

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Vývoj společenstev drobných zemních savců
v post-těžebních územích**

Diplomová práce

**Barbora Pavelková
Zájmové chovy zvířat**

Ing. Zuzana Čadková, Ph.D., DiS.

© 2019 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vývoj společenstev drobných zemních savců v post-těžebních územích" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 12.4.2019

Poděkování

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

Vývoj společenstev drobných zemních savců v post-těžebních územích

Souhrn

Cílem této práce bylo popsat abundanci a diverzitu drobných zemních savců v post-těžebním území severozápadních Čech a zjistit, zda existují rozdíly v diverzitě a abundanci mezi společenstvy drobných zemních savců na lokalitách ovlivněných těžbou hnědého uhlí a na lokalitách z okolního přirozeného prostředí.

V letech 2017-2018 proběhlo 8 odchyťových termínů v oblasti Sokolovska a Mostecka, kde bylo vytipováno celkem 21 odchyťových lokalit. Na deseti zkoumaných (post-těžebních) a na jedenácti kontrolních (přirozených) lokalitách bylo odchyceno do sklapovacích i živolovných pastí (rozložení pastí do odchyťových kvadrátů) 440 drobných zemních savců. Byli zaznamenáni jedinci 10 druhů: *Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Arvicola amphibius*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus*, 7 druhů náleží k řádu hlodavců a 3 k řádu hmyzožravců.

Rekultivované i přirozené lokality sdílely 8 druhů (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus*). *Arvicola amphibius* byl unikátním druhem pro přirozené lokality (chyběl na rekultivovaných lokalitách), *Crocidura leucodon* byla unikátním druhem pro rekultivované lokality (a chyběla na přirozených lokalitách).

V absolutních hodnotách byl nejpočetnějším uloveným druhem *Microtus arvalis* (240 jedinců), nejméně početným uloveným druhem byl pak *Arvicola amphibius* (pouze 1 jedinec). Průměrná relativní abundance (vztažená na 100 past'odní) na rekultivovaných lokalitách byla 10,58, průměrná relativní abundance na přirozených lokalitách byla 7,28.

U diverzity ani u abundance nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi post-těžebními a kontrolními (přirozenými) lokalitami. Hypotéza diplomové práce, že diverzita společenstev drobných zemních savců na lokalitách ovlivněných těžbou hnědého uhlí je odlišná než v okolním přirozeném prostředí, nebyla potvrzena.

Klíčová slova: rekultivace, sukcese, biodiverzita, abundance, hlodavci, hmyzožravci

Succession of small terrestrial mammals in post-mining areas

Summary

The aim of this diploma thesis was to describe diversity and abundance of small terrestrial mammals in post-mining areas in the Northwest of Bohemia and to find out, if there are some differences in diversity and abundance between communities of small terrestrials mammals in localities affected by brown coal mining and in neighbouring natural landscape.

In years 2017-2018, 8 trapping terms took place in region of Sokolovsko and Mostecko, where 21 trapping localities were selected. In total 440 small terrestrial mammals were captured at 10 studied (post-mining) localities and at 11 control (spontaneously developed) localities using snap traps and live traps (arranged in trapping quadrats). There were individuals of 10 species observed in monitored areas: *Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Arvicola amphibius*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus*, 7 species belong to rodents and 3 species belong to insectivores.

Both reclaimed and natural localities shared same 8 species (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus*). *Arvicola amphibius* was unique species for spontaneously developed localities (it was absent in post-mining localities), *Crocidura leucodon* was unique species for post-mining localities (and it was absent in natural localities).

Microtus arvalis was the most abundant species with absolute values of 240 individuals, the least trapped species was *Arvicola amphibius* (only one individual). Mean relative abundance (calculated for 100 trap-days) in post-mining localities was 10,58, but mean relative abundance in spontaneously developed localities was 7,28.

There were not any statistically significant differences found in diversity and abundance between post-mining and spontaneously developed localities. Hypothesis of this diploma thesis, that diversity of communities of small terrestrial mammals is different in post-mining localities compared to spontaneously developed localities, wasn't confirmed.

Keywords: restoration, recovery, ecological succession, biodiversity, abundance, rodents, insectivores

Obsah

1	Úvod	1
2	Cíl práce	2
2.1	Vědecká hypotéza	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Charakteristika oblasti Sokolovské a Severočeské pánve	3
3.1.1	Geografická charakteristika a krajinný ráz oblasti	3
3.1.2	Pedologická charakteristika, klima	3
3.1.3	Biotické poměry	3
3.2	Těžba hnědého uhlí na území severozápadních Čech	4
3.2.1	Historie hornictví na Sokolovsku a Mostecku	4
3.3	Vliv těžby hnědého uhlí na životní prostředí s důrazem vlivu na biosféru	4
3.4	Ekologická obnova	5
3.4.1	Rekultivace jako součást těžebního procesu	5
3.4.2	Způsoby rekultivace	6
3.5	Ekologie výsypek	7
3.5.1	Sukcese	7
3.5.2	Řízená a přirozená sukcese jako forma obnovy krajiny po těžbě	7
3.5.3	Obnova populací a společenstev drobných zemních savců	8
3.6	Populační dynamika	8
3.6.1	Faktory ovlivňující populační dynamiku drobných zemních savců	9
3.7	Využití drobných zemních savců k hodnocení stavu prostředí	10
3.8	Popis druhů drobných zemních savců vyskytujících se na území severozápadních Čech	10
3.8.1	Hlodavci (Rodentia)	12
3.8.1.1	Podčeleď hraboši (Arvicolinae)	12
3.8.1.2	Podčeleď pravé myši (Murinae)	13
3.8.2	Hmyzožravci (Insectivora)	14
3.8.2.1	Rejskovití (Soricidae)	15
4	Materiál a metody	17
4.1	Harmonogram odchytů	17
4.2	Charakteristika odchytných lokalit	17
4.3	Metody odchytů a určování drobných zemních savců	20
4.4	Zpracování dat	22
5	Výsledky	23
5.1	Výsledky odchytů na jednotlivých lokalitách	23

5.2	Přepočet odchycených DZS na 100 pastodní	25
5.3	Vyhodnocení druhové podobnosti u 2 typů lokalit (lokality vzniklé rekultivací a lokality s přirozeným vývojem)	25
5.4	Nejčastěji lovené druhy DZS dle typu lokality (R nebo P)	28
5.5	Statistické vyhodnocení abundance na dvou typech lokalit (rekultivovaných a přirozených)	29
6	Diskuze	32
7	Závěr	37
8	Literatura	38

1 Úvod

Povrchová těžba hnědého uhlí má značný dopad na jednotlivé složky a funkce krajiny. Při snaze o návrat rovnováhy narušeným ekosystémům je nutné postupovat v souladu s přirozenými principy jejich fungování (Slábová a kol., 2008). A právě sledování stavu biotopů a druhů je základním prostředkem, kterým lze zjišťovat dopady nejrůznějších změn na celý ekosystém.

Drobní zemní savci reagují na změny v prostředí změnami v druhové, početní a strukturální skladbě společenstev. Jsou proto považováni za indikátory stavu a vývoje prostředí (Bejček a Šťastný, 2010). Již proběhla řada studií, které drobné zemní savce jako ukazatele stavu a prostředí využívají (Brenner a kol., 1982; Ječný a Vojtěchová, 1984; Bejček, 1988; Halle, 1993; Rathke a Bröring, 2005; Bonczar a kol., 2011).

Diplomová práce vycházela z předpokladu, že post-těžební lokality v oblasti Sokolovska a Mostecká byly povrchovou těžbou negativně ovlivněny vytvářením lomových jam a výsypek, změnou vodního režimu a odstraněním vegetace a že negativní dopad bude možno sledovat i na stavu a vývoji společenstev drobných zemních savců, u kterých bude sledována rozdílná abundance a diverzita v porovnání se společenstvy drobných zemních savců z oblastí, které povrchovou těžbou hnědého uhlí nebyly narušeny.

Odchyty drobných zemních savců pro účely této práce probíhaly v období 8 odchyťových termínů v letech 2017-2018 v oblasti Mostecké a Sokolovské pánve v severozápadních Čechách na 10 lokalitách zasažených těžbou hnědého uhlí. K porovnání vývoje společenstev drobných zemních savců na post-těžebních lokalitách pak sloužilo 11 kontrolních lokalit z přirozeného okolního prostředí.

2 Cíl práce

Cílem diplomové práce je monitoring diverzity a abundance drobných zemních savců v post-těžebním území severozápadních Čech.

2.1 Vědecká hypotéza

Diverzita společenstev drobných zemních savců na lokalitách ovlivněných těžbou hnědého uhlí je odlišná než v okolním přirozeném prostředí.

3 Literární rešerše

3.1 Charakteristika oblasti Sokolovské a Severočeské pánve

3.1.1 Geografická charakteristika a krajinný ráz oblasti

Oblast Sokolovské a Mostecké pánve spadá do regionu Severozápad (region je tvořen Ústeckým a Karlovarským krajem). Severní a západní část regionu má hornatý charakter, nejrozsáhlejšími pohořími jsou Krušné hory, na které navazuje hřeben Děčínských stěn a Lužických hor. Prvkem, který odděluje Sokolovskou a Chebskou pánev od Mostecké pánve, jsou Doupovské hory. Mostecká pánev, která byla dříve označovaná jako Severočeská hnědouhelná pánev (SHP), leží v nadmořské výšce 200 až 330 m.n.m. Z jižní strany je SHP ohraničena Českým středohořím. Jihovýchodní část regionu zaujímají nížiny. Hnědouhelné pánve zaujímají více než 15 % rozlohy regionu Severozápad (1 350 km²). Podíl lesů na celkové rozloze je dokonce vyšší než celostátní průměr (Chytka a Valášek, 2009). Vznik pánve se datuje do období třetihor, kdy došlo v důsledku eruptivní činnosti k propadu dnešní centrální části a vyvýšení okolních ker Krušných hor a Slavkovského lesa. Sokolovskou pánví protéká řeka Ohře (Štýs a kol., 1981).

Severočeská (Mostecká) pánev leží mezi Prunéřovem, Žatcem, Mostem, Teplicemi a Ústím nad Labem. Rozloha pánve je asi 1400 km². Na severu je ohraničena Krušnými horami, na západě Doupovskými horami, na jihovýchodě pak Českým středohořím. Je rozlišována teplická, mostecká, chomutovská, pětipesko-žatecká část severočeské pánve (Dopita a kol., 1985).

3.1.2 Pedologická charakteristika, klima

Pedologická charakteristika Sokolovské pánve odpovídá povaze kvartéru, je však ovlivněna chladnějším klimatem a vyšším úhrnem srážek, který způsobuje vyplavování živin z půdního profilu ve vyšší míře. Převládají zde hnědé oglejené půdy a kyselé hnědé půdy s tendencemi k oglejovacímu procesu. Oblast Mostecká leží ve srážkovém stínu Krušných a Doupovských hor (Štýs a kol., 2014). Těžbou hnědého uhlí dochází k odvodňování krajiny, které má za následek zvětšování rozdílů teplot mezi antropogenně narušenými oblastmi a Krušnými horami (Vráblíková a kol., 2009).

3.1.3 Biotické poměry

Dle hledisek fyto geografického členění patří Česká republika do atlantské podoblasti. Sokolovská pánev fyto geograficky spadá do západního výběžku Českomoravského mezofytika. Fyto geografické zóny určují i potenciál přirozené vegetace a příslušnost ke konkrétní fyto geografické zóně je výchozím faktorem i při plánování rekultivací. Celé území Sokolovské pánve je řazeno do sféry acidofilních bukových, jedlových, březových a borových doubrav, výjimku tvoří aluvie podél vodních toků (tyto mají charakter lužních lesů) (Štýs a kol., 2014).

3.2 Těžba hnědého uhlí na území severozápadních Čech

Hnědé uhlí (lignite, brown coal, subbituminous coal) je fylogenní kaustobiolit, který je prouhelněný méně než černé uhlí. V ČR patří hnědé uhlí mezi hlavní zdroje energie. Největší české hnědouhelné pánve vznikly v tektonickém příkopu a sledují směr souběžně s Krušnými horami a severozápadní hranicí České republiky. Celková rozloha uhlonosné sedimentace činí 1 900 km². V oblasti Podkrušnohorských pánví se většinou vymezují tři hlavní samostatné pánve – pánev Severočeská (Mostecká), Sokolovská a Chebská. Na celkové produkci hnědého uhlí v ČR se Severočeská pánev podílí asi 79 %, zbývajících 21 % produkce pochází z pánve Sokolovské. Až na výjimku probíhá dobývání hnědého uhlí v oblasti severozápadních Čech povrchovým způsobem (Starý a kol., 2010).

3.2.1 Historie hornictví na Sokolovsku a Mostecku

První zprávy o dolování v oblasti Sokolovské pánve se dochovaly v „Horní knize panství Sokolovského“ zachycující období let 1573-1789. V zápisech se však hovoří o těžbě železné rudy. S těžbou uhlí se započalo až na přelomu 18. a 19. století (Jiskra, 1994). V Severočeské pánvi se začalo s těžbou hnědého uhlí pravděpodobně již před koncem 14. století, jednoznačné zprávy však pocházejí až z poloviny 16. století a skutečný rozvoj těžby přišel po roce 1850. Zatímco v současné době je větší část uhlí využívána k výrobě elektrické energie v tepelných elektrárnách, dříve se uhlí také těžilo a spalovalo na popel, který byl následně využíván jako hnojivo (Pešek a Sivek, 2012).

3.3 Vliv těžby hnědého uhlí na životní prostředí s důrazem vlivu na biosféru

Zatímco hlubinné dobývání původní terén v dolovém poli příslušného dolu jen mírně naruší a přemění vytvářením propadlin (průnik nadložních zemin do nezavalených důlních děl), povrchová těžba krajinu výrazně narušuje vytvářením jam lomů a převýšených výsypek (Chytka a Valášek, 2009; Helingerová a kol., 2010; Erener, 2011).

Při těžbě vzniká celková ekologická destabilizace, protože dochází k narušení celé řady součástí a funkcí prostředí. Probíhající vývoj krajiny je rozrušen stejně jako ekologické vztahy. Původní ekosystémy, které před zásahem těžební činnosti existovaly, jsou odstraněny. Dochází ke změnám v topografii krajiny a v biodiverzita (její významné snížení). V post-těžení krajině je sledována významná fragmentace habitatu (Sklenička a kol., 2003). Četná ekologická rizika (sesuvy půdy, degradace vegetace a půdy, znečištění vod, ztráta biodiverzity), která s sebou přináší povrchová těžba, zmiňuje také Townsend (2009) a Lei (2016).

