

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**  
**KATEDRA EKOLOGIE**



**Drobní zemní savci jako indikátor obnovy území po těžbě uhlí na Sokolovsku**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Diplomant: Červená Lucie

Vedoucí práce: Ing. Kouba Marek, Ph.D.

Konzultant: Ing. Cudlín Ondřej, Ph.D.

2016

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Lucie Červená

Aplikovaná ekologie

Název práce

Drobní zemní savci jako indikátor obnovy území po těžbě uhlí na Sokolovsku

Název anglicky

Small terrestrial mammals as an indicator of the restoration Sokolov area after coal mining

---

Cíle práce

1. Stanovit a porovnat diverzitu drobných zemních savců na plochách v nelesních biotopech na Velké Podkrušnohorské výsypce a na kontrolních plochách mimo výsypku.
2. Porovnat mikrohabitaty a biotopy na výsypce a na kontrolních plochách mimo výsypku.

Metodika

Odchyty budou prováděny v liniích na plochách v nelesních biotopech (louky, mokřady) na Velké Podkrušnohorské výsypce a na obdobných kontrolních plochách mimo výsypku. Na každé ploše budou položeny dvě liny po 13 sklapovacích pastech. Vzdálenost mezi liniemi bude 25m. Návnada bude tvořena knotem petrolejky namočeným ve směsi opražené mouky a tuku. Odchyty budou probíhat v červnu – červenci a v září-říjnu 2013. Pastě budou kontrolovány každé dopoledne po tři dny. Vzorky budou následně zmrazeny, aby se na nich později mohla provést pitva. Dále bude popsán mikrohabitat kolem každé pastě do vzdálenosti 0,5 m a na transekterech budou provedeny fytocenologické snímky. Data budou vhodnými metodami zpracována a vyhodnocena.

**Doporučený rozsah práce**  
cca 50 stran včetně příloh

**Klíčová slova**

drobní zemní savci; nelesní ekosystémy; rekultivace

---

**Doporučené zdroje informací**

Anděra, M., Horáček, I., 2005: Poznáváme naše savce. Sobotáles, Praha, 327 p.

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

Charvátová, P., 2011: Biodiverzita a populační dynamika drobných zemních savců na několika typech rekultivací na Velké podkrušnohorské výsypce. Bakalářská práce, ZF JCU, 59 p.

Rathke, D., Bröring, U., 2004: Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). Ecological Engineering: 24: 149-156.

Wolf, P., 2002: Vliv stanoviště na drobné hlodavce na rozhraní lesa a louky. Disertační práce. PF UP v Olomouci, 115 p.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2015/16 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Marek Kouba, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie

**Konzultant**

Ing. Ondřej Cudlín, Ph.D.

---

**Elektronicky schváleno dne 22. 7. 2015**

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

---

**Elektronicky schváleno dne 26. 8. 2015**

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 19. 04. 2016

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci s názvem „Drobní zemní savci jako indikátor obnovy území po těžbě uhlí na Sokolovsku“ zpracovala samostatně a pod vedením vedoucího bakalářské práce Ing. Marka Kouby, Ph.D. a konzultanta Ing. Ondřeje Cudlína, Ph.D. Použitá literatura a další informační zdroje jsou uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

V Praze den .....

.....

Červená Lucie

### **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat Ing. M. Kouba, Ph.D. za vedení práce., Ing. Ondřeji Cudlínovi, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a železné nervy. Dále Ing. Zuzaně Čadkové, DiS, Ph.D. za poskytnutí prostor a výpomoc při zpracování materiálu, Lukáši Šmolíkovi, Miroslavu Seidlovi za výpomoc při odchytech a Pavle Červené za korekturu.

## Abstrakt

Cílem diplomové práce bylo popsat diverzitu drobných zemních savců na vybraných biotopech Velké podkrušnohorské výsypky a v jejím blízkém okolí. Během let 2013–2015 se uskutečnilo sedm odchytů v jarním a podzimním období na dvaceti sedmi lokalitách biotopů: mokřady, louky, borové lesy, doubravy a sukcesní lesy. Pro odchyty byla vybrána metoda standardních linií za využití sklapovacích pastí. Získaná data byla statisticky vyhodnocena v programu R, kde se porovnával Shannon-Wienerův index diverzity a abundance na jednotlivých lokalitách. Byly vždy vybrány tři lokality od stejného typu na území výsypky a tři lokality stejného typu biotopu mimo výsypku (lokality kontrolní). Celkově bylo odchyceno sedm set devadesát jedinců deseti druhů: bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*), bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*), hraboš polní (*Microtus arvalis*), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), myš západoevropská (*Mus domesticus*), myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*), myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), norník rudý (*Myodes glareolus*), rejsek malý (*Sorex araneus*) a rejsek obecný (*Sorex minutus*). Největší diverzitu (šest druhů) vykazovaly shodně čtyři mokřadní lokality, přičemž tři ze čtyř mokřadů zastupovaly území výsypky. Nejvyšší abundance byla zaznamenána na luční lokalitě Matyáš, která se nacházela na území výsypky. Při celkovém zhodnocení abundance a diverzity na základě Shannon-Wienerova indexu společenstev drobných savců bylo potvrzeno, že se lokality na výsypce neliší od kontrolních lokalit v blízkosti výsypky. Při porovnání abundance a diverzity společenstev drobných savců po jednotlivých biotopech se biotopy na výsypce oproti kontrolním lokalitám nelišily. Jedinou výjimkou byla abundance u celkových dat lesů, kde byla rovnost abundancí u lesního biotopu na výsypce a kontrolních lokalitách zamítnuta, z důvodu vyšší abundance na kontrolních lokalitách. Dále byly porovnávány sukcesní lesy s lokalitami lesního biotopu vytvořených technickou rekultivací na výsypce. V porovnání sukcesních a borových lesů vzniklých technickou rekultivací byla rovná diverzita těchto lokalit, ale vyšší abundance na sukcesních lesích. U porovnání sukcesních lesů s technicky rekultivovanými doubravami nebyla potvrzena shodná diverzita ani abundance, jelikož sukcesní lesy vykazovaly v obou případech vyšší hodnoty.

**Klíčová slova:** mokřad, louka, doubrava, bor, sukcesní les, rekultivace, výsypka

## **Abstract**

Aim of this paper was to describe the diversity of small terrestrial mammals on selected habitats of Velka podkrusnohorska spoil heap and surrounded areas. Between years 2013-2015 there was realized seven catching on the twenty seven study sites. In every year we repeated a catches in spring and autumn period. The selected habitats were: wetlands, meadows, pine forests, oak forests and successional forests. As a capture method was chose standard line method with usage of snap traps. The obtained data were statically analysed by the R program and the diversity was compared based on the Shannon-Wiener index of diversity. We compared abundance and diversity between spoil heap study sites and surrounding study sites, which were situated out of the Velka podkrusnohorska spoil heap and was sign as control sites. We chose three study sites of every habitat situated on spoil heap and another three sites of every habitat situated out of the spoil heap (control sites). In total we caught 720 small terrestrial mammals of ted species: *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus arvalis*, *Microtus agrestis*, *Mus domesticus*, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus* and *Sorex minutus*.

The highest diversity was on the four wetlands sites which three of them were situated on the spoil heap. The highest abundance was at the meadow site Matyas which was situated on the spoil heap. In the overall assessment of the abundance and diversity of communities of small terrestrial mammals was confirmed equality of spoil heap sites and control sites. In the assessment of abundance and diversity of individual habitats was confirmed equality of spoil heal sites and control sites. Exception was abundance between forests spoil heap sites and control sites, where the equality of abundance was rejected because of higher abundance of control sites. We decide to compare technically restored sites and sites using managed successions on the spoil heap. The diversity of technically restored pine forests and successional forest was confirmed but the equality of abundance of these sites was rejected because of the higher abundance of successional forests. The equality of diversity and abundance of technically restored oak forests and successional forests was rejected because successional forests had higher both of these values.

