnota Shannonova – Weinerova indexu byla pro lokality ponechané spontánní sukcesi $H' = 1,27$, zatímco pro lokality vzniklé řízenou rekultivací $H' = 1,13$, viz graf č. 5. Na základě těchto hodnot lze konstatovat, že druhová diverzita byla vyšší v lokalitách ponechaných spontánní sukcesi.



Graf č. 5: Shannon-Weiner diversity index DZS na sukcesních a rekultivovaných lokalitách

Simpsonův index dominance

Hodnota Simpsonova indexu byla pro lokality ponechané spontánní sukcesi rovna $SD = 0,31$, zatímco pro lokality vzniklé řízenou rekultivací $SD = 0,45$. Na základě těchto hodnot lze konstatovat, že druhová dominance byla vyšší v lokalitách vzniklých biologickou rekultivací. Podobně jako u χ^2 testu distribuce druhů byl identifikován dominantní druh *Microtus arvalis*.

6 Diskuze

V této diplomové práci byly porovnávány základní charakteristiky společenstev drobných zemních savců na základě dat získaných terénním sběrem na 4 pozorovaných lokalitách v průběhu let 2021-2023.

Cílem práce bylo ukázat, zda způsob obnovy biotopu řízenou rekultivací nebo spontánní sukcesí, ovlivní sledované charakteristiky společenstev drobných zemních savců, kteří ho osídlí. Zvolenými charakteristikami jsou abundance, druhová diverzita, biomasa a denzita.

Odchyceno bylo celkem 286 jedinců drobných zemních savců, z toho na rekultivovaných lokalitách 202 a na sukcesních 84. Na rekultivovaných lokalitách byl nejčastěji zastoupen hraboš polní (*Microtus arvalis* - 64 %), který výrazně dominoval ve výběru, na sukcesních plochách byla nejpočetněji zastoupena myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus* - 46 %), jednotlivé druhy drobných zemních savců byly ale na sukcesních lokalitách zastoupeny rovnoměrněji. Z nasbíraných dat lze usuzovat na nižší zastoupení Eulipotyphla oproti Rodentia (na rekultivacích 2,9 %, na sukcesi chybí zcela).

Pro statistické porovnání obou typů lokalit z hlediska abundance, denzity a biomasy byla zvolena analýza rozptylu (ANOVA) s opakovanými měřeními, přičemž testy neprokázaly statisticky významné rozdíly mezi oběma typy lokalit (sukcese/rekultivace) pro žádný z ukazatelů, přitom p-hodnota se pohybovala mezi 0,297 – 0,333 pro všechny 3 ukazatele. Budeme-li na základě tohoto zjištění považovat hodnoty abundance, denzity a biomasy za srovnatelné, můžeme přijmout závěr, že z hlediska sledovaných ukazatelů nevede k lepším výsledkům jeden nebo druhý způsob obnovy biotopu (řízená rekultivace / sukcese). Podobné závěry lze najít u např. u Lawer et al. (2019).

V případě abundance jsem také zjišťovala, zda se liší poměrné druhové složení (distribuce druhů) pro sukcesí a rekultivaci, přitom jsem uplatnila χ^2 test nezávislosti. Z výsledků vyplývá, že distribuce druhů je rozdílná mezi danými typy lokalit, přitom je na místě zmínit, že k danému výsledku jsme došli vzhledem k vysokému podílu hraboše polního (*Microtus arvalis*) na rekultivovaných lokalitách (pokud bychom nezahrnuli hraboše polního, jsou rozdíly v distribuci druhů statisticky nevýznamné).

V případě biodiverzity nejsou výsledky jednoznačné. Ačkoliv absolutní hodnoty počtu druhů ukazují na větší rozmanitost na rekultivovaných lokalitách (8 proti 4), četnosti odchycených jedinců řádu Eulipotyphla jsou velice nízké (1,1,2,1) a na základě výpočtu Shannonova-Weinerova diverzity indexů za oba typy lokalit můžeme usuzovat na větší relativní diverzitu druhů na sukcesních plochách ($H' = 1,27$), zatímco pro lokality vzniklé řízenou rekultivací je $H' = 1,13$. V souladu s tím jsou např. závěry Hendrychová (2008) která poukazuje na to, že absence technické rekultivace může mít velký potenciál ve včasné kolonizaci organismů z okolní krajiny, přičemž na spontánně sukcesních plochách byla pozorována vyšší druhová diverzita než na rekultivovaných lokalitách.