Výsypky a odvaly, které mají specifické složení (různé půdy, mozaikovost chemických a fyzikálních vlastností, stav vodního režimu) lze nalézt v různých geografických a klimatických podmínkách. Přes řadu rozdílných vlastností mají také mnoho společného a lze sledovat společné znaky – jako produkt báňské činnosti jsou na povrchu tvořeny půdotvornými substráty a později antropogenními půdami, rostlinná společenstva jsou druhově poměrně chudá se značným podílem ruderalních druhů rostlin (Štýs a kol., 1981).

Štýs a kol. (2014) řadí mezi dopady těžby uhlí geomorfologickou diferenciací krajiny, změny ve stratigrafických a petrografických vlastnostech krajiny, deformace hydrosféry, degradaci až destrukci pedosféry, mikroklimatické až mezoklimatické charakteristiky a změnu kvality ovzduší, narušení bioty (v subsystémech fytoceóz, zoocenóz, mikrobiálních cenóz), degradaci až destrukci ekosystémů a znehodnocení rázu krajiny.

Frouz a kol. (2007) se zabývají negativním dopadem důlní činnosti na původní ekosystémy v důsledku jejich odtěžení nebo překrytí výsypkovými substráty. Ztráta původních ekosystémů je závažná i kvůli řadě mimoprodukčních funkcí ekosystému v krajině (tok vody, energie, látek, tvorba stanovišť různých druhů a celkový podíl na biodiverzitě).

3.4 Ekologická obnova

Existují snahy obnovit společenstva rostlin a živočichů, kteří jsou původními obyvateli dané oblasti (tedy žijící v oblasti před disturbancí). Obnova původních populací je možná jen pokud se nezměnily abiotické podmínky (Begon a kol., 1999). Prach a kol. (2009) dodávají, že je snažší obnovit funkce (vododržnost, snížení eroze, často i produkci) než strukturu (druhové zastoupení) ekosystémů. Když se hovoří o efektivní rekultivaci, je to z ekologického hlediska taková rekultivace, kdy se do krajiny navrácí před-težební rostlinná a živočišná společenstva (Larkin a kol., 2008).

3.4.1 Rekultivace jako součást těžebního procesu

Povrchovou těžbou uhlí a zakládáním vnějších a vnitřních výsypek dochází k rozsáhlým změnám původního terénního reliéfu i biologických vlastností historicky dané krajiny (Dimitrovský, 2000). V současné době je již samozřejmostí, že rekultivace území narušených zejména lomovou těžbou jsou nedílnou součástí těžebního procesu (jeho závěrečnou fází) (Chytka a Valášek, 2009). Rekultivací se zajišťuje náprava krajiny po jejím narušení (Vráblíková a kol., 2009).

V průběhu 50. – 80. let minulého století převažovaly zemědělské rekultivace, protože byl zájem o vysokou návratnost zemědělské půdy. Dnes se obnova krajiny postižené důlní činností stále více orientuje na rekultivaci lesnickou a hydrickou. Oblíbené jsou především lesy rekreační (lesoparky a parky), které působí jako klimatizační prvek v okolí velkých sídelních celků a plní i funkci estetickou. Dnes rekultivovaná území plní i funkci krátkodobé rekreace, hlavně tehdy jedná-li se o vhodnou kombinaci lesoparkové a hydrické rekultivace spolu s budováním sportovně rekreačních zařízení (Chytka a Valášek, 2009). Krom veřejných zájmů (zamezení eroze a znečištění okolního prostředí, estetické začlenění místa do okolí) by hlavním cílem každého rekultivačního projektu měla být ochrana biodiverzity (Jongepierová, 2012).

3.4.2 Způsoby rekultivace

Klasické rekultivace se zaměřují hlavně na zlepšování produkčních funkcí rekultivovaných ploch, ale vedou i k určitému zlepšení mimoprodukčních funkcí (tok hmoty a energie ekosystémem úpravou povrchu) (Frouz a kol., 2007). Rekultivační procesy lze dělit podle fází: technické (tvarování terénu, regulace vodních zdrojů, rekonstrukce cest) a biologické (zatravňování, sázení bylin, výsadba stromů) (Bonczar a kol., 2011), nebo podle využití rekultivovaných ploch: (zemědělské, lesnické, hydrické, ostatní).

Zemědělské rekultivace

Zemědělské rekultivace probíhají s navezením ornice nebo bez ní (s ornici je proces rekultivace rychlejší). Do biologických úprav je zařazeno organické a anorganické hnojení půdy, setí obilovin (při zařazení do orné půdy), jetelotravních směsí (při zařazení rekultivace do trvalého travního porostu) (Frouz a kol., 2007).

Lesnické rekultivace

K rekultivaci velké části výsypek se využívá lesnické rekultivace, kdy je po sesednutí výsypkového materiálu povrch výsypky zarovnan pomocí těžké mechanizace. Zvodnělé sníženiny jsou odvodněny a na povrch je navezen organický materiál, štepka, drcená kůra, někdy i minerální materiály. Poté přichází na řadu nasazení dřevin a několikaleté ožínání a natírání sazeniček repelenty (zamezení konkurence bylinného patra a zabránění okusu zvířít) (Řehounek a kol., 2010). Lesnická rekultivace se využívá k zalesnění plochy, která není vhodná pro zemědělské využití (Vráblíková, 2010).

Hydrické rekultivace

Hydrické rekultivace jsou spojeny s tvorbou nového vodního režimu v post-těžební krajině (Řehounek a kol., 2010; Vráblíková, 2010). K tomuto typu rekultivací patří odvodňování povrchu výsypek a svahů zbytkových jam, sanační odvodňování, převádění vod budováním přítokových koryt a kanálů, budování malých vodních nádrží, močálů, mokřadů a v neposlední řadě také řízené zavodňování lomových jam (Vráblíková a kol., 2009).

Ostatní rekultivace

Pod ostatní rekultivace spadá vytváření krajnotvorných prvků zeleně rostoucí mimo les s rekreační a estetickou funkcí a sportovních a rekreačních ploch. Vráblíková (2010) do výčtu projektů ostatní rekultivace řadí například hřiště a stadiony, jízdárny, dostihové dráhy, střelnice, plochy pro komerční využití, vegetaci podél vodních toků, remízků, sukcesních ploch a komunikací.

3.5 Ekologie výsypek

3.5.1 Sukcese

Relativní důležitost druhů a struktura jejich početnosti se mění v prostoru a v čase. Druhy se v určitém prostoru a čase vyskytují, jestliže je pro ně lokalita dostupná, jsou-li na lokalitě vhodné podmínky, zdroje a jestliže zde příliš silně nepůsobí konkurenti a predátoři. Relativní důležitost organismů (zejména organismů s krátkou délkou života) ve společenstvu se mění podle ročního období (odráží se životní cykly jedinců a sezónní změny) (Begon a kol., 1999).

Při sukcesi lze sledovat několik fází. První fází je kolonizace, kdy je klíčovým faktorem vhodnost prostředí, tolerance a expanzivita pionýrských druhů (Vráblíková a kol., 2009), okrajový efekt, hypotéza species pool a vztahy mezi druhy a prostředím (Walker a kol., 2003). Při další sukcesní fázi, vývojové fázi, se začínají projevovat interakce mezi druhy. Následující poslední fáze, fáze dospívání, je určována vnitřní kvalitou prostředí a vztahy mezi druhy, populacemi a jedinci (Vráblíková a kol., 2009).

Mudrák a kol. (2016) uvádí, že k rekultivaci krajiny obecně nedochází ihned po jejím narušení, což umožňuje pionýrským druhům kolonizovat prostředí. Díky sledování a studia těchto druhů je možno předvídat vývoj sukcese.

O lokalitách, které byly narušeny těžbou hnědého uhlí, lze uvažovat jako o nově obnažených místech reliéfu, kde dochází k autogenní sukcesi. Při autogenní sukcesi nepůsobí postupně se měnící abiotické vlivy (opakem je alogenní sukcese). Rozlišuje se autogenní sukcese primární (jestliže obnaženou část povrchu dříve neovlivňovalo žádné společenstvo) a sekundární (jestliže se z oblasti částečně či úplně odstranila vegetace, ale zachovala se dobře vyvinutá půda se semeny a spórami) (Begon a kol., 1999).

3.5.2 Řízená a přirozená sukcese jako forma obnovy krajiny po těžbě

U některých post-těžebních lokalit není využita aktivní rekultivace, ale lokality jsou ponechány obnově řízenou nebo přirozenou sukcesí. Protože post-těžební lokality skýtají mozaiku stanovišť (od mokřadů a tůní po dlouhodobě přetrvávající suché trávníky), nabízí se jako prostředí pro společenstva druhů s odlišnými strategiemi. Často se jedná také o ohrožené a vymírající druhy a to post-těžebním lokalitám ponechaných přirozené sukcesi přináší vysoký význam pro ochranu přírody. Ve většině případů vznikne přirozenou sukcesí různorodý řídký les, na části území přetrvávají blokované raně sukcesní biotopy (oligotrofní mokřady, řídké stepní trávníky, otevřená písčité stanoviště). Řízená sukcese kombinuje přírodní procesy a technické zásahy (Jongepierová, 2012). O výhodách a nevýhodách přirozené (i řízené) sukcese se vedou diskuze. Kromě výše popsaných výhodách, které mohou post-těžební lokality ponechané přirozené sukcesi přinést, existují i negativní argumenty proti využívání přirozené sukcese jako formy obnovy krajiny. Mezi slabé stránky tohoto typu rekultivací patří možný negativní dopad do socioekonomické oblasti, velmi pomalý půdotvorný proces a možná zdravotní závadnost krajiny (Vráblíková, 2010).

3.5.3 Obnova populací a společenstev drobných zemních savců

Společenstvo je soubor tvořený nižšími rovinami (jedinci a populacemi) a je možné u něj přímo stanovit a studovat vlastnosti jako např. druhovou bohatost, biomasu a produktivitu. Losos (1984) popisuje 3 základní náhledy na třídění vlastností živočišných společenstev. Do první skupiny patří znaky četnostní (kvantitativní): hustota druhů, abundance, dominance a produkce. Do druhé skupiny se řadí znaky skladebné (strukturální): frekvence, konstance, druhová identita a diverzita. Do třetí skupiny spadají znaky vztahové: fidelita a koordinace. Z výčtu charakteristik je patrné, že společenstvo není jen pouhým souhrnem druhů, ale souhrnem druhů a jejich vzájemných interakcí (Begon a kol., 1999).

Společenstva drobných savců jsou okny do fungování ekosystémů, jejichž pochopení je základním předpokladem pro úspěšný management a rekultivace krajiny (Hamilton a kol., 2019).

Prach a kol. (2009) vysvětlují vhodný postup při úvahách o obnově konkrétního místa a společenstva. Je třeba pro začátek vymezit cílové společenstvo, které se skládá z cílových druhů. K této činnosti napomáhá mít k dispozici referenční ekosystém, který je nenarušený a nachází se na podobném stanovišti (nejlépe v okolí). Vymezené cílové společenstvo pomáhá udávat směr postupů a úsilí při obnově post-těžební krajiny.

Obnova společenstev drobných zemních savců je, s přihlédnutím k biodiverzitě prostředí, důležitým cílem rekultivačních procesů (Larkin a kol., 2008).

Populace, jako podjednotka společenstva živočichů, prochází procesy obnovy po jejím kolapsu (přírodní katastrofy, zásahy člověka do krajiny), podobně jako celá společenstva. Průběh obnovy se odvíjí od životní strategie živočichů (u drobných zemních savců se jedná o r-strategii), od sociálního chování, teritoriality a migračních schopností. Dalšími faktory, které mechanismus obnovy populací ovlivňují, jsou zdroje potravy, klima, specifické populační cykly jednotlivých druhů, fragmentace prostředí, dostupnost refugií, predáční tlak (Hein a Jacob, 2015).

3.6 Populační dynamika

Populační dynamikou jsou nazývány populační změny v čase, které jsou charakterizovány změnami populačních hustot. Populační změny jsou závislé na populačních procesech (natalita, mortalita, migrace) a na rozmanitosti prostředí a chování jedinců. Populační dynamiku lze analyzovat na principech stability, rovnováhy a regulace. Mezi základní populační dynamiky patří kontinuální přírůstek a úbytek, rovnovážný stav a populační cykly (Jarošík, 2005).

Početnost populací kolísá v prostoru i v čase (mění se nejen abundance, ale i populační struktura). Odchytky od průměru jsou označovány jako fluktuace a pokud lze v odchytkách najít pravidelnost (a lze je předvídat), označují se za oscilace, nebo také populační cykly (Tkadlec, 2008).

3.6.1 Faktory ovlivňující populační dynamiku drobných zemních savců

Při studiu dynamiky populací je nutno brát v potaz interakce s dalšími složkami prostředí, které dohromady tvoří populační systém. Mezi hlavní další složky populačního systému patří podmínky prostředí (teplota, vlhkost, pH), zdroje (potrava, voda, úkryty), ostatní organismy (predátoři, paraziti, patogenní mikroorganismy) (Vlasák, 1986; Boonstra a kol., 1998; Tkadlec, 2008; Hastings, 2010).

Rozšíření živočichů není náhodné a odráží se od vlastností prostředí, které by mělo být vhodné pro dosažení vysokého fitness. Výběr stanovišť může být ovlivněn faktory jako vnitrodruhová abundance, přítomnost omezených zdrojů, množství a kvalita potravy a možnosti úkrytu (Krojerová-Prokešová a kol., 2016). Populační dynamika drobných savců může být silně ovlivněna také sezóností (Tkadlec, 2008; Rocha a kol., 2017). Dalším působícím faktorem je ekosystémová izolovanost a rozloha (Kovář, 2014). Vlasák (1986) přidává jako další faktor také fyziologický a etologický stres.

Dlouhodobý monitoring umožňuje pochopit zákonitosti a souvislosti toho, jak a proč klima, dostupnost potravy, struktura habitatu, predace a onemocnění interagují a regulují populace drobných zemních savců (Torre a kol., 2016; Hamilton a kol., 2019).

Několik studií se věnuje zkoumání cykličnosti v populační dynamice drobných savců (Korpimäki a kol., 2004; Kausrud a kol., 2008). Hrabošovíti prochází populačním cyklem s periodou 3-5 let, u podčeledi pravých myší méně pravidelně, s periodou 4-8 let, dochází k přemnožení (Korpimäki a kol., 2004).