**Key words:** wetland, meadow, oak forest, pine forest, successional forest, recultivation, spoil heap

## Obsah

1. ÚVOD .....	9
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	10
2.1 Velká podkrušnohorská výsypka.....	10
2.2 Rekultivace .....	10
2.2.1 Průběh rekultivace.....	11
2.2.2 Způsoby rekultivace .....	11
2.3 Sukcese .....	13
2.4 Charakteristika vybraných druhů drobných zemních savců.....	14
2.4.1 Hmyzožravci .....	15
2.4.2 Hlodavci .....	18
2.5 Metody odchyťů drobných zemních savců .....	24
2.6 Hodnocení druhové diverzity .....	26
2.6.1 Druhová rozmanitost.....	26
2.6.2 Heterogenita .....	27
2.6.3 Vyrovnanost .....	28
3. MATERIÁL A METODIKA .....	29
3.1 Metodika odchyty a zpracování materiálu.....	29
3.2 Metodika zpracování dat a vyhodnocení výsledků.....	30
3.3 Popis lokalit .....	31
3.3.1 Louky .....	31
3.3.2 Mokřady .....	33
3.3.3 Lesy .....	35
4. VÝSLEDKY .....	41
4.1 Louky.....	41
4.2 Mokřady.....	43
4.3 Lesy .....	45
4.3.1 Doubravy.....	47



4.3.2	Bory.....	47
4.3.3	Sukcesní lesy.....	49
4.4	Celkové vyhodnocení.....	50
5.	DISKUZE.....	52
5.1	Louky.....	52
5.2	Mokřady.....	53
5.3	Lesy.....	55
5.4	Diverzita drobných savců na výsypce a mimo ni.....	57
6.	ZÁVĚR.....	58
7.	LITERATURA.....	59
8.	PŘÍLOHY.....	64

## 1. ÚVOD

Výsypky jsou v centru dění různých výzkumů už po několik let a to ať už se jedná o výzkum ze sociálně–ekonomického pohledu, kdy narušené území těžební činností ovlivňuje i sociální vývoj oblasti (Vráblík et al. 2012; Smolík 2004), či o výzkum zaměřující se spíše na exaktní obory. Výzkum výsypky může být soustředěn jak na její samotný vývoj (Pecharová et al. 2004; Kuráž et al. 2003), tak na její rekultivaci (Lipský 2007; Málková 2011; Frouz 2011), či na jednotlivé složky jako mikroklima (Vráblík & Vráblíková 2003; Vráblík & Vráblíková 2001), biotopy (Krása 2012; Kupka & Dimitrovsky 2011; Gross 2005) či na jednotlivé skupiny organismů (Bartošová 2014; Bejček & Šťastný 2000; Hendrychová et al. 2009).

Tato diplomová práce se zaměřuje na drobné zemní savce jakožto indikátor obnovy území. Tato skupina živočichů je často využívána při sledování vývoje prostředí silně pozměněného člověkem, jako jsou například výsypky po těžbě hnědého uhlí nebo holiny vzniklé působením průmyslových imisí. Změna výskytu těchto živočichů či změna v jejich populační dynamice, velikosti a struktuře společenstev může naznačovat změnu stavu a vývoje prostředí. Zatímco velké savce a ptáky, kteří rovněž patří mezi bioindikátory, můžeme zkoumat převážně jen na základě vizuálních a akustických projevů, u drobných zemních savců je zapotřebí jejich odlovení pomocí pastí z důvodu skrytého způsobu života a jejich složitější determinace. Výhodou ve sledování vývoje prostředí pomocí drobných zemních savců jsou dostatečné informace o jednotlivých druzích, kdy pouhá absence či prezence druhu na sledovaném území přináší informace o stavu prostředí (Bejček & Šťastný, 2000).

Výzkum v rámci diplomové práce probíhal na Velké podkrušnohorské výsypce a v jejím blízkém okolí nedaleko Sokolova, kde bylo vybráno devětadvacet lokalit zastupujících louky, mokřady, bory, doubravy a sukcesní lesy. Lokality byly zvoleny s ohledem na plánované porovnávání diverzit na výsypce se srovnávacími lokalitami mimo výsypku (kontrolními lokalitami). Polovina lokalit byla tudíž umístěna na výsypce a polovina v blízkém okolí. Výjimka byla v případě sukcesních lesů, u kterých byly zvoleny zastupující lokality pouze na území výsypky. Jednalo se o tříletý výzkum během let 2013–2015, při kterém byla využita metoda standardních linií za užití sklapovacích pastí.

## 2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

### 2.1 Velká podkrušnohorská výsypka

Výsypky, jakožto krajinnotvorný fenomén vzniklý po těžbě uhlí, jsou součástí krajinného rázu všech území poznamenaných povrchovou těžbou, tj. Mostecko, Sokolovsko, Kladensko a Ostravsko. Celková rozloha výsypek na území České republiky je odhadována na 270 km<sup>2</sup> (Řehounek et al., 2015).

Na území Sokolovska je dnes přibližně 90 km<sup>2</sup> výsypek, přičemž velkou část tvoří Velká podkrušnohorská výsypka. Z celkových 90 km<sup>2</sup> je 55 km<sup>2</sup> plochy s rekultivací ukončenou nebo rozpracovanou. Zbylá plocha je momentálně ponechána bez zásahu a úspěšně zde běží spontánní sukcese (Řehounek et al., 2015).

Velká podkrušnohorská výsypka se nachází v Sokolovské pánvi mezi obcemi Lomnice, Boučí, Dolní Nivy a Vintířov. Vznikla na konci 20. století postupným sloučením šesti menších výsypek (Pastviny, Týn, Matyáš, Boučí, Vintířovská a Lomnická). S rozlohou 1957 ha, délkou 8,5 km a šířkou 2–2,5 km se řadí mezi největší výsypky na území České republiky (Frouz, 2011). Je nejvíce diverzifikovanou výsypkou Sokolovska, protože zde můžeme najít zastoupení ploch různého stáří, různých substrátů a různých typů rekultivací – lesnické, zemědělské, hydrické i řízené. Vyznačuje se relativně vysokou diverzitou s výskytem řady významných či ohrožených druhů, čemuž přispěla právě velká různorodost biotopů (Matoušů 2007 ex. Pecharová et al. 2000).

### 2.2 Rekultivace

Rekultivace je dle Vráblíkové et al. (2009) popisována nejen ve vztahu k zemědělství jako opětovná kultivace zanedbané, zničené nebo poškozené půdy, ale vyzdvihuje i její ekologický význam, protože se zaměřuje na obnovu přirozených vlastností a hodnot člověkem narušené krajiny. Cílem je vytvořit ekologicky stabilní krajinu a přispět k obnově produkčnosti a funkčnosti krajiny, přičemž průběh a efektivnost rekultivace je dána faktory rekultivovaného území, jako jsou například ekologické podmínky, důlně technologické procesy a způsob a intenzita samotné rekultivace (Štýs, 1981). Největší podíl na rekultivovaných plochách mají území ovlivněná těžbou nerostných surovin, dále také skládky odpadu a složiště odpadních látek a kalů (Štýs 1981; Vráblíková et al. 2009).

Při rekultivacích by krajina měla být chápána jako celek, který se utvářel jako živý systém, v němž dochází k toku látek a energie. Při kolonizaci krajiny dochází k mírnému

narušení těchto přirozených funkcí a při povrchové těžbě jsou v některých místech tyto funkce zcela zlikvidovány. Krajina vzniklá rekultivací by tedy měla být schopná tyto funkce obnovit (Pecharová et al., 2004). Dle Vráblíkové (2010) by rekultivace měla být provedena tak, aby vedla ke krajině ekologicky vyvážené, zdravotně a hygienicky nezávadné, efektivně i potenciálně produktivní, esteticky a rekreačně působivé. Měla by vést k vytvoření pestré krajinné struktury s vhodným zastoupením zemědělských, lesních, vodohospodářských a rekreačních ploch.

### **2.2.1 Průběh rekultivace**

Štýs (1981) rozděluje průběh rekultivace do čtyř fází: přípravná, důlně-technická, biotechnická a post-rekultivační. Přípravná fáze má preventivní a optimalizační funkci, kdy se již během pedologického, geologického a hydrologického průzkumu území navrženého pro těžbu zvažují možnosti následné rekultivace. Důlně-technická fáze je opět fází spíše preventivní, kdy v rámci samotné těžby dochází k selektivnímu odklizení zemin a vhodnému umístění na výsypky tak, aby tvar samotné výsypky odpovídal plánované rekultivaci. Třetí fáze, biotechnická, je rozdělena do dvou skupin procesů. V první skupině jsou práce technické, které mají za úkol zlepšení vlastností území a odstranění deficitních povah stanoviště. Mezi ně se řadí například návoz zúrodnitelných zemin, výstavba komunikací, hydromeliorační a hydrické úpravy. V druhé skupině jsou procesy biotechnické, které mají za úkol zlepšit ekologické vlastnosti území. Podle charakteru této fáze rozlišujeme rekultivace na lesnické, zemědělské, hydrické a rekreační. Poslední fází je post-rekultivační fáze. V této fázi jsou rekultivované plochy předávány do následné péče, kdy probíhá běžné ošetřování, obhospodařování, revitalizace a resocializace (návrat člověka do krajiny) těchto ploch (Štýs 1981; Vráblíková et al. 2009; Vráblíková 2010).

### **2.2.2 Způsoby rekultivace**

Jak již bylo zmíněno výše, rozlišujeme čtyři způsoby rekultivace: zemědělskou, lesnickou, hydrickou a rekreační, která se řadí mezi ostatní způsoby rekultivace.

**Zemědělská rekultivace:** Napomáhá k obnovování půdního fondu, přičemž jsou plochy pro zemědělskou rekultivaci vybírány tak, aby byla vytvořena návaznost na stávající zemědělsky využívané plochy a mohlo tedy dojít k zemědělskému obhospodařování, nebo plochy rovné či mírně sklonité, například území na vnitřní úrovňové výsypce (Vráblíková et al., 2009). Před samotnou zemědělskou rekultivací je potřeba provést úpravu terénu a navézt ornici

z deponie o mocnosti 0,5 m. Poté se plochy osejí rekultivační směsí, která by měla být tvořena 3–5 druhy a zároveň by měla obsahovat alespoň 20 % víceletých pícnin (Pokorný et al. 2001; Vrábliková & Vráblik 2009; Pecharová et al. 2004). Rekultivace je prováděna za účelem získání nových orných půd, pastvin, luk, zahrádkářských ploch, sadů či vinic (Vrábliková & Vráblik, 2009).

