

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta
Katedra rostlinné výroby a agroekologie

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství
Studijní obor: Agroekologie

Diplomová práce

**Biodiverzita a populační dynamika drobných zemních savců
na několika typech rekultivací na Velké podkrušnohorské
výsypce**

Vedoucí diplomové práce:
RNDr. Markéta Haisová, Ph.D.

Autor: Bc. Pavla Charvátová

Konzultant:
Ing. Ondřej Cudlín

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a použila pramenů, které uvádím v seznamu použité literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., v platném znění, souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG, provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

.....

V Dobevi dne2011

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat především vedoucí mé diplomové práce RNDr. Markétě Haisové, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a materiály s danou problematikou. Dále bych chtěla poděkovat mému konzultantovi Ing. Ondřeji Cudlínovi z katedry ekologie krajiny ČZU v Praze za odbornou pomoc při odchytech a za poskytnutí doplňujících informací do mé diplomové práce a také všem, kteří pomáhali při odchytech.

SOUHRN

Cílem diplomové práce bylo popsat biodiverzitu a pokusit se nastínit populační dynamiku drobných zemních savců v oblasti Velké podkrušnohorské výsypky. Během vegetační sezóny 2009 a 2010 bylo provedeno celkem šest terénních odchytů drobných savců. Odchyty probíhaly standardní metodou CMR (capture-mark-recapture) do živolovných pastí ve kvadrátech na pěti lokalitách s různým typem rekultivace-hydrická, lesnická (lokalita olšina Klondajk, lokalita bor Klondajk), zemědělská a řízená sukcese. Zjištěná data byla zpracována v programu Microsoft Office Excel 2003 a pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) v Canoco for Windows. V roce 2009 bylo odchyceno celkem 67 jedinců pěti druhů drobných zemních savců: *Apodemus flavicollis*, *Microtus arvalis*, *M. agrestis*, *Myodes glareolus* a *Sorex araneus*. Nejvyšší druhová diverzita (3 druhy) byla zaznamenána na lokalitě s hydrickou rekultivací. Nejvyšší abundance (20 jedinců), byla zjištěna na lokalitě s lesnickou rekultivací olšina Klondajk. V roce 2010 bylo odchyceno 258 jedinců 7 druhů: *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *M. agrestis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus* a *Micromys minutus*. Tak jako v roce 2009 byl nejvyšší počet drobných savců zaznamenán v olšině Klondajk (60 jedinců) a nejvíce druhů (7) bylo zjištěno na lokalitě s hydrickou rekultivací.

Klíčová slova: rekultivace, výsypka, drobní zemní savci, biodiverzita, populační dynamika

SUMMARY

The aim of my thesis was to describe the biodiversity and try to outline the population dynamics of small terrestrial mammals on the Great podkrušnohorská spoil heap. We captured small mammals six times during the 2009 and 2010 seasons. We used the standard capture-mark-release method (CMR) with live traps in quadrates at five sites with different restoration type- wetland, forestry (alderwood and pinewood), agricultural and controlled succession. The observed data were processed in Microsoft Office Excel and by canonical correspondence analysis (CCA) in Canoco for Windows. In 2009 a total of 67 individuals of five small mammals' species were captured: *Apodemus flavicollis*, *Microtus arvalis*, *M. agrestis*, *Myodes glareolus* and *Sorex araneus*. The highest biodiversity (3 species) was recorded in wetland restoration. The highest abundance (20 individuals) was recorded in alderwood forestry restoration. In 2010 258 individuals of 7 species were captured: *Apodemus flavicollis*, *A. sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *M. agrestis*, *Myodes glareolus*, *S. araneus* and *Micromys minutus*. As in 2009 the highest abundance was recorded in alderwood forestry restoration (60 individuals) and the highest biodiversity (7 species) was recorded in wetland restoration.

Key words: restoration, spoil heap, small terrestrial mammals, biodiversity, population dynamics

OBSAH

1 ÚVOD.....	1
2 LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	3
2.1 Výsypky.....	3
2.1.1 Severočeské výsypky po povrchové těžbě.....	3
2.2 Rekultivace.....	4
2.2.1 Pojem rekultivace.....	4
2.2.2 Historie rekultivací na severu Čech.....	4
2.2.3 Technologie a typy rekultivací.....	5
2.3 Popis druhů, pravděpodobně se vyskytujících na sledovaných lokalitách.....	8
2.4 Sukcese společenstev drobných savců.....	16
2.5 Populační dynamika drobných savců.....	18
2.6 Problematika mikrohabitátů klíčových druhů.....	20
2.6.1 Výběr prostředí.....	20
2.6.2 Makrohabitat a mikrohabitat.....	21
2.6.3 Vliv vegetace.....	23
3 METODIKA A MATERIÁL.....	25
3.1 Metodika odchyťů.....	25
3.2 Popis lokalit.....	26
3.3 Vyhodnocení dat.....	31
4 VÝSLEDKY.....	32
5 DISKUSE.....	40
6 ZÁVĚR.....	44
7 LITERATURA.....	45
8 PŘÍLOHY.....	57

1 ÚVOD

Již koncem 19. století se začal v Rakousko-Uhersku významně rozvíjet průmysl na severu Čech (Vráblíková *et al.*, 2008). Tyto průmyslové aktivity vedly k vyšší koncentraci obyvatelstva spojené s rozvojem sídel a infrastruktury (Vráblíková & Vráblík, 2009). Důsledkem bylo zvyšování těžby hnědého uhlí pro průmyslovou výrobu, která potřebovala stále více energie. Původně hlubinné, později povrchové dobývání uhlí s sebou přineslo nejen pozitivní ekonomické přínosy, ale i závažné negativní dopady spočívající ve znehodnocení biologické produktivity krajiny včetně její hygienické, estetické a sociální hodnoty (Vráblík, 2006).

V současné době je Podkrušnohorská hnědouhelná pánev považována za typický průmyslový region s vysokou koncentrací energetického a chemického průmyslu a velkolomnou těžbou hnědého uhlí. Koncem 80. let 20. století patřila tato oblast jako součást „Černého trojúhelníku“ k nejvíce devastovaným územím ve Střední Evropě (Vráblíková *et al.*, 2008).

Těžba uhlí v uhelných revírech způsobuje výrazné změny v krajině (Vráblíková *et al.*, 2008). V přetěžených územích a v materiálu výsypek a pod výsypkami byla nejen smíšena jednotlivá geologická období, ale došlo i k výrazným změnám reliéfu (Trpáková *et al.*, 2009). Tyto změny reliéfu, devastace pedosféry v orniční i podorniční vrstvě, výrazné narušení hydrologických poměrů území a ovlivnění mikroklimatu daného území mělo za následek snižování biologické rozmanitosti a následně snižování stability krajiny (Vráblíková *et al.*, 2008).

Škody vzniklé po těžbě uhlí se v krajině postupně napravují. Podle českých legislativních norem jsou uhelné společnosti povinny po ukončení těžby postižené lokality obnovovat (Pecharová *et al.*, 2001). Proto je s těžbou spojena rekultivace, následně dochází k vytváření funkčních ekosystémů a to je spojeno s revitalizací celých územních celků (Vráblík, 2006). Při rekultivacích dochází ke znovuobnovení stability a funkcí krajiny a k návratu různých organismů na neoživené plochy výsypek. Různé typy rekultivací však nemají stejný vliv na návrat prostředí k přírodě blízkému stavu, a to má pak vliv na obnovování biodiverzity (Miklas, 2009). Rekultivacemi narušených území a vývojem sukcesních stádií se zabývali například Míchal (1994), Walker & Moral (2003) nebo Lovett *et al.* (2005).

Pro průkazné hodnocení stavu sukcese těchto biotopů nebo narušení krajiny lze vhodně využít mnoha bioindikačních druhů společenstev rostlin i živočichů. Obzvláště je pro hodnocení stavu krajiny významné sledování synusí drobných savců, jelikož jejich druhové zastoupení odpovídá přímo úměrně rozličným podmínkám prostředí a jejich populační hustota je poměrně vysoká (Pecharová & Hanák, 1997). Savci jsou díky svému rozmnožovacímu potenciálu a schopnosti osidlovat nově vzniklá stanoviště dobrými indikátory změn v krajině (Barrett & Peles, 1999). Problematice diverzity drobných zemních savců na lokalitách zasažených těžbou se v minulosti zabýval například Bejček (1983), který studoval primární sukcesí cenóz drobných savců na výsypkách po těžbě hnědého uhlí. Podobné problematice se věnovali také Pecharová & Hanák (1997), kteří sledovali vliv různých rekultivací na biodiverzitu drobných savců. Nejvyšší biodiverzita byla zaznamenána na lokalitě s hydrickou rekultivací. Slábová *et al.* (2008), Miklas (2009) prováděli odchyty drobných zemních savců na lokalitách s různým typem rekultivace a dospěli k podobným výsledkům jako Pecharová & Hanák (1997).

Cíl práce:

- 1) popsat biodiverzitu drobných zemních savců na několika typech rekultivací
- 2) pokusit se nastínit populační dynamiku drobných zemních savců
- 3) vhodným statistickým způsobem zpracovat data zjištěná v sezóně 2009 a 2010

2 LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Výsypky

Povrchová těžba hnědého uhlí výrazně ovlivnila a stále ovlivňuje krajinu, vznikají rozsáhlé těžební jámy a velkoplošné výsypky (Málková, 2009).

Výsypky jsou recentní útvary, které působí významné změny v krajině, lze je charakterizovat jako extrémní stanoviště s neproduktivním, nestabilním systémem, iniciálním stádiem vývoje, s minimem organické hmoty, absencí bioty, degradací a destrukcí pedosféry (Vráblíková *et al.*, 2009). Jedná se o uloženiny nadzemních zemin a hornin, které jsou skrývané při lomovém dobývání nerostů (Šímová, 2004). Setkáváme se s výsypkami, které jsou situovány mimo prostor lomu - *vnější výsypky* a s výsypkami umístěnými uvnitř vytěžené části lomu - *vnitřní výsypky* (Vráblíková *et al.*, 2009).

2.1.1 Severočeské výsypky po povrchové těžbě

Povrchová těžba hnědého uhlí byla zahájena po druhé světové válce a z tohoto období také pocházejí první velkoplošné výsypky. V Severočeském hnědouhelném revíru o rozloze přibližně 1 000 km² zaujímaly pozemky v užívání důlních podniků 192,2 km². V rámci těchto pozemků tvořily plochy provozem opuštěné převážně výsypky a to 58,4 km² (Bejček, 1983). Substrát těchto výsypek je skrýván z nadloží hnědouhelných slojí, které jsou tvořeny především ze 74,3 % šedých miocénních jílu, ze 7,0 % hnědých jílu, z 6,6 % písků, dále ze štěrků, spraší atd. (Štýs, Výborová, 1966). Tyto výsypky jsou sypány velkovazači a jejich povrch je bohatě vertikálně členěný (Bejček, 1983).

Štýs (1981) hodnotí výsypkové zeminy severočeského hnědouhelného revíru z hlediska jejich stability převážně jako nevhodné. Proto je nutné, aby základní prvky geometrie výsypek, sklon generálního svahu i sklon svahů jednotlivých etází a maximální výška, byly koncipovány se zřetelem na charakter sypaných zemin.

2.2 Rekultivace

2.2.1 Pojem rekultivace

Význam pojmu rekultivace pochází z latinského jazyka a znamená navrácení a obnovení úrodnosti krajině (Volný, 1985).

2.2.2 Historie rekultivací na severu Čech

Těžební činností dochází k narušování všech složek krajiny, včetně narušení vodního režimu, destrukce pedosféry aj. (Štýs *et al.*, 1981). První zprávy o povinnosti obnovit území po těžbě do původního stavu jsou zmíněny v Horním zákoně Rakousko-uherské monarchie (č. 146/1854) z roku 1854. Je zde stanovena povinnost asanovat a obnovit území porušené těžbou. Podkrušnohoří bylo aktuální oblastí pro obnovu území po těžbě, proto Zemědělská rada zřídila roku 1888 v Duchcově Rekultivační expozituru. Ta se zabývala rekultivacemi v severních Čechách. Konec 30.- 40. let 20. století byl dle historiků rekultivačně málo produktivní (Vráblíková *et al.*, 2008).

Rekultivace byly v menším rozsahu prováděny i během první světové války s využitím levné síly válečných zajatců a později i v období poválečném. Během prvorepublikového období byly předloženy tři návrhy zákonů o rekultivaci, které měly řešit nejen obnovu území, ale i extrémně vysokou nezaměstnanost. Žádný z nich však neprošel schvalovacím procesem (Šímová, 2004).

Po r. 1945 se těžba uhlí výrazně zvýšila, to s sebou přineslo zábory pozemků, které měly na krajinu destrukční vlivy. Mezi lety 1958 - 1960 byl ve spolupráci báňských, zemědělských, lesnických a vodohospodářských specialistů v severočeské hnědouhelné pánvi vypracován Generel rekultivací, v době svého vzniku světový unikát, který sloužil jako věčný podklad pro územní plánování. Jeho obsah tvořil souhrn četných způsobů rekultivací, vždy schvalovaných Ministerstvem zemědělství a výživy (Štýs, 2001). Vytvářela se specializovaná pracoviště zabývající se projektováním a praktickým prováděním rekultivačních prací v jednotlivých pánevních okresech (Vráblíková *et al.*, 2009).

V legislativě rekultivací sehrál významnou roli horní zákon č. 41/ 1957, ukládající povinnost všem těžebním podnikům rekultivovat plochy poškozené těžbou.

V současnosti jsou rekultivace ošetřeny zákonem č. 44/1988 Sb., který pojednává o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon). Těžební organizace mají ze zákona povinnost provádět rekultivace a také vytvářet takovou finanční rezervu, která umožní dokončení rekultivací i po ukončení těžby (Šímová, 2004).

Do roku 2006 byly na Sokolovsku ukončeny rekultivace na ploše 3 075,89 ha. Z této plochy tvoří 58 % lesnické, 36 % zemědělské, 3,5 % ostatní a 2,5 % vodní rekultivace. Další rekultivace jsou rozpracovány na 2 574,14 ha a na 3 609,45 ha jsou plánovány (Frouz *et al.*, 2007).