K nejvíce probádaným populačním cyklům patří populační cyklus hrabošovitých (*Arvicolidae*). Jejich cyklus má 4 charakteristické fáze. První fáze je vzestupná (progradace), kdy početnost populace postupně narůstá z fáze pesima až do období gradace. Vzestupná fáze obvykle trvá 2-3 roky, vzácně může proběhnout i během jednoho roku. Typický je tří- až šestinásobný přírůstek populace. Další fází populačního cyklu *Arvicolidae* je vrcholová fáze (gradace), kdy se početnost populace téměř nemění. Vrcholová fáze trvá obvykle rok, ale může trvat také jen 1-2 měsíce nebo i 2 roky. Třetí fází je fáze sestupná (retrogradace) a jedná se o nejvíce proměnlivou fázi celého cyklu, kdy jsou rozlišovány 3 formy: G, M, H. U G a M formy početnost klesá kontinuálně, zatímco u formy H dochází k regeneraci početního stavu. Čtvrtá fáze – fáze nízkého početního stavu (pesimum) může trvat týdny, měsíce, ale i 1-3 roky. Pesimum je zatím nejméně prozkoumaná fáze (Vlasák, 1986; Sigmund, 1994).

3.7 Využití drobných zemních savců k hodnocení stavu prostředí

Území po těžbě hnědého uhlí, ale také jiná území, kde člověk narušil přirozený vývoj a procesy svou činností (např. intenzivně obhospodařovaná území) vykazují změny v druhové, početní a strukturální skladbě společenstev drobných zemních savců. Tyto (globální a rychle získatelné) změny fungují jako nezastupitelné ukazatele na změny ve stavu krajinného systému a v jeho prvcích. Využívání drobných zemních savců k hodnocení stavu prostředí je metodou spolehlivou bez nároků na složité přístrojové vybavení. Sledováním stavu a vývoje jednotlivých populací DZS¹ a jejich společenstev lze vyhodnotit úspěšnost rekultivačních zásahů (Bejček a Šťastný, 2000).

Prach a Tolvanen (2016) upozorňují na fakt, že v některých případech mohou být výsledky o stavu společenstev živočichů k hodnocení stavu prostředí nedostačující, dokonce až zavádějící. Například u vysoké druhové diverzity je třeba nespokojit se pouze s touto informací o stavu společenstva, ale je třeba rozlišit, které druhy jsou cílové, které druhy kompetitivní generalisté a které druhy případně invazní.

3.8 Popis druhů drobných zemních savců vyskytujících se na území severozápadních Čech

Drobní zemní savci jsou důležitou složkou ekosystémů (Larsen a kol., 2016; Sunyer a kol., 2016), v některých oblastech jsou dokonce považováni za ekosystémové inženýry, protože pomáhají šíření rostlinných druhů přenosem semen, provzdušňují půdu hrabáním nor, vylepšují koloběh živin v půdě, slouží také jako kořist mnoha predátorů (důležitá součást potravního řetězce) (Hamilton a kol., 2015) a selektivním spásáním vegetace mohou určit směr vývoje rostlinných společenstev (Weltzin a kol., 1997). Hmyzožravci a část hlodavců jsou naopak predátory mnohých bezobratlých živočichů (Krojerová-Prokešová a kol., 2016). Drobní savci jsou schopni rychlého přizpůsobení se změnám v prostředí, a proto jsou považováni za indikátory kvality prostředí v krajinách ovlivněných lidskou činností (Pardini a kol., 2005).

¹ DZS = drobní zemní savci

Společenstva drobných zemních savců v oblasti severozápadních Čech již dříve monitoroval například Bejček (1988), který zde během let 1974-1981 zaznamenal druhy: *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *Sorex araneus*, *Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis*, *Sorex minutus*, *Microtus agrestis*, *Micromys minutus*, *Mus musculus*, *Crocidura suaveolens*, *Neomys anomalus*. Další odchyty drobných zemních savců provedli, konkrétně v Mostecké hnědouhelné pánvi, také Ječný a Vojtěchová (1984). Tito autoři odchytily zástupce druhů: *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis*, *Microtus arvalis*, *Microtus agrestis*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys anomalus*, *Myodes glareolus*.

Podkapitoly 3.8.1 Hlodavci a 3.8.2 Hmyzožravci stručně přibližují charakteristiku očekávaných druhů drobných zemních savců na post-těžebních a kontrolních přirozených lokalitách severozápadních Čech.

3.8.1 Hlodavci (Rodentia)

Téměř polovina všech žijících savců patří k hlodavcům (přes 2000 žijících druhů, které se dělí do třiceti čeledí). Většina z nich se řadí ke generalistům (za generalisty se považují druhy, které využívají širokou škálu zdrojů) a těží ze schopnosti osídlit ekologické niky v oblastech narušených lidskou činností (Harris, 1990). Těžko lze najít prostředí jimi neosídlené, protože jsou přizpůsobeni životu v nejrůznějších podmínkách. Přes značnou rozmanitost existuje několik základních rysů, které odlišují hlodavce od ostatních savců. Typickým znakem hlodavců je úprava chrupu, v němž úplně chybí špičáky a řezáky jsou přeměněny v zuby hlodavé (s neukončeným růstem a nažloutlou, oranžovou až načervenalou sklovinou, která má význam výstražného zbarvení). Třenové zuby a stoličky odděluje od řezáků široká mezera, diastéma. Dalšími společnými znaky hlodavců jsou detaily ve stavbě lebky a kostry (úplný jařmový oblouk, vyvinuté kliční kosti, penisová kůstka, kostní hřebeny na lebce). Počet prstů na zadních i předních nohách kolísá od 3 do 5 prstů. Délka střev je obvykle výrazná, s výjimkou plchovitých nalézáme u hlodavců i slepé střevo. Některé druhy mají lícní torby. Velký počet pachových žláz je důkazem významnosti čichu jako komunikačního a informačního kanálu. Velká plodnost, krátká doba březosti, více vrhů ročně s vyšším počtem mláďat, rychlý růst a rychlé pohlavní dospívání mláďat způsobuje v různých víceletých cyklech opakované přemnožení některých druhů (Anděra, 1999).

3.8.1.1 Podčeleď hraboši (Arvicolinae)

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

Váha 20-40 g, tělo 10 cm, ocas 2-4 cm, zadní tlapka 14-18 mm, boltec 9-11 mm.

Žije v koloniích, které jsou založeny samicí a jejím potomstvem, preferuje oblasti s hustou vegetací, pastviny, zemědělskou půdou a ruderalní stanoviště. Živí se travinami, bylinami, semeny i podzemními částmi rostlin (Rathke a Bröring, 2005). Největší část populací *Microtus arvalis* žije na orných polích, kde preferuje převážně víceleté pícniny (Zapletal a kol., 2000). Rozmnožování je velmi intenzivní a rychlé, začíná již počátkem března. Březost trvá 3 týdny, ve vrhu je nejčastěji 4-6 mláďat (někdy 1-12 mláďat), která se mohou dále rozmnožovat již ve stáří 2-6 týdnů. Vrhly se mohou opakovat po 4-6 týdnech až do začátku listopadu (Gaisler, 2002). Zajímavostí je, že poměr pohlaví u novorozených mláďat je 1:1, jen u prvních jarních vrhů se rodí více samic. Ale poměr pohlaví mezi jedinci se znovu mění po dosažení pohlavní dospělosti, kdy na jednoho samce připadají 3 samice. Jedinci, kteří se do rozmnožování nezapojují, bývají v poměru pohlaví 1:1 (Zapletal a kol., 2000). Populace se může každé 3-4 roky přemnožovat, početnost přemnožené populace dosáhne takového množství, že prostor kolonie neposkytuje dostatek potravy ani úkrytu a jedinci se vzájemně vyrušují a bojují spolu. V přemnožených populacích se vyskytuje také kanibalismus. Při přemnožení působí *Microtus arvalis* škody na vojtěškách, jetelích a jiných víceletých pícninách, na druhou stranu jsou podstatnou složkou potravy pro šelmy, sovy, dravce, čápy, volavky a jiné predátory (Anděra, 1999).

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*, Linnaeus, 1761)

Váha 20-45 g, tělo 100-140 mm, ocas 30-52 mm, zadní tlapka 18-21 mm, boltec 11-16 mm. Vyskytuje se na vlhkých a chladných místech s hustým porostem bylin nebo trav. Také obývá zemědělsky neobdělávané podmáčené louky a břehy tekoucích nebo stojatých vod. Srst na hřbetní straně těla má hnědou barvu, srst na břicho je bělavé nebo žlutavé barvy. Buduje nadzemní kulovitá hnízda z části rostlin. Potravu tvoří poze rostlinná složka. Samice mají 2-3 vrhy po 4-5 mláďatech za rok. Hojnost druhu je běžná, k přemnožením dochází výjimečně (Gaisler, 2002).

Norník rudý (*Myodes glareolus*, Schreber, 1780)

Váha 10-36 g, tělo 80-122 mm, ocas 31-65 mm, zadní tlapka 15,5-20,5 mm, boltec 10-17 mm. Byl zaznamenán v lesích všech typů (od nížin po hřebeny hor), v zahradách, parcích, větrolamech, rákosinách. Před zimou osidluje i opuštěné budovy. Má několik vrcholů aktivity, lze ho spatřit i přes den. Je aktivní i v zimě. Poznávacím znakem, který ho odlišuje od ostatních hrabošů, je načervenalé zbarvení srsti a delší ocas. Hrabe systémy chodeb pod zemí, součástí nor jsou i zásobárny potravy. *Myodes glareolus* dokáže šplhat vysoko po stromech. Živí se zelenými částmi rostlin, semeny, plody, houbami, bezobratlými živočichy. Při přemnožení, které se dostavují v cyklech 4-5 let, škodí ohryzem semenáčků dřevin, kůry, pupenů a jehličí. Samice může mít až čtyři vrhy po 2-8 mláďatech ročně. Spolu a *Apodemus flavicollis* je *Myodes glareolus* nejhojnější hlodavec v lesích (Gaisler, 2002).

Hryzec vodní (*Arvicola amphibius*, Linnaeus, 1758)

Váha 60-200 g, tělo 120-220 mm, ocas 65-135 mm, zadní tlapka 22-32 mm, boltec 11-16 mm. Vyskytuje se hlavně na březích tekoucích i stojatých vod, dále obývá vlhká místa, zahrady, sady. V souvislých lesích chybí. Má několik vrcholů aktivity. Evidenčním pobytovým znakem *Arvicola amphibius* na souši jsou výhrabky půdy podobné krtinám. Zbarvení jedinců je hnědé, vzácněji černohnědé až černé. Hrabe systémy nor, u vody často se vchody i pod úrovní hladiny. Většinu života tráví ve vodě nebo pod zemí. Živí se pouze rostlinnou potravou, na jaře a létě konzumuje zelené části rostlin, na podzim a v zimě jsou jeho potravou podzemní části rostlin. Samice může mít 3-4 vrhy po 2-10 mláďatech do roka, k přemnožením cyklicky nedochází. *Arvicola amphibius* je hojný druh (Gaisler, 2002).

3.8.1.2 Podčeleď pravé myši (Murinae)

Myška drobná (*Micromys minutus*, Pallas, 1771)

Váha 5-12 g, tělo 50-77 mm, ocas 45-75 mm, zadní tlapka 12-16 mm, boltec 7-10 mm. Vyskytuje se nehojně v teplejších oblastech v polích, rákosí a jiné vysoké travinné vegetaci. Staví si kulovité hnízdo (Anděra, 1999). Aktivuje hlavně ve dne, výborně šplhá. Živí se převážně semeny a hmyzem, jen malou část potravy tvoří zelené části rostlin. Březost samic trvá 21 dní, od května do srpna má 2-3 vrhy po 4-8 mláďatech. Je nejmenší z našich myšovitých a je poměrně vzácná (početnost se obtížně zjišťuje) (Gaisler, 2002).

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

Váha 15-38 g, tělo 77-111 mm, ocas 70-106 mm, zadní tlapka 19,5-24 mm, boltec 14,5-18,5 mm.

Apodemus sylvaticus je možno nalézt na stanovištích s řidší vegetací, typické je pro ni prostředí polí, křovin, lesíků, sadů, vinic, rákosin. Je aktivní pouze v noci (Rathke a Bröring, 2005). Její potravu tvoří traviny, byliny, semena, mechy, houby, bobule, hmyz, plži, žížaly (Niethammer, 1978). Výborně šplhá, častěji buduje hnízda v podzemí, samice má obvykle 3 vrhy za sezónu s průměrem 5,6 mláděte/vrh, vyskytuje se hojně (Gaisler, 2002). Jedná se o pionýrský druh v post-těžebních oblastech (Halle, 1993; Gaisler, 2002).

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*, Melchior, 1834)

Váha 20-45 g, tělo 90-125 mm, ocas 87-127 mm, zadní tlapka 23-27 mm, boltec 18-21 mm.

Vyskytuje se v lesích všech typů od nížin do hor. Obývá také parky, remízky, větrolamy i budovy v blízkosti lesa. Odlišovacím znakem myšice obecně od ostatních hlodavců je dlouhá zadní tlapa, velké ušní bolce a žlutá skvrna na hrdle. *Apodemus flavicollis* je aktivní v noci, rychle běhá, skáče až do vzdálenosti 1 m, dokáže výborně šplhat. Potravu tvoří semena, plody, drobní živočichové, výjimečně i zelené části rostlin a houby. Staví si hnízda v dutinách nebo mezi kořeny stromů, samice rodí 2-3x za rok vrhy o velikosti 2-9 mlád'at. *Apodemus flavicollis* je považována za nejpočetnějšího lesního savce spolu s *Myodes glareolus*, ale hustota populací nepravidelně kolísá v závislosti na úrodě semen (Gaisler, 2002).

Myšice malooká (*Apodemus microps*, Kratochvíl & Rosický, 1952)

Váha 15-22 g, tělo 70 -100 mm, ocas 84-90 mm, zadní tlapka 17-20,5 mm, boltec 12-15 mm.

V České republice se *Apodemus microps* vyskytuje nesouvisle, obývá hlavně teplé nížiny, pole meze, zarostlé stráně, břehy potoků a řek, řídké lesy a paseky. Srst na hřbetě je šedohnědá, na břiše bělavá, chybí žlutá skvrna na hrdle. Živí se semeny, zrním, hmyzem, zelenými i podzemními částmi rostlin. *Apodemus microps* hrabe nory, kde samice rodí 2-3x za rok vrh o velikosti 2-10 mlád'at (Gaisler, 2002).