**Lesnické rekultivace:** Jedná se o nejběžnější způsob rekultivace, jehož přednostmi jsou hygienické, klimatické a vodohospodářské funkce (Pokorný et al., 2001). Je využíván na plochách, které nebyly vhodné pro zemědělskou rekultivaci (Vrábliková et al., 2009). Stejně jako u zemědělské, tak i u lesnické rekultivace musí být plocha nejdříve upravena. V první řadě se musí biologicky oživit, čehož se dosáhne pěstováním a následným zaoráváním melioračních plodin po dobu jednoho roku až pěti let. Je nutné volit dřeviny podle stanovištních podmínek (Pokorný et al., 2001). V klasickém pojetí se o lesnické rekultivaci uvažuje jako o procesu, kdy jsou po terénních úpravách do surové zeminy výsypky zasazeny prostokořené sazenice o sponu 1 x 1 m. Sazenice se většinou volí ve struktuře cílového porostu (smrk, včetně smrku pichlavého, borovice lesní, černá, vejmutovka, popř. další exotické borovice, modřín, dub bahenní, dub zimní, letní) s minimálním zastoupením přípravných dřevin. Tento způsob lesnické rekultivace ale není příliš efektivní. Jen málokdy totiž vzniknout stabilní porosty. Příkladem je Velká podkrušnohorská výsypka, kde i po opakovaných výsadbách vznikají holiny se zbytky usychajících sazenic (Pecharová et al., 2004). Výsledkem mohou být lesy produkční nebo účelové, které mají funkci půdotvornou, asanační, léčebnou či doprovodnou (Štýs, 1981).

**Hydrická rekultivace (Vodohospodářská):** Tento způsob rekultivace je značně náročný, jelikož se musí dohlížet na kvalitu vody. I během procesu tvorby musíme být obezřetní, převážně co se sanačních prací týče (těsnění dna, stabilizace břehů apod.) (Vrábliková et al., 2009). Na Sokolovských výsypkách se neustále budují menší vodní plochy nejen pro zachycení dešťové vody či vody povrchové, ale hlavně z důvodu navrácení vodního ekosystému do krajiny (Frouz et al., 2007). Během rekultivace nejsou tvořeny jen nové vodní plochy, a to převážně zavodněním zbytkových jam, ale také meliorační a asanační vodní plochy (Štýs 1981; Vrábliková 2010).

**Ostatní rekultivace:** Rovněž vznikají plochy, které nemají funkci hospodářskou, ale mají zvyšovat diverzitu v krajině, posílit ekologickou stabilitu či sloužit k rekreačním účelům (Vrábliková et al., 2009). Podle účelů je můžeme dělit na ostatní veřejnou zeleň (vegetace sportovních a rekreačních zón, podél vodních toků a nádrží, remízky), ostatní komunikace (místní, účelové), rekreační a sportovní plochy (hřiště, střelnice, jízdárny), rekreační

a ubytovací plochy (kempy a tábořiště), kulturní a osvětové plochy (zoologická zahrada, skanzen) a plochy pro podnikové aktivity (komerční využití; Vrábliková 2010).

### 2.3 Sukcese

V místech, kde nedošlo k velkým změnám neživého prostředí a narušení ekosystému, lze uplatnit ponechání prostředí spontánní sukcesi. Na některých místech je ovšem potřeba nejprve upravit faktory prostředí, jakými jsou například hladina podzemní vody a množství živin, dodat žádoucí organismy či odstranit nevhodné druhy (Prach, 2006).

V České republice je praxí, že se výsypky po nasypání nechávají ze začátku bez rekultivací. Od okamžiku po nasypání jsou výsypky osidlovány různými organismy. I přestože se tvrdí, že jsou výsypkové materiály velmi nepříznivé, jsou jejich chemické a fyzikální vlastnosti až na mírné výjimky celkem příznivé. Během několika následujících let se vytvoří poměrně kompaktní vegetační kryt (úplné zapojení nejpozději po patnácti letech) a v prohlubních vznikají mokřady. Kolem osmého roku je uplatněna mechanizace, kdy se výsypka přetváří pro plánovanou rekultivaci, a hodnotné porosty se zničí. Na povrch výsypky je naveno organický materiál, v němž je použita například drcená kůra, která může zapříčinit šíření rumištních druhů (Prach, 2006). Právě fáze, kdy nasypaná výsypka začíná být kolonizována novými organismy, se nazývá spontánní sukcesí. Při spontánní sukcesi je vývoj nového ekosystému závislý na biologických a fyzikálních procesech, při nichž je limitujícím faktorem akumulace živin, která ovlivňuje rychlost rozvoje ekosystému. V případě nových biotopů jde především o závislost na fyzikálních a chemických vlastnostech. Mladá sukcesní stádia se vyznačují otevřeností ekosystému, což napomáhá vytvářet druhově bohaté ekosystémy. Využití samovolné sukcese v procesu obnovy krajiny po těžbě nerostných surovin závisí na zhodnocení, zda je ekosystém schopen přirozeného návratu do požadované podoby a zda je doba tohoto procesu přijatelná (Vrábliková, 2010). Spontánní sukcese vede k poměrně pestrým přírodě blízkým ekosystémům, které plní funkci estetickou, protierozní i ekologickou. Nerekultivované plochy také bývají druhově zhruba dvakrát bohatší (Prach 2006; Vrábliková & Vráblik 2009).

V některých případech nemusí být plochy se spontánní sukcesí mechanicky předělány, ale mohou být po drobných technických a biologických úpravách ponechány řízené sukcesi, čímž doplňují klasické formy rekultivace. Toto řešení lze uplatnit na místech, která nevyžadují terénní úpravy, aby vyhovovala budoucímu záměru rekultivovaného území (Vrábliková & Vráblik 2009; Vrábliková 2010).

## 2.4 Charakteristika vybraných druhů drobných zemních savců

Většina zástupců drobných zemních savců se řadí do tří čeledí: rejskovití (*Soricidae*), hrabošovití (*Arvicolidae*) a myšovití (*Muridae*). Rejskovití jsou nejpočetnější čeledí hmyzožravců (*Insectivora*). Vyznačují se menší velikostí s délkou těla do několika centimetrů, přičemž najdeme druhy s hmotností necelých 2 gramů i druhy s hmotností 180 gramů (Anděra & Gaisler, 2012). Mezi hlavní charakteristiky všech hmyzožravců patří protáhlý pohyblivý rypáček s dlouhými hmatovými chlupy. U rejskovitých je chrup se zřetelným prvním párem řezáků v dolní i horní čelisti. Jedinci z této čeledi jsou neobyčejně čilí, což je zapříčiněno vysokou úrovní jejich bazálního metabolismu a s ním spojenou neustálou potřebou příjmu potravy (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979). Den se u této čeledi nedělí na den a noc, ale na období spánku a období lovu, přičemž některé druhy vystřídají spánek s lovem až 15 krát za den (Dmitrijev, 1987). V porostu jsou odhalitelní podle pískavého, jemně cvrčivého a dosti hlasitého hlasu (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979). Determinací jednotlivých druhů rejskovitých na základě jejich hlasu se například zabývala studie Zsebök et al. (2015).

Další čeledí jsou hrabošovití, mezi které se řadí menší až drobní savci s krátkými hrabavými končetinami (Pelikán et al., 1979). Přední končetiny jsou čtyřprsté, zatímco zadní jsou pětprsté. Tato čeleď má krátkou zaoblenou hlavu s chrupem tvořeným stoličkami bez kořenů a třetí plochu tvarovanou do trojúhelníkovitých nebo zaoblených kliček vhodných k rozmělnění rostlinné potravy. Charakteristický je jejich krátký ocas, který nepřesahuje délku těla. Řada druhů má mimořádně velkou plodnost a tendenci k sezónním i meziročním fluktuacím početnosti (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012).

Poslední čeledí jsou myšovití, jejichž zástupci jsou rovněž menšího až drobného vzrůstu a jejichž vzhled připomíná myš (Pelikán et al., 1979). Ocas přesahuje alespoň dvě třetiny délky těla, je holý a pokrytý šupinami nebo zrohovatělou kůží v podobě ocasních kroužků. Jako únikový manévr se u všech myšic vyvinula snadná stažitelnost kůže z ocasu. Obnažený kus ocasu brzy zaschne, a buďto se sám ulomí, nebo si ho myšice odkousne. Hlavy jsou protáhlejšího a zakroucenějšího tvaru, než je tomu u hrabošovitých, dlouhé ušní boltce ční výrazně ze srsti. Myšovití obývají zejména zem a vegetaci, přestože zdatně šplhají a skáčou (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012).

### 2.4.1 Hmyzožravci

#### **Bělozubka bělobřichá (*Crocidura leucodon*)**

**Rozměry:** G (váha) 5–15 g, LC (délka těla bez ocasu) 70–90 mm, LCd (délka ocasu) 25–35 mm, LTp (délka zadního chodidla) 11–13 mm.