2.2.3 Technologie a typy rekultivací

Štýs (2001) uvádí etapy rekultivačních prací z historického hlediska:

- **Sukcesivní rekultivace** - devastovaná krajina se obnovovala sukcesivní vegetací bez zásahu rekultivačních prací, jednalo se pouze o obnovu, ne o rekultivaci
- **Sanačně ozeleňovací** - zatravnění, rekultivace bez velkých úprav stanovišť
- **Hospodářsko-produktivní** - tvorba půdního pokryvu, vysoký podíl zemědělských rekultivací
- **Ekologizační**- konec 20. století, preferována koncepce krajinně ekologické obnovy velkoplošných území, snaha dosažení biodiverzity a diverzifikace území.

Technologie rekultivací se liší podle podmínek dané rekultivované oblasti. V podstatě ale probíhá vždy podle následujících etap (Anonymus, 1998):

Přípravná etapa

Přípravná etapa je realizována již během období přípravy a realizace těžby. Jedná se hlavně o průzkumné, koncepční a projektové aktivity, které vytváří vhodné podmínky pro realizaci následných fází rekultivačního cyklu.

Důlně technická etapa

Vytváří vhodné podmínky pro úspěšné řešení rekultivací dalších etap jako je:

- 1) selektivní odklizení úrodných a lehce zúrodnitelných a melioračně hodnotných nadložních substrátů (jedná se hlavně o zeminy vrchního humózního profilu a spraší, bentonitů, rašeliny a slínovců)
- 2) vhodná proporcionalita mezi vnitřními a vnějšími výsypkami a jejich umístění v prostoru krajiny
- 3) vhodné tvarování výsypek již při jejich stavbě tak, aby byly co nejlépe přizpůsobeny určitému způsobu rekultivace a optimálnímu využívání území

Biotechnická etapa

Biotechnická etapa je rozdělena na dvě skupiny činností:

- 1) Jedná se o práce technické povahy- terénní, hydromeliorační, hydrotechnické a stabilizační úpravy, navážky úrodných a melioračně hodnotných půd. Jejich realizací se tvoří ekotop. Řadí se sem i výstavba komunikací, kterými je rekultivované území opět zpřístupněno.
- 2) V návaznosti na předchozí úpravy ekotopu jsou prováděny činnosti ve prospěch bioty, označované jako biologická rekultivace. Při lesnické rekultivaci jde o založení lesní kultury, při rekultivaci zemědělské o agrotechnické práce od přípravy půdy, osetí až po sklizeň. Do této skupiny patří i zakládání speciálních zemědělských kultur (Šímová, 2004).

Postrekultivační etapa

Jedná se o období po ukončení vlastní rekultivace a po zařazení rekultivovaných ploch do běžného obhospodařování (Anonymus, 1998).

Podle finálního využití rekultivovaného území se rozlišují čtyři základní typy rekultivací, a to **zemědělská** - orná půda, louky, pastviny, zahrady, sady, vinice; **lesnická** - ozelenění a lesní porost; **hydrologická** - vody tekoucí a stojaté; **ostatní** - řízená sukcese, sportoviště, autodromy, hipodromy (Cudlín, 2010).

Rozdílný názor na rekultivaci po těžbě má Prach (2006), který uvádí, že ponechání míst samovolné sukcesi je nejjednodušší a nejlevnější způsob obnovy krajiny. V okolí vytěžených lomů dochází k přirozené sukcesi, která do dvaceti let vytvoří polopřirozená rostlinná společenstva (Prach, 2001; 2003). Sukcese by měla jistě být jednou z důležitých složek obnovy krajiny narušené těžbou uhlí, přesto se u nás stále moc nevyužívá. V Holandsku, Německu nebo Velké Británii se v dnešní době na místech narušených těžbou či jinak, dává mnohem více prostoru pro spontánní sukcesi (Tischew, 1998).

2.3 Popis druhů, pravděpodobně se vyskytujících na sledovaných lokalitách

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

Charakteristické znaky: Typický žlutý límec nebo aspoň protáhlá žlutá skvrna na spodní straně hrdla, nápadné korálkové oči, velké uši a dlouhé nohy (Reichholf, 1996). Ryšavě hnědá až kaštanová srst na hřbetě a bocích ostře kontrastuje s bílým břichem (Anděra & Horáček, 1982); **Obr č. 1**

Rozšíření a stanoviště: J část Anglie a Skandinávie, souvisle od V Francie přes střední a V Evropu až na Balkánský poloostrov, na V po Ural (Pelikán *et al.*, 1979). U nás na příhodných biotopech- listnaté a smíšené lesy nížin a hor a na jiných chladnějších a vlhčích stanovištích; má značnou prostorovou aktivitu, v horách až nad porosty kleče (Anděra & Horáček, 1982).

Potrava: Žaludy, bukvice, semena lip a jiných stromů a keřů, zelené rostliny, houby, larvy, dospělý hmyz a jiné živočichy (Pelikán *et al.*, 1979).

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)

Charakteristické znaky: Od *A. flavicollis* těžko rozpoznatelná, jako nejvýhodnější se ukazuje délka zadní tlapky, která kolísá v rozmezí 19,5- 24 mm, ale nejčastěji měří 20,5- 23 mm, ve zbarvení je hranice mezi tmavšími boky a světlým břichem nevýrazná, žlutá skvrna na hrdle často chybí nebo je menší (Anděra & Horáček, 1982); **Obr. č. 2**

Rozšíření a stanoviště: Na většině území Evropy, nevyskytuje se na S Skandinávského poloostrova (Mitchell-Jones *et al.*, 1999). U nás velmi hojná, hlavně v otevřené krajině, okraje lesních porostů, křovinaté stráně a meze, pole, rákosiny, podél potoků, průnik až do horských oblastí (Anděra & Horáček, 1982).

Potrava: Menší semínka rostlin, zvláště lesních trav, žaludy, bukvice, pupeny, mladé výhonky rostlin a zemní hmyz (Reichholf, 1996).

Obr. č. 1: Myšice lesní (*A. flavicollis*)



Obr. č. 2: Myšice křovinná (*A. sylvaticus*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*)

Charakteristické znaky: Středem hřbetu se táhne 2-3 mm široký tmavý pruh od hlavy až ke kořeni ocasu, svrchní strana je rezavohnědá až žlutohnědá, břicho bílé nebo šedobílé, délka těla 70 až 125 mm (Anděra & Horáček, 1982); **Obr. č. 3**

Rozšíření a stanoviště: Nejdále se vyskytuje v jižním Finsku a severní části Německa. Na jih se vyskytuje po severní Itálii a Balkánský poloostrov. Jižní hranice výskytu není ostrá a vznikají mnohá izolovaná místa výskytu (Mitchell-Jones *et al.*, 1999). U nás se vyskytuje při severní hranici Čech od Krušných hor po Broumovsko, ve Slezsku, na východní a místy i jižní Moravě (Dungel & Gaisler, 2002). Nalezneme ji na okraji lesa, ve křovinách, na zahradách a obdělávaných plochách (Gibson, 2007).

Potrava: semena, plody, kořeny a zelené části rostlin, larvy hmyzu, žížaly, pavouky, měkkýše (Anděra & Horáček, 1982).

Myš domácí (*Mus musculus*)

Charakteristické znaky: Na rozdíl od myšic je hřbet šedohnědý a spodina žlutohnědá (nikdy bílá), uši a zadní tlapy jsou kratší, ocas výrazně kratší než tělo (Dungel & Gaisler, 2002); **Obr. č. 4**

Rozšíření a stanoviště: Výskyt ve Skandinávii, střední a východní Evropě, na Islandu a na ostrovech v Baltském moři (Mitchell-Jones *et al.*, 1999). V Čechách hojně na celém území, i ve vyšších polohách. Většinou vázaná na lidská sídliště a jen dočasně se dostávají od května do října do polí, na úhory, vinice a k potokům (Anděra & Horáček, 1982).

Potrava: Především semena a jiné části rostlin, hmyz, různé rostlinné a živočišné odpadky (Dungel & Gaisler, 2002).

Obr. č. 3: Myšice temnopásá (*A. agrarius*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Obr. č. 4: Myš domácí (*M. musculus*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Hryzec vodní (*Arvicola terrestris*)

Charakteristické znaky: Po ondatře u nás největším hrabošem, dlouhý, krátce osrstěný ocas, zbarvení hnědé, hřbet bývá tmavší než žlutohnědé břicho. V některých oblastech i jedinci s černou srstí (Anděra & Horáček, 1982); **Obr. č. 5**

Rozšíření a stanoviště: Hojně rozšířený, nevyskytuje se v Irsku, jižní Francii, na většině území Španělska a na nejvyšších místech Alp (Mitchell-Jones *et al.*, 1999). U nás se vyskytuje od nížin až po subalpínské polohy hor (Dungel & Gaisler, 2002). Původními stanovišti jsou zarostlé břehy rybníků, potoků a řek, kde žije skrytě (Anděra & Horáček, 1982).

Potrava: Výlučně rostlinná potrava, v létě zelené, na podzim a v zimě i podzemní části rostlin, kořenová zelenina, kořeny ovocných stromů (Dungel & Gaisler, 2002).

Myška drobná (*Micromys minutus*)

Charakteristické znaky: Nejmenší evropský hlodavec, řídce ochlupený a velmi pohyblivý ocas, drobné ušní boltce, zbarvení je různých odstínů hnědé (Reichholf, 1996); **Obr. č. 6**

Rozšíření a stanoviště: Na S se vyskytuje po střední Finsko, Dánsko, ve Velké Británii po Skotsko, na J po Španělsko, S Itálie a Balkánský poloostrov, na kterém jsou však jen lokální místa výskytu (Mitchell-Jones *et al.*, 1999). U nás na příhodných místech v nižších a středních polohách, vlhké a hustě zarostlé břehy potoků a řek, rákosiny, mokřiny a podmáčené louky, v létě místy i na polích (Anděra & Horáček, 1982).

Potrava: Semena rákosu, obilovin a jiných rostlin, hmyz okoličnatých a vlhkomilných rostlin, zrní, hmyz (Pelikán *et al.*, 1979).

Obr. č. 5: Hryzec vodní (*A. terestris*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Obr. č. 6: Myška drobná (*M. minutus*)



Norník rudý (*Myodes glareolus*)

Charakteristické znaky: Nápadné červenavě rezavé zbarvení srsti na hřbetě, světlejší břicho, větší ušní boltce, delší ocas dosahující cca poloviny délky těla (Pelikán *et al.*, 1979); **Obr. č. 7**

Rozšíření a stanoviště: Lesní druh. S výjimkou nejj jižnějších oblastí, rozšířen po celé Evropě a dále na V zasahuje až do střední Sibiře po Altaj a Bajkalské jezero. U nás

rozšířen všude, nejhojnější v listnatých a smíšených lesích s bohatým podrostem; polní remízky, křoviny, rákosí (Anděra & Horáček, 1982). Výskyt v nadmořské výšce do 2000 m (Pelikán *et al.*, 1979).

Potrava: Semena trav a stromů, kořínky a kůra stromů (Reichholf, 1996). Jako jediný z našich hrabošů se přizívuje i živočišnou potravou- brouci, housenky, pavouci apod. (Anděra & Horáček, 1982).

Obr. č. 7: Norník rudý (*M. glareolus*)



Hraboš polní (*Microtus arvalis*)

Charakteristické znaky: Srst šedohnědá, ušní boltce na vnitřní straně porostlé krátkými hustými chloupky (Reichholf, 1996). Chodidla zadních končetin jsou světlá, nepigmentovaná, kratší ocas (Anděra & Horáček, 1982); **Obr. č. 8**

Rozšíření a stanoviště: S výjimkou Skandinávie a části Středomoří obývá téměř celou pevninu Evropy, v Asii zasahuje stepní zónou až do S Číny. U nás na celém území, typický druh otevřené krajiny a kulturní stepi, v době přemnožení proniká i do lesů (Anděra & Horáček, 1982). Výskyt do nadmořské výšky kolem 1900 m; osidluje i vlhké biotopy (Pelikán *et al.*, 1979).

Potrava: Výhonky rostlin a kořínky, semena, pupeny kulturních rostlin a obilná zrna (Reichholf, 1996).

Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

Charakteristické znaky: Zbarvení hřbetní strany těla je tmavšího odstínu než u *M. arvalis*, boltce uší jsou porostlé pouze u horního okraje poměrně dlouhými, volně stojícími chlupy (Anděra & Horáček, 1982). Zadní chodidla jsou na spodu tmavě pigmentovaná (Pelikán *et al.*, 1979); **Obr. č. 9**

Rozšíření a stanoviště: Areál rozšíření sahá od Velké Británie a dalších ostrovů až po Bajkal na střední Sibiř, na J prochází severními oblastmi Španělska, Itálie, Jugoslávie, na sever žije až na pobřeží Severního ledového oceánu (Anděra & Horáček, 1982). U nás chybí v nížinách, středních a východních Čechách (Reichholf, 1996). Obývá hlavně mokré horské louky s bohatou vegetací travin, s oblibou na místech s rašeliníkem. Výskyt také na lesních okrajích, pasekách a světlinách u potoků, vždy ve vlhku (Pelikán *et al.*, 1979).

Potrava: Obdobná jako u *M. arvalis*, převládají různé traviny (Anděra & Horáček, 1982).

Obr. č. 8: Hraboš polní (*M. arvalis*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Obr. č. 9: Hraboš mokřadní (*M. agrestis*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Rejsek obecný (*Sorex araneus*)

Charakteristické znaky: Celkově hnědé zbarvení, na hřbetě tmavší než vespod, ušní boltce zcela skryty v srsti (Anděra & Horáček, 1982), **Obr. č. 10**

Rozšíření a stanoviště: Obývá téměř celou Evropu, chybí v Irsku, mediteránových zónách včetně J Balkánského poloostrova a na většině území Francie (Mitchell-Jones *et al.*, 1999). U nás téměř všude, lesy, mokřiny, houštiny (Reichholf, 1996).

Potrava: Bezobratlí živočichové- žížaly, hmyz, pavouci, slimáci (Anděra & Horáček, 1982).