3.8.2 Hmyzožravci (Insectivora)

Hmyzožravci jsou jeden z nejstarších řádů savců (počet druhů je 422, počet čeledí kolísá mezi 7 a 9). Počet čeledí není ustálený, rozmanitost celého řádu je vysoká. Většinou jsou hmyzožravci menší tvorové s délkou těla do 20 cm. Tvar těla nemá jednotný ráz kromě krátkých (obvykle pětiprstých) končetin a hlavy častěji protažené v pohyblivý rypáček (zde sídlí čich a hmat). Typické jsou malé, nebo i zakrnělé ušní bolce (dokáží přijímat i ultrazvuky na principu jednoduché echolokace). U všech zástupců je vyvinut úplný chrup se všemi typy zubů. V trávicí soustavě chybí slepé střevo. U některých skupin je vytvořeno společné vyústění vylučovacích a pohlavních orgánů. Na kličních kostech nebo ve stavbě kožních žláz se projevují vývojově primitivní znaky. Naopak například ostny ježků nebo jedové žlázy bodlínů a některých rejsků a diskovitá placenta jsou důkazem mnohých vysoce specializovaných rysů (Anděra, 1997). Mnoho druhů rejsků agresivně brání svá teritoria, zřejmě kvůli potřebě monopolizovat si

potravní zdroje (Frafjord, 2008). V oblastech po těžbě hnědého uhlí obývají starší, vlhká stanoviště s vyšší vegetací Soricinae, zatímco mladší, suchá a teplá stanoviště s řídkou vegetací kolonizují Crocidurinae (Rathke a Bröring, 2005).

3.8.2.1 Rejskovití (Soricidae)

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

Váha 6-13 g, tělo 60-80 mm, ocas 35-50 mm, zadní tlapka 11,8-13,5 mm.

Vyskytuje se v celé České i Slovenské republice od nížin do hor až po alpské pásmo. Žije v lesích všech typů, preferuje však lesy vlhké s hustou vegetací (Rotter a Kneitz, 1977), ve větrolamech, v parcích, na zahradách, loukách, polích, ale vyhýbá se suchým místům. Mezi rejsky je středně velký, zbarvení srsti na hřbetě je tmavohnědé, na bocích světlejší, břicho žlutavé. Ocas je shora tmavý, vespod světlý. Během dne střídá období aktivity a klidu, běhá po povrchu nebo v podzemních norách. Samice dvakrát do roka rodí 4-9 mlád'at. *Sorex araneus* žije většinou méně než rok, nejvýše 15-18 měsíců. Živí se žížalami, hmyzem, slimáky, uhynulými těly obratlovců. Jedná se o jednoho z našich nejhojnějších savců, hustota až 40 ks/ha (populační hustota se různí podle prostředí a let), k přemnožením nedochází (Gaisler, 2002).

Rejsek malý (*Sorex minutus*, Linnaeus, 1785)

Váha 2-7 g, tělo 40-65 mm, ocas 35-46 mm, zadní tlapka 10-11,5 mm.

Vázaný na vlhčí lesní biotopy, vzácnější než *Sorex araneus*, náš nejmenší savec (Gaisler, 2002). Hlavní složku potravy tvoří brouci, pavouci a larvy hmyzu (Hutterer, 1990).

Rejsek vodní (*Neomys fodiens*, Pennant, 1771)

Váha 9-25 g, tělo do 96 mm, ocas do 80 mm, zadní tlapka 18-21 mm.

Je přizpůsoben životu ve vodě díky plovacím řasám na ploše prstů zadních končetin a spodní části ocasu. Zakrslé ušní boltce jsou ukryty v srsti. Zbarvení srsti je černé, boky a břicho bílé. Obývá vlhké biotopy, oblasti u mělkých potoků od nížin až po vysoké polohy. Je velmi dravý, loví i ve vodě (Korbel a Krejča, 1980).

Bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*, Hermann, 1780)

Váha 7-13 g, tělo do 68 mm, ocas do 33 mm, zadní tlapka 11-13 mm.

Poznávacím znakem jsou bílé, nepingmentované hroty zubů. Na ocase má kromě běžného osrstění řídké dlouhé chlupy – pesíky. Hranice mezi bílým břichem a šedohnědými boky je výrazná. Ve většině areálu rozšíření je vzácná. Přednost dává suchým a teplým biotopům stepního charakteru (Korbel a Krejča, 1980). Obývá ale i břehy vodních toků rybníků. Živí se bezobratlými, příležitostně konzumuje i uhynulé obratlovce, semena rostlin. Aktivní je v noci, často si vyhrabává vlastní nory a má dva vrhy mláďat do roka. Jedná se o vzácnější druh s nesouvislým výskytem v České republice, hojnější je v západních Čechách a na jižní Moravě (Gaisler, 2002).

Bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*, Pallas, 1811)

Váha 4-8 g, tělo 55-70 mm, ocas 25-34 mm, zadní tlapka 10-12 mm.

Obývá stepní a lesostepní biotopy, ale je zaznamenán také synantropní výskyt v blízkosti lidských obydlí. Preferuje otevřené biotopy, uvnitř lesních komplexů chybí. Menší než *Crocidura leucodon* a také hranice mezi zbarvením hřbetu a břicha je méně výrazná. Živí se převážně bezobratlými živočichy. Samice má za rok dva vrhy mláďat, která po opuštění hnízda ještě několik dní vodí. *Crocidura suaveolens* je poměrně nepočetný druh, ale je hojnější než *Crocidura leucodon* (Gaisler, 2002).

4 Materiál a metody

Materiál pro hodnocení společenstev drobných zemních savců a sledování jejich vývoje byl získáván po dvě sezóny (rok 2017 a 2018) odchyty živočichů do sklapovacích i živolovných pastí na 21 lokalitách v oblasti severozápadních Čech.

4.1 Harmonogram odchyť

Odchyty drobných zemních savců probíhaly po dvě sezóny v oblasti Sokolovska a Mostecka. V roce 2017 se data z odchyť získávala v červnu a srpnu, v roce 2018 se drobní zemní savci chytali v červenci a září. Pasti byly v každém odchyťovém termínu položeny 5 dní a 4 noci (první den se pasti pokládaly na lokality v dopoledních hodinách, pátý den se z lokalit sklízely v odpoledních hodinách). Za studované období proběhlo celkem 8 odchyť (viz Tabulka 1).

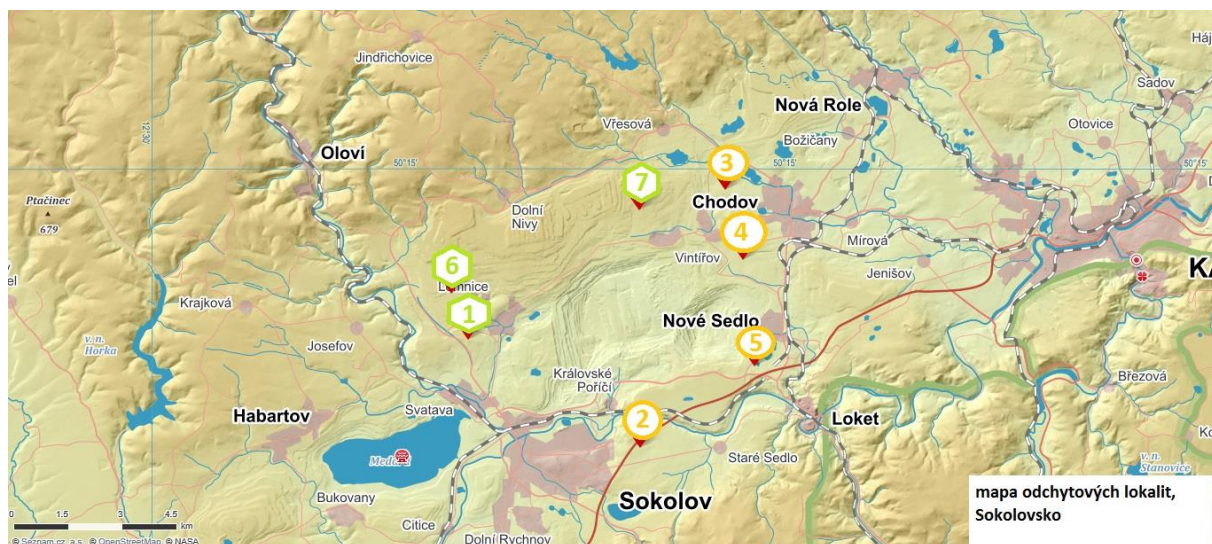
Tabulka 1 - Přesný rozpis harmonogramu odchyť

Oblast	Odchyt	datum odchyty
Mostecko	Červen 2017	12.-16.6.
	Srpen 2017	7.-11.8.
	Červenec 2018	9.-13.7.
	Září 2018	10.-14.9.
Sokolovsko	Červen 2017	20.-24.6.
	Srpen 2017	14.-18.8.
	Červenec 2018	16.-20.7.
	Září 2018	17.-21.9.

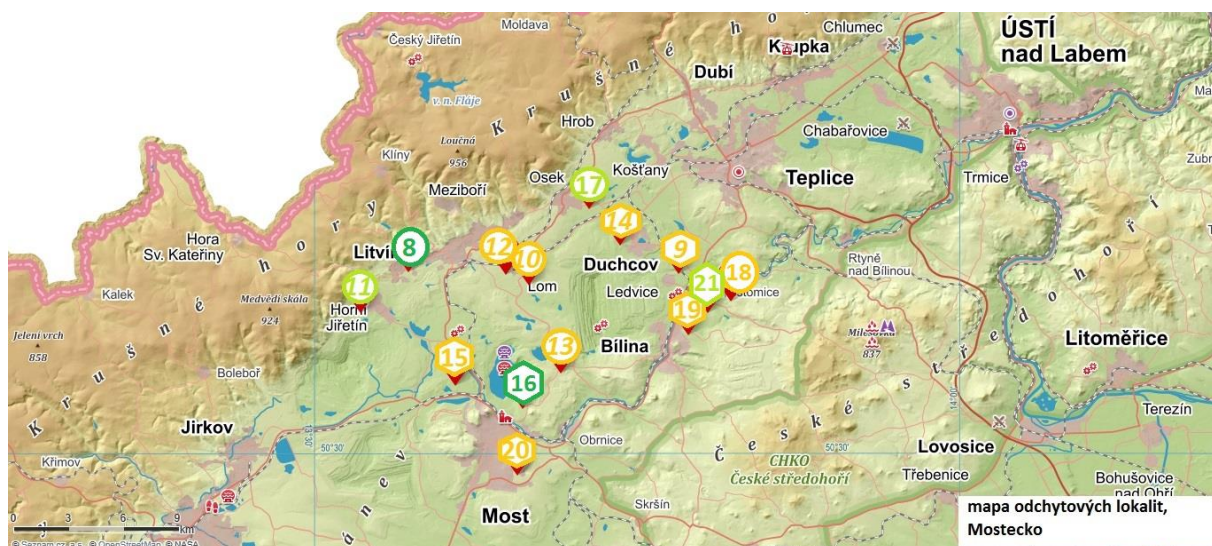
4.2 Charakteristika odchyťových lokalit

Pro diplomovou práci byla využita data získána odchyty DZS² na 21 lokalitách v severozápadních Čechách (7 lokalit na Sokolovsku, 14 na Mostecku). Protože cílem práce je také ověřit, zda se diverzita DZS liší na lokalitách ovlivněných těžbou hnědého uhlí od diverzity DZS v okolním přirozeném prostředí, bylo pro výzkum vybráno 10 lokalit, kde probíhají rekultivační procesy po těžbě hnědého uhlí (stáří lokalit je 20 let od ukončení těžby, zemědělská rekultivace) a 11 kontrolních lokalit, které podléhají přirozenému vývoji a nebyly narušeny těžbou. Všechny lokality byly situovány do otevřených biotopů bez souvislého stromového patra, jednalo se především o trvalé travní porosty, louky, pastviny (detailnější přehled biotopů a vegetace na jednotlivých lokalitách je zaznačen v Tabulce 2). Jednotlivé lokality jsou přiblíženy na mapách (Obrázek 1 a Obrázek 2).

² DZS = drobní zemní savci



Obrázek 1 - Mapa odchyťů na území Sokolovska (podkladová mapa získána ze zdroje mapy.cz)



Obrázek 2 - mapa odchyťů na území Mostecka (podkladová mapa získána ze zdroje mapy.cz)

Legenda k mapám: šestiúhelník značí území vzniklé rekultivací, kruh oblasti procházející přirozeným vývojem; světle zelená barva označuje louky, tmavě zelená barva louky a křoviny, oranžová pole

Číslování lokalit:

1 – Lomnice u Sokolova, 2 – Sokolov, 3 – Dolní Chodov, 4 – Chranišov, 5 – Nové Sedlo u Lokte, 6 – Lomnice – VPV³, 7 – Panské – VPV, 8 – Hamr u Litvínova, 9 – Ledvice, 10 – Lom u Mostu, 11 – Horní Jiřetín, 12 – Mariánské Řadčice, 13 – Braňany, 14 – Duchcov, 15 – Souš, 16 – Most I, 17 – Osek u Duchcova, 18 – Světec I, 19 – Bílina, 20 – Most II, 21 – Světec II

³ VPV = Velká podkrušnohorská výsypka

Tabulka 2 - Přehled dominantních druhů rostlin ve vegetaci na jednotlivých odchyťových lokalitách