**Popis:** Bělozubky se od rejsců a rejsků liší ostřejším ocasem, na kterém jsou kromě krátké přiléhavé srsti i řídké dlouhé odstávající chlupy, dobře patrné převážně proti světlu (Anděra & Horáček, 2005). Ocas je nepatrně kratší než polovina těla. Zbarvení na hřbetu je tmavě šedohnědé až hnědé a dosti vysoko na bocích přes výraznou ostrou hranu přechází v bíle zbarvené břicho, což je vedle větších



Obr. 1 – Bělozubka bělobřichá (Anděra, URL1)

rozměrů hlavním odlišovacím znakem od bělozubky šedé (Anděra & Horáček 2005; Pelikán et al. 1979). Na rozdíl od zbytku rejskovitých mají bělozubky větší ušní boltce a bílé zuby, díky čemuž dostaly své jméno. (Anděra & Horáček, 2005).

**Způsob života:** Jelikož se řadí mezi hmyzožravce, převládá živočišná potrava převážně tvořená dospělci a larvami hmyzu, mnohonožkami, pavouky, sekáči, měkkýši nebo zdechlinami. Rostlinná strava, zejména semena, tvoří jen nepatrnou část jídelníčku (Anděra & Horáček 2005; Pelikán et al. 1979). Stejně jako ostatní rejskovití je značně aktivní, ale převážně ve večerních a nočních hodinách (Anděra & Horáček, 2005).

**Biotop a stanoviště:** Přestože je považována za stepní druh, vyznačuje se širokým výběrem stanovišť, kdy kromě teplých a suchých stanovišť stepního a lesostepního charakteru obývá i vlhká místa na březích potoků, rybníků a odvodňovacích kanálů. Méně často bývá nalezena v lesích a v horách zcela chybí. Má sklony k synantropnímu způsobu života, ale není tak výrazný jako u bělozubky šedé. Přesto ji najdeme v blízkosti lidských sídlišť, stodol, seníků a stohů, přičemž na zimu se stěhuje do budov (Anděra & Horáček 2005; Pelikán et al. 1979). Přirozeně vyhledává teplá stanoviště s nízkou a řídkou vegetací, ale můžeme ji nalézt i na polích (Dobroruka, 2004).



### **Bělozubka šedá (*Crocidura suaveolens*)**

**Rozměry:** G 3–8 g, LC 55–77 mm, LCd 25–34 mm, LTp 10–12 mm.

**Popis:** Svou velikostí se řadí mezi nejmenší druhy rejskovitých. Od bělozubky bělobřiché se liší zbarvením spodní strany těla, kdy zbarvení není tolik výrazné. Na hřbetě převládá podobný hnědý nebo šedohnědý odstín, avšak břicho je šedé a někdy i tmavší, bez výrazného přechodu na bocích (Anděra & Horáček, 2005). V zimních měsících srst



Obr. 2 – Bělozubka šedá (Kořínek, URL2)

tmavne a tím se zvýrazňuje kontrast mezi světlejším břichem a tmavším hřbetem, naproti tomu v létě tento rozdíl není tolik patrný (Baláž et al. 2013 ex Feriancová-Masarová & Hanák 1965). Stejně jako bělozubka bělobřichá má bílé zuby, podle čehož byl pojmenován tento druh. (Baláž et al. 2013 ex Feriancová-Masarová & Hanák 1965).

**Způsob života:** Stejně jako všichni rejskovití i tento druh je značně aktivní, přičemž hnízdo opouštějí ve dne i v noci. V potravě převládají plži, larvy i dospělci hmyzu, brouci, žížaly a koryši, ale složení potravy je závislé na sezoně i místě.

**Biotop a stanoviště:** Běžně se vyskytuje v teplých nížinách a pahorkatinách, kde je vázána na lidské osídlení. Osidluje převážně zahrady, pole, parky, křoviny a stanoviště lesostepního charakteru, zejména krasových oblastí. Nejčastěji ji ale zastihneme v bezprostřední blízkosti obytných a hlavně hospodářských budov. Díky synantropnímu způsobu života se šíří i do horských oblastí. Značnou přizpůsobivost bělozubky šedé k rozmanitým životním podmínkám podmiňuje zejména malá náročnost na složení potravy (Anděra & Horáček, 2005).

### **Rejsek malý (*Sorex minutus*)**

**Rozměry:** Rozměry: G 2,5–5 g, LC 40–63 mm, LCd 39–46 mm, LTp 10–11 mm.

**Popis:** Přestože se zbarvením podobá rejskovi obecnému, nelze tyto druhy zaměnit. Rejsek malý je světlejší, často do šeda zbarvený, hlava s rypáčkem jsou štíhlejší a ušní boltce bývají výraznější (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012; Reichholf 2006). Od rejska obecného se také liší zřetelně menším tělem (Pelikán et al., 1979) a relativně delším ocasem, který dosahuje 65–90 % délky těla. Ocas je rovněž hustěji osrstěný a u kořene výrazně zúžený (Anděra & Gaisler, 2012).

**Způsob života:** Stejně jako všichni rejskovití i rejsek malý je velmi aktivní s aktivitou ve dne i v noci, přičemž noční aktivita převažuje. Na rozdíl od rejska obecného jsou ale jeho periody klidu a aktivity kratší (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979). Jelikož se řadí mezi hmyzožravce, skládá se jeho potrava hlavně z brouků, pavouků, sekáčů, různých stadií hmyzu a měkkýšů (Anděra & Gaisler, 2012).

**Biotop a stanoviště:** Jeho rozšíření pokrývá celou Českou republiku. Nejvyhledávanějším stanovištěm rejska malého jsou rašeliniště a vlhčí podmáčené louky. Můžeme ho však nalézt i v jehličnatých a listnatých lesích zejména lužního charakteru, ve smíšených lesích, na březích vodních toků i na kamenitých a balvanitých sutích (Anděra & Gaisler, 2012).



Obr. 3 – Rejsek malý (Anděra, URL 3 )

### **Rejsek obecný (*Sorex araneus*)**

**Rozměry:** G 4,5–13 g, LC 60–80 mm, LCd 35–50 mm, LTp 11,8–13,5 mm.

**Popis:** V čeledi rejskovitých je středně velkým druhem (Anděra & Gaisler, 2012). Jeho srst je na hřbetě tmavohnědá až hnědočerná, přičemž přes zesvětlující se boky přechází ve žluté břicho. Zbarvení je u rejska obecného proměnlivé. Zatímco mláďata mají povětšinou kaštanově hnědé zbarvení, jedinci, kteří přezimovali, mají srst zbarvenou velmi tmavě až sytě hnědočerně (Anděra & Gaisler 2012;



Obr. 4 – Rejsek obecný (Anděra, URL4)

Reichholf 2006). Poměrně krátký ocas je vespod světlejší než navrchu a odpovídá 50–70 % délky těla, přičemž ve stáří se může v důsledku odírání zkracovat (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979). Oči a ušní boltce jsou drobné a zcela či z větší části skryté v srsti (Anděra & Gaisler 2012; Reichholf 2006). Jejich pach odpuzuje většinu dravců, takže mají v přírodě relativně málo nepřátel (Dmitrijev, 1987).

**Způsob života:** Rejska obecného lze v přírodě zahlédnout jen vzácně. Přestože je aktivní ve dvouhodinových intervalech po celý den, většinu času tráví skrytě v hustém podrostu

či norách (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012). Z důvodu rychlého metabolismu nejsou schopni vydržet bez potravy déle jak 2–3 hodiny a denně dokáží spořádat potravu odpovídající 60–90 % tělesné váhy. Potravu tvoří převážně bezobratlí (kroužkovci, hlístice, slimáci, dospělci a larvy hmyzu), v menší míře semena či lesní plody a příležitostně konzumují i mršiny či drobné savce. Při nadbytku si hromadí krátkodobé zásoby (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979).

**Biotop a stanoviště:** V české republice je celoplošně rozšířen od nížin až po vrcholky hor. Je velmi přizpůsobivý a s výjimkou městských aglomerací ho můžeme nalézt na všech typech stanovišť včetně těch člověkem ovlivněných (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012). Je charakteristickým obyvatelem lesů, který se zdržuje na vlhkých místech s bohatým bylinným patrem, nebo silnou vrstvou opadanky a humusu. Mimo les ho lze nalézt v křovinách, rákosinách či mokřinách, nebo na vlhkých místech luk a zahrad (Dobroruka 2004; Pelikán et al. 1979).

#### 2.4.2 Hlodavci

##### Hraboš polní (*Microtus arvalis*)

**Rozměry:** G 15–40 g, LC 80–130 mm, LCd 21–51 mm, LTp 13–18,5 mm, LA (délka ušního boltce) 9–11 mm.

**Popis:** Jedná se o středně velký druh hraboše, který je jednobarevný (Anděra & Gaisler, 2012) nebo nevýrazně dvoubarevný (Pelikán et al., 1979). Ušní boltce jsou silné, hustě a krátce osrstěné (Anděra & Gaisler, 2012) a světlé zadní tlapky mají nepigmentovaná chodidla (Anděra & Horáček, 2005). Srst hraboše polního bývá svrchu žlutohnědá, šedohnědá či slabě narezavělá a světlejší šedobílá spodina má žlutavý nádech (Anděra & Gaisler, 2012).