Rejsek malý (*Sorex minutus*)

Charakteristické znaky: Náš nejmenší savec, kožich na hřbetě poměrně světlý. Středně hnědé barvy a přechází do bělavé spodiny, dlouhý, hustě osrstěný ocásek přesahuje dvě třetiny délky zbytku těla (Gibson, 2007); **Obr. č. 11**

Rozšíření a stanoviště: Je rozšířen téměř po celé Evropě, vyjma mediteránových pobřežních zón (Mitchell-Jones *et al.*, 1999). U nás se vyskytuje na celém území, nejvíce mu vyhovují podmáčené nebo rašelinné louky, žije i v jehličnatém a listnatém lese, kolem potoků, v subalpínských polohách někdy hojnější než rejsek obecný (Anděra & Horáček, 1982).

Potrava: Na zemi žijící bezobratlí, zvláště brouky a stínky (Gibson, 2007).

Obr. č. 10: Rejsek obecný (*S. araneus*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Obr. č. 11: Rejsek malý (*S. minutus*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*)

Charakteristické znaky: Hřbet je tmavý, břicho bílé s ostrou hranicí na bocích těla, ocas není při kořeni zesílen (Dungel & Gaisler, 2002). Čistě bílé zuby a větší ušní boltce (Anděra & Horáček, 1982); **Obr. č. 12**

Rozšíření a stanoviště: Od západní Evropy až do Mongolska a jihozápadní Asie (Anděra & Horáček, 1982). U nás v západní a jižní části Čech a na jižní Moravě. Chybí v Polabí a ve Slezsku. Kromě suchých křovinatých míst obývá i břehy vodotečí rybníků (Dungel & Gaisler, 2002).

Potrava: Hmyz a další bezobratlí (Gibson, 2007).

Bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*)

Charakteristické znaky: Na rozdíl od bělozubky bělobřiché jinak zbarvena, na hřbetě hnědý nebo šedohnědý odstín, břišní strana těla je však šedavá, někdy ještě tmavší, světlejší ocas je u kořene nápadně rozšířen (Anděra & Horáček, 1982);

Obr. č. 13

Rozšíření a stanoviště: Obývá velké území od severní Afriky přes značnou část střední a jižní Evropy až do středoasijských stepí (Anděra & Horáček, 1982). U nás po celém státě i na horách v nadm. výšce 140-1601 m. Preferuje otevřené biotopy, uvnitř lesních komplexů chybí (Dungel & Gaisler, 2002).

Potrava: Hmyz a další pozemní bezobratlí (Gibson, 2007).

Obr. č. 12: Bělozubka bělobřichá
(*C. leucodon*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



Obr. č. 13: Bělozubka šedá
(*C. suaveolens*)
(Zdroj: www.naturfoto.cz)



2.4 Sukcese společenstev drobných savců

V průběhu sukcese, která dnes většinou vzniká druhotně po narušení klimaxu, se mění i druhové složení a početnost společenstva savců. Sukcesí cenóz drobných savců se zabývalo několik autorů. Například Hložka *et al.* (2007) se ve své studii zabývali výzkumem drobných zemních savců v lesních ekosystémech postihnutých větrnou kalamitou a požárem. Rychlost sekundární sukcese těchto živočichů na plochách vzniklých působením přírodních činitelů, jako je vítr a požár, závisí na jejich schopnosti najít, obsadit a využívat změněné habitaty. Efektivnost jednotlivých druhů při obsazování mikrohabitatů je určena heterogenitou a kompozicí krajinných prvků (Barrett & Peles, 1999). Simon *et al.* (1998) studovali dopady sekundární sukcese po lesním požáru na strukturu vegetace a populace drobných zemních savců. Zaznamenali, že početnost drobných savců na ploše se zvýšila se sukcesním věkem dané plochy. Kratochvíl & Gaisler (1967) zkoumali společenstvo drobných savců za druhotné sukcese horské smrčiny s jeřábem v Roháčovské dolině ve Vysokých Tatrách. Z celkem 15 druhů drobných savců pouze šest obývá všechna sukcesní stádia (*Sorex alpinus*, *S. araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*, *Pitymys tatricus*, *P. subterraneus*). Hrabošík tatranský (*P. tatrae*) a norník rudý (*M. glareolus*) jsou dominantní druhy klimaxového lesního stádia, zatímco hrabošík podzemní (*P. subterraneus*) a rejsek obecný (*S. araneus*) jsou dominantní druhy počátečního stádia sukcese. U euryekních forem jako je *M. glareolus* a *S. araneus*, kteří obývají různá společenstva jednoho ekosystému, ale i různé ekosystémy, nelze předpokládat, že budou v sukcesi rozdílných ekosystémů vždy druhy dominantními v iniciálním, respektive klimaxovém stádiu. Banach *et al.* (1980) dokládají správnost tohoto tvrzení příkladem druhotné sukcese suššího borového lesa, kde *M. glareolus* již není dominantním druhem klimaxového stádia, tak jako tomu bylo u horské smrčiny. Naopak je druhem typickým téměř pro počátek sukcesního období. Nejvhodnější životní podmínky nachází, podobně jako *S. araneus*, v sukcesním stádiu borového lesa starém 15 - 25 let. Ferreira *et al.* (1997) se zabývali společenstvy drobných savců vyskytujících se v oblastech s raným sukcesním stádiem revitalizace a udávají, že charakteristickým rysem drobných savců byl přesun jedinců k místům se starším sukcesním stádiem. Nichols & Nichols (2003) využili drobné zemní savce jako indikátor sukcese společenstva živočichů v obnovených oblastech po povrchové těžbě uhlí. Zaznamenali rychlou gradaci hlodavců během prvních let a pokles populace později.

Rathke & Bröring (2004) studovali přítomnost a relativní četnost drobných zemních savců (rejsků a hlodavců) v bývalé oblasti těžby hnědého uhlí v Dolní Lužici. Z rejsků se zde nejhojněji vyskytoval rejsek obecný (*S. araneus*) a rejsek malý (*S. minutus*), a to především ve starších lokalitách s hustou vegetací. Naopak bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*) a bělozubka bělobřichá (*C. leucodon*) se zde vyskytovaly vzácně. Zjistili také, že *Microtus arvalis* má poměrně malý potenciál rozpětí a kolonizuje nejlépe místa s hustou vegetací. Myšici křovinou (*Apodemus sylvaticus*) naopak našli i v místech s řídkou vegetací. Rumble & Gobeille (2001) studovali v centrální části jižní Dakoty strukturu vegetace a drobné zemní savce v sukcesních stupních ve čtyřech zalesněných krajinách. Zjistili, že žádný druh nebyl omezen pouze na jeden stupeň sukcese, ale početnost u některých drobných zemních savců se měnila v závislosti na sukcesních stupních zalesněné krajiny.

Primární sukcesí drobných savců v oblastech po povrchové těžbě uhlí se v našich podmínkách zabýval Bejček (1983). Porovnával různé věkové fáze u různých typů rekultivací dané oblasti. Prvních pět let se s rostoucí abundancí na výsypce vyskytoval pouze jeden druh, a to myšice křovinná (*A. sylvaticus*). Mezi pátým a třináctým rokem byly již zastoupeny významné sukcesní druhy. Další vývojová stádia byla charakterizována zvýšenou dominancí některých druhů. Pecharová & Hanák (1997) studovali problematiku vlivu typu rekultivace na druhovou diverzitu a abundanci hmyzožravců a hlodavců v oblasti Sokolovské hnědouhelné pánve. Jako invazní druh byla opět označena *A. sylvaticus*, která migrovala již na čerstvě nasypané výsypky s minimálním zastoupením vegetace. Nejvyšší druhová diverzita byla zaznamenána na plochách s hydrickou rekultivací (9 druhů), vyšší diverzita drobných savců byla zaznamenána na plochách s rekultivací lesnickou (6 druhů) a nejméně druhů bylo nalezeno na zemědělsky rekultivovaných plochách. Slábová *et al.* (2008), Miklas (2009) studovali biodiverzitu drobných savců na různě rekultivovaných plochách Velké podkrušnohorské výsypky. Největší pestrost společenstev drobných savců byla též zjištěna na mokřadních lokalitách.

2.5 Populační dynamika drobných savců

Populační dynamikou jsou nazývány populační změny v čase vyjádřené změnami populačních hustot (Jarošík, 2005).

Typickým znakem všech živočišných populací je kolísání jejich početního stavu, které je obecně dáno poměrem narozených (natalita) a uhynulých (mortalita) jedinců. Každá populace může kolísat v rámci určitých hranic, které jsou určovány jejími genetickými vlastnostmi a komplexem abiotických a biotických vztahů jejího životního prostředí. Kolísání početnosti je nezbytné rozlišovat na (1) sezónní, které je ovládáno především adaptacemi spjatými se sezónními činiteli prostředí a na (2) kolísání v průběhu let (Vlasák, 1986). Odum (1977) rozděluje druhý typ ještě do dvou skupin, a to na kolísání vyvolané ročními rozdíly abiotického prostředí (faktory exogenní) a na kolísání vyvolané dynamikou populace (faktory endogenní).

U skupiny hrabošovitých dochází k výrazným populačním cyklům (Begon *et al.*, 1997). Na cyklických změnách hrabošovitých je možné rozlišit čtyři charakteristické fáze. Fáze vzestupná (progradace) obvykle trvá 2 – 3 roky, výjimečně může proběhnout i během jednoho roku. Tento mimořádný případ byl zaznamenán např. u hraboše mokřadního (Vlasák, 1986). Fáze vrcholná (gradace) je období nápadně vysokou početností jedinců, která se může udržovat i po dobu 1 roku, vzácně i 2 roky. Fáze sestupná (retrogradace) je z celého populačního cyklu nejproměnlivější. Začátek této fáze obvykle spadá do zimních nebo časných jarních měsíců. Za výjimečné je možné považovat zjištění začátku populačního poklesu u norníka rudého (*Myodes glareolus*) již v letních měsících (Zejda, 1967, Skarén, 1972). Fáze nízkého početního stavu (pesimum) je nejméně prozkoumána. Může být velmi krátká (týdny, měsíce) nebo naopak velmi dlouhá a trvat 1 – 3 roky (Begon *et al.*, 1997). Například na poloostrově Kola byl první typ pravidelně nalézán u populací norníka rudého (Koškina, 1966).

Vlasák (1986) ve své práci podává přehled a hodnocení nejdůležitějších hypotéz, které vysvětlují víceleté cyklické změny početnosti hrabošovitých. Tyto hypotézy vysvětlují populační dynamiku potravními podmínkami, predačním tlakem, vlivem počasí, fyziologickým a etologickým stresem a také genetickou proměnlivostí.

Lack (1954) formuloval jako první hypotézu považující potravu za faktor, který indikuje populační cykly hlodavců. Z jeho hlediska jsou populační cykly lumíků způsobeny periodickými destrukcemi rostlinného krytu, následkem čehož dochází ke zvýšené

predaci hlavně po jarním tání. Pitelka (1958; 1964) ještě doplnil tuto hypotézu v tom smyslu, že nedostatek potravy vede k podvýživě a ta je příčinou sníženého rozmnožování. Podle jeho názoru predátoři pouze přispívají ke snížení populační hustoty hlodavců.

Na základě současných znalostí o vlivu predace na populační cykly hrabošovitých se nepředpokládá, že by predace mohla zastavit narůstání jejich početnosti za vzestupné fáze populačního cyklu (Vlasák, 1986).

Fuller (1969) vysvětluje víceleté cyklické změny početnosti hrabošovitých průběhem klimatických prvků. Studoval populační cykly hlodavců na území Kanady a podle jeho názoru je početnost hlodavců určována především počasím podzimního a jarního období. Podzimní mrazy s nízkou sněhovou pokrývkou nebo bez ní a jaro s nízkými teplotami nebo dlouhodobě ležící sněhovou pokrývkou mají být příčinou zvýšené mortality a nízkých početních stavů hlodavců v následující sezóně. Rozdílnou chladovou tolerancí jednotlivých druhů vysvětluje jejich rozdílnou toleranci na klimatické podmínky. Pinter (1978) studoval 9 let populační dynamiku hraboše horského (*Microtus montanus*) a také poukazuje na důležitost klimatických podmínek jarního období, ale za stejně důležité považuje i srážkové podmínky uprostřed léta. Uvádí, že letní sucho bývá příčinou značného snížení intenzity rozmnožování. V současné době však převládá názor, že klimatické vlivy nezpůsobují cyklické změny početnosti hlodavců, ale pouze je ovlivňují (Vlasák, 1986).

Christian (1950) vyslovil hypotézu o fyziologickém a etologickém stresu, založenou na Selyeho koncepci stresového syndromu, v medicíně široce uznávané. Vychází z předpokladu, že s narůstající početností populace dochází ke zvýšenému kontaktu jedinců a ten je příčinou stoupajícího počtu záporných interakcí (například prostorová a potravní konkurence). Jejich výsledkem je sociální stres. Sociální stres vyvolá zvýšenou aktivitu hypofýzy a kůry nadledvinek, to se později projeví v celkové vyčerpanosti organismu a jeho snížené odolnosti proti potenciálním mortalitním faktorům. Christian & Davis (1964) doplnili Christianovu hypotézu v tom smyslu, že kromě fyziologických změn dochází také ke změnám etologickým. Pro stresovou situaci je charakteristické nejen snížení reprodukčního potenciálu dospělých jedinců, ale i zvýšení jejich agresivity.

Wolff & Sherman (2007) ve své práci uvádějí, že sociální chování může ovlivňovat populační dynamiku drobných savců pěti různými mechanismy: limitování velikosti

zdrojové populace, ovládnání načasování sexuálního dozrávání, infanticida, rozptýlení zvířat v prostředí a přímá agrese.

Poměr pohlaví samic a samců je dalším významným faktorem, který ovlivňuje populační cykly, ale zároveň je jimi také ovlivňován (Bryja *et al.*, 2005).

2.6 Problematika mikrohabitatu klíčových druhů

2.6.1 Výběr prostředí

Základním evolučním problémem se stal výběr prostředí, který nejlépe vyhovuje základním ekologickým potřebám jedince, odrážejících se v jeho morfologii a ve fyziologické a psychologické toleranci. Volba prostředí může mít rozhodující význam pro přežití a reprodukční úspěch, jelikož ne všechny habitaty jsou stejně vhodné z hlediska dostupnosti potravy, druhů, úkrytů a také tlaku ze strany kompetitorů a predátorů (Stoddart, 1979).