O absenci hmyzožravců na sukcesních lokalitách pojednává např. Hingtgen & Clark (1984), kteří uvádějí, že hlodavci potravně závislí na travních porostech s vysokým reprodukčním potenciálem reagují na změněné podmínky výrazně rychleji než hmyzožravci a hlodavci zaměřeni na sběr semen s nižší reprodukční schopností. Zejména druhy

hmyzožravců vázané převážně na hypogeickou (podpovrchovou) složku fauny bezobratlých nalézají obtížně vhodné podmínky na sukcesních lokalitách, kde nejsou půdní struktura a rozvoj edafonu aktivně akcelerovány (Hanzal & Anděra 2023). Na nutnost delšího vývoje biotopu poukazuje také práce Zárubnické et al. (2017), která udává přítomnost rejska obecného až na lokalitách vyššího sukcesního stáří, kde byla již vytvořená dostatečná vrstva humusu a hrabanky, dostatečně vyvinuté bylinné patro s celkově vyšší vegetací.

Simpsonův index dominance má na sukcesních lokalitách hodnotu $SD = 0,31$, na rekultivovaných lokalitách $SD = 0,45$. To odráží dominantní postavení *Microtus arvalis* na rekultivovaných plochách, přitom rozhodující vliv měla lokalita, kde proběhla zemědělská rekultivace s výsevem jetelotravních směsí. Srovnatelné výsledky předkládá Heroldová et al. (2007) ve studii, kde porovnává abundance DZS na 8 typech monokulturních ploch. Přitom právě na vojtěškových lokalitách dosahovala abundance *Microtus arvalis* absolutních maxim napříč všemi sledovanými lokalitami a zároveň také v mezidruhovém srovnání – patrně také vzhledem k tomu, že tyto plochy nebyly (na rozdíl od obilných, kukuřičných nebo řepných polí) několik let zasaženy orbou.

Ačkoliv jsem se v této práci zaměřila na srovnání charakteristiky společenstev drobných zemních savců dle obecnějšího pohledu na obnovu biotopu (z hlediska sukcesního vývoje nebo řízené biologické rekultivace), bylo by zajímavé sledovat tyto charakteristiky také z pohledu specifických rekultivačních postupů (zemědělská, lesnická, hydrická, rekreační rekultivace apod). Rozlišení na jednotlivé rekultivační postupy nebylo v této práci zohledněno (ani vstupní data neposkytují informace pro systematickou analýzu, neboť použité rekultivační technologie se redukují na zemědělskou a lesnickou rekultivaci), je přitom ale zřejmé, že specifické rekultivační postupy vytváří odlišný habitat, který do značné míry předurčuje budoucí strukturu a diverzitu společenstva DZS (Melichar et al. 2019). Výsledky řady studií, které mapují společenstva DZS na rekultivovaných post-těžebních územích, poukazují na oportunistické druhy, kterým se daří rychle osidlovat nová území – viz. Larkin (2008), kde dokumentuje dokonce 98 % zastoupení křečka bělonohého (*Peromyscus leucopus*) na rekultivovaných lokalitách v Kentucky. V některých případech může být rekultivační postup natolik determinující, že naopak řada jinak běžně se vyskytujících druhů není schopna nová stanoviště osídlit – viz např. (Battisti et al. 2020), kdy vzhledem k specifickému způsobu zemědělské rekultivace (postupné naplavování říčních sedimentů uměle vytvořenými vodními kanály - tzv. „colmata“) jsou ze společenstva DZS zcela vyřazeny druhy *Talpa* sp. nebo *Microtus savii*, které jsou jinak zastoupeny na celém apeninském poloostrově.