Obr. 5 – Hraboš polní (Anděra, URL5)

**Způsob života:** Aktivní je ve dne i v noci, kdy ve dvou až tříhodinových intervalech střídá období klidu s pobyty mimo hnízdo (Anděra & Horáček, 2005). Hraboš polní je nesmírně žravý (Kupka & Dimitrovsky, 2011). Na jaře a v létě preferuje listy a stonky rostlin, později semena, kořeny a oddenky, příležitostně chytá i hmyz a jiné bezobratlé (Anděra & Gaisler, 2012). Vyznačuje se vysokou rychlostí množení a mírou plodnosti (Dmitrijev, 1987).



V případě vysokého počtu jedinců v populaci není vzácností projev kanibalismu (Anděra & Gaisler, 2012).

**Biotop a stanoviště:** Je jedním z nejběžnějších a nejhojnějších drobných savců České republiky a lze ho nalézt na celém území od nížin po hory. Je charakteristickým obyvatelům kulturních stepí, ale díky vlivu zemědělství se rozšířil i mimo ně (Pelikán et al. 1979; Zejda et al. 2002). Obývá suchá stanoviště a otevřené krajiny (Anděra & Horáček, 2005), přičemž nejvyšší početnost vykazuje na orných polích, loukách a ladem ležících plochách. Ve vyšších polohách se zdržuje na kosených loukách, mezích a při travnatých okrajích cest. Vyskytuje se i na stanovištích ruderálního charakteru, jakými jsou například výsypky. V menší míře ho můžeme nalézt na podmáčených plochách či rašeliništích (Zejda et al., 2002). V dobách přemnožení může pronikat i do lesů (Anděra & Horáček, 2005), kde dočasně obývá světliny, paseky a lesní louky (Pelikán et al., 1979).

### **Hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)**

**Rozměry:** G 17–50 g, LC 90–140 mm, LCd 28–52 mm, LTp 18–21 mm, LA 11–16 mm.

**Popis:** Je v mnoha ohledech podobný hraboši polnímu, ale na rozdíl od něj má srst hrubší a delší (Pelikán et al., 1979), na hřbetní straně tmavší, rezavě až skořicově hnědou s příměsí černých chlupů, na světlejším břiše je šedavá či se žlutým nádechem (Anděra & Horáček, 2005). Tělo je robustnější a ušní boltce jsou blanité, porostlé dlouhými chlupy, které nepřesahují



Obr. 6 – Hraboš mokřadní (Anděra, URL6)

jeho okraj (Anděra & Gaisler, 2012). Mezi nejspolehlivější rozlišovací znaky patří větší zadní tlapky s tmavě pigmentovanými chodidly (Anděra & Horáček, 2005).

**Způsob života:** Jeho aktivita se odvíjí od závislosti na množství potravy a na teplotních poměrech, přičemž je aktivní ve dne i v noci (Reichholf, 2006). Jeho potravní preference jsou podobné hrabošovi polnímu, kdy upřednostňuje různé části rostlin mokřadních bylin, ostřic a sítiny (Pelikán et al., 1979). V menší míře konzumuje borůvky, mechy a lišejníky (Anděra & Horáček, 2005). Doplňkovou součástí stravy může tvořit živočišná složka, kdy konzumuje larvy dvoukřídlého hmyzu (Anděra & Gaisler, 2012).

**Biotop a stanoviště:** Výskyt hraboše mokřadního je méně častý, než je tomu u hraboše polního. Dosud nebyl zjištěn v nížinách středních a východních Čech (Reichholf, 2006).

Výskyt je místy ostrůvkovitý, což bylo způsobeno zkulturnováním krajiny a zejména odvodňováním (Anděra & Horáček, 2005). Jeho výskyt je vázán na vlhká stanoviště s chladnějším mikroklimatem a hustším pokryvem bylinné a travinné vegetace (Anděra & Gaisler, 2012). Optimální podmínky nalézá na podmáčených nekosených loukách, rašelinných loukách, prameništích potoků, na vlhkých lesních pasekách a světlinách, na březích stojatých i tekoucích vod. Stanoviště se vyznačuje skupinou dřevin, nebo jednotlivě rostoucími dřevinami s bohatým bylinným patrem. Důležitým faktorem pro výskyt hraboše mokřadního je nekosení těchto ploch, díky němuž vzniká vrstva stařiny, ve které hraboš nachází vhodné mikroklimatické podmínky a současně úkryt před dravci (Anděra & Horáček 2005; Zejda et al. 2002).

### **Myš západoevropská (*Mus domesticus*)**

**Rozměry:** G 14–20 g, LC 63–100 mm, LCd 64–98 mm, LTp 15–19 mm, LA 12–14 mm.

**Popis:** Myši na rozdíl od myšic mají menší ušní boltce, kratší zadní chodidlo a odlišné zbarvení srsti. Zbarvení hřbetu je tmavší, šedo- nebo hnědočerné a jeho přechod ve světlejší odstín na spodní straně je pozvolný. Délka ocasu odpovídá zhruba délce těla, je jednobarevný a nápadněji šupinatý. Další rozdíl spočívá v kůži na ocase, kterou na rozdíl od myšic nelze jednoduše stáhnout (Anděra & Horáček, 2005).

**Způsob života:** Aktivní je zejména ve večerních a nočních hodinách (Anděra & Horáček, 2005). Původně šlo o semenožravý druh, ale díky synantropnímu způsobu života a značné biotopové



Obr. 7 – Myš západoevropská (Anděra, URL7)

různorodosti ve volnosti je možné tento druh považovat za všežravý. Vedle semen konzumuje i kořínky a hmyz (Zejda et al., 2002). Dobře šplhá, žije většinou ve společenstvech nebo rodinách, v budovách hnízdí v různých úkrytech (Anděra & Gaisler, 2012).

**Biotop a stanoviště:** Jedná se o převážně synantropní druh. V západní Evropě místy žije celoročně mimo obytné budovy, jako je například zemědělská krajina, písčité duny, slaniště či okraje silnic. V lesích a na suchých stanovištích se příliš nevyskytuje, spíše se jim vyhýbá (Anděra & Horáček, 2005). V České republice byla zatím zpozorována jen v okolí Chebu a Ašského výběžku, kam zasahuje ze sousedního Německa. (Zejda et al., 2002)

### **Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*)**

**Rozměry:** G 13–38 g, LC 75–110 mm, LCd 70–106 mm, LTp 19,5–23,5 mm, LA 14,5–18,5 mm.

**Popis:** Myšice křovinná tvoří s myšicí lesní dvojici druhů, jejichž determinace je zvláště u dospělců problematická. Obě myšice mají zkrácenou hlavu, výrazné, velké korálkově černé oči a velké ušní boltce, které mají u myšice křovinné menší rozměr. Dalším relativním rozlišovacím znakem je kratší ocas (Anděra & Gaisler, 2012), který je tvořen 120–190 kroužky



Obr. 8 – Myšice křovinná (Anděra, URL 8)

ze zrohovatělé pokožky (Reichholf, 2006). Nejpodstatnějším znakem v determinaci myšice lesní a křovinné je velikost zadního chodidla, které u myšice křovinné nepřesahuje 24 mm. Srst má našedivělou barvu, přičemž na hřbetě je zbarvena do hněda až světle rezava, přes boky přechází bez výrazné hranice do šedého či špinavě bílého břicha (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979). Stejně jako myšice lesní může mít na hrdle žlutou skvrnu, ale na rozdíl od myšice lesní má menší rozměry, příčně protáhlý tvar a nezasahuje na přední končetiny. Možná je i její absence (Anděra & Horáček, 2005).

**Způsob života:** Její aktivita vrcholí přibližně dvě hodiny po setmění s druhým oživením ve druhé polovině noci. Je neobyčejně pohyblivá, dobře skáče a šplhá. Její potravinové složení je závislé na sezónních a místních podmínkách (Anděra & Gaisler, 2012), ale nejčastěji potravu tvoří menší semínka rostlin (zvláště lesních trav), žaludy, bukvice, ale i pupeny a mladé výhonky rostlin (Reichholf, 2006). Stejně jako u myšice lesní i potrava myšice křovinné je z části tvořena živočišnou složkou, která se v potravě objevuje zejména v jarním a letním období (Anděra & Horáček, 2005). Velikost obývaného území značně závisí na množství potravy (Reichholf, 2006).

**Biotop a stanoviště:** Je jedním z nejběžnějších druhů savců a vyskytuje se na celém území České republiky od nížin po hory (Anděra & Horáček, 2005). Spektrum stanovišť obývaných myšicí křovinou je rozsáhlé, ale vyhýbá se místům s vysokým zastoupením myšice lesní (Reichholf, 2006). Přestože není vybíravá, dává přednost otevřené krajině, kde se zdržuje při okraji lesního porostu, v hájích, sadech, na křovinatých stráních a mezích, v polích, rákosinách, podél vodních toků, ale i v lesích. Zejména je hojná v smrkových monokulturách, borových lesích a listnatých lesích s dřevinami s drobnými semeny (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979).