Gliwicz (1989) definuje optimální habitat jako ten, kde se druh rozmnožuje a kde je schopný prezimovat. Tímto přístupem je však možné hodnotit kvalitu habitatu jen pro každý jednotlivý druh. V závislosti od kvality obývaného prostředí se mění některé charakteristiky populací drobných zemních savců jako je prostorová aktivita, migrace, přežívání atd. Takovéto znaky jsou vzhledem ke kvalitě prostředí konkrétní populace převážně relativní a jejich význam se projeví až při porovnání kvalit habitatů nejméně dvou různých populací (Bonrup-Nielsen, 1985). Kvalita prostředí z hlediska synúzie není pouze sumou kvalit prostředí pro jednotlivé druhy. Je nutné brát v úvahu i stabilitu synúzie, počet druhů a jejich zastoupení. Použití různých indexů (synekologických, populačních) zvyšuje objektivitu odhadu kvality prostředí (Žiak *et al.*, 2003).

Při výběru habitatu jsou živočichové citlivější k určitým vlastnostem stanoviště než k jiným (Stoddart, 1979). Různé studie ukázaly, že tyto vlastnosti zahrnují typ půdy u příslušníků rodu *Microdipodops* (Ghiselin, 1970), přítomnost nízkého vegetačního krytu u *Perognathus penicillatus* (Rosenzweig, 1973), přítomnost specifického druhu rostliny, *cholla* kaktus v případě *Neotoma lepida* (Brown *et al.*, 1972), nedostatek vegetačního krytu u *Dipodomys merriami* (Rosenzweig, 1973).

Lundegårdh (1954) se zabýval vlastnostmi prostředí, které bývají všeobecně označovány jako ekologické faktory. Tyto faktory definuje jako takové vlastnosti prostředí, které změnou kvantity nebo intenzity působení ovlivňují existenci, chování a rozšíření jedinců určitého taxonu, populací nebo určitého společenstva.

2.6.2 Makrohabitat a mikrohabitat

Hloška (2009) uvádí, že mnoho výzkumů dokazuje těsné vztahy mezi abundancí a distribucí drobných savců a strukturou habitatu na dvou základních úrovních, a to na krajinné (makrohabitat) a stanovištní (mikrohabitat). Morris (1987) definoval makrohabitat jako prostorovou oblast, ve které jedinci vykonávají všechny svoje biologické funkce a mikrohabitat jako místo, které je složeno z proměnných prostředí ovlivňujících chování jedince. Mikrohabitaty jsou přesná místa, kde se jednotliví savci vyskytují uvnitř obecného prostředí a které jsou na každé straně limitovány podmnožinou habitatů (Wilson *et al.*, 1996). Odpovědi drobných savců na těchto dvou různých úrovních závisí od stupně habitatové specializace daného druhu. Generalisté mají zvýšené nespécifické odpovědi na makrohabitatové gradienty (změny mezi biotopy), ale mají těsný vztah k mikrohabitatové struktuře. Specialisti reagují ve vztahu k těmto dvou habitatovým úrovním opačným způsobem (Seamon & Adler, 1996).

Silva *et al.*, (2005) zkoumali vliv vlastností stanoviště v mikrohabitatovém, makrohabitatovém a krajinném měřítku na drobné zemní savce, vyskytující se v lesních biotopech. Coppeto *et al.* (2006) studovali společenstva drobných savců na lokalitách v části pohoří Sierra Nevada v Kalifornii ve dvou prostorových měřítkách a dospěli k závěru, že společenstva různých druhů obývajících určitý biotop, jsou vytvářena zejména otevřeností prostoru, křovinným pokryvem a diverzitou.

Jorgensen (2004) ve svém rozsáhlém review přezkoumával sedmdesát studií a snažil se ukázat, jak je vědci termín mikrohabitat různě využíván. Vycházel z takzvaného habitatového paradigmatu. Tím je konstatováno, že sympatrie mezi druhy drobných savců je umožněna rozdílným využíváním mikrohabitatu.

Efektivnost jednotlivých druhů při obsazování mikrohabitatů určuje heterogenita prostředí a kompozice krajinných prvků (Barrett & Peles, 1999). Prostředí, která jsou prostorově heterogenní, poskytují větší rozmanitost mikrohabitatů, větší rozsah mikroklimatu, více typů úkrytů před predátory apod. Je vlastně zvětšen rozsah škály

zdrojů (Begon *et al.*, 1996). Ploškový charakter prostředí podmiňující shlukovitou distribuci, může vést ke koexistenci konkurujících si druhů (Wolf, 2004).

Krajinné prvky jsou pro drobné zemní savce důležitými faktory především na úrovni společenstva. Mikrohabitatové vlastnosti daného prostředí mají na drobné savce vliv na úrovni společenstva, ale makrohabitatové vlastnosti mají na drobné savce vliv pouze malý (Silva *et al.*, 2005).

Wolf *et al.* (2002) studovali společenstva drobných savců v Bílých Karpatech na rozhraní lesa a louky. Za mikrostanoviště bylo považováno bezprostřední okolí odchyťových bodů. V důsledku sečení bylo vyhodnocováno zvláště jarní a podzimní období. Zjistili, že lesní druhy *Apodemus flavicollis* a *Myodes glareolus* obsazují odlišná stanoviště. V jarním období se mikrostanovištní optimum *A. flavicollis* nacházelo v porostech s malou pokryvností bylinného patra a s malým podílem široolistých trav, na podzim to bylo mikrostanoviště výhradně s keřovým nebo stromovým pokryvem. Tyto odchyťové body obsazoval *M. glareolus* pouze na jaře, ale na podzim to byly nesečené a vysoké bylinné porosty s velkým podílem mrtvé biomasy a semenáčků dřevin. Optimum *Microtus arvalis* bylo na jaře a na podzim v druhově pestrých lučních porostech a vysokou krmnou hodnotou a optimum *A. sylvaticus* bylo posunuto na ekotonální mikrostanoviště. Nárůst druhové diverzity a vyrovnanosti společenstva byl v jarním období spojen s pokryvností stromů nebo keřů a v podzimním období s nesečenými vysokými bylinnými porosty.

Hložka *et al.* (2007) ve své práci zjistili, že s dominancí *Calamagrostis villosa* pozitivně koreluje přítomnost *Sorex minutus*. Tento mikrohabitat charakterizuje vyšší půdní vlhkost. Afinita ke stejnému vegetačnímu typu byla zaznamenána také u *S. araneus* a *Microtus agrestis*. Bylo zjištěno, že mezi *S. araneus* a *S. minutus* existují rozdíly v preferenci mikrohabitatů podle gradientu vlhkosti půdy. Druh *S. araneus* vykazoval afinitu k vyšším hodnotám vlhkostního gradientu, zatímco u *S. minutus* to byly spíše hodnoty nižší. To nepřímě potvrzuje hypotézu o prostorové diferenciaci ekologických nik u sympatricky žijících mikromamálií.

2.6.3 Vliv vegetace

Vegetace nemá pro savce význam jen jako potrava. Určitá forma nebo druhové složení rostlinného krytu vytváří pro mnohé druhy nezbytné prostředí pro výskyt jejich vlastní rostlinné či živočišné potravy nebo slouží jako vhodný kryt k odpočinku. Mnohým savcům umožňuje vegetace únik před nepřáteli (Vlasák, 1986). Výběr husté vegetace je často považován za součást tzv. antipredační strategie proti terestrickým (Jedrzejewska & Jedrzejewski, 1990) a vzdušným predátorům (Longlad & Price, 1991). Například Taitt *et al.* (1981) prováděli terénní pokusy s populací hraboše *Microtus townsendii*. Na pokusných plochách, kde byla vegetace v jarních měsících pokryta senem, byl zaznamenán výrazný pokles mortality hrabošů. Ti zde navíc zaujímali menší teritoria a jejich rozmnožování začalo časněji. Zlepšené přežívání hrabošů bylo přičítáno především k omezené predaci ze strany ptáků.

Rostlinná společenstva jsou často základní součástí životního prostředí savců a mnoho druhů preferuje jen určitou růstovou formu vegetace (Vlasák, 1986). Pro některé druhy čeledi rejskovití (*Soricidae*) jako je rejsek šedý (*Sorex cinereus*) a rejsek krátkoocasý (*Blarina brevicauda*) je růstová forma a mikroklima rostlinné vegetace důležitější než její druhové složení (Getz, 1961). Podobné nároky jsou i u hraboše polního (*Microtus arvalis*) a hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*). Hraboš polní je vázán na sušší biotopy s nižší, řídkou vegetací. V případě hraboše mokřadního je tomu právě naopak (Pelikán, 1955). Oba druhy žijí sympatricky pouze na suchých loukách s dostatečnou, ale ne příliš vysokou vegetací. Jedině na takovýchto místech si mohou prostorově a také potravně konkurovat. Hraboš mokřadní je na suché prostředí s řídkou a nízkou vegetací méně adaptován. Na rozdíl od hraboše polního je vázán převážně na povrch půdy, takže v řídkých a nízkých porostech více trpí predací a navíc má i dvakrát vyšší spotřebu vody (Dienske, 1979). V zemědělské krajině na rozdíl od myšovitých hlodavců preferuje hraboš polní především trvalé porosty s dostatkem zelené hmoty jako zdroje potravy před habitaty s dočasnou vegetací, například obilnými porosty (Holišová, 1959, Heroldová *et al.*, 2004).

Drobní zemní savci, především býložraví hlodavci, jsou schopni ovlivňovat prostředí, ve kterém žijí. Jejich vliv na komunity rostlin může způsobit změnu fragmentace, velikosti a tvaru jednotlivých plošek a stupně jejich propojení. Změna vegetačního krytu, nadbytek nebo nedostatek rostlinné potravy se pak může zpětně projevit v populační dynamice zvířat (Barret & Peles, 1999).

3 METODIKA A MATERIÁL

3.1 Metodika odchyťů

V současné době se provádí zjišťování hustot populací drobných savců jednak pomocí sklapovacích pastí, které zvířata usmrcují a jednak pomocí pastí živolovných (Pelikán, Zejda, 1962). Problémem u sklapovacích pastí je to, že si ve zkoumané lokalitě vychytáme většinu drobných savců a poté už nemůžeme získat žádná jiná data a také žádné informace o migracích mezi populacemi. Také z etického hlediska je tento způsob odchyťu nevhodný. Výhodou je však snadná manipulace s usmrcenými jedinci a možnost odběru vzorků. Tímto způsobem je také možné získat v kratší době větší množství dat vhodných pro popis biodiverzity stanovišť (Pelikán, 1975). V současnosti se prosazující CMR-odchyty (capture-mark-recapture) savců do živolovných pastí jsou časově i finančně náročnou metodikou. Využití těchto pastí má však výhodu v opakovaném odchyťu, kterým se získávají informace potřebné k zjištění populačních denzit a migrací (Wilson *et al.*, 1996). Určení hustoty populací jednotlivých druhů značkovací metodou je považováno za nejpřesnější (Pelikán, Zejda, 1962).

Během let 2009 a 2010 bylo provedeno pod vedením Ing. Ondřeje Cudlína na Velké podkrušnohorské výsypce celkem šest terénních odchyťů drobných zemních savců. V obou letech se jednalo o standardně používanou metodiku zpětných odchyťů popsanou Wilsonem *et al.* (1996).

V roce 2009 proběhly tři terénní odchyty v termínech 1. - 5. 6., 10. - 14. 8. a 13. - 15. 10. po dobu tří nocí. Následující rok 2010 byly provedeny další tři terénní odchyty, a to v letním období 29. 6.- 2. 7., 3.- 5. 8. a na podzim 12.- 15. 10. Těchto odchyťů jsem se sama aktivně zúčastnila.

Pro výzkum bylo vybráno celkem pět lokalit s rozdílným typem rekultivace- lesnická, zemědělská, hydrická rekultivace a řízená sukcese. Vybrané plochy se pro oba roky shodovaly, vyjma lokality se zemědělskou rekultivací. Během odchyťů 2009 docházelo na obhospodařované louce u obce Lomnice k opakovanému poškozování pastí černou zvěří, proto byla tato plocha následující rok nahrazena kulturní loukou na Panském povodí.

Na každé lokalitě byla zvolena čtvercová plocha a na ní bylo rozmístěno 7x7 pastí ve vzdálenosti 5 m od sebe. Metoda kvadrátu je náročnější na kladení i kontroly, díky ní

však lze obsáhnout velké území a získá se tím i větší množství informací o biodiverzitě druhů v širokém okolí (Wilson *et al.*, 1996).

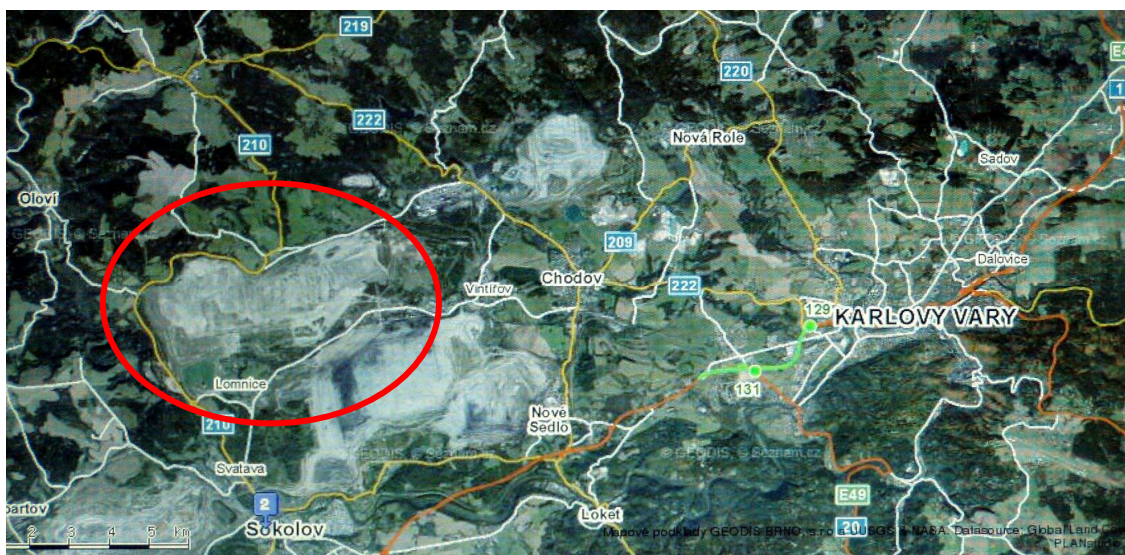
Výjimku tvořil mokřad Klára, kde byl kvadrát rozdělen na dvě části z důvodu vysokého stupně zamokření sledované lokality (viz **Obr. č. 14** a **15**). Jedna část byla rozmístěna vpředu mokřadu po šesti pastech ve třech řadách a druhá část byla rozmístěna do porostu rákosu a na břeh v zadní části mokřadu. Pasti zde byly rozmístěny také ve třech řadách, dvě řady byly po deseti pastech, jedna řada byla po jedenácti pastech.