Dalším faktorem, který ovlivňuje charakteristicky společenstva DZS, je zapojenost vegetace a samotné stáří lokality (Sullivan et al. 2012) - tyto aspekty však nebyly v této studii zohledňovány. Lawer et al. (2019) uvádějí, že obnova počtů DZS na referenční úrovni má tendenci vykazovat relativně kratší dobu v případě aktivních rekultivací, v časovém horizontu 50 let, ale nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v rámci studií zařazených do srovnávacího projektu. Z tohoto pohledu by bylo zajímavé sledovat vývoj společenstev v delším časovém období (3-letý monitoring neposkytuje data k dostatečné časové analýze).

Jedním z faktorů osídlení či neosídlení stanoviště může být také charakter širšího okolí dané lokality – například blízkost lesního porostu, lidských sídel nebo vodních ploch, což může ovlivnit přítomnost různých druhů. Na dané lokalitě potom mohou být více zastoupeny druhy lesního prostředí, zatímco na jiné lokalitě se mohou vyskytovat spíše druhy s afinitou k vodnímu prostředí nebo synantropní druhy (Chobot et al. 2021). Vliv tohoto faktoru na společenstva DZV nemohu ve své studii vyhodnotit, neboť odpovídající data nebyla během odchytových terénních prací systematicky zjišťována.

7 Závěr

V rámci tříletého monitoringu drobných zemních savců (v letech 2021–2023) bylo na 2 vybraných lokalitách Velké podkrušnohorské výsypky ponechaných spontánní sukcesi a 2 lokalitách po řízené biologické rekultivaci odchyceno 286 drobných zemních savců, celkem 8 druhů (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*).

Odchyt probíhal během 2053 past'onocí a sledovány byly základní charakteristiky společenstev – abundance, denzita, biomasa a diverzita.

Nejvyšší abundance byla na rekultivovaných lokalitách – 202 jedinců, na sukcesních lokalitách 84 jedinců, tedy 2,4x více na rekultivaci. Podobně denzita společenstva byla na rekultivovaných lokalitách plochách 19,63/ha, na sukcesních lokalitách dosahovala hodnoty 8,16/ha. Celková biomasa zjištěná terénním výzkumem byla 3956,42 g, resp. 384,49 g/ha na rekultivovaných lokalitách, na sukcesních plochách byla 1773,83 g, resp. 172,38 g/ha.

Na tomto rozdílu se podílel především *Microtus arvalis*, který dominoval na rekultivovaných plochách (63 %), tomu odpovídá také Simpsonův index dominance, který byl 0,48 na rekultivovaných lokalitách, na sukcesních lokalitách potom 0,31.

Analýza jednotlivých charakteristik – abundance, denzity a biomasy – za jednotlivé typy obnovy neprokázala v rámci uplatněného testování ANOVA s opakovaným měřením statisticky významné rozdíly pro žádný z těchto ukazatelů.

Druhovú diverzitu odchycených drobných zemních savců byla šetřena pomocí Shannon-Weaver indexu diverzity, který ukázal hodnotu 1,13 pro rekultivace a 1,27 pro sukcese, tedy příznivější výsledek ve prospěch spontánně sukcesních lokalit.

Výsledky dokazují, že oba obnovní postupy vytváří vhodné podmínky pro rozvoj společenstva drobných zemních savců. Na základě získaných výsledků lze usuzovat, že způsob obnovy biotopu ovlivní charakteristiky společenstev drobných zemních savců, které ho osídlí. Na rekultivovaných lokalitách dochází po lidském zásahu k rychlejší obnově vegetačního krytu a dochází k rychlému osídlení drobnými zemními savci. Zatímco relativní stejnorodost biotopu vzniklého daným rekultivačním postupem (strukturace terénu, zvolená vegetace apod.) umožňuje prosazení a dominanci oportunistických druhů, sukcesní lokality jsou přirozenější, druhově vyrovnanější, a proto zřejmě i stabilnější.