Číslo lokality	Název lokality	Typ biotopu	rekultivace (=R) / přirozený vývoj (=P)	Dominantní druhy rostlin ve vegetaci
1	Lomnice u Sokolova	Louka	R	<i>Daucus carota</i> , <i>Senecio vulgaris</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Tussilago farfara</i> , <i>Cirsium arvense</i>
2	Sokolov	pole	P	<i>Lolium perenne</i> , <i>Trifolium pratense</i> , <i>Taraxacum officinale</i>
3	Dolní Chodov	pole	P	<i>Meum athamanticum</i> , <i>Campanula rotundifolia</i> , <i>Hypericum perforatum</i> , <i>Taraxacum officinale</i>
4	Chranišov	Pole	P	<i>Lolium perenne</i> , <i>Echinochloa</i> , <i>Chenopodium polyspermum</i>
5	Nové Sedlo u Lokte	Pole	P	<i>Galium mollugo</i> , <i>Trifolium repens</i>
6	Lomnice – VPV	Louka	R	<i>Trifolium repens</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Tanacetum vulgare</i>
7	Panské – VPV	Louka	R	<i>Plantago lanceolata</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Lotus corniculatus</i>
8	Hamr u Litvínova	louka a křoviny	P	<i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Potentilla reptans</i> , <i>Senecio jacobaea</i> , <i>Lathyrus tuberosus</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i>
9	Ledvice	Pole	R	<i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Cirsium arvense</i> , <i>Artemisia vulgaris</i>
10	Lom u Mostu	Pole	P	<i>Arctium tomentosum</i> , <i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>Geranium pratense</i> , <i>Lysimachia nummularia</i>
11	Horní Jiřetín	Louka	P	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Tanacetum vulgare</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Capsella bursa-pastoris</i>
12	Mariánské Řadčice	Pole	P	<i>Secale</i> , <i>Triticum</i> , <i>Anthemis</i>
13	Braňany	Pole	P	<i>Hordeum</i>
14	Duchcov	Pole	R	<i>Brassica napus</i>
15	Souš	Pole	R	<i>Triticum</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Anthemis</i>
16	Most I	louka a křoviny	R	<i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Medicago sativa</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Daucus carota</i>
17	Osek u Duchcova	Pole	P	<i>Triticum</i>
18	Světec I	Pole	P	<i>Triticum</i>
19	Bílina	Pole	R	<i>Triticum</i>
20	Most II	Pole	R	<i>Chenopodium album</i> , <i>Brassica napus</i> , <i>Daucus carota</i>
21	Světec II	louka	R	<i>Poa trivialis</i> , <i>Securigera varia</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Equisetum arvense</i>

4.3 Metody odchyťů a určování drobných zemních savců

V prvním roce studovaného období (rok 2017) byly k odchyťům využity mechanické sklapovací pasti s dřevěnou podložkou, jako návnada sloužil knot do petrolejových lamp obalený ve směsi tuku, slaniny a mouky. V následujícím roce (rok 2018) byli DZS loveni opět pomocí sklapovacích pastí a nově navíc i pomocí kovových živolovných pastí (modifikované Shermanovy pasti, viz Obrázek 3). Atraktantem bylo suché pečivo, masové paštiky, povidla, kukuřičné křupky, cornflakes, arašídové křupky, komerční směs zrní pro hlodavce, jablka. Pasti byly každý den odchyťového termínu kontrolovány, byl vybírán úlovek, v případě živolovných pastí byla také doplňována návnada, vadné pasti byly odebírány z lokality a nahrazovány pastmi novými a funkčními.

Jednotlivé pasti byly pokládány schématicky na lokality pomocí metody odchyťových kvadrátů; odchyťový kvadrát tvoří 5 řad po 5 pastech, vzdálenost mezi pastmi je 5 m. Celkový počet pastí se na jednotlivých lokalitách občas lišil, přesný počet pastí⁴ je zobrazen v tabulce (Tabulka 3). Každý ulovený živočich byl označen kódem pro pozdější identifikaci a zaevidován v odchyťovém protokolu; bylo zaznamenáno číslo lokality, u sklapovacích pastí také číslo pasti. Dále proběhlo měření hmotnosti, délky těla, ocasu, zadní tlapky a ušního boltce. Bylo určeno pohlaví, věková kategorie (juvenil, subadultní a adultní jedinec) a v neposlední řadě také druhové zařazení jedince. Odlovení jedinci byli následně dále využiti v rámci výzkumného projektu GAČR 17-00859S s názvem „Hodnocení dopadu rizikových prvků na životní prostředí, jejich pohyb a transformace v kontaminované oblasti“.

⁴ Pastíodny = součin počtu pastí a počtu dní, kdy byly pasti na lokalitě položeny

Tabulka 3 - Přehled pasťodní na jednotlivých lokalitách při odchytových termínech

Číslo lokality	Název lokality	Červen 2017	Srpen 2017	Červenec 2018	Září 2018	Pasťodní celkem
1	Lomnice u Sokolova	75	75	100	-	250
2	Sokolov	75	75	-	-	150
3	Dolní Chodov	75	75	-	-	150
4	Chranišov	75	75	75	75	300
5	Nové Sedlo u Lokte	75	75	75	120	345
6	Lomnice – VPV	75	75	100	75	325
7	Panské – VPV	75	-	75	-	150
8	Hamr u Litvínova	75	-	-	-	75
9	Ledvice	75	75	-	-	150
10	Lom u Mostu	75	75	75	120	345
11	Horní Jiřetín	75	-	-	-	75
12	Mariánské Radčice	75	75	75	75	300
13	Braňany	75	75	-	-	150
14	Duchcov	75	75	-	-	150
15	Souš	75	75	75	-	225
16	Most I	75	75	-	-	150
17	Osek u Duchcova	75	75	120	-	270
18	Světec I	75	75	75	75	300
19	Bílina	75	75	-	-	150
20	Most II	75	75	100	100	350
21	Světec II	75	75	75	120	345
Celkem pasťodní na všech lokalitách :						4705

Obrázek 3 - Živolovné pasti využívávané pro odchyt DZS



4.4 Zpracování dat

Ke stanovení výsledků o diverzitě a struktuře společenstev drobných zemních savců na post-těžebních lokalitách a kontrolních lokalitách, které těžbou hnědého uhlí nebyly dotčeny, bylo využito několik charakteristik. Byly stanoveny počty past'odní na jednotlivých lokalitách, počty druhů DZS, absolutní a relativní abundance jednotlivých populací a společenstev, druhová diverzita a druhová podobnost společenstev DZS na dvou rozdílných typech lokalit.

Relativní početnost jedinců na lokalitách byla vypočtena pomocí standartizace na 100 past'odní podle Heroldové a kol. (2007) s využitím vzorce: $rA=100*n/P$; (n – celkový počet jedinců na lokalitě, P – počet past'odní na lokalitě).

Dále bylo ověřováno pomocí programu Statistica 12, zda existují statisticky významné rozdíly v abundanci DZS na lokalitách rekultivovaných a přirozených. K ověřování rozdílů byl zvolen dvouvýběrový t-test, potéco byla data otestována na normalitu rozdělení pomocí Q-Q grafu, Kolmogorov-Smirnov testu, a na homogenitu rozptylů pomocí Cochranova testu homogenity rozptylů.

Druhová podobnost společenstev na dvou rozdílných typech lokalit byla vyhodnocována pomocí koeficientů similarity, konkrétně pomocí Jaccardova a Sørensenova koeficientu podobnosti. Vzorec pro Jaccardův koeficient podobnosti: $J=a/(a+b+c)$; vzorec pro Sørensenův koeficient podobnosti: $S=2a/(2a+b+c)$; a-počet sdílených druhů na obou typech lokalit, b-počet unikátních druhů na rekultivovaných lokalitách, c-počet unikátních druhů na přirozených/kontrolních lokalitách (Jost a kol., 2011). Koeficienty podobnosti nabývají hodnot 0 (lokality nesdílí žádný druh; velmi nízká podobnost) až 1 (lokality jsou druhově identické; naprosto shodná podobnost).

5 Výsledky

Během období dvou let, kdy proběhlo osm odchytových termínů na 21 lokalitách v oblasti Mostecka a Sokolovska, jsme odchytily celkem 440 drobných zemních savců.

Zaznamenali jsme 10 druhů DZS: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), myšice malooká (*Apodemus microps*), myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*), hryzec vodní (*Arvicola amphibius*), bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*), bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), hraboš polní (*Microtus arvalis*), norník rudý (*Myodes glareolus*), rejsek obecný (*Sorex araneus*). 7 druhů patří do řádu hlodavců, 3 druhy do řádu hmyzožravců. V absolutních hodnotách byl nejvíce loveným druhem *Microtus arvalis* (odchyceno 240 jedinců), nejméně lovený byl druh *Arvicola amphibius* (odchycen pouze 1 jedinec).

5.1 Výsledky odchytů na jednotlivých lokalitách

Nejvíce druhů (7), bylo odchyceno na lokalitě 17 – Osek u Duchcova, nejméně druhů (2) bylo zaznamenáno na lokalitách 3 – Dolní Chodov, 7 - Panské – VPV, 8 – Hamr u Litvínova, 11 – Horní Jiřetín.

Co se týká absolutních hodnot početnosti DZS na jednotlivých lokalitách, tak bylo nejvíce DZS (48) odloveno na lokalitě 17 – Osek u Duchcova, nejméně DZS (2) pak bylo odchyceno na čtyřech lokalitách: 3 – Dolní Chodov, 7 – Panské – VPV, 8 – Hamr u Litvínova, 11 – Horní Jiřetín.

Detailní přehled výsledků odchytů na jednotlivých lokalitách znázorňuje Tabulka 4.

Tabulka 4 - Souhrn výsledků odchytů na jednotlivých lokalitách

lokality	R/P	druh odchytový termín	Apodemus flavicollis				Apodemus microps				Apodemus sylvaticus				Arvicola amphibius				Crocidura leucodon				Crocidura suaveolens				Microtus agrestis				Microtus arvalis				Myodes glareolus				Sorex araneus				počet druhů- lokality	počet jedinců celkem
			VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18	VI.17	VIII.17	VII.18	IX.18						
1	R											1	1																								3	41						
2	P											1																								3	3							
3	P											1																								2	2							
4	P											3																								3	12							
5	P											9			3																					4	31							
6	R											1																								3	42							
7	R																																			2	2							
8	P											1																								2	2							
9	R			1								1																								6	35							
10	P		6									5																								3	30							
11	P		1													1																				2	2							
12	P		5									6																								3	15							
13	P		5	3				1				4	10																							4	26							
14	R		4	3				1				2	1																							3	11							
15	R		7	5								4	1																							3	18							
16	R		3	3				1				1	4																							3	12							
17	P		13					1				1			2																					3	7	48						
18	P		3					1				4			8																					4	29							
19	R		3									6																								4	15							
20	R			1				1				1	6																							7	33							
21	R				1							1	1		4																					4	31							
počet jedinců v daném období			50	16	1	1	5					52	24	9	9	1																												
počet jedinců daného druhu celkem			68				5				94				1				3				4				6				240				3				16					440

5.2 Přepočet odchycených DZS na 100 past'odní

Z důvodu, že na jednotlivých lokalitách bylo využito různé množství pastí, případně se DZS lovili jiný počet dní (viz Tabulka 3), bylo potřeba absolutní abundance standardizovat a převést na relativní početnosti jedinců. Využili jsme postupu podle Heroldové a kol. (2007), kdy jsme abundance na jednotlivých lokalitách vynásobili 100 a vydělili počtem past'odní na dané lokalitě – získali jsme relativní abundance přepočtené na 100 past'odní (Tabulka 5).

Podle přepočtu na 100 past'odní bylo nejvíc jedinců DZS (23,33) odchyceno na lokalitě 9 - Ledvice, nejméně (2) na lokalitě 2 – Sokolov. Průměrný počet jedinců na lokalitách, které vznikly rekultivací po těžbě hnědého uhlí byl po přepočtu 10,58. Průměrný počet jedinců na lokalitách s přirozeným vývojem byl 7,28.

5.3 Vyhodnocení druhové podobnosti u 2 typů lokalit (lokality vzniklé rekultivací a lokality s přirozeným vývojem)

Na obou typech lokalit (R i P lokality) bylo odchyceno celkem 10 druhů DZS. U 8 druhů lze hovořit o sdílených druzích, kdy se zástupci druhu vyskytují jak na lokalitách, které vznikly rekultivací po těžbě, tak na lokalitách, které prochází přirozeným vývojem. Dva druhy jsou unikátní, což znamená, že se vyskytují pouze v jednom typu lokalit. *Arvicola amphibius* je unikátním druhem pro P lokality, *Crocidura leucodon* je unikátním druhem pro R lokality (viz Tabulka 6).

Výpočtem byl získán Jaccardův a Sørensenův koeficient podobnosti. První z nich nabývá hodnoty 0,80 a druhý 0,89 (Tabulka 7). Protože se hodnota koeficientů podobnosti blíží hodnotě 1, lze polečenstva na R a P lokalitách vyhodnotit jako společenstva s vysokou mírou podobností.

Tabulka 5 - Přepočet jedinců na lokalitách na standartizovaných 100 past'odni

lokality	R/P	druh	<i>Apodemus flavicollis</i>		<i>Apodemus microps</i>		<i>Apodemus sylvaticus</i>		<i>Arvicola amphibius</i>		<i>Crocidura leucodon</i>		<i>Crocidura suaveolens</i>		<i>Microtus agrestis</i>		<i>Microtus arvalis</i>		<i>Myodes glareolus</i>		<i>Sorex araneus</i>		absolutní počet jedinců celkem	relativní počet jedinců celkem	
			absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace	absolutní velikost populace	relativní velikost populace			
1	R						2	0,8									38	15,2			1	0,4	41	16,4	
6	R					1	0,3				2	0,62					39	12					42	12,92	
7	R												1	0,67		1	0,67						2	1,34	
9	R		1	0,67			1	0,67						1	0,67		28	18,67	1	0,67	3	2	35	23,33	
14	R		7	4,67	1	0,67	3	2															11	7,33	
15	R		12	5,33			5	2,22									1	0,44						18	8
16	R		6	4	1	0,66	5	3,33																12	8
19	R		3	2			6	4									5	3,33						15	10
20	R		1	0,29	1	0,29	7	2			1	0,29					18	5,14	1	0,29	4	1,14	33	9,43	
21	R		1	0,29			6	1,7									23	6,66			1	0,29	31	9	
průměr																									
2	P					1	0,67										1	0,67			1	0,67	3	2	
3	P					1	0,67						1	0,67									2	1,34	
4	P					3	1										7	2,33			2	0,67	12	4	
5	P					12	3,48						2	0,58			16	4,64			1	0,29	31	8,99	
8	P					1	1,33										1	1,33					2	2,66	
10	P		6	1,74			5	1,45									19	5,51						30	8,7
11	P		1	1,33					1	1,33													2	2,66	
12	P		5	1,67			6	2									4	1,33						15	5
13	P		8	5,33	1	0,67	14	9,33									3	2						26	17,33
17	P		13	4,81	1	0,37	3	1,1					3	1,1	1	0,37	24	8,89	3	1,1			48	17,78	
18	P		4	1,33			12	4									12	4	1	0,33			29	9,66	
průměr																									

Legenda k tabulce: R/P – písmenem R jsou označeny lokality, které vznikly rekultivací, písmenem P jsou označeny lokality, kde probíhá přirozený vývoj; absolutní velikost populace/absolutní počet jedinců celkem – skutečné počty odchycených DZS na jednotlivých lokalitách/celkem; relativní velikost populace/relativní počet jedinců celkem – skutečné počty jedinců DZS přepočtené na standartizovaných 100 past'odni (protože počty pastí a odchytových dní na jednotlivých lokalitách se v některých případech lišily)

Tabulka 6 - Sdílené a unikátní druhy na R a P lokalitách

Druh	druh je přítomen na	
	R lokalitách	P lokalitách
<i>Apodemus flavicollis</i>	Ano	Ano
<i>Apodemus microps</i>	Ano	Ano
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Ano	Ano
<i>Arvicola amphibius</i>	Ne	Ano
<i>Crocidura leucodon</i>	Ano	Ne
<i>Crocidura suaveolens</i>	Ano	Ano
<i>Microtus agrestis</i>	Ano	Ano
<i>Microtus arvalis</i>	Ano	Ano
<i>Myodes glareolus</i>	Ano	Ano
<i>Sorex araneus</i>	Ano	Ano

Tabulka 7 - Výpočet koeficientů druhové podobnosti

Jaccardův koeficient podobnosti $J=8/(8+1+1)$	0,8
Sørensenův koeficient podobnosti $S=16/(16+1+1)$	0,89

5.4 Nejčastěji lovené druhy DZS dle typu lokality (R nebo P)

Nejčastěji loveným druhem v relativních hodnotách vztažených na 100 past'odní byl na obou typech lokalit *Microtus arvalis*. V součtu relativních početností jedinců na obou lokalitách byla na druhém místě *Apodemus sylvaticus* a na třetím místě nejčastěji loveného DZS *Apodemus flavicollis*. Ovšem při pohledu na konkrétní typ lokality se výsledky na R a P lokalitách mírně liší, protože na R lokalitách (post-těžební lokality) bylo pořadí na druhém a třetím místě nejčastěji lovených druhů velmi vyrovnané (*Apodemus flavicollis* a *Apodemus sylvaticus*), zatímco na P lokalitách (kontrolní lokality z okolního přirozeného prostředí) existoval mezi relativní početností jedinců druhů na druhém a třetím místě (opět *Apodemus sylvaticus* a *Apodemus flavicollis*) již značný rozdíl. Pořadí druhů DZS na dalších místech je patrné z Tabulek 8 a 9.