Jako návnada byla použita jak složka rostlinná (vločky), tak složka živočišná (konzervované rybičky). Pasti byly pravidelně kontrolovány ráno a večer a případně doplňovány návnadou. Chycení živočichové byli vypuštěni do igelitového sáčku a zváženi s přesností na gramy. Byl stanoven druh, stáří a pohlaví, poté byli jedinci označeni ušními značkami a opět vypuštěni. Po vypuštění jedince byl zvážěn prázdný sáček, zaznamenáno číslo pasti a popsáno mikrostanoviště pasti do 0,5 m pomocí dominantních rostlinných druhů.

3.2. Popis lokalit

Velká podkrušnohorská výsypka se nachází na severozápadě Čech poblíž města Sokolov (viz **Mapa č. 1**). Patří k největším útvarům tohoto typu v ČR. Celková rozloha území zasaženého výsypkou je 1957 ha. Nalézají se zde lokality jak zrekultivované čerstvě či několik let, tak i lokality bez rekultivace.

Mapa č. 1: Velká podkrušnohorská výsypka (Zdroj: www.mapy.cz)



1. Lokalita se zemědělskou rekultivací

a) Kulturní louka na Panském povodí u obce Lomnice (viz **Obr. č. 13**)

- převaha jetele lučního (*Trifolium pratense*), dále zde roste jílek vytrvalý (*Lilium perenne*), mochna husí (*Potentilla anserina*),

Obr. č. 13: Kulturní louka na Panském povodí



2. Lokalita s hydričnou rekultivací

b) Umělý mokřad Klára (viz **Obr. č. 14 a 15**)

- dominantním druhem je rákos obecný (*Phragmites australis*)
- bohaté bylinné patro tvoří ostřice sp. (*Carex sp.*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Obr. č. 14: Umělý mokřad Klára - přední část



Obr. č. 15: Umělý mokřad Klára - zadní část



3. Lokality s lesnickou rekultivací v oblasti Klondajk

c) Olšina (viz Obr. č. 16 a 17)

- společenstva olše lepkavé (*Alnus glutinosa*), dubu letního (*Quercus robur*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*)
- bylinné patro je zastoupeno ostružiníkem ježiníkem (*Rubus caesius*), kuklíkem městským (*Geum urbanum*) a kopřivou dvoudomou (*Urtica dioica*)

Obr. č. 16: Olšina v oblasti Klondajk



Obr. č. 17: Olšina v oblasti Klondajk- pohled zvenku



- d) Bor (viz **Obr. č. 18**)
- společenstvo borovice lesní (*Pinus sylvestris*)
 - přízemní patro tvoří převážně opad

Obr. č. 18: Bor v oblasti Klondajk- pohled zevnitř



4. Lokalita s řízenou sukcesí

- e) Sukcesní les (viz **Obr. č. 19**)
- společenstva břízy bělokoré (*Betula pendula*), krušiny olšové (*Frangula alnus*), topolu osiky (*Populus tremula*), smrku ztepilého (*Picea abies*)
 - bylinné patro tvoří jetel luční (*Trifolium pratense*), komonice bílá (*Melilotus albus*) a komonice lékařská (*Melilotus officinalis*)

Obr. č. 19: Sukcesní les



3.3. Vyhodnocení dat

Data získaná z odchytů drobných zemních savců byla zanesena a zpracována v programu Microsoft Office Excel 2003. Vztah mezi výskytem druhů drobných zemních savců a typem mikrohabitatu podle Chytrého *et al.* (2001) a Sejáka *et al.* (2003) byl testován pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) v Canoco for Windows (Lepš & Šmilauer, 2003).

4 VÝSLEDKY

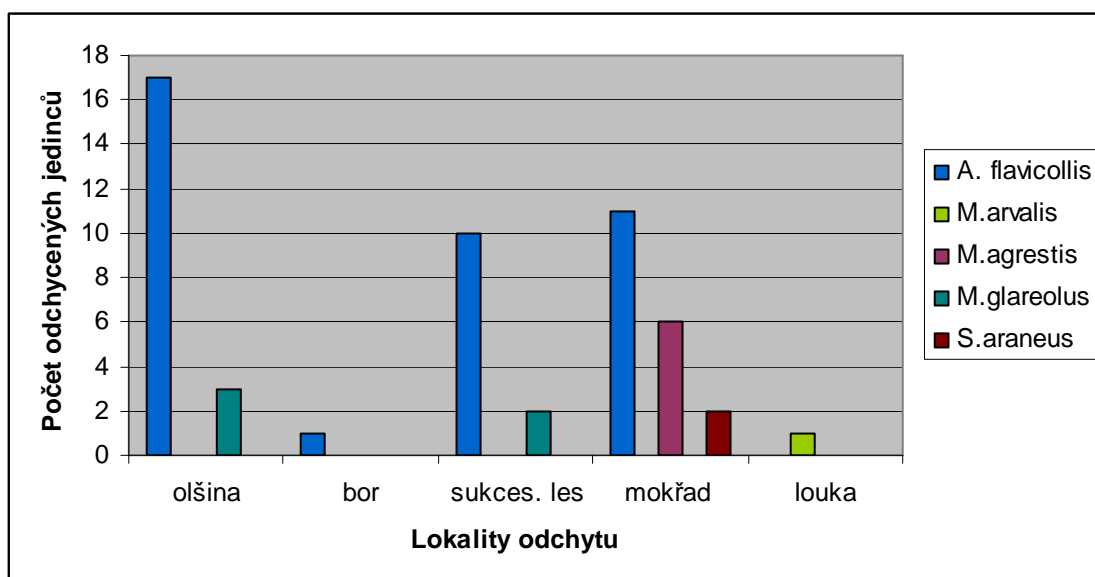
V průběhu vegetační sezóny 2009 bylo zpětnými odchvy odchyceno 67 jedinců pěti druhů. Jednalo se o druhy: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), hraboš polní (*Microtus arvalis*), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), norník rudý (*Myodes glareolus*) a rejsek obecný (*Sorex araneus*). Z uvedeného celkového počtu jedinců bylo označováno a znovu vypuštěno 53 jedinců. Zastoupení jednotlivých druhů na všech lokalitách zobrazuje **Tab. č. 1** a **Graf č. 1**. Nejvyšší abundance drobných zemních savců byla zaznamenána na lokalitě olšina Klondajk, kde výrazně převažoval druh *A. flavicollis*. Nejvíce druhů (3) bylo odchyceno na lokalitě mokřad Klára. Na louce u Lomnice byl odchycen pouze jeden *M. arvalis* a jedna *A. flavicollis* byla zaznamenána v boru Klondajk.

Tab. č. 1: Zastoupení jednotlivých druhů drobných savců na všech lokalitách na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2009

Druhy/lokality	olšina	bor	sukcesní les	mokřad	louka	celkem
<i>A. flavicollis</i>	17	1	10	11		39
<i>M. arvalis</i>					1	1
<i>M. agrestis</i>				6		6
<i>M. glareolus</i>	3		2			5
<i>S. araneus</i>				2		2
Počet druhů	2	1	2	3	1	5
Počet jedinců	20	1	12	19	1	53

Vysvětlivky: olšina-olšina Klondajk, bor-bor Klondajk, mokřad-mokřad Klára, louka-louka u Lomnice

Graf č. 1: Zastoupení jednotlivých druhů drobných savců na všech lokalitách na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2009



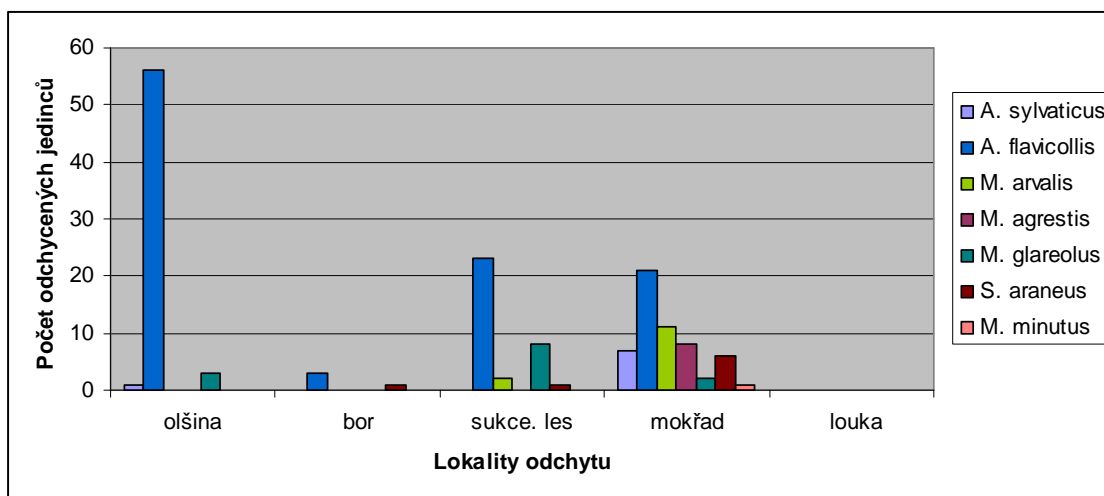
Během vegetační sezóny roku 2010 bylo zpětnými odchyty odchyceno 258 jedinců sedmi druhů. Jednalo se o druhy: myšice lesní (*A. flavicollis*), myšice křovinná (*A. sylvaticus*), hraboš polní (*M. arvalis*), hraboš mokřadní (*M. agrestis*), normík rudý (*M. glareolus*), myška drobná (*Micromys minutus*) a rejsek obecný (*S. araneus*). Z uvedeného celkového počtu bylo označováno a znovu vypuštěno 137 jedinců. Zastoupení jednotlivých druhů na jednotlivých lokalitách ukazuje **Tab. č. 2** a **Graf č. 2**. Tak jako v roce 2009 byl nejvyšší počet drobných savců zaznamenán v olšíně Klondajk a nejvíce druhů (7) na lokalitě mokřad Klára. Na louce na Panské povodí nebyl zjištěn žádný drobný zemní živočich. V boru Klondajk byli odchyceni tři jedinci *A. flavicollis* a jeden *S. araneus*.

Tab. č. 2: Zastoupení jednotlivých druhů drobných savců na všech lokalitách na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2010

Druhy/ lokality	olšina	bor	sukcesní les	mokřad	louka	celkem
<i>A. sylvaticus</i>	1			7		8
<i>A. flavicollis</i>	56	3	23	21		103
<i>M. arvalis</i>			2	11		13
<i>M. agrestis</i>				8		8
<i>M. glareolus</i>	3		8	2		13
<i>S. araneus</i>		1	1	6		8
<i>M. minutus</i>				1		1
Počet druhů	3	2	4	7		7
Počet jedinců	60	4	34	56		154

Vysvětlivky: olšina-olšina Klondajk, bor–bor Klondajk, mokřad–mokřad Klára, louka-louka na Panském povodí

Graf č. 2: Zastoupení jednotlivých druhů drobných savců na všech lokalitách na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2010



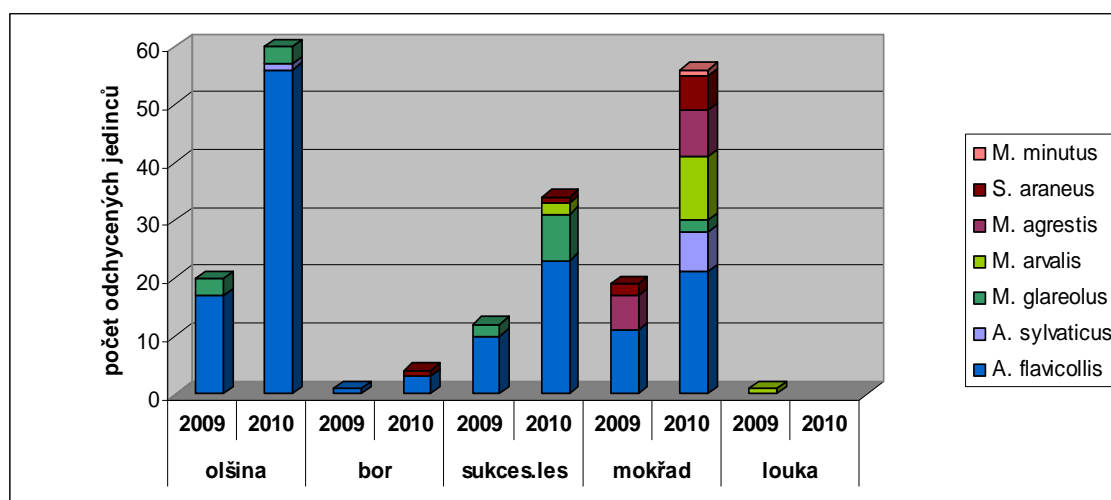
V roce 2010 bylo odchyteno o 191 jedinců více než v roce 2009. Navíc byly odchyteny druhy *A. sylvaticus* a *M. minutus*. Porovnání zastoupení jednotlivých druhů na všech lokalitách obou sledovaných let zachycuje **Tab. č. 3** a **Graf č. 3**.