Cílem mojí práce bylo ukázat, zda se základní charakteristiky (abundance, denzita, biomasa a diverzita) společenstev DZS prokazatelně liší na rekultivovaných plochách od území ponechaných spontánní sukcesi. Uplatněné statistické metody neprokázali nad daty nasbíranými během terénního výzkumu statisticky významné rozdíly mezi těmito typy lokalit.

Je tedy zřejmé, že pasivní přístup k obnově biotopu přináší plnohodnotnou alternativu k řízené rekultivaci území po těžbě, přitom společenstvo drobných zemních savců na sukcesních plochách je stabilnější a druhově vyrovnané.

8 Literatura

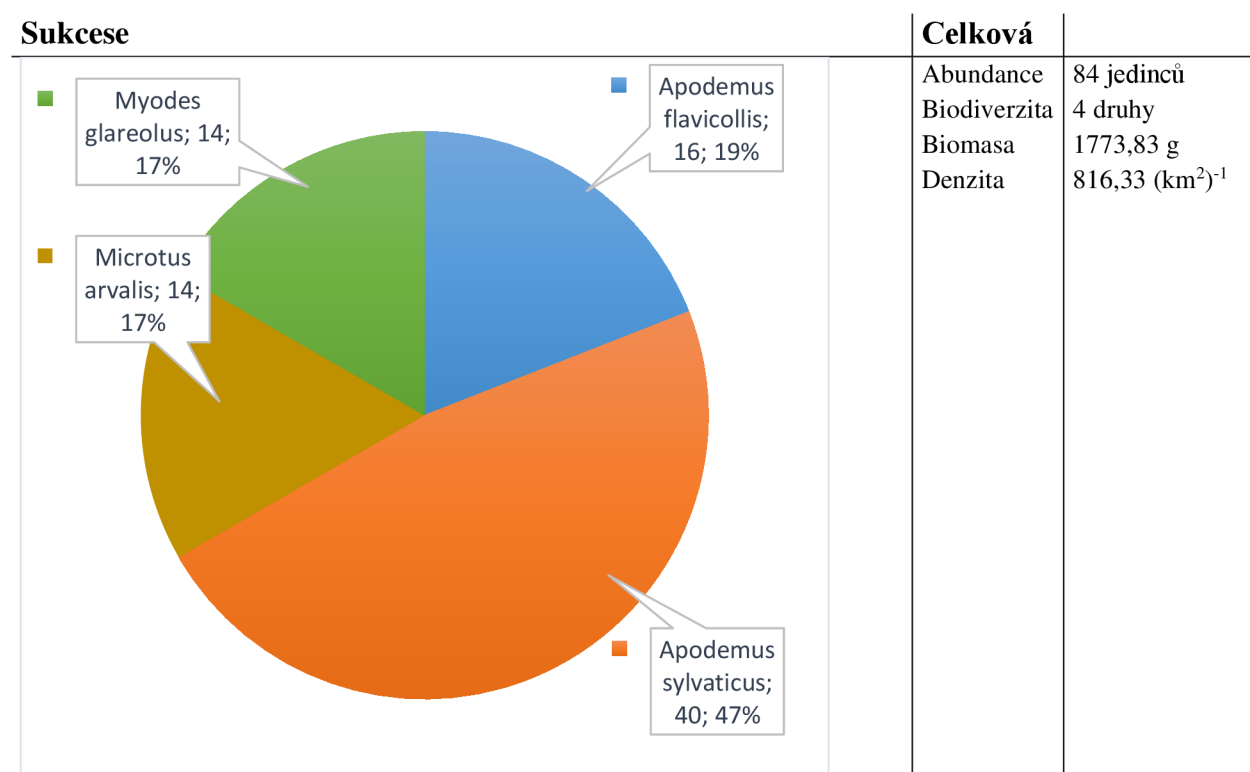
- Amrani CR, Samuel DE. 1988. Habitat use by selected small mammals occurring in surface mine cattail marshes. *Mine Drainage and Surface Mine Reclamation: Mine reclamation, abandoned mine lands, and policy issues*:125.
- Anděra M. 2016. Studie o přírodě Prahy - savci Prahy. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, regionální pracoviště Střední Čechy, Praha.
- Anděra M, Gaisler J. 2012. Savci České republiky. Academia, Praha.
- Anděra M, Horáček I. 2005. Poznáváme naše savce2. Sobotáles, Praha.
- Author T, Gust DA, Schmidly DJ. 1986. American Society of Mammalogists Small Mammal Populations on Reclaimed Strip-Mined Areas in Freestone County. Page Source: *Journal of Mammalogy*. Available from <http://www.jstor.org>URL:<http://www.jstor.org/stable/1381031>http://www.jstor.org/stable/1381031?seq=1&cid=pdf-reference#references_tab_contents.
- Battisti C, Dodaro G, Di Bagno E, Amori G. 2020. Small mammal assemblages in land-reclaimed areas: do historical soil use changes and recent anthropisation affect their dominance structure? *Ethology Ecology and Evolution* **32**:282–288. Taylor and Francis Ltd.
- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation — advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* **51**:89–100.
- Cejpek J, Frouz J. 2013. Výsypka a její příroda. Naše příroda.
- Čepelka L, Heroldová M, Homolka M, Purchart L, Suchomel J. 2017. Diverzita a početnost drobných savců v lesních výsadbách na podzim 2015:189–196.
- Chobot K, Pergl J, Görner T. 2021. Sledování nepůvodních a invazních druhů. *Ochrana přírody*:30–31. Available from <https://portal.nature.cz/kartydruhu>.
- Cudlín O, Haisová M, Miklas B, Pecharová E, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 2010. Porovnání různých typů rekultivací výsypek z pohledu biodiverzity drobných savců: předběžné výsledky. Kanada.
- De Bellocq JG et al. 2023. First record of the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, in the Czech Republic. *Journal of Vertebrate Biology* **72**.
- Dimitrovský K. 2001. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku1. Sokolovská uhelná a.s., Sokolov.
- Dorigo L, Boscutti F, Sigura M. 2021. Landscape and microhabitat features determine small mammal abundance in forest patches in agricultural landscapes. *PeerJ* **9**:e12306.
- Drechsler J. 2014. Vzpomínky na budování a provoz výsypek ve východní části Sokolovského revíru. Page Vzpomínky na budování a provoz výsypek ve východní části Sokolovského revíru.
- Flousek J, Vohralík V, Fejklová P. 2004. New records of the striped field mouse (*Apodemus agrarius*) in the Krkonoše Mts (Czech Republic). *Lynx* **35**:35–41.
- Frouz J, Pöpperl J, Příkryl I, Štrudl J. 2007. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce, a.s., Sokolov.
- Frouz J, Prach K, Pižl V, Háněl L, Starý J, Tajovský K, Materna J, Balík V, Kalčík J, Řehouňková K. 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* **44**:109–121.