### **Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)**

**Rozměry:** G 18–45 g, LC 90–123 mm, LCd 87–127 mm, LTp 23–27 mm, LA 17–21 mm.

**Popis:** Je jedním ze čtyř u nás se vyskytujících druhů myšice a zároveň tím největším druhem. V závislosti na stáří, pohlaví a obývaném stanovišti se tělesnými rozměry v nemalé míře překrývá s již zmíněnou myšicí křovinnou. U dospělých jedinců je zbarvení na bocích a hřbetu ryšavě hnědé až kaštanové a ostře přechází do téměř bílého břicha (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012). Na hrdle bývá typicky žlutý límec či protáhlá



Obr. 9 – Myšice lesní (Anděra, URL 9)

skvrna, která se na vnitřní straně předních končetin napojuje na tmavší zbarvení boků (Anděra & Horáček 2005; Reichholf 2006). Ze srsti jí ční velké lysé ušní boltce a výrazné jsou i korálkově černé oči (Anděra & Horáček 2005; Pelikán et al. 1979). Dvoubarevný ocas je delší, než je tomu u myšice křovinné, přičemž u dospělců bývá stejně dlouhý nebo i delší než je délka těla. Ocas je opět tvořen kroužky ze zrohovatělé kůže, ale jejich počet je větší než u myšice křovinné (180–230). Rozlišovacím znakem mezi myšicí křovinnou a lesní je délka zadní tlapy, které u dospělců přesahuje 24 mm, ovšem samice a mladší jedinci mohou mít velikost tlapy pod touto hranicí (Anděra & Horáček, 2005).

**Způsob života:** Je to typicky noční tvor, který svůj denní úkryt opouští 1–2 hodiny po setmění. Stejně jako myšice křovinná je velmi pohyblivá, dobře skáče a šplhá, přičemž si při šplhání pomáhá dlouhým ocasem, který jí slouží jako úchopný orgán (Anděra & Horáček 2005; Reichholf 2006). Potravu tvoří převážně plody a semena lesních dřevin a bylin, larvy i dospělci hmyzu a jiní živočichové. Občas konzumuje houby, mechorosty a hálky a v létě mohou potravu v menší míře tvořit i zelené části rostlin (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979; Reichholf 2006).

**Biotop a stanoviště:** Stejně jako myšice křovinná se i tento druh vyskytuje na celém území České republiky. Nalézt ji můžeme v listnatých a smíšených lesích, v břehovém porostu podél vodních toků a nádrží, v močálech, na rašeliništích či křovinných stráních. Nejméně se zdržuje ve smrkových a borových monokulturách a travinným plochám se zcela vyhýbá (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012). Preferuje převážně větší lesní komplexy a porosty s chudším nebo zcela chybějícím bylinným patrem (Zejda et al., 2002).



### **Norník rudý (*Myodes glareolus*)**

**Rozměry:** G 17–50 g, LC 90–140 mm, LCd 28–52 mm, LTp 18–21 mm, LA 11–16 mm.

**Popis:** Norník rudý, zástupce čeledi hrabošovitých vyskytujících se na území České republiky, je jedním z mála druhů, které nelze při určování zaměnit s jiným druhem. Na první pohled se od ostatních liší svou srstí, která je vzadu šedá s červenavě rezavým nádechem na hřbetě, přičemž zbarvení zimní srsti je výraznější než letní (Anděra & Gaisler 2012; Reichholf 2006). Srst na bocích je šedohnědého zbarvení, odkud přechází na našedlou či čistě



Obr. 10 – Norník rudý (Anděra, URL 10)

bílou spodinu. Dvoubarevný ocas, který je svrchu tmavý a vespod bílý, je delší než u hraboše mokřadního či polního a také tlapky mají světlejší zbarvení (Anděra & Gaisler 2012; Dmitrijev 1987). Na rozdíl od ostatních hrabošovitých má větší ušní boltce a stoličky (Pelikán et al., 1979).

**Způsob života:** Hlavní aktivní období je nejčastěji za soumraku a v noci, ale můžeme se s ním setkat po celý den. Potrava norníka rudého je značně pestrá. Je převážně tvořená bylinnou stravou, kdy se zaměřuje jak na zelené části rostlin, tak i na semena. Třetinu jeho stravy tvoří složka živočišná a to hlavně hmyz. V létě svou stravu obohacuje o plody rostlin a hub (Anděra & Horáček 2005; Pelikán et al. 1979).

**Biotop a stanoviště:** Jakožto lesní druh obývá především lesní komplexy, kde je nejhojnější v listnatých a smíšených lesích s pestrá dřevinnou skladbou a bohatým bylinným patrem. S rostoucím věkem porostu se zmenšuje a mění zastoupení bylinného patra a početnost norníka klesá. Nižší výskyt je zaznamenán ve smrčínách, v kosodřevinách, břehových porostech, křovinách, kameních sutích či rákosinách (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012; Zejda et al. 2002).



## 2.5 Metody odchytnů drobných zemních savců

Ke sledování drobných zemních savců se využívají různé metody. Některé jsou však upřednostňované více, ať už z důvodů míry invazivnosti na druhy či jedince samotné nebo z potřeb samotného výzkumu. Pro odchyty drobných zemních savců se využívají především metody odchytné, jelikož některé druhy lze se spolehlivostí určit pouze při detailním prozkoumání jejich tělesných znaků a rozměrů (Anděra & Gaisler, 2012). K odchytnu se využívají tři základní typy pastí: pérové sklapovací, živochytné a padací pasti. Pasti sklapovací jsou sice značně invazivní a poslední dobou se od nich ustupuje k metodám, které nevedou k usmrcení zvířete, mají však výhodu ve své dostupnosti. Lze je zakoupit v různých velikostech a snadno se do nich odchytnávají drobní savci různých velikostí od rejska až po potkana. Méně invazivní jsou pasti živochytné. Jedná se o speciálně konstruované pasti, které jsou založeny na jednotném principu – plechové či dřevěné truhlíky s vnitřním mechanismem, který je napojen na padací dvířka. Přestože je u dřevěných pastí odchytn úspěšnější, jejich nevýhodou je značná náchylnost k povětrnostním podmínkám, které mohou vést k poruchovosti (Anděra & Horáček, 2005). Jedna z dalších nevýhod živochytných pastí je časová náročnost sběru materiálu. Je totiž potřeba pasti kontrolovat pravidelně v intervalu jedné až dvou hodin, jelikož u chycených živočichů může dojít k usmrcení prochladnutím či hladem, jako je tomu například u rejskovitých (Anděra & Gaisler, 2012). Pasti padací, které mají formu plechového válce, větší širokohrdlé láhve nebo umělé nádoby, jsou zakopány do půdy s hrdlem na úrovni terénu. Tento typ pastí se nevnadí, jelikož savci (zejména rejskovití) padají do nádoby sami, čemuž napomáhají mělké cestičky, které jsou vyhrabány směrem k pasti. Tento typ není vhodný na odchytn myšic či větších hrabošů, jelikož se často stává, že z pasti utečou (Anděra & Horáček, 2005). Je vhodné nechat pasti na lokalitě po delší časové období, aby mohl být odchytn realizován opakovaně po dobu měsíců i let. V meziobdobí je však nutností zakrýt otvory pastí, aby nedocházelo k nežádoucím odchytnům a úhynu. Zvýšený důraz na využívání neinvazivních metod vedl k vývoji nových postupů, mezi které patří například chlupové pasti, kontrola ptačích budek, rozbor vývržků sov, apod. (Anděra & Gaisler, 2012).

Důležitým faktorem ovlivňující skladbu odlovených drobných zemních savců je volba návnady. Pokud je odchytn zaměřen na rejskovité či myšice, je vhodné vybrat návnadu masitou, u hrabošů naopak návnadu tvoří kořenová zelenina (Anděra & Horáček, 2005). Pokud však vnadíme zeleninou (mrkví, celerem a zejména kořenem petržele) je třeba návnadu měnit každý den, zvláště za pěkného počasí, neboť zelenina zasychá (Kratochvíl & Gaisler, 1964). Pokud je cílem studie ucelený obraz o druhové diverzitě na lokalitě, lze návnadu

v pastech postupně obměňovat (Anděra & Gaisler, 2012). Při výzkumech početnosti drobných zemních savců je potřeba využít návnadu standardní (Anděra & Horáček, 2005). Od 50. let se jako standardní návnada vnaší knotem petrolejové lamy asi 1 cm širokým, stříhaným na kousky asi 1,5 cm dlouhým, opraženým v řídké jíšce, která se skládá z tuku, mouky a soli (Turček, 1955). Podle Kratochvíl & Gaisler (1964) upřednostňuje tuto návnadu deset z patnácti u nás žijících druhů. U padacích pastí se návnada nevyužívá, i když se i zde může použít jako vnašidlo např. zrní (Losos, 1992).