Tab. č. 3: Zastoupení jednotlivých druhů na všech lokalitách na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2009 a 2010

Druhy/lokalita	olšina		bor		sukcesní les		mokřad		louka		celkem	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
<i>A. flavicollis</i>	17	56	1	3	10	23	11	21			39	103
<i>A. sylvaticus</i>		1						7				8
<i>M. glareolus</i>	3	3			2	8		2			5	13
<i>M. arvalis</i>						2		11	1		1	13
<i>M. agrestis</i>							6	8			6	8
<i>S. araneus</i>				1		1	2	6			2	8
<i>M. minutus</i>								1				1
Počet druhů	2	3	1	2	2	4	3	7	1		5	7
Počet jedinců	20	60	1	4	12	34	19	56	1		53	154

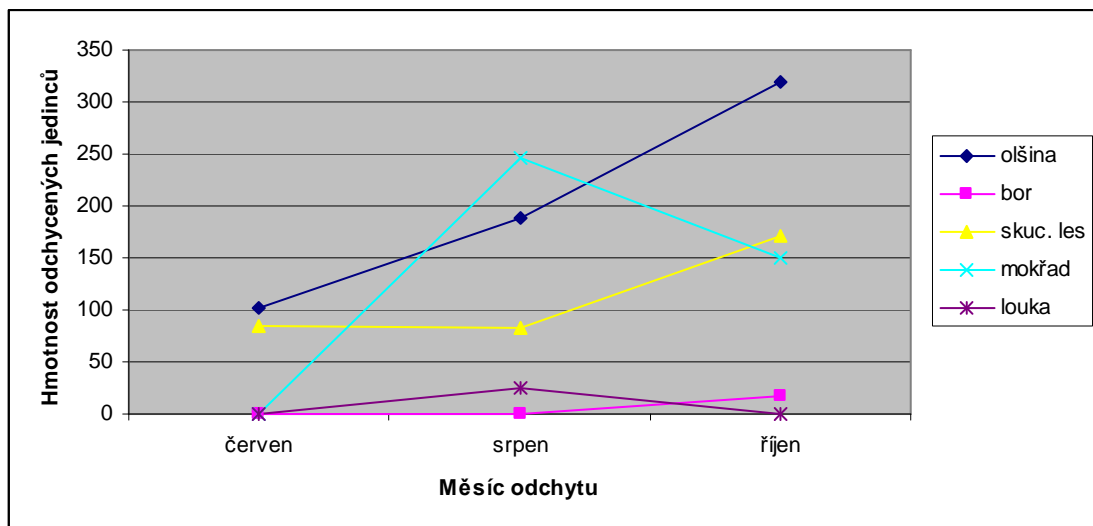
(Vysvětlivky: viz Tab. č. 2)

Graf č. 3: Zastoupení jednotlivých druhů na všech lokalitách na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2009 a 2010



Biomasa všech savců na jednotlivých lokalitách z obou sledovaných let je zaznamenána v **Grafu č. 3** a **Grafu č. 4**.

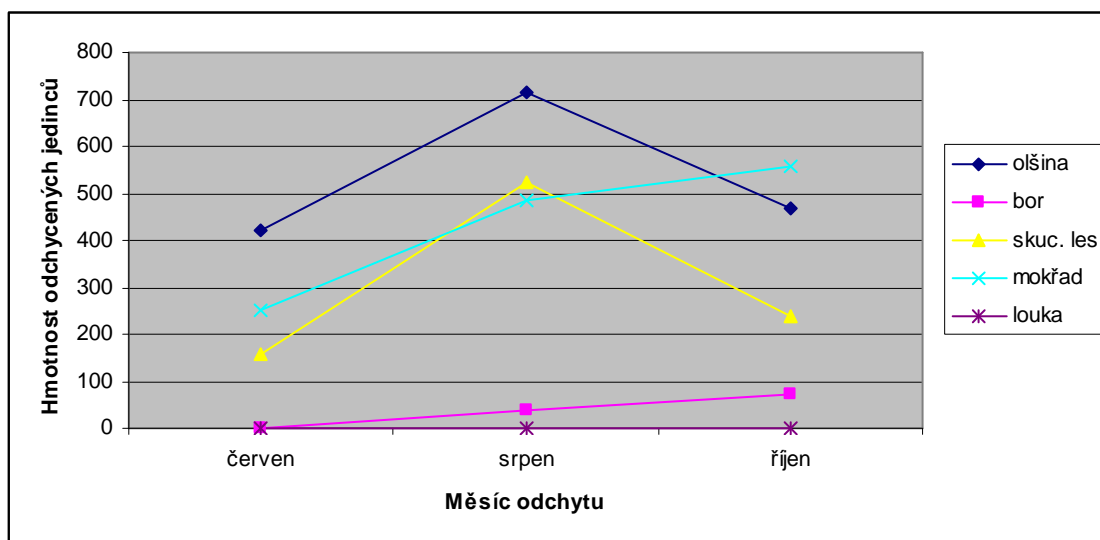
Graf č. 3: Biomasa všech savců na jednotlivých lokalitách v roce 2009



V sezóně 2009 byla nejvyšší biomasa zaznamenána na lokalitě olšina Klondajk v období října. Na mokřadu Klára byla nejvyšší biomasa zjištěna v období srpna, v říjnu byl již zaznamenán její pokles. Biomasa na lokalitě sukcesní les byla v červnu a srpnu vyrovnaná, ale během října zde došlo k jejímu výraznému zvýšení. Vzhledem k velmi nízkému počtu odchycených jedinců drobných savců na lokalitě louka a bor, byla zjišťovaná biomasa minimální.

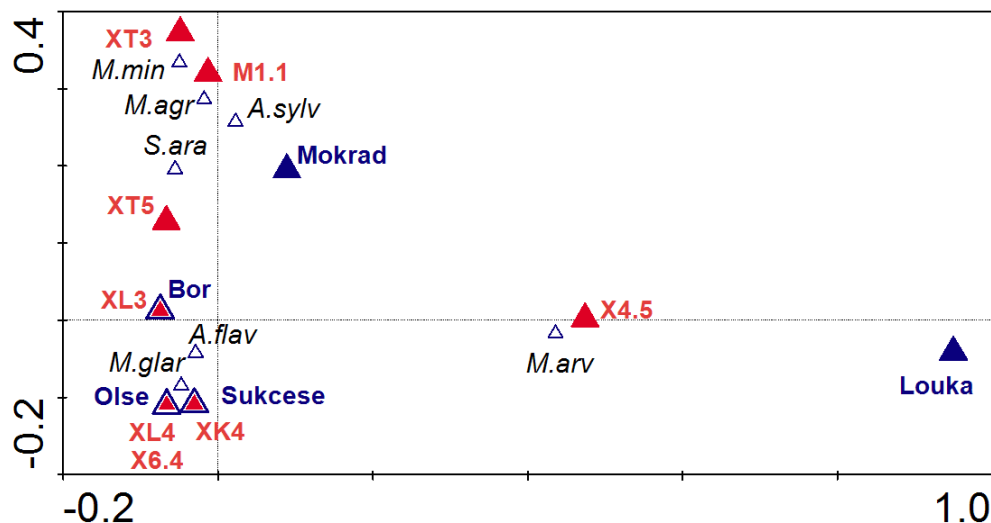
V roce 2010 byla na lokalitě olšina Klondajk zjištěna nejvyšší biomasa v období srpna. Stejné výsledky byly zaznamenány i v sukcesním lese. Biomasa na mokřadu Klára byla nejvyšší v říjnu. Na lokalitě louka a bor byla biomasa, tak jako v roce 2009, minimální vzhledem k nízkému počtu odchycených drobných savců.

Graf č. 4: Biomasa všech savců na jednotlivých lokalitách v roce 2010



Kanonická korespondenční analýza (CCA) prokázala významné rozdíly ve složení společenstva drobných savců mezi sledovanými místy ($F=4,005$; $p=0,002$, **Graf č. 7**). CCA analýza vysvětluje 24,28 % variability z dat o výskytu drobných savců. Podle této analýzy preferují *M. agrestis*, *S. araneus*, *A. sylvaticus* a *M. minutus* mokřadní biotopy, které v našem výzkumu představovala lokalita mokřad Klára. Druhy *A. flavicollis* a *M. glareolus* byly odchyceny na lokalitách s lesnickou rekultivací: olšina Klondajk, bor Klondajk. Oba druhy byly také významně odchyceny na lokalitě sukcesní les. Luční biotop, který představovala intenzivně obhospodařovaná louka, byl obsazen pouze jedním *M. arvalis*. *M. arvalis* byl několikrát odchycen na lokalitě sukcesní les v biotopu X4.5.

Graf č. 7: CCA analýza vztahu mezi drobnými savci a lokalitami v letech 2009-2010



Legenda:

Zkratky jmen odchycených drobných savců:

A. flav – *A. flavicollis*; *A. sylv* – *A. sylvaticus*; *M. arv* – *M. arvalis*;

M. agr – *M. agrestis*; *M. glar* – *M. glareolus*; *S. ara* – *S. araneus*; *M. min* – *M. minutus*

Zkratky biotopů:

XT 3 - intenzivní nebo degradované mezofilní louky; **M1.1** - rákosiny eutrofních stojatých vod (50%); **XT 5** - bylinné porosty náspů dopravních staveb a zemních hrází (20%); **X4.5** - bylinné a křovinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerektifikovaných haldách a skládkách; **XL 3** - monokultura stromů na nevhodném

stanovišti; **XL 4** - degradované lesní porosty s ruderálními společenstvy; **XK 4** - olšina; degradované lesní porosty s ruderálními společenstvy (olšina, doubrava 90%); **X6.4** - olšina, monokultury allochtonních druhů (pámelníky 10%)

5 DISKUSE

Schwiegera *et al.* (2000) ve své práci uvádějí, že složení a hustota populace drobných zemních savců je silně ovlivněna velikostí ploch, na kterých se vyskytují. Proto jsme se při odchycích snažili vytvořit odchytové plochy shodně velké. Výjimkou byl mokřad Klára, kde jsme vzhledem k vlastnostem terénu museli zvolit dvě menší odchytové plochy, a to v přední a zadní části mokřadu (viz Metodika a materiál).

Během roku 2009 a 2010 byly na jednotlivých lokalitách zaznamenány rozdíly v druhovém složení drobných zemních savců.

Pecharová a Hanák (1997), kteří studovali diverzitu drobných savců na Velké podkrušnohorské výsypce, zaznamenali nejvyšší druhovou bohatost drobných zemních savců na mokřadních lokalitách. Slábová *et al.* (2008) prováděli odchyt drobných savců během vegetační sezóny v roce 2004 a dospěli k podobným závěrům jako Pecharová a Hanák (1997). S těmito výsledky se shodují i data získaná v této diplomové práci. Avšak tyto výsledky nejsou překvapující, jelikož mokřadní biotopy nebo vlhké mikrohabitaty preferuje mnoho našich drobných savců (Anděra & Horáček, 1982). Na lokalitě mokřad Klára byli v roce 2009 odchyceni jedinci druhu *Microtus agrestis*, *Sorex araneus* a *Apodemus flavicollis*. *M. agrestis* je poután na vlhká stanoviště s chladnějším mikroklimatem a hustějším pokryvem travní nebo bylinné vegetace (Anděra, Beneš, 2001). Půdní podmínky však nemají na výskyt tohoto druhu rozhodující vliv (Anděra, 1980). Vztah mezi výskytem *M. agrestis* a typem stanoviště byl testován pomocí kanonické korespondenční analýzy CCA (viz Výsledky) a vykazoval preferenci mokřadních habitatů tímto druhem. Lze tedy usuzovat, že na mokřadu Klára nachází tento druh optimální podmínky pro život. *S. araneus* je typicky lesní druh, který se však velmi snadno přizpůsobuje měnícím se podmínkám prostředí. Lze ho tedy najít téměř všude (Anděra & Horáček, 1982). Proto se domnívám, že hustý porost vegetace na mokřadu je pro *S. araneus* z hlediska přežívání vyhovující a poskytuje mu bezpečný úkryt před predátory. Mohou to potvrdit i data ze sezóny 2010, kdy bylo na této mokřadní lokalitě odchyceno a zaznamenáno celkem šest jedinců *S. araneus* a výsledky CCA ukázaly, že mokřadní biotopy jsou tímto druhem upřednostňovány. *A. flavicollis* není pro mokřadní stanoviště typická, ale také preferuje vlhká prostředí. Vysvětlení přítomnosti *A. flavicollis* na mokřadu Klára bychom mohli nalézt v tom, že jeho okolí tvoří řídký listnatý les. *A. flavicollis* obývá lesy či okraje lesů a nemá problém migrovat mezi rozdílnými typy biotopů (Wolff, 1999).

V roce 2010 byli na této lokalitě navíc zaznamenáni jedinci druhu *Apodemus sylvaticus*, *Microtus arvalis*, *Myodes glareolus* a *Micromys minutus*. *A. sylvaticus* není stejně jako *A. flavicollis* typicky mokřadní druh, ale také spíše upřednostňuje vlhká stanoviště. Je také schopna migrovat mezi různými typy prostředí (Wolff, 1999). *M. glareolus* je lesní druh hraboše, který obývá různé typy lesních porostů (Anděra & Beneš, 2001). Nejvýhodnějším stanovištěm jsou pro něho v našich podmínkách listnaté lesy. Z nelesnatých stanovišť se vyskytuje na křovinatých mezích, stráních, na březích rybníků či v rákosinách. Domnívám se, že výskyt *M. glareolus* na mokřadu je umožněn přítomností rákosovité vegetace, která zde pro tento druh vytváří optimální podmínky k životu a vyhovuje mu. Díky své široké ekologické přizpůsobivosti může *M. arvalis* osidlovat mokřiny a vlhká stanoviště z okolních biotopů a udržovat se tam dočasně nebo i trvale. Na tato stanoviště, která jsou však mimo jeho životní optimum, proniká *M. arvalis* zejména v létě a na podzim, zvláště v dobách přemnožení (Kratochvíl *et al.*, 1959). *M. minutus* se obvykle vyskytuje na vlhkých a hustě zarostlých březích tekoucích a stojatých vod, v rákosinách a na podmáčených loukách (Dungel & Gaisler, 2002). Preferenci mokřadních stanovišť tímto druhem potvrdila i kanonická korespondenční analýza CCA. Je tedy velmi pravděpodobné, že rákosiny a hustá vegetace kolem mokřadu Klára vytváří ideální podmínky pro výskyt tohoto druhu.