Tabulka 8 a 9 - Pořadí jednotlivých druhů dle relativní početnosti na lokalitách R a P

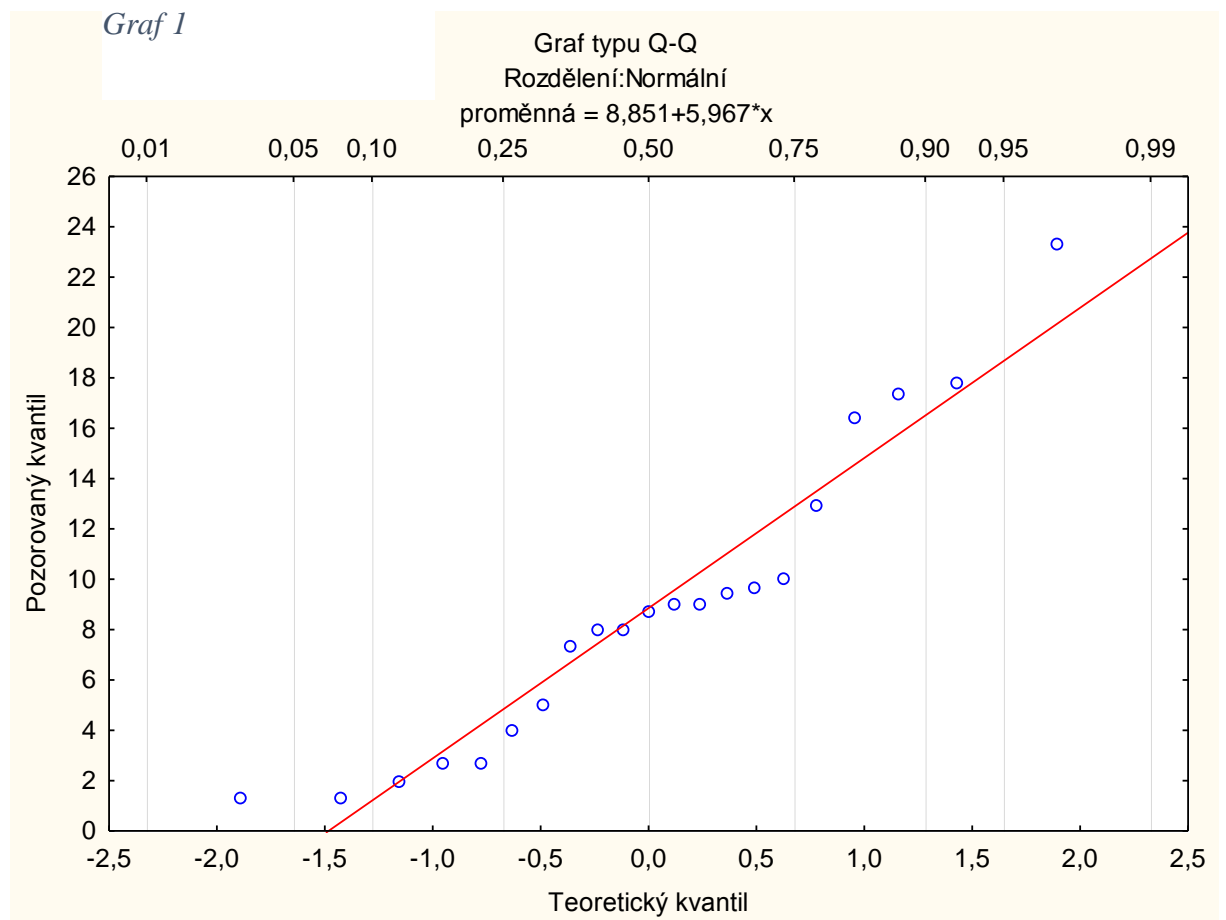
R lokality	relativní počet jedinců
<i>Microtus arvalis</i>	62,11
<i>Apodemus flavicollis</i>	17,25
<i>Apodemus sylvaticus</i>	17,02
<i>Sorex araneus</i>	3,83
<i>Apodemus microps</i>	1,62
<i>Microtus agrestis</i>	1,34
<i>Myodes glareolus</i>	0,96
<i>Crocidura leucodon</i>	0,91
<i>Crocidura suaveolens</i>	0,66
<i>Arvicola amphibius</i>	0

P lokality	relativní počet jedinců
<i>Microtus arvalis</i>	30,7
<i>Apodemus sylvaticus</i>	25,03
<i>Apodemus flavicollis</i>	16,21
<i>Sorex araneus</i>	3,83
<i>Microtus agrestis</i>	1,62
<i>Myodes glareolus</i>	1,43
<i>Arvicola amphibius</i>	1,33
<i>Crocidura suaveolens</i>	1,1
<i>Apodemus microps</i>	1,04
<i>Crocidura leucodon</i>	0

Poznámka k tabulkám: relativní počet jedinců znamená standartizovaný počet jedinců na 100 past'odní

5.5 Statistické vyhodnocení abundance na dvou typech lokalit (rekultivovaných a přirozených)

Pro statistické vyhodnocení abundance na dvou odlišných typech lokalit (lokality rekultivované a procházející přirozeným vývojem) byla nejdříve ověřena normalita rozdělení dat grafem typu Q-Q (Graf 1) a Kolmogorov-Smirnov testem (Tabulka 10). Homogenita rozptylů byla ověřena Cochranovým testem homogenity rozptylů (Tabulka 11). Následně byl využit dvouvýběrový t-test. Výsledky dvouvýběrového t-testu obsahuje Tabulka 12.



Tabulka 9 - Výsledky Kolmogorov-Smirnov testu

D	0,445
p-value	0,250
alpha	0,05

Vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti α ($0,250 > 0,05$). Nulová hypotéza tedy nebyla zamítnuta a data sledují normální rozdělení.

Tabulka 10 - Výsledek Cochranova testu shodnosti rozptylů

Cochran. C F(1,sv)	p
0,505031	0,975914

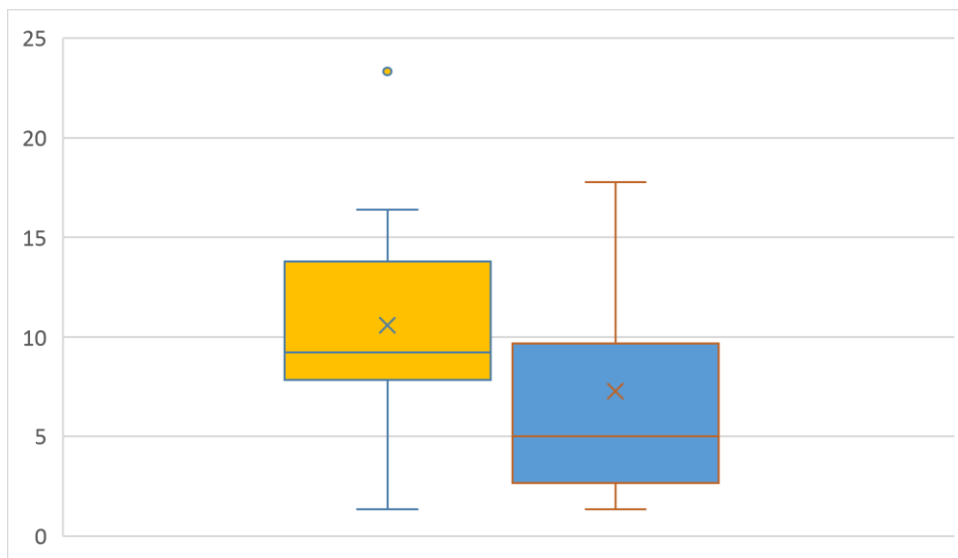
Vypočtená p-hodnota je větší než hladina významnosti α ($0,98 > 0,05$). Nulová hypotéza tedy nebyla zamítnuta, výběry dat mají shodné rozptyly.

Tabulka 11 - Výsledky dvouvýběrového t-testu pro abundanci společenstev na dvou typech lokalit (rekultivovaných a přirozených)

t-testy; Skup. 1: R Skup. 2: P								
Průměr R	Průměr P	t	sv	P	Sm.odch. R	Sm.odch. P	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
10,58	7,28	1,28	19	0,216266	5,919069	5,862294	1,019464	0,967730

Hladina významnosti byla stanovena na 0,05. Hodnota p je větší než hladina významnosti α ($0,22 > 0,05$). Nulová hypotéza (H_0) tedy nebyla zamítnuta. Mezi post-těžebními lokalitami a lokalitami s přirozeným vývojem neexistují statisticky průkazné rozdíly v abundanci.

Graf 2 - Relativní abundance na R a P lokalitách



Legenda: oranžový plot-box znázorňuje rekultivované (R) lokality, modrý plot box lokality s přirozeným vývojem (P); křížkem jsou označeny aritmetické průměry relativní abundance; vodorovné zvýrazněné čáry, které vedou přes plot-box označují hodnotu mediánu dané skupiny lokalit; horní hrany boxu označují horní kvartil, dolní hrany boxu označují dolní kvartil; horní hrana svorek značí horní mez neodlehých hodnot, dolní hrana svorek značí dolní mez neodlehých hodnot; kolečkem je označena odlehlá hodnota

6 Diskuze

Cílem diplomové práce byl monitoring diverzity a abundance drobných zemních savců v post-těžebním území severozápadních Čech a ověření vědecké hypotézy, že diverzita drobných zemních savců je na lokalitách ovlivněných těžbou hnědého uhlí odlišná než v okolním přirozeném prostředí. K získání materiálu pro praktickou část práce bylo v letech 2017-2018 provedeno 8 odchytů drobných zemních savců v oblasti Sokolovska a Mostecká. Odchyty probíhaly na lokalitách ovlivněných těžbou (lokality vytvořené zemědělskou rekultivací a ve stáří 20 let od ukončení těžby) i na lokalitách s přirozeným vývojem (bez narušení těžbou hnědého uhlí).

Bejček (1988) prováděl výzkum výskytu drobných zemních savců na post-těžebním území v Mostecké pánvi v letech 1974-1981. Využil kapacitu téměř 74 000 past'odní a odchytily 4562 DZS. Zaznamenal celkem 11 druhů DZS: *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *Sorex araneus*, *Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis*, *Sorex minutus*, *Microtus agrestis*, *Micromys minutus*, *Mus musculus*, *Crocidura suaveolens*, *Neomys anomalus*. Lokality, kde Bejček prováděl odchytily, nebyly stejného stáří, ale spadaly do sedmi sukcesních kategorií (5 lokalit v rozmezí stáří 2-20 let od ukončení těžby; jedna lokalita specifická stářím 18-20 let po lesnické rekultivaci a jedna lokalita 150 let starý dubový les mimo výsypky). Na lokalitě ve stáří 19-21 let po ukončení těžby (srovnatelné se stářím lokalit v diplomové práci) odchytily výše zmíněný autor 4 druhy DZS: *Microtus arvalis*, *Apodemus sylvaticus*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*. Dominantním druhem v odchycích autora byl *Microtus arvalis* následovaný *Apodemus sylvaticus*. *Microtus arvalis* (absolutní početnost 240) a *Apodemus sylvaticus* (absolutní početnost 94) byli nejčastěji celkově lovenými druhy také v naší práci.

V podobném časovém období jako Bejček prováděli odchytily DZS také Ječný a Vojtěchová (1984) a odchytily v letech 1980-1982 v Mostecké hnědouhelné pánvi 247 DZS. Jednalo se o zástupce 8 druhů: *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis*, *Microtus arvalis*, *Microtus agrestis*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys anomalus*, *Myodes glareolus*. Druhovú skladbu je kromě *Neomys anomalus* (při našich odchycích nezaznamenán) totožná s druhy, které se podařilo odchytily na Sokolovsku a Mostecku v rámci naší práce. *Neomys anomalus* se vyskytuje v blízkosti potoků, řek, jezer, rybníků a bažin (Esmaeili a kol., 2008). Žádná z odchytových lokalit diplomové práce se nesoustředila na břehy vodního zdroje, což je asi důvodem neúspěšných odchytů druhů, kteří dokáží obývat i vodní prostředí. Za ovlivňující faktor lze považovat i nadměrné sucho, které území severozápadních Čech v roce 2018 výrazně zasáhlo (a mohlo ovlivnit společenstva DZS).