- Gremlica T, Cílek V, Vrabc V, Zavadil V, Lepšíková A. 2013. Industriální krajina a její přirozená obnova. Novela bohemia, Praha.
- Hanzal V. 2018. Metodika inventarizačního průzkumu: Savci. AOPK ČR.
- Hanzal V, Anděra M. 2023. Rejsec menší a naši další hmyzožravci. Ochrana přírody 5 **78**:2–8.
- Harris LD. 1988. The nature of cumulative impacts on biotic diversity of wetland vertebrates. *Environmental Management* **12**:678–693.
- 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.
- Hendrychová M. 2020. Využití spontánní sukcese jako efektivního nástroje ekologické obnovy lomu ČSA. Praha.
- Herolodová M, Zejda J. 2015. Divoce žijící savci a travinná společenstva. *Veronica*:23–24.
- Hingtgen TM, Clark WR. 1984. Small Mammal Recolonization of Reclaimed Coal Surface-Mined Land in Wyoming. Page Source: *The Journal of Wildlife Management*. Available from <http://www.jstor.org> URL:<http://www.jstor.org/stable/3801786>.
- Hlůška L. 2008. Vplyv habitatových gradientov na štruktúru spoločenstiev drobných zemných cicavcov (eulipotyphla, rodentia) Influence of habitat gradients on the structure of small mammals communities (Eulipotyphla, Rodentia).
- Lacki MJ, Hummer JW, Webster HJ. 2005. Effect of Reclamation Technique on Mammal Communities Inhabiting Wetlands on Mined Lands in East-Central Ohio 1.
- Larkin JL, Maehr DS, Krupa JJ, Cox JJ, Alexy K, Unger DE, Barton C. 2008. Small mammal response to vegetation and spoil conditions on a reclaimed surface mine in eastern Kentucky. *Southeastern Naturalist* **7**:401–412. Humboldt Field Research Institute.
- Lawer EA, Mupepele AC, Klein AM. 2019, March 15. Responses of small mammals to land restoration after mining. Springer Netherlands.
- Lepš J, Šmilauer P. 2016. Biostatistika, 1st edition. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích v edici Episteme, České Budějovice.
- McConnell DL, Samuel DE. 1985. Small mammal and avian populations utilizing cattail marshes on reclaimed surface mines in West Virginia:329–336.
- Melichar J, Pavelčík P, Braun Kohlová M, Frouz J, Máca V, Kaprová K, Karel J. 2019. Metodika pro hodnocení alternativních způsobů obnovy post-těžební krajiny. Univerzita Karlova, Centrum pro otázky životního prostředí, Praha.
- Monamy V, Fox BJ. 2000. Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Austral Ecology* **25**:580–587. Blackwell Publishing.
- Mudrák O, Doležal J, Frouz J. 2016. *Ecological Engineering* 95. Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession post-mining sites:665–670.
- Nichols OG, Nichols FM. 2003. Long-Term Trends in Faunal Recolonization After Bauxite Mining in the Jarrah Forest of Southwestern Australia. *Restoration Ecology* **11**:261–272.
- Nolan KA, Callahan JE. 2006. Beachcomber Biology: The Shannon-Weiner Species Diversity Index. Available from <http://www.ableweb.org>.
- Pauliš P, Rojík P, Malíková R, Pour O, Civiš S. 2014. Clinoptilolite-From the coal mine Družba in the Sokolov Basin (Czech Republic). *Bulletin*:303–304.
- Pešout P. 2021. Vláda uvažuje o ekologické obnově hnědouhelných velkolomů. Ochrana přírody č. 4.
- Prach K. 2010. Výsypky. Pages 15–35 *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.