Podle Pelikána (1977) jsou výsledky průkazně vyšší, pokud jsou pasti kladeny na půdu zbavenou listí, vegetace a hrabanky. Pasti jsou kladeny buďto způsobem ekologickým, kdy se pasti pokládají na místa očekávaného výskytu jedince – k norám, do trsů trávy, do kořenů stromů apod. (Anděra & Horáček 2005; Losos 1992), nebo jsou kladeny způsobem statistickým, kdy jsou pokládány v pravidelných intervalech ve formě linií či kvadrátů (Dykyjová 1989; Losos 1992). Metoda využívající pokládání pastí v liniích, nazývaná též jako metoda standardních linií, má svou výhodu v jednoduchosti a snadnosti. Na druhou stranu je u této metody obtížně stanovit absolutní populační hustotu (Dykyjová, 1989). Při liniiových odchycích jsou pasti kladeny do řad se sponem mezi jednotlivými pastmi nejčastěji ve vzdálenosti tří až pěti metrů. Délka linie může být zvolena libovolně, avšak minimálně padesát metrů. Složitější kvadrátová metoda je sice pracnější, na druhou stranu však přináší spolehlivější výsledky. Při této metodě musí být nejprve vytyčena čtvercová plocha, ve které jsou následně do několika řad rozloženy odchytové body se shodným sponem (Anděra & Horáček, 2005). Pro lesní ekosystémy jsou nejčastěji vytyčeny kvadráty o ploše 0,56 ha, na které je rozloženo nejméně 6x6 odchytových bodů se sponem patnácti metrů. Na nelesních ekosystémech je zapotřebí hustější spon, proto se nejčastěji pokládá 11x11 odchytových bodů se sponem deseti metrů. Optimální odchytová doba je pět až šest dnů a minimálně pak tři dny (Dykyjová, 1989). Pasti by měly být kladeny v homogenním prostředí (Pelikán, 1970) a stejný biotop by se měl vyskytovat alespoň na ploše 70 metrů od kraje položené linie či kvadrátu (Kirkland et al., 1990).

Tyto metody byly užity například Bejčkem (1983) na výsypkách Mostecké pánve, kdy použil standardní linie na lokalitách s ranými stádii sukcese a odchytové kvadráty na lokalitách s pozdějšími stádii sukcese. Metoda odchytových kvadrátů byla také využita na lokalitách Velké podkrušnohorské výsypky, kdy Charvátová (2011) za využití živochytných pastí zkoumala drobné savce na různých typech rekultivace. Také Miklas (2009) uskutečnil výzkum na Velké podkrušnohorské výsypce, kdy při studiu různých typů rekultivací kombinoval standardní linie a odchytové kvadráty za užití sklapovacích pastí.

Čistě na liniovou metodu byly zaměřeny studie Bředišová & Baláž (2007), Cudlín (2009) a Komendová (2012). Samotné kvadráty byly zvoleny jako odchyťová metoda v pracích Cudlín (2012), Stanko (2010) nebo Klaclová (2008).

## **2.6 Hodnocení druhové diverzity**

Biodiverzita, jakožto komplexní ukazatel stavu živé přírody, má sama o sobě velmi různorodé definice, kdy se za nejjednodušší definici považuje samotný počet druhů společenstva (druhová rozmanitos) (Jarkovský et al., 2012).

### **2.6.1 Druhová rozmanitost**

Je nejstarším a nejjednodušším konceptem pro vyjádření druhové diverzity. Základním problémem této metody je nemožnost vyjmenování všech druhů v přírodních společenstvech. Některá společenstva jsou dostatečně jednoduchá na to, aby se u nich dal spočítat konečný stav druhového složení. To je například možné ve společenstvech ptáků, savců a vyšších rostlin. Avšak ve společenstvech hmyzu, vodních bezobratlých či půdní bezobratlých je nemožné zachytit všechny druhy (Krebs, 1999).

#### Rarefaction method

Tato metoda je založena na faktu, že se často porovnávají různě veliké vzorky (Krebs, 1999). Zejména při terénním odběru vzorků se často stává, že si společenstva získaná na různých lokalitách i při stejné metodice sběru neodpovídají svou početností (Jarkovský et al., 2012). Čím je vzorek větší, tím je i větší očekávaný počet druhů. Tato metoda převádí všechny vzorky do obecné velikosti vzorku. Rarefaction je statistická metoda pro odhad počtu druhů náhodného vzorku, který je menší než hodnocené společenstvo (Krebs 1999; Jarkovský et al. 2012). Řadí se mezi parametrické metody s předpokladem modelu vztahu mezi počtem jedinců a počtem druhů a platí pro ni předpoklady:

- Společenstva porovnávaná pomocí této metody mají mít podobné taxonomické složení.
- Srovnatelná metoda vzorkování.
- Rarefakční křivka nemůže být extrapolována za sumu jedinců největšího vzorku.
- Jedinci jsou ve společenstvu náhodně rozmístěni (Jarkovský et al., 2012).

## 2.6.2 Heterogenita

Kombinuje dvě složky: druhovou rozmanitost (species richness) a vyrovnanost (evenness). Pro mnoho ekologů je heterogenita synonymem diversity a je v ekologii často používána, částečně z důvodu své relativně snadné měřitelnosti. Ve společenstvích dominují dva druhy rozložení: logaritmické a lognormální (Krebs, 1999). Logaritmické předpokládá malý počet velmi početných druhů a větší počet druhů vzácných s malým počtem jedinců. Lognormální předpokládá, že při působení velkého množství faktorů na proměnnou (abundanci) způsobí náhodné variace těchto faktorů normální rozložení této proměnné (Jarkovský et al. 2012; Krebs 1999).

### Indexy diverzity

Tyto indexy se snaží vystihnout diverzitu společenstva jedním číslem a můžeme je rozdělit do tří skupin: indexy založené na počtu druhů, indexy založené na poměru početnosti druhů počítající jak s počtem druhů, tak s jejich početností, a Q statistika založená na tvaru křivky abundancí kumulativního počtu druhů (Jarkovský et al., 2012). My se nicméně zaměříme jen na některé indexy z druhé skupiny.

**Simpsonův index** je závislý na nejpočetnějším druhu a méně citlivý k druhům vzácným. S rostoucí hodnotou tohoto indexu stoupá dominance a klesá vyrovnanost společenstva, proto se často používá jeho převrácená hodnota nebo odpočet od jedné ( $1 - D$ ). Vztah mezi tímto indexem a počtem druhů je silně závislý na rozložení abundancí druhů ve vzorku. Simpsonův index je dán vztahem (Jarkovský et al., 2012):

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

kde  $S$  je počet taxonů,  $n_i$  počet jedinců  $i$ -tého druhu a  $N$  celkový počet jedinců. Pro tento index nepotřebujeme předpoklady o průběhu křivky závislosti abundance na počtu druhů. Řadí se mezi neparametrické metody měření heterogenity. Simpsonův index ( $1 - D$ ) nabývá hodnot 0 (nízká diverzita) až 1 (vysoká diverzita) (Krebs, 1999).

**Shannon-Wienerův index** vychází na základě informační teorie, která je založena na čtyřech typech informací: 1) počet druhů, 2) počet jedinců od každého druhu, 3) místa obývaná každým druhem a 4) místa obývaná každým jedincem. První dvě informace bývají získávány a zaznamenávány ve většině pracích (Krebs, 1999). Jeho předpokladem je náhodný

výběr jedinců z teoreticky neomezeného množství a přítomnost všech druhů společenstva ve vzorku. Obvykle nabývá hodnot od 1,5 do 4,5. Shannon-Wienerův index je dán vztahem:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

kde  $S$  je počet taxonů,  $n_i$  počet jedinců  $i$ -tého druhu a  $N$  celkový počet jedinců (Jarkovský et al., 2012). Klade větší důraz na druhy vzácné (Krebs, 1999).

**Brillouinův index** se používá, pokud nejsme schopni zajistit náhodnost vzorkování nebo vzorky obsahují všechny členy společenstva. Nejčastěji je tomu tak v rámci parazitárních studií. Tento index je dán vztahem:

$$H_B = \frac{\ln N! - \sum_{i=1}^S \ln n_i}{N}$$

, kde  $S$  je počet taxonů,  $n_i$  počet jedinců  $i$ -tého druhu a  $N$  celkový počet jedinců (Jarkovský et al., 2012). Stejně jako Shannon-Wienerův index, je i tento index citlivý na početnost vzácných druhů, ale nelze ho použít pro měření biomasy, pokryvnosti a produktivity (Krebs, 1999).

### 2.6.3 Vyrovnanost

Na základě konceptu heterogenity, která kombinuje dvě složky: rozmanitost a vyrovnanost, bylo jen otázkou času, než došlo k pokusu měřit vyrovnanost samostatně. Po mnoho let se v oboru ekologie vědělo, že společenstva jsou utvářena malým počtem dominantních druhů a velkým počtem druhů relativně vzácných. Vyrovnanost se snaží stanovit míru vyrovnanosti zastoupení jednotlivých druhů a je dána vztahem:

$$E = \frac{D}{D_{max}}$$

, kde  $D$  je zvolený index diverzity a  $D_{max}$  je nejvyšší hodnota indexu diverzity pro dané  $S$  a  $N$  (Krebs, 1999).

### 3. MATERIÁL A METODIKA

#### 3.1 Metodika odchyty a zpracování materiálu

Celkově bylo uskutečněno sedm odchyťových termínů mezi lety 2013–2015. Pro odchyty byly zvoleny lokality zastupující louky, mokřady, bory, doubravy a sukcesní lesy. Každoročně se opakovaly jarní a podzimní termíny, a to v rozmezí měsíců červen–červenec a září–říjen. Výjimkou byl pouze první rok, kdy odchyt na bezlesích a lesních biotopech proběhl odděleně.