Heroldová a kol. (2007) sledovali společenstva drobných zemních savců v podmínkách zemědělské krajiny, kde v letech 1983-1989 prováděli odchytily DZS. Za 51 480 past'odní odchytily 5536 DZS, kteří náleželi k 14 druhům: *Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Mus musculus*, *Micromys minutus*, *Microtus arvalis*, *Microtus subterraneus*, *Apodemus glareolus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Cricetus cricetus*, *Neomys fodiens*. *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis* a *Apodemus microps* tvořili 77 % z celkové velikosti odchytů, což se opět shoduje

s výsledky našeho monitoringu a studií Bejčka (1988), kdy nejvíce loveným druhem DZS byl *Microtus arvalis* a *Apodemus sylvaticus*. Třetí nejčastěji lovený DZS v našich podmínkách byla na rozdíl od práce Heroldové a kolektivu (2007) *Apodemus flavicollis*. Vysvětlením odlišných výsledků u odchycených jedinců *Apodemus microps* může být rozmístění odchytových lokalit v rozdílných biotopech s různou potravní nabídkou (v naší práci převládaly trvalé travní porosty, louky a pastviny).

Bonczar a kolektiv (2011) zkoumali společenstva drobných zemních savců na třech post-industriálních územích (bývalá továrna a dvě složiště popela) v Polsku. Území měla různou historii a délku probíhající renaturalizace. Z výsledků vyšlo najevo, že všem zkoumaným oblastem dominoval *Microtus arvalis* (díky výrazné adaptivní plasticitě tohoto druhu) a mezi jednotlivými oblastmi nebyly rozdíly v abundanci společenstev DZS, což se shoduje s výsledky této diplomové práce. Jedna lokalita vykazovala slabě vyšší druhovou diverzitu oproti ostatním, a to z důvodu déle probíhajících procesů renaturalizace po ukončení průmyslové činnosti (o 30 let déle). Mezníkem rekonstrukce společenstev DZS, kdy se charakteristiky společenstva z narušených oblastí vyrovnávají charakteristikám společenstev DZS z okolního přirozeného prostředí, je podle těchto autorů více než 20 let od ukončení činností, které narušují stabilitu prostředí (těžba). Lokality narušené těžbou v naší práci dosáhly stáří 20 let a také nebyly prokázány statisticky významné rozdíly v abundancích a diverzitě společenstev DZS ve srovnání s okolními lokalitami neovlivněnými těžební činností.

Microtus arvalis je specialista na otevřené biotopy se značnou negativní odpovědí na prostředí se souvislým stromovým patrem (Benedek a Sirbu, 2018). Jelikož jeho optimum se soustřeďuje do biotopů s vyšším bylinným patrem, byl i v podmínkách našich odchytových lokalit, bez souvislého stromového patra, hojným druhem.

Studie autorů Holec a Frouz (2005), která se zabývala sledováním vývoje společenstev mravenců na post-těžebních lokalitách (a srovnávala společenstva mravenců z území narušených těžbou nerostných surovin a z přirozených lokalit) přichází s poznatkem, že společenstva mravenců z post-těžebních lokalit se s postupem času stávají více a více podobnými společenstvům z okolního přirozeného prostředí. Jako jeden z hlavních faktorů, který koreluje se sukcesními změnami, je uváděn rozvoj fermentace a humusové vrstvy půdy. Součástí této diplomové práce nebyla hlubší analýza půdy a vegetace na jednotlivých lokalitách a jejich následná korelace s výsledky odchytů DZS, přesto lze konstatovat, že stav půdy jistě nepřímo odráží vývoj vegetace a další bioty, což se dále promítá i do vývoje společenstev DZS. Benedek a Sirbu (2018) ve své práci potvrzují myšlenku, že heterogenita krajiny je spojována s vyšší druhovou diverzitou a že vegetace je jedním z nejvýznamnějších faktorů, ovlivňující drobné zemní savce na úrovni populací i společenstev. Pro další práce, které se budou zabývat monitoringem drobných zemních savců v post-těžebních územích, by bylo přínosné sledovat současně s DZS podrobněji i charakteristiky půdy a vegetace.

Vliv vegetace na charakteristiky společenstev DZS dokazuje i studie autorů Brenner a kolektiv (1982), který současně potvrzuje i hypotézu vlivu stáří post-těžebních lokalit na vývoj společenstev DZS. S postupem času se narušená území (po ukončení působení rušivého vlivu

jako je například i těžba hnědého uhlí) vrací sukcesními procesy zpět do stavu před začátkem působení rušivého vlivu. Se sukcesními procesy se pojí vývoj půdy, vegetace i vývoj společenstev živočichů.

Vliv vegetace na společenstva DZS, konkrétně jestli existují rozdíly v abundancích DZS na polích s různými druhy zemědělských plodin, zkoumala Janova a kolektiv (2011) v letech 2004-2006 v oblasti jižní Moravy. Autoři práce došli k závěru, že denzity DZS jsou srovnatelné na obou typech polí (první typ zahrnoval tradiční plodiny: vojtěšku, ječmen, pšenici; druhý typ zahrnoval méně tradiční plodiny: brukev řepku, kukuřici a slunečnici). *Apodemus sylvaticus* (živí se semeny rostlin) preferovala pole s kukuřicí a slunečnicí, zatímco u hrabošovitých nebyla zjištěna preference k těmto méně tradičním typům zemědělských plodin a k polím, kde jsou vysázeny. Zemědělské plodiny neskýtají drobným zemním savcům jen úkryty, ale samozřejmě figurují také jako zdroje potravy. Lze usuzovat, že populační dynamika a charakteristika společenstev DZS bude kolísat dle množství úrody a dle fáze vegetačního období rostlin. Nezanedbatelný vliv může mít také způsob obhospodařování zemědělské půdy, případně využívání rodenticidů. V práci výše zmíněných autorů se vyskytuje také myšlenka, že myšice se v prostředí pohybují více vertikálně (šplhají po vegetaci a dokáží skákat), proto na zemi položené pasti je nemusí zaznamenat (a tím zkruslovat výsledky odchytů). Rathke a Bröring (2005) ve své práci taktéž diskutují rozdílnou úspěšnost odchytů do sklapovacích a živolovných pastí pro různé druhy DZS a vycházejí z rozdílné anatomie a pohybového chování (krátké nohy předurčují drobného savce k pohybu u povrchu, zatímco dlouhé nohy umožňují pohyb pomocí skoků) různých druhů. Pro odchty DZS naši práce se využívaly živolovné a sklapovací pasti, které byly položeny na zemi v odchytových kvadrátech. Nejsm si vědoma, že by nějaká již proběhlá studie, týkající se DZS, využila například modifikovaných postupů a pastí pro odchyt i těch druhů, co se pohybují pomocí skoků nebo šplhání. Zdá se, že je výhodné využít kombinaci živolovných i sklapovacích pastí, aby se předešlo zkreslení výsledků odchytů.

Přestože naše práce nevyhodnocovala kolísání populací DZS mezi jednotlivými odchytovými termíny (meziměsíční a meziroční rozdíly) a tím neidentifikovala populační cykly a dynamiku jednotlivých druhů DZS, jiní autoři se faktory ovlivňující populační dynamiku drobných zemních savců již zabývali. Například Oli (2003) zkoumal vliv predátorů specialistů na populační cykly *Mictorus agrestis*. Podle něj nejde nelze označit predátory za nezbytný spouštěcí mechanismus populačních cyklů *Microtus agrestis*, ale ani nelze hypotézu o působení predátorů na populační dynamiku DZS vyvrátit. Domívám se, že na post-těžebních lokalitách se mohou vyskytovat predátoři DZS v jiném zastoupení (rozdílná druhová diverzita a abundance) než na okolních přirozených lokalitách, což může mít dopady na populace a společenstva DZS. Rathke a Bröring (2005) se zamýšlí nad vlivem predátorů při procesu kolonizace post-těžebních území DZS ve spojení s fázemi aktivity jednotlivých druhů DZS. Dochází k obecnému závěru, že pokud má druh fázi aktivity ve stejné fázi, kdy je aktivní i predátor, je kolonizace post-těžebních lokalit ztížena.

Bližší zkoumání populačních cyklů jednotlivých druhů DZS a jejich vzájemná podobnost či odlišnost může sloužit k prokázání mezidruhových interakcí (Zub a kol., 2012), které ovlivňují vývoj společenstev živošichů obecně.

Studie Halle (1993) se zabývala ekologií a populační dynamikou *Apodemus sylvaticus*, která je považována za pionýrský druh v post-těžebních lokalitách povrchových dolů nerostných surovin, na rekultivovaných plochách a na územích nenarušených těžbou. Výsledkem práce bylo zjištění, že některé charakteristiky (relativní populační hustota, poměr pohlaví, váha jedinců, sexuální dospělost u samců) nejsou rozdílné na rekultivovaných a přirozených lokalitách. U charakteristik jako absolutní populační hustota, některé parametry reprodukčního chování, prostorové chování a potravní preference průkazné rozdíly v rekultivovaných a přirozených lokalitách existují. Tyto rozdíly mohou reflektovat schopnost *Apodemus sylvaticus* přizpůsobit se konkrétním podmínkám i na post-těžebních lokalitách v rané fázi vývoje.

Rod *Apodemus* zkoumal i Mitter a kolektiv (2015) v podmínkách městských a příměstských parků ve Vídni. Během práce odchytili 129 jedinců, kteří náleželi k druhům *Apodemus sylvaticus* (nejvíce lovený druh), *Apodemus flavicollis* (druhý nejvíce lovený druh) a *Apodemus uralensis*. Ačkoliv byla *Apodemus sylvaticus* dominantním druhem obecně, v některých parcích byla více běžná *Apodemus flavicollis*. Byla nalezena souvislost mezi výskytem konkrétního druhu z rodu *Apodemus* a velikostí, lokací parku a typem vegetace. *Apodemus sylvaticus* dominovala ve středně velkých parcích blíže středu města s vysokým podílem bylin a se stromy s menším průměrem kmene. *Apodemus flavicollis* dominovala ve velkých parcích v oblasti městské periferie s vysokým podílem bylin a se staršími stromy s větším průměrem kmene. Jelikož jsou si druhy *Apodemus sylvaticus* a *Apodemus flavicollis* hodně podobné, je složité z výsledků určovat konkrétní závěry. I v naší práci z celkového počtu odchycených DZS dominoval druh *Apodemus sylvaticus* nad *Apodemus flavicollis*, přesto při detailním rozboru byla *Apodemus flavicollis* běžnější na post-těžebních lokalitách než *Apodemus sylvaticus*. Zda je výskyt druhů z rodu *Apodemus* ovlivněn podmínky prostředí nebo vnitrodruhovými, či mezidruhovými interakcemi, nebylo ani v práci autorů Mitter a kolektiv (2015), ani v naší práci, konkrétně objasněno.

Rathke a Bröring (2005) zkoumali společenstva drobných savců na různě starých post-těžebních lokalitách (a kontrolních, těžbou hnědého uhlí nenarušených lokalitách) v letech 1995-1997 a 2001-2002 v Německu. Odchyty zaznamenali 4 druhy hlodavců a 4 druhy hmyzožravců. *Sorex araneus* a *Sorex minutus* měli nejvyšší abundanci na přirozených lokalitách, na post-těžebních lokalitách se jejich početnost zvyšovala se stářím lokality (bráno od ukončení těžby). *Crocidura suaveolens* a *Crocidura leucodon* byly zaznamenány pouze na post-těžebních lokalitách mladších 10 let od ukončení těžby. I v našich podmínkách byl *Sorex araneus* početnější než obě bělozubky, na přirozených lokalitách naší práce *Crocidura leucodon* nebyla taktéž zaznamenána vůbec. Přítomnost nebo nepřítomnost hmyzožravců v konkrétním biotopu slouží jako nepřímý ukazatel stavu a vývoje společenstev bezobratlých, kterými se hmyzožravci živí (Churchfield, 2002). Dalším možným vysvětlením nízké abundance či nepřítomnosti bělozubek na konkrétních lokalitách je fakt, že tyto druhy preferují

řidký porost vegetace. Dalším působícím faktorem mohla být přítomnost predátorů. Z hlodavců byl v práci zmíněných autorů opět nejpočetnější *Microtus arvalis* a jeho abundance na přirozených lokalitách byla porovnatelná s abundancí na post-těžebních lokalitách se stářím kolem 20 let. *Apodemus sylvaticus* a *Myodes glareolus* dosahovali nejvyšší abundance na starších post-těžebních lokalitách (20 a více let). *Apodemus flavicollis* sledovala podobné rozšíření jako *Apodemus sylvaticus*, ale na post-těžebních lokalitách starších 50 let byla její populace více početná.

V diplomové práci nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v abundanci a diverzitě společenstev na post-těžebních a přirozených lokalitách. Jak bylo popsáno výše, na společenstva drobných zemních savců má vliv stav půdy, vegetace, zdroje potravy, přítomnost predátorů. Průběh kolonizace území DZS vychází z ekologie a biologie druhů, nezanedbatelným faktorem jsou druhové preference a mezidruhové a vnitrodruhové interakce, které jsou ovšem dosud ne zcela objasněny. Na společenstva DZS má vliv stáří post-těžební lokality, několik autorů se shoduje, že společenstva DZS na lokalitách ve stáří 20 let od ukončení těžby jsou srovnatelná se společenstvy z okolního přirozeného prostředí, což souvisí s postupem sukcesních procesů. Zemědělská rekultivace, která byla využita na sledovaných post-těžebních lokalitách v diplomové práci, se prokázala jako vhodná a bez negativního dopadu na abundanci a diverzitu DZS. Do budoucna by bylo přínosné pokračovat s monitoringem DZS delší časové období, případně pro srovnání sledovat vývoj společenstev DZS i na jiných typech rekultivací. K hlubším a doplňujícím poznatkům o mezidruhových, vnitrodruhových vztazích a druhových preferencích, které pomáhají při studiu vývoje společenstev drobných zemních savců, by bylo obohacující provádět také výzkum zaměřený na užší a konkrétní výběr druhů a jejich populací.

7 Závěr

Cílem diplomové práce bylo sledování diverzity a abundance drobných zemních savců v post-těžebním území severozápadních Čech, protože drobní zemní savci jsou vhodnými indikátory postupu sukcese v krajinně narušené těžbou. Monitoringem populací a společenstev DZS je získávána také zpětná vazba o úspěšnosti a vhodnosti užitých rekultivačních technik. K získání výsledků a ověření vědecké hypotézy, že diverzita společenstev drobných zemních savců je na lokalitách ovlivněných těžbou hnědého uhlí odlišná než v okolním přirozeném prostředí, bylo vytipováno celkem 21 sledovaných lokalit v oblasti Sokolovska a Mostecka. 10 lokalit prošlo rekultivací po ukončení těžební činnosti, 11 lokalit bylo kontrolních (bez narušení těžbou a s přirozeným vývojem). V letech 2017-2018 proběhlo 8 odchyťových termínů. Součin počtu dní a počtu pastí na všech sledovaných lokalitách byl roven hodnotě 4705 past'odní.