Druhá nejvyšší diverzita byla v obou sledovaných letech zaznamenána na lesnický rekultivovaných plochách. Tyto výsledky se shodují i s pracemi Slábové *et al.* (2008) a Miklase (2009). Výskyt drobných zemních savců na těchto plochách však významně souvisel se stářím a typem vegetace. Například na lokalitě s monokulturou borovice v oblasti Klondajk byla diverzita a abundance druhů drobných savců nejnižší. Na této lokalitě byl během sezóny 2009 odchycen jeden jedinec *A. flavicollis* a v roce 2010 celkem 3 jedinci *A. flavicollis*. Pro tento druh je charakteristická velká pohyblivost, nízký stupeň usazenosti a poměrně krátká doba setrvání (Mazurkiewicz & Rajska-Jungiel, 1987). Pravděpodobně to souvisí s jeho relativně úzkou preferencí potravy (Viitala & Hoffmeyer, 1985). Konkrétní hodnoty těchto charakteristik jsou ale také ovlivněny kvalitou daného habitatu a mohou tedy být různé v různých typech prostředí (Zejda & Pelikán, 1969). Domnívám se, že hlavním důvodem nízkého počtu druhů drobných zemních savců v boru Klondajk by mohla být absence rostlinného pokryvu v přízemním patře a nedostatek různorodé a vhodné

potravy. Další příčinou by také mohla být nepřítomnost vhodných úkrytů před predátory.

I Fernandez *et al.* (1996) uvádí, že jehličnaté monokultury jsou pro hlodavce potravně nevýhodné a jsou typické velmi malými hustotami drobných zemních savců (Hansson, 1974).

Naopak z našich výsledků lze usuzovat, že optimální podmínky pro výskyt *A. flavicollis* se nacházejí na lokalitě olšina Klondajk, kde bylo odchyceno 17 jedinců v roce 2009 a 56 jedinců během roku 2010. Rozdílná četnost tohoto druhu na sledované ploše během vegetačních sezón obou let by mohla být způsobena hojnou úrodou semen v roce 2009. Dále zde byl ještě zjištěn výskyt druhu *M. glareolus*, který u nás bývá právě v listnatých a smíšených lesích s bohatým podrostem nejhojnější (Anděra & Horáček, 1982). Také zde byla zjištěna pouze jedna *A. sylvaticus*. *A. sylvaticus* zaznamenal Bejček (1983) dokonce i na čerstvě nasypaných výsypkách, které byly téměř bez vegetačního krytu. Tento druh byl jedním z nejběžnějších druhů drobných zemních savců i na výsypkových plochách po proběhlé rekultivaci (Slábová *et al.*, 2005). Miklas (2009) studoval drobné savce na rekultivovaných výsypkách, kde se již vyskytoval vyšší les a zjistil, že spolu s *M. arvalis* tvořila *A. sylvaticus* 80 % biodiverzity drobných savců. Domnívám se, že tak nízký počet *A. sylvaticus* na naší sledované ploše je způsoben přítomností početnější *A. flavicollis*. Tyto dva druhy jsou k sobě nesnášenlivé a *A. flavicollis* jako dominantnější konkurent je schopný z biotopu druhý druh vytlačit (Mikulová, Frynta, 2001). Je ale také možné, že olšina Klondajk nevytváří pro *A. sylvaticus* vhodné životní podmínky. Anděra & Horáček (1982) uvádějí, že je spíše obyvatelem otevřené krajiny, kde se soustřeďuje při okrajích lesních porostů, na křovinatých stráních a mezích. Dobře přežívá i v polních ekosystémech na plochách s plevelem (Tew *et al.*, 2000). Wolf (2002) uvádí, že *A. sylvaticus* pravděpodobně vykazuje silnou sezónní dynamiku ve využívání stanovišť. V letním období se běžně nachází na zemědělských plochách, v zimním období je však patrná koncentrace na plochách neobdělávaných a jejich okrajích s výskytem keřů a malých lesních remízků (Tew *et al.*, 1994, Macdonald *et al.*, 2000). Ve Španělsku (Tellería *et al.*, 1991) a v Belgii (Geuse *et al.*, 1985) je vyšší podíl *A. sylvaticus* pozorován ve fragmentovaných lesích. U nás byla zvýšená abundance zaznamenána v lužních lesích na jižní Moravě po provedení vodohospodářských úprav (Zejda, 1991). V nenarušených lesích prakticky chybí (Reiter *et al.*, 1997).

Vysoká druhová diverzita a abundance druhů byla zjištěna také na lokalitě sukcesní les. V obou sledovaných rocích zde byla nejpočetnějším druhem *A. flavicollis* a několik jedinců *M. glareolus*. Během sezóny 2010 zde byli navíc odchytni dva jedinci druhu *M. arvalis* a jeden *S. araneus*.

Nejnižší biodiverzita drobných savců byla zaznamenána na lokalitě se zemědělskou rekultivací. V roce 2009 zde byl odchytn pouze jeden *M. arvalis* a v roce 2010 nebyl na tomto místě zjištěn žádný drobný živočich. Předpokládám, že příčinou tak nízkého počtu drobných zemních savců je intenzivní obhospodařování této lokality a také nízká biodiverzita zde rostoucích druhů rostlin.

Během obou vegetačních sezón 2009 – 2010 byla *A. flavicollis* dominantním druhem. V roce 2010 bylo mezi 154 jedinci odchytných drobných savců celkem 103 jedinců *A. flavicollis*, tedy o 64 jedinců více než v roce 2009. Předpokládám, že takto vysoká početnost tohoto druhu byla způsobena velkou hojností semen v předešlém roce. Čepelka *et al.* (2011) zaznamenal na jižní Moravě pokles populace v závislosti na hojnosti semen dubu v roce 2010. Flousek (2002) ve své práci zachytil dynamiku *A. flavicollis* ve zřetelné závislosti na úrodě semen smrku. Pucek *et al.* (1993) studovali v letech 1959-1991 populační dynamiku *A. flavicollis* a *M. glareolus* v porostech dubu a habru v Bělověžském NP v Polsku. Víceleté kolísání početnosti bylo velké a vykazovalo pravidelné schéma. Čtyř až sedmileté střední, avšak proměnlivé kolísání hustoty se střídalo s dvouletým obdobím přemnožení (zapříčiněným vysokou produkcí semen). Walter & Salski (1998) sledovali populační dynamiku *A. flavicollis* ve starém bukovém lese v severním Německu. Byla zde dominantním druhem a dosahovala zde nejvyšších hustot. Uvádějí, že populační dynamika tohoto druhu je určena důležitými faktory jako je struktura habitatu, hmotnost zvířete, vlhkost půdního prostředí a dostupnost potravy.

6 ZÁVĚR

Během vegetačních sezón 2009 - 2010 byla v oblasti Velké podkrušnohorské výsypky zkoumána biodiverzita a populační dynamika drobných zemních savců na pěti lokalitách s různým typem rekultivace. Odchyty probíhaly standardní metodou CMR (capture-mark-recapture) do živolovných pastí ve kvadrátech. V roce 2009 bylo zpětnými odchyty odchyceno 67 jedinců pěti druhů. Jednalo se o druhy: *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*, *Microtus arvalis*, *M. agrestis* a *Sorex araneus*. Z uvedeného celkového počtu bylo označkováno a zpětně vypuštěno 53 jedinců (39 *A. flavicollis*, 5 *M. glareolus*, 1 *M. arvalis*, 6 *M. agrestis*, 2 *S. araneus*). Nejvyšší druhová diverzita byla zaznamenána na lokalitě s hydrickou rekultivací (3 druhy). Nejvyšší abundance, celkem 20 jedinců, byla zaznamenána na lokalitě s lesnickou rekultivací olšina Klondajk. V roce 2010 bylo zpětnými odchyty odchyceno 258 jedinců, z tohoto počtu bylo 154 jedinců chyceno úplně poprvé. Jednalo se o druhy: 103 *Apodemus flavicollis*, 8 *A. sylvaticus*, 13 *Myodes glareolus*, 13 *Microtus arvalis*, 8 *M. agrestis*, 8 *Sorex araneus*, 1 *Micromys minutus*. Označkováno a znovu vypuštěno bylo 137 jedinců. Tak jako v roce 2009 byl nejvyšší počet drobných savců zaznamenán v olšině Klondajk, celkem 60 jedinců, a nejvíce druhů (7) bylo zjištěno na lokalitě s hydrickou rekultivací. Nejnižší druhová diverzita v obou letech byla zjištěna na lokalitě bor Klondajk a na lokalitě se zemědělskou rekultivací. Hlavní příčinou nízkého počtu druhů v boru Klondajk by mohla být absence přizemního rostlinného krytu a nedostatek vhodné potravy. Intenzivní obhospodařování a nízká biodiverzita rostlinných druhů na lokalitě rekultivované zemědělsky by mohlo být důsledkem nízkého až nulového počtu odchycených druhů drobných savců.

V roce 2010 bylo odchyceno třikrát více druhů než během roku 2009. Dominantním druhem byla *A. flavicollis*. Důvodem vysoké početnosti *A. flavicollis* by mohla být velká hojnost lesních semen v předchozím roce 2009.

Kanonická korespondenční analýza (CCA) prokázala významné rozdíly ve složení společenstva drobných savců mezi sledovanými místy. Preference mokřadních biotopů byla zaznamenána u druhů *M. agrestis*, *S. araneus*, *A. sylvaticus* a *M. minutus*. U druhů *A. flavicollis* a *M. glareolus* byla zaznamenána preference lesních biotopů.

7 LITERATURA

Anděra, M., 1980: Distribution of the field vole, *Microtus agrestis*, in Czechoslovakia (Mammalia: Rodentia). Věst. čs. Spol. zool. 44: 241-259.

Anděra, M., Horáček, I., 1982: Poznáváme naše savce. Mladá fronta, Praha. 256 p.

Anděra, M., Beneš, B., 2001: Atlas rozšíření savců v České republice. Národní muzeum. Praha.

Anonymus, 1998: Rekultivace. Mostecká uhelná společnost a.s..

Banach, A., Kozakiewicz, M., 1980: Tentative comparison of small mammal communities in a poor pine stand of various ages. Bull. Acad. Polonaise Sci., ser. Biol., 28: 43-48.

Barret, G., Peles J., 1999: Landscape ecology of small mammals. The University of Georgia, USA, 347 p.

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R., 1997: Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Univerzita Palackého, Olomouc.

Bejček, V., 1983: Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi. Československá akademie věd. Praha. 70 p.

Bonrup-Nielsen, S., 1985: An evaluation of the effects of space use and habitat patterns on dispersal in small mammals. Ann. Zool. Fennici, 22: 373-383.

Brown, J. H., Lieberman, G.A. & Dengler, W.F., 1972: Woodrats and cholla: dependence of a small mammal population on the density of cacti. Ecology, 53: 310-313.

Bryja, J., Nesvadbová, J., Heroldová, M., Janová, E., Losik, J., Trebaticka, L., Tkadlec, E., 2005: Common vole (*Microtus arvalis*) population sex ratio: biases and process variation. *Canadian Journal of Zoology – Revue Canadienne de Zoologie*, 83: 1391-1399.

Coppeto, S. A., Kelt, D. A., Van Vuren, D. H., Wilson, J. A. Bigelow, S., 2006: Habitat associations of small mammals at two spatial scales in the northern Sierra Nevada. *Biological Abstract Journal of Mammology*. 87 (2): 402-413

Cudlín, O., 2008: Potravní preference drobných zemních savců a jejich vliv na biodiverzitu rostlinných společenstev mokřých orchidejových luk. Diplomová práce. ZF JCU.

Čepelka, L., Heroldová, M., Puchart, L., Suchomel, J., 2011: Závislost populační dynamiky myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a norníka rudého (*Myodes glareolus*) na úrodě žaludů na jižní Moravě. In: Bryja, J., Řehák, Z., Zukal, J. (Eds.): *Zoologické dny Brno. Sborník abstraktů z konference 17. - 18. února 2011.*

Dienske, H., 1979: The importance of social interaction and habitat in competition between *Microtus agrestis* and *M. arvalis*. *Behaviour* 71: 1- 126.

Dungel, J., Gaisler, 2002: *Atlas savců České a Slovenské republiky*. Akademie věd ČR. Praha.

Fernandez, F. A. S., Evans, P. R., Dunstone, N., 1996: Population dynamics of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in a Sitka spruce successional mosaic. *Journal of Zoology, London*, 239, 717-730.

Ferreira, S. M., Aarde, R. J. & Van Aarde, R. J., 1997: The chronosequence of rehabilitating stands of coastal dune forests: do small mammals confirm it?. *South African Journal of Science*. 93 (5): 211-214.

Flousek, J., 2002: Populační dynamika drobných savců v imisemi postižených oblastech Krkonoš. Správa KRNAP, Vrchlabí. Zoologické dny Brno. Abstrakta referátů z konference 14. a 15. února 2002.

Frouz, J., Popperl, J., Přikryl, I., Štrudl, J., 2007: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, 26 p.

Fuller, W. A., 1969: Changes in numbers of three species of small rodent near Great Slave Lake, N. W. T. Canada, 1964-1967, and their significance for general population theory. *Ann. Zool. Fennici*, 6: 113-144.

Garshelis, D. L., 2000: Chapter 4: Delusions in Habitat Evaluation: Measuring Use, Selection and Importance. In: Boitani, L., Fuller, T. K.: *Research Techniques in Animal Ecology: Controversis and Consequences*. Columbia University Press, New York.

Gibson, Ch., 2007: *Nový kapesní atlas: Zvířata Evropy*. Slovart. Praha.

Getz, L. L., 1961: Factors influencing the local distribution of shrews. *Amer. Midl. Nat.* 65: 67- 68.

Geuse, P., Bauchau, V., Le Boulengé, E., 1985: Distribution and population dynamics of bank voles and wood mice in a patchy woodland habitat in central Belgium. *Acta Zoologica Fennica*, 173: 65-68.

Ghiselin, J., 1970: Edaphic control of habitat selection by kangaroo mice (*Microdipodops*) in three Nevadan populations. *Oecologia*, 4: 248-261.

Gliwicz, J., 1989: Individuals and populations of the bank vole in optimal, suboptimal and insular habitats. *Journal of Animal Ecology*, 58: 237-247.

Golley, F. B., Petruswicz, K., Ryszkowski, L., 1975: *Small mammals: their produktivity and population dynamics*. International Biological Programme 5. Cambridge University Press, Cambridge.