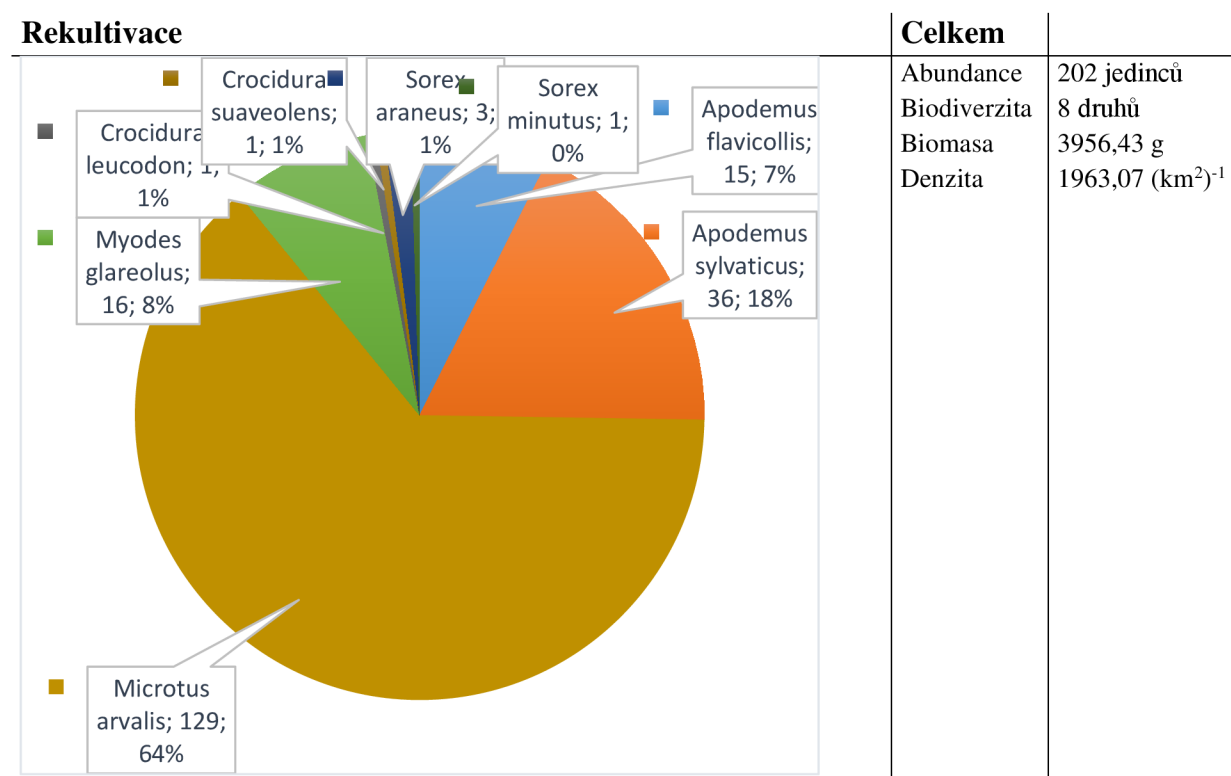
- Prach K, Hobbs RJ. 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* **16**:363–366.
- Příkryl I. 2022. Vody vznikající v souvislosti s těžbou surovin. *Živa*:215.
- Příkryl I, Pecharová E, Kosík M. 2020. Vymezení ploch v lomu Jíří potenciálně vhodných pro sukcesní vývoj. Třeboň.
- Řehounek J, Řehouneková K, Prach K, Tropek R. 2015. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi2. Calla, České Budějovice.
- Sheftel BI. 2010. Chapter 9 Role of different mechanisms in type determination of population dynamics for small mammals from boreal forestry zone.
- Slábová M, Broumová H, Pecharová E. 2008. Communities of Small Mammals as Indicators of Biodiversity Changes in Reclaimed Areas after Coal Mining. *Karlovy Vary*.
- Solari S, Baker RJ. 2007. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. *Journal of Mammalogy* **88**:824–830.
- Suchomel J. 2008. Ochrana hlodavců na okraji pozornosti. *Ochrana přírody* **3**.
- Sullivan TP, Sullivan DS, Thistlewood HMA. 2012. Abundance and diversity of small mammals in response to various linear habitats in semi-arid agricultural landscapes. *Journal of Arid Environments* **83**:54–61.
- Tichánek F. 2011. Mostecké výsypky: významné refugium ohrožených druhů organismů. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/suspa/vyuka/materialy/Tichanek.pdf>.
- Tscharntke T, Steffan-Dewenter I, Kruess A, Thies C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Feature Ecological Applications* **354**:354–363.
- Vojar J, Doležalová J, Solský M. 2016. Obojživelníci na výsypkách nové poznatky o biologickému významu post-těžebních území (nejen) pro obojživelníky. *Fórum ochrany přírody*.
- Vráblíková J, Vráblík P. 2007. Využívání území v průmyslové krajině Land use in the industrial landscape “Bioclimatology and natural hazards.” Połana nad Detvou. Available from <http://www.pku.cz/>.
- Vráblíková J, Vráblík P. 2009. Těžba uhlí - významná disparita Podkrušnohoří. *Studia Oecologica*:58.
- Vráblíková J, Wildová E, Vráblík P. 2016. Proces rekultivace jako nástroj udržitelného rozvoje v antropogenně zatížené krajině severních Čech. *Studia Oecologica* **1**. Ústí nad Labem.
- 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**. Springer Verlag.

9 Příloha 1

9.1 Grafy zastoupení DZS dle typu rekultivace



Graf č. 6: Poměrné zastoupení DZS na spontánní sukcesi



Graf č. 7: Poměrné zastoupení druhů na rekultivovaných lokalitách