Během osmi odchyťových termínů v letech 2017-2018 bylo na zkoumaných (post-těžebních) a kontrolních (přirozených) lokalitách odchyceno 440 drobných zemních savců. Odchycení DZS byli zástupci 10 druhů (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Arvicola amphibius*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus*), 7 druhů náleží k řádu hlodavců a 3 k řádu hmyzožravců. V absolutních hodnotách byl nejpočetnějším uloveným druhem *Microtus arvalis* (240 jedinců), nejméně početným uloveným druhem byl pak *Arvicola amphibius* (pouze 1 jedinec). Průměrná relativní abundance (vztažená na 100 past'odní) na rekultivovaných lokalitách byla 10,58, průměrná relativní abundance na přirozených lokalitách byla 7,28.

Rekultivované i přirozené lokality sdílely 8 druhů (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus microps*, *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus agrestis*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus*). *Arvicola amphibius* byl unikátním druhem pro přirozené lokality (chyběl na rekultivovaných lokalitách), *Crocidura leucodon* byla unikátním druhem pro rekultivované lokality (a chyběla na přirozených lokalitách). Na základě výsledků statistického vyhodnocení byla společenstva na R i P lokalitách vyhodnocena jako společenstva s vysokou mírou podobnosti a nevyšly ani statisticky průkazné rozdíly v abundanci společenstev na R a P lokalitách. Post-těžební lokality 20 let po rekultivaci lze tedy považovat za stejně hodnotné biotopy pro DZS jako okolní biotopy, jejichž vývoj nebyl narušen těžbou hnědého uhlí.

Výsledky této diplomové práce mohou být použity pro další výzkum společenstev drobných zemních savců v oblasti severozápadních Čech nebo k porovnání s výsledky vývoje společenstev drobných zemních savců na jiných post-těžebních (a také jinak narušených) územích. Diplomová práce byla limitována krátkým obdobím pro sběr dat, pro další studium problematiky by bylo přínosné mít k dispozici výsledky odchytů z delšího časového úseku (roky až desítky let), případně mít možnost studovat vývoj společenstev drobných zemních savců na lokalitách s různým stářím od počátku rekultivačních procesů. Detailnější a dlouhodobější analýza odlovených DZS by taktéž mohla přispět k objasnění populační dynamiky většiny druhů DZS, kde dodnes hlubší poznatky chybí.

8 Literatura

1. ANDĚRA, Miloš. *Savci*. Praha: Albatros, 1997. Svět zvířat. ISBN 80-00-00541-7.
2. ANDĚRA, Miloš. *Savci*. Praha: Albatros, 1999. Svět zvířat. ISBN 80-00-00677-4.
3. BEGON, Michael; HARPER, John L.; TOWNSEND, Colin R. *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, 1999.
4. BEJČEK, Vladimír. *Communities of small terrestrial mammals on the spoil banks in the Most Basin*. MON, 1988.
5. BENEDEK, Ana Maria; SÎRBU, Ioan. Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology*, 2018, 90: 55-65.
6. BONCZAR, Zbigniew, et al. Rodent Species Diversity in Three Areas of Different Renaturalization History. *Acta Biologica Cracoviensia s. Zoologia*, 2011.
7. BOONSTRA, Rudy; KREBS, Charles J.; STENSETH, Nils Chr. Population cycles in small mammals: the problem of explaining the low phase. *Ecology*, 1998, 79.5: 1479-1488.
8. BRENNER, Fred J.; KELLY, R. Bruce; KELLY, Jeffrey. Mammalian community characteristics on surface mine lands in Pennsylvania. *Environmental Management*, 1982, 6.3: 241-249.
9. DIMITROVSKÝ, Konstantin. *Zemědělské, lesnické a hydrické rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Ústav zemědělských a potravinářských informací*, 2000.
10. DOPITA, Miloslav; HAVLENA, Václav; PEŠEK, Jiří. *Ložiska fosilních paliv*. Státní nakladatelství technické literatury, 1985.
11. ERENER, Arzu. Remote sensing of vegetation health for reclaimed areas of Seyitömer open cast coal mine. *International Journal of Coal Geology*, 2011, 86.1: 20-26.
12. ESMAEILI, Hamid Reza, et al. Noteworthy record of the Mediterranean water shrew (*Neomys anomalus*) from south-western Iran (Mammalia: Soricomorpha). *Turkish journal of zoology*, 2008, 32.2: 163-166.
13. FRAFJORD, Karl. Can environmental factors explain size variation in the common shrew (*Sorex araneus*)?. *Mammalian Biology*, 2008, 73.6: 415-422.
14. Frouz J., Popperl J., Příkryl I., Štrudl J., 2007. *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, 26pp.*
15. GAISLER, Jiří. *Atlas savců České a Slovenské republiky*. Praha: Academia, 2002. ISBN 80-200-1026-2.
16. HALLE, S. Wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.) as pioneers of recolonization in a reclaimed area. *Oecologia*, 1993, 94.1: 120-127.
17. HAMILTON, Bryan T., et al. Why is small mammal diversity higher in riparian areas than in uplands?. *Journal of Arid Environments*, 2015, 119: 41-50.
18. HAMILTON, Bryan T.; ROEDER, Beverly L.; HORNER, Margaret A. Effects of Sagebrush Restoration and Conifer Encroachment on Small Mammal Diversity in Sagebrush Ecosystem. *Rangeland Ecology & Management*, 2019, 72.1: 13-22.
19. HARRIS, S., Woolard, T., 1990. The dispersal of mammals in agricultural habitats in Britain. In: BUNCE, R.G.H., Howard, D.C. (Eds.), *Species Dispersal in Agricultural Habitats*. Belhaven Press, pp. 159–168. H

20. HASTINGS, Alan. Timescales, dynamics, and ecological understanding¹. *Ecology*, 2010, 91.12: 3471-3480.
21. HEIN, S.; JACOB, J. Recovery of small rodent populations after population collapse. *Wildlife Research*, 2015, 42.2: 108-118.
22. HELINGEROVÁ, Monika; FROUZ, Jan; ŠANTRŮČKOVÁ, Hana. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological engineering*, 2010, 36.6: 768-776.
23. HEROLDOVÁ, Marta, et al. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, ecosystems & environment*, 2007, 120.2-4: 206-210.
24. HOLEC, Michal; FROUZ, Jan. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia*, 2005, 49.4: 345-357.
25. HUTTERER, R., 1990. *Sorex minutus* (Linneaus, 1766) – Zwergspitzmaus. In: NIERTHAMMER, J., KRAPP, F. (Eds.), *Handbuch der Säugetiere Europas*, Bd. 3/1, Insektenfresser – Herrentiere. Aula-Verlag Wiesbaden, pp. 183–206.
26. CHURCHFIELD, Sara. Why are shrews so small? The costs and benefits of small size in northern temperate, *Sorex* species in the context of foraging habits and prey supply. *Acta theriologica*, 2002, 47.1: 169-184.
27. JANOVA, Eva, et al. Traditional and diversified crops in South Moravia (Czech Republic): habitat preferences of common vole and mice species. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 2011, 76.5: 570-576.
28. JAROŠÍK, Vojtěch. *Růst a regulace populací*. Praha: Academia, 2005. ISBN 80-200-1330-X.
29. JEČNÝ, V.; VOJTĚCHOVÁ, A. Adiaspiromykóza drobných savců z Mostecké kotliny Severočeské hnědouhelné pánve. *Sbor. Okres. Muz.(Most), Ř. Přírodov*, 1984, 6: 11-21.
30. JISKRA, Jaroslav. *Z historie uhelného hornictví na Sokolovsku, Chebsku a Karlovarsku*. 1994.
31. JONGEPIEROVÁ, Ivana; PRACH, Karel; PEŠOUT, Pavel. *Ekologická obnova v České republice II*. 2012.
32. JOST, Lou; CHAO, Anne; CHAZDON, Robin L. Compositional similarity and β (beta) diversity. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, 2011, 66-84.
33. KAUSRUD, Kyrre L., et al. Linking climate change to lemming cycles. *Nature*, 2008, 456.7218: 93.
34. KORBEL, L.; KREJČA, J. *Velká kniha živočichů. Příroda*, 1980.
35. KORPIMÄKI, Erkki, et al. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved?. *Bioscience*, 2004, 54.12: 1071-1079.
36. KOVÁŘ, Pavel. *Ekosystémová a krajinná ekologie*. Charles University in Prague, Karolinum Press, 2014.
37. KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ, Jarmila, et al. Structure of small mammal communities on clearings in managed Central European forests. *Forest Ecology and Management*, 2016, 367: 41-51.

38. LARKIN, Jeffery L., et al. Small mammal response to vegetation and spoil conditions on a reclaimed surface mine in eastern Kentucky. *Southeastern Naturalist*, 2008, 7.3: 401-413.
39. LARSEN, Angela L., et al. Effects of an ongoing oak savanna restoration on small mammals in Lower Michigan. *Forest Ecology and Management*, 2016, 367: 120-127.
40. LEI, Kai; PAN, Huiyun; LIN, Chunye. A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas. *Ecological engineering*, 2016, 90: 320-325.
41. LOSOS, Bohumil. *Ekologie živočichů*. Státní pedagogické nakladatelství, 1984.
42. MILES, John. *Vegetation dynamics*. Springer Science & Business Media, 2012.
43. MITTER, G.; SUMASGUTNER, P.; GAMAUF, A. Niche-partitioning of three Apodemus species (Mammalia: Murinae) in an urban environment. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien. Serie B für Botanik und Zoologie*, 2015, 37-46.
44. MUDRÁK, Ondřej; DOLEŽAL, Jiří; FROUZ, Jan. Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. *Ecological Engineering*, 2016, 95: 665-670.
45. NIETHAMMER, J., 1978. Apodemus sylvaticus (Linnaeus, 1758) – Waldmaus. In: NIETHAMMER, J., KRAPP, F. (Eds.), *Handbuch der Säugetiere Europas, Band 1, Rodentia I*. Akademische Verlags- gesellschaft, Wiesbaden, pp. 337–358.
46. PARDINI, Renata, et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological conservation*, 2005, 124.2: 253-266.
47. PEŠEK, Jiří; SIVEK, Martin. Uhlonosné pánve a ložiska černého a hnědého uhlí České republiky. Česká geologická služba, 2012.
48. PRACH, Karel, et al. Ekologie obnovy narušených míst I. *Obecné principy*. Živa, 2009, 1.2009: 22.
49. PRACH, Karel; TOLVANEN, Anne. How can we restore biodiversity and ecosystem services in mining and industrial sites?. 2016.
50. RATHKE, Detlef; BRÖRING, Udo. Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). *Ecological Engineering*, 2005, 24.1-2: 149-156.
51. ROCHA, Clarisse R.; RIBEIRO, Raquel; MARINHO-FILHO, Jader. Influence of temporal variation and seasonality on population dynamics of three sympatric rodents. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 2017, 84: 20-29.
52. ROTTER, Margret; KNEITZ, Gerhard. Fauna der Hecken und Feldgehölze und ihre Beziehung zur umgebenden Agrarlandschaft. *Waldhygiene*, 1977.
53. ŘEHOUNEK, Jiří; ŘEHOUNKOVÁ, Klára; PRACH, Karel. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. *Calla, České Budějovice*, 2010.
54. SIGMUND, Leo, et al. *Zoologie strunatců*. Karolinum, 1994.
55. SKLENICKA, Petr; CHARVATOVA, Eva. Stand continuity—a useful parameter for ecological networks in post-mining landscapes. *Ecological Engineering*, 2003, 20.4: 287-296.

56. SLÁBOVÁ, Markéta; BROUMOVÁ, Hana; PECHAROVÁ, Emílie. Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal mining. In: *10th International Mine Water Association Congress on Mine Water and the Environment, Karlovy Vary, Czech Republic*. 2008.
57. STARÝ, J., et al. Surovinové zdroje České republiky, nerostné suroviny 2010. Česká geologická služba–Geofond, 2010, 489.
58. SUNYER, Pau, et al. Wood mouse population dynamics: Interplay among seed abundance seasonality, shrub cover and wild boar interference. *Mammalian Biology*, 2016, 81.4: 372-379.
59. ŠTÝS, Stanislav a Rút BÍZKOVÁ a Iva RITSCHELOVÁ. *Proměny Severozápadu*. Praha: Český statistický úřad, 2014. 181 s.
60. ŠTÝS, Stanislav. *Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin*. Nakl. techn. lit., 1981.
61. TKADLEC, Emil. *Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací*. Univerzita Palackého v Olomouci, 2008.
62. TORRE, Ignasi, et al. The efficiency of two widely used commercial live-traps to develop monitoring protocols for small mammal biodiversity. *Ecological indicators*, 2016, 66: 481-487.
63. TOWNSEND, Philip A., et al. Changes in the extent of surface mining and reclamation in the Central Appalachians detected using a 1976–2006 Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113.1: 62-72.
64. VALÁŠEK, Václav; CHYTKA, Lubomír. Velká kronika o hnědém uhlí: minulost, současnost a budoucnost těžby hnědého uhlí v severozápadních Čechách. G2 Studio, 2009.
65. VLASÁK, Petr. *Ekologie savců*. Academia-nakladatelství Československé akad, 1986.
66. VRÁBLÍKOVÁ, JAROSLAVA. Rekultivace území po těžbě uhlí na příkladu severních Čech. *Životné Prostredie*, 2010, 44.1: 24.
67. VRÁBLÍKOVÁ, Jaroslava; SEJÁK, Josef; VRÁBLÍK, Petr. Metodika revitalizace krajiny v postižených regionech Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 2009.
68. WALKER, Lawrence R., et al. *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press, 2003.
69. WELTZIN, Jake F.; ARCHER, Steve; HEITSCHMIDT, Rod K. Small-mammal regulation of vegetation structure in a temperate savanna. *Ecology*, 1997, 78.3: 751-763.
70. ZAPLETAL, M., et al. Hraboš polní *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) v České republice. Cerm, Brno, 2000.
71. ZUB, K., et al. Cyclic voles and shrews and non-cyclic mice in a marginal grassland within European temperate forest. *Acta theriologica*, 2012, 57.3: 205-216.

Internetové zdroje:

1. BEJČEK, VLADIMÍR; ŠŤASTNÝ, KAREL. Využití populací a společenstev ptáků a savců pro hodnocení stavu prostředí v oblastech postižených povrchovou těžbou hnědého uhlí. URL: http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A_09.pdf. [accessed 16 June 2010], 2000.