Grunwald, C., Iverson, L. R., Szafoni, D. B., 1988: Abandoned mines in Illinois and North Dakota: toward an understanding of revegetation problems. *Rehabilitating Damaged Ecosystems*, 1: 39 - 56.

Hansson, L., 1974: Small mammal productivity and consumption in spruce forest and reforestation in South Sweden. *Oikos*, 25: 153-156.

Heroldová, M., Zejda, J., Zapletal, M., Obdržálková, D., Jánová, E., Bryja, J., Tkadlec E., 2004: Importance of winter rape for small rodents. *Plant, Soil and Environment*, 50: 175-181.

Hložka, L., 2009: Vliv habitatových gradientov na strukturu společenstiev drobných zemných cicavcov (*Insectivora, Rodentia*). Dizertačná práca. Ústav ekológie lesa SAV vo Zvolene. Zvolen.

Holišová, V., 1959: Potrava hraboše polního. In: Kratochvíl, J., *et al.*: Hraboš polní *Microtus arvalis*. ČSAV, Praha: 120-129 p.

Christian, J. J., 1950: The adreno-pituitary system and population cycles in mammals. *J. Mamm.* 31: 247-259.

Christian, J. J., Davis, D. E., 1964: Endocrines, behaviour and population. *Science*, 146: 1550-1560.

Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., (Eds.), 2001: Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha.

Jarošík, V., 2005: Růst a regulace populací. Academia. Praha. 170 p.

Jorgensen, E. E., 2004: Small mammals use of microhabitat review. *Journal of mammalogy*, 85 (3): 531-539 p.

Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W., 1990: Antipredatory behaviour of bank voles and prey choice of weasels- enclosure experiments. *Ann. Zool. Fenn.* 27: 321-328.

Kent, M., 1982: Plant growth problems in colliery spoil reclamation – a review. *Applied Geography*, 2: 83-107

Koškina, T. V., 1966: O periodičeskich izmenenijach čislennosti polevok (na primere Kolskogo poluostrova). *Bjul. MOIP* 71: 14-26

Kratochvíl, J. *et al.*, 1959: Hraboš polní, *Microtus arvalis*. Nakladatelství ČSAV. Praha. 359 p.

Kratochvíl, J., Gaisler, J., 1967: Die Sukzession der kleinen Erdsäugetiere in einem Bergwald Sorbeto-Picetum. *Zool. listy*, 16: 301-324.

Lack, D., 1954: The natural regulation of snimal numbers. Oxford Univ. Press, Oxford. 343 p.

Lepš, J., Šmilauer, P., 2003: *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*, Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Longland, W. S., Price, M. V., 1991: Direct observations of owls and heteromyd rodents, can predation risk explain microhabitat use. *Ecology*, 72: 2261-2273.

Lovett, G. M., Jones, C. G., Turner, M. G., Weathers, K. C., 2005: *Ecosystem function in heterogenous landscapes*. Springer, New York.

Lundegårdh, H., 1954: *Klima und Boden in ihrer Wirkung auf das Pflanzenleben*. ed. 4, Jena.

Macdonald, D. W., Tew, T. E., Todd, I. A., Garner, J. P., Johnson, P. J., 2000: Arable habitat use by wood (*Apodemus sylvaticus*). 3. A farm-scale experiment on the effects of crop rotation. *Journal of Zoology*, London, 250: 313-320.

Málková, L., 2009: Srovnání spontánně zarostlých a technicky rekultivovaných ploch na Radovesické výsypce na Mostecku. Bakalářská práce. BF JCU.

Mazurkiewicz, M. & Rajska-Jurgiel, E., 1987: Numbers, species composition and residency of a rodent community in forest and field-forest ecotones. *Acta theriologica*, 32: 314-432.

Míchal, I., 1994: *Ekologická stabilita*. Brno.

Miklas, B., 2009: Vliv způsobu rekultivace ploch po povrchové těžbě na biodiverzitu-modelová skupina drobní savci. Bakalářská práce. ZF JCU.

Mikulová, P., Frynta, D., 2001: Test of character displacement in urban populations of *Apodemus sylvaticus*. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 794-801.

Mitchell-Jones A. J. *et al.*, 1999: *The atlas of european mammals*. Academic Press, London.

Morris, D. W., 1987: Ecological scale and habitat use. *Ecology*, 68: 362-369.

Nichols, O. G., Nichols, F. M., 2003: Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah Forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology*, 11: 261-272.

Odum, E., 1977: *Základy ekologie*. Academia. Praha. 733 p.

Pecharová E, Hanák P, 1997: Obnova funkce krajiny v oblastech narušených povrchovou těžbou (Restoration of Landscape Function in Areas Disturbed by Surface Mining). Sborník referátů, mezinárodní vědecká konference Agroregion, České Budějovice 3.- 4. 9., 1997.

Pecharová, E., Hezina, T., Procházka, J., Příkryl, I., Pokorný, J., 2001: Restoration of spoil heaps in Northwestern Bohemia using wetlands. In: Vymazal, J., (ed.): *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys publisher. Leiden. The Netherland.

Pelikán, J., 1955: Studie o stanovištích hraboše polního (*Microtus arvalis*). Práce brněnské základny ČSAV, 1: 1-32.

Pelikán, J., 1975: K ujednocení odchyťového kvadrátu a linie pro zjišťování populační hustoty drobných savců v lesích. Lynx (Praha), n. s. 17: 58-71.

Pelikán, J., Zejda, J., 1962: Srovnání dvou způsobů určení populační hustoty drobných savců. Zool.listy, 11: 227-242.

Pelikán, J., Gaisler, J., Rödl, P., 1979: Naši savci. Academia. ČSAV, Praha. 164 p.

Pinter, A. J., 1978: Population dynamics of *Microtus Montanus* (Rodentia) over nine years. In: Obrtel a kol. (eds.): Abstracts of papers: II. Congr. Theoritol. Inter. 20.-27.6. 1978, Brno, Czechoslovakia: 121 p.

Pitelka, F. A., 1958: Some aspects of population structure in the short-term cycle of the brown lemming in northern Alaska. Cold Spr. Harb. Symp. Quant. Biol. 22: 237-251.

Pitelka, F. A., 1964: The nutrient-recovery hypothesis for arctic microtinae cycles: In: Crisp (ed.): Grazing in terrestrial and marine environments. Brit. Ekol. Soc. Symp. No. 4 Blackwell, Oxford: 55-56.

Prach, K., 1987. Succession of vegetation on dumps from brown coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica, 22: 339 – 354.

Prach, K., Bartha, S., Joyce, C.B., Pyšek, P., Van Diggelen, R., Wiegand, G., 2001: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. Applied Vegetation Science, 4: 111-114.

Prach K., 2003. Spontaneous vegetation succession in central European human-made habitats: what scientific knowledge can be used in restoration practice? Applied Vegetation Science, 6: 125-129.

Prach, K., 2006: Příroda pracuje zadarmo. Technické, nebo přírodní rekultivace? Vesmír, 5: 272 – 277.

Pucek, Z., Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Pucek, M., 1993: Rodent population-dynamics in a primeval deciduous forest (Bialowieza-National-Park) in relation to weather, seed crop, and predation. Acta Theriologica, 38: 199-232.

Rathke, D., Bröring, U., 2004: Colonization of post- mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). Chair of General Ekology. BTU Cottbus. Germany.

Reichholf, J., 1999: Savci. Ikar. Praha. 287 p.

Reiter, A., Hanák, V., Benda, P., Obuch, J., 1997: Savci Národního parku Poddyjí. Lynx (Praha), n.s., 28, 5-141.

Rosenzweig, M. L., 1973: Habitat selection experiments with a pair of coexisting heteromyid rodent species. Ecology, 54: 111-117.

Rumble M. A., Gobeille, J. E., 2001: Small mammals in successional prairie woodlands of the northern Great Plains. Usda forest service Rocky mountains research station RMRS. (RP 28):1.

Seamon, J. O., Adler, G. H., 1996: Population performance of generalist and specialist rodents along habitat gradients. Canadian Journal of Zoology, 74: 1130-1139.

Schweiger, *et al.*, 2000: The interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. Science, 383p.

Skarén, U., 1972: Fluctuation in small mammal populations in mossy forests of Kuhmo, eastern Finland, during eleven years. Ann. Zool. Fennici, 9: 147-151.

Silva M., Hartling L. & Opps S. B., 2005: Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): Effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological Abstracts Biological Conservation*. 126(4): 556-568.

Simon N. P. P., Schwab F. E., Baggs E. M. & Cowan G. I. M., 1998: Distribution of small mammals among successional and mature forest types in western Labrador. *Canadian field-naturalist*. 112 (3): 441-445

Slábová, M., Broumová, H., Pecharová, E., 2005: Sukcese společenstev drobných savců na výsypkách po těžbě uhlí- předběžné výsledky. Konference studentů DSP s mezinárodní účastí. ZF JU v Českých Budějovicích, 2005.

Slábová, M., Broumová, H., Pecharová, E., 2008: Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal-mining. 10th International Mine Water Association Congress. Karlovy Vary, Czech Republic, 2008.

Stoddart, D. M., 1979: Ecology of small mammals. London. 273p.

Svoboda, I., 2000: Rekultivace území po těžbě uhlí povrchovým způsobem, R-PRINCIP Most s.r.o., IUAPPA Praha.

Šimová, I., 2004: Sukcese zooplanktonu a zoobentosu ve vodních nádržích oblasti narušené povrchovou těžbou nerostů. Disertační práce. ZF JCU.

Štýs, S., Výborová, A., 1966: Vegetace výsypek SHR. *Ochrana přírody*, 9: 133-136.

Štýs, S. *et al.* ,1981: Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL, Praha.

Štýs, S., 2001: Mostecko – minulost–současnost, Most.

- Taitt, M. J., Gipps, J.H. W., Krebs, C. J., Dundjerski, Z., 1981: The effect of extra food and cover on declining populations of *Microtus townsendii*. *Canad. J. Zool.* 59: 1593-1599.
- Tellería, J. L., Santos, T., Alcántara, M., 1991: Abundance and food-searching intensity of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in fragmented forests. *Journal of Mammalogy*, 72: 183-187.
- Tew, T. E., Todd, I. A., Macdonald, D. W., 1994: Field margins and small mammals. *BCPC Monograph*, 58: 85-94.
- Tew, T. E., Todd, I. A., Macdonald, D. W., 2000: Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. *Journal of Zoology*, 250: 305-311.
- Tischew, S., 1998: Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohletagebauen. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen – Anhalt.-Halle SH*, 1: 42 – 53.
- Trpáková, I., Trpák, P., Sklenička, P., Skaloš, J., Engstová, B., 2009: Rekonstrukce historického využití krajiny Sokolovska-Krajina v zrcadle map stabilního katastru. *FŽP ČZU v Praze. Vyd. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*. 108 p.
- Viitala, J. & Hoffmeyer, I., 1985: Social organization in *Clethrionomys* compared with *Microtus* and *Apodemus*: Social odours, chemistry and biological effects. *Ann. Zool. Fennici*, 22: 359–371.
- Vlasák, P., 1986: *Ekologie savců*. Československá akademie věd. Praha. 292 p.
- Volný, S., 1985: Deteriorizace a rekultivace krajiny. *VŠZ v Brně*.
- Vráblíková, J. *et al.*, 2008: Možnosti obnovy antropogenně postižené krajiny v severních Čechách. In: *Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří. II. část, Teoretická východiska pro možnosti revitalizace území modelové oblasti*. FŽP UJEP, Ústí nad Labem, 22-36 p.

Vráblíková, J., Vráblík, P., 2009: Těžba uhlí- významná disparita Podkrušnohoří. In OEKOLOGIA 1/2009. FŽP UEJP. Ústí nad Labem.155 p.

Vráblíková, J., Šoch, M., Vráblík, P., 2009: Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří. In Zpráva o řešení A418. FŽP UJEP. Ústí nad Labem. 82 p.

Walker, L., del Moral, R., 2003: Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge.

Walter, B., Salski, A., 1998: A fuzzy knowledge-based model of population dynamics of the Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) in a beech forest. Ecology Center, University of Kiel. Germany.

Wilson D. E., Cole F. R., Nichols J. D., Rudran R. & Foster M. S. (eds.) 1996: Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 409 p.

Wolff, J. O., 1999: Section 1; 2 Behavioral Model Systems. In Barrett G. W., Peles J. D.:Landscape Ecology of Small Mammals. Springer, New York.

Wolff, J. O., Sherman, P. W. (eds.), 2007: Rodent Societies: An Ecological and Evolutionary Perspective. The University of Chicago Press. Chicago and London.

Wolf, P., Hájek, M. & Tkadlec, E., 2002: Společenstva drobných savců na rozhraní lesa a louky: mikrostanovištní přístup. In: Bryja, J., Zukal, J. (eds). Zoologické dny Brno, Abstrakta referátů z konference 14. a 15. února 2002.

Wolf, P., 2002: Vliv stanoviště na drobné hlodavce na rozhraní lesa a louky. Disertační práce. PF UP v Olomouci.

Zejda, J., 1959: Taxonomický rozbor a rozmnožování norníka rudého *Clethrionomys glareolus* Schreber, 1780 v Československu. Kandidátská disertační práce. Laboratoř pro výzkum obratlovců ČSAV. Brno. 180 p. (nepubl.).

Zejda, J., 1967: Mortality of a population of *Clethrionomys glareolus* Schreb. In a bottom-land forest in 1964. Zool. listy, 16: 221-238 p.

Zejda, J., 1991: A community of small terrestrial mammals. In: Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E., Vašíček, F. & (eds.), Floodplain forest ecosystem. II. Fresh water management measures. Elsevier, London, 505-521 p.

Zejda, J., Pelikán, J., 1969: Movement and home ranges of some rodents in lowland forest. Zool. listy, 18: 143–162.

Žiak, D., Kocianová-Adamcová, M., Kocian, L., Martínková, N., 2003: Vysoká diverzita drobných zemných cicavcov v subalpínskom stupni západných Tatier. Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VI, 2003: 45-57 p.

Internetový zdroj:

Vráblík, P., 2006: Land area revitalisation in the Ústí nad Labem region. In http://www.3-cip.com/set/704/3_Vrablik_Sokolov.pdf