Konkrétně se jednalo o termíny: 12.–14. června, 14.–16. července a 26.–28. října 2013  
24.–26. června a 24.–26. září 2014  
1.–3. července a 23.–25. září 2015

Jelikož se jednalo i o odchyty na mokřadních biotopech, které bývají značně prostorově omezené, byla při odchytech využita metoda standardních linií (Dykyjová 1989). Tato metoda byla zvolena nejen pro její prostorovou ale také pro materiálovou nenáročnost. Na každé lokalitě byly zvoleny dvě souběžné linie o třinácti pastech se sponem pěti metrů a sponem dvaceti metrů mezi liniemi. Výjimkou byly mokřadní lokality Klára a Satr, kde byl zvolen jiný počet linií (viz kapitola Popis lokalit), ale byl dodržen stejný počet pastí jako na ostatních lokalitách a to dvacet šest pastí na lokalitu. Celkově byly odchyty během tří let uskutečněny na dvaceti devíti lokalitách, avšak během jedné sezóny se vždy odchyťovalo pouze na dvaceti sedmi lokalitách. Tato odchylka v počtu lokalit vznikla změnou dvou lokalit za vhodněji umístěné lokality po roce 2013 (viz kapitola Popis lokalit). Během jednoho odchyťového termínu bylo použito sedm set dva pastí. Návnada byla zvolena standardní za využití plochého knotu z petrolejové lampy se směsí tuku a mouky. Pro odchyty byly zvoleny pasti sklápovací. Ty jedince sice usmrtily, vzorky však byly dále poskytnuty pro parazitologický výzkum fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů pod vedením Ing. Zuzky Čadkové, Ph.D., DiS. Parazitologický výzkum byl zaměřen na vývoj hostitelsko-parazitických společenstev v nově vzniklém či antropogenně ovlivněném prostředí – tj. kolonizaci výsypkových lokalit gastrointestinálními helminty z okolních původních (kontrolních) lokalit. Výzkum byl dále zaměřen na zatížení drobných zemních savců rizikovými prvky v post-těžební krajině (Pb, Cd, Zn apod.) a vliv parazitace střevními helminty na koncentrace těchto rizikových prvků v tkáních hostitelů, tedy drobných zemních savců.

Odchyty vždy probíhaly přes tři noci a během dne probíhala kontrola pastí. Po vyndání z pastí byli jedinci označeni cedulkou se základními údaji (číslo pasti, číslo lokality, datum

a názvy dvou nejbližše se vyskytujících rostlin). Jedinci byli zařazeni do druhů a zpracování klasickými mamaliologickými metodami (Anděra & Horáček 2005). U každého jedince se vždy změřila délka těla bez ocasu (LC), délka ocasu (LCd), délka ušního boltce (LA), délka zadního chodidla (LTp) s přesností na milimetry a váha jedinců s přesností na 0,01 g. U jedinců bylo dále zjištěno pohlaví podle pohlavních žláz.

### 3.2 Metodika zpracování dat a vyhodnocení výsledků

Výsledná data byla zanesena a zpracována v programu Microsoft Excel. Pro společenstva drobných savců na jednotlivých lokalitách byl spočítán Shannon–Wienerův index biodiverzity podle vzorce:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} ,$$

kde  $S$  je celkový počet taxonů,  $n_i$  je počet jedinců  $i$ -tého druhu a  $N$  celkový počet jedinců. V rámci statistického vyhodnocování byla porovnána diverzita stanovená Shannon-Wienerovým indexem a abundance společenstev drobných savců na území výsypky s lokalitami stejného typu biotopu mimo výsypku. Pro zpracování dat statistickými metodami bylo zjištěno, zda data splňují podmínky pro dvouvýběrový nepárový t-test, tedy normalitu rozdělení a shodnost rozptylů. Pro zjištění normálního rozdělení dat byl použit Shapirův-Wilkův test normality (Shapiro-Wilk test of normality) a pomocí F-testu byla zjišťována shodnost rozptylů. Všechna data pro Shannon-Wienerův index měla normální rozdělení, tudíž mohl být použit dvouvýběrový nepárový t-test. Většina dat pro porovnání abundancí na lokalitách vykazovala normalitu, výjimkou byla data pro borové lesy, celková data pro lesní biotop a celková data pro porovnání výsypky s kontrolními lokalitami. U těchto dat musela být provedena logaritmická transformace, po které data vykazovala normalitu. V závislosti na shodě či neshodě rozptylů byly zvoleny jednotlivé varianty t-testu. V případě mokřadů a dat zahrnujících výsledky odchycených jedinců ze všech typů lesů byla použita zjednodušená varianta t-testu (Welch two Sample t-test), jelikož data neměla shodné rozptyly. U zbývajících dat (louky, doubravy, bory, sukcesní lesy a celková data, která porovnávala louky, mokřady, doubravy, bory a sukcesní lesy na výsypce s kontrolními plochami) byla shoda rozptylů pomocí F-testu potvrzena, a proto byl použit běžný t-test (Two sample t-test). Veškeré testy (Shapirův-Wilkův test, F-test, t-test) byly spočítány v programu (R Team, 2016).

### 3.3 Popis lokalit

Celkem bylo zvoleno dvacet sedm lokalit na území Velké podkrušnohorské výsypky a v jejím přilehlém okolí. Bylo přitom zvoleno šest mokřadů, šest luk, šest borových lesů, šest doubrav a tři sukcesně vzniklé lesní porosty. Byly vždy vybrány tři lokality od stejného typu na území výsypky (lokality označené písmenem V) a tři lokality stejného typu biotopu mimo výsypku (lokality označeny písmenem K, jako lokality kontrolní). Lokality mimo výsypku (kontrolní lokality) byly vybrány pro porovnání stavu společenstva drobných savců na výsypce s krajinou nezasáženou těžbou. Navíc byly vybrány pro porovnání vývoje společenstva drobných savců tři samostatné lokality zastupující lesní porosty vzniklé postupnou sukcesí pouze na území Velké podkrušnohorské výsypky. V případě kontrolních mokřadních lokalit se jednalo převážně o mokřady u tekoucích vod, zatímco lokality zastupující výsypku se nacházely u vod stojatých. U lučních biotopů byla sledována a zaznamenána výška porostu (viz níže) a údaje byly použity při vyhodnocování dat.

Každou sezónu se sbírala data na dvaceti sedmi lokalitách. V roce 2014 došlo k výměně dvou lokalit. Lokalita doubrava Satr (břízy) byla vyměněna za lokalitu doubrava Háj a lokalita bor Křemenitá za lokalitu bor Matyáš. Změna lokalit byla uskutečněna z důvodu přílišné blízkosti k jiným kontrolním lokalitám. Vyměněné lokality byly složením porostu i zastoupením odchycených jedinců drobných savců velmi podobné novým lokalitám, a proto byly výsledky odchytů z původních lokalit zahrnuty do výsledků a uvedeny u již nových lokalit. Data z původních lokalit, kde proběhly odchyty v roce 2013, jsou podrobněji uvedena v práci Šmolík (2014).

Data z odchytů drobných savců v roce 2013 byla zpracována v rámci následujících bakalářských prací: data z odchytu v bezlesí jsou uvedena v práci Červená (2014) a data z lesních lokalit v práci Šmolík (2014).

#### 3.3.1 Louky

##### Lokality mimo výsypku

##### Louka Vřesová (K – kontrolní)

Souřadnice: 50°15'37.116"N, 12°40'54.967"E

Tato lokalita (obr. 13) udržovaná pravidelným kosením se nachází mimo území Velké podkrušnohorské výsypky a slouží jako kontrolní lokalita s porostem lipnice hajní/luční (*Poa nemoralis/pratensis*), srhy laločnaté (*Dactylis glomerata*), kerblíku lesního (*Anthriscus sylvestris*) a pryskyřníku prudkého (*Ranunculus acris*).



Na této lokalitě byl zaznamenán nízký porost v odchytových termínech září 2014 až říjen 2015. Střední porost zde byl zaznamenán v říjnu 2013 a červnu 2014. Pouze v červnovém termínu roku 2013 byl na této lokalitě vysoký porost.

#### Louka Boučí (K)

Souřadnice: 50°14'12.103"N, 12°35'20.467"E

Louka (obr. 14) je udržována kosením a občasnou pastvou hospodářských zvířat. Leží mimo Velkou podkrušnohorskou výsypku a sloužila jako kontrolní lokalita. Porost je tvořen ovsíkem vyvýšeným (*Arrhenatherum elatius*), srhou laločnatou, trojštětem žlutavým (*Trisetum flavescens*), lipnicí luční a rozrazillem rezekvítkem (*Veronica chamaedrys*).

S výjimkou června 2013, kdy zde byl zaznamenán vysoký porost, se na lokalitě vyskytoval pouze porost nízký.

#### Louka Dolní Nivy (K)

Souřadnice: 50°15'10.752"N, 12°38'15.185"E

Kontrolní lokalita (obr. 15), na které je uplatňována střídavá pastva s kosením, se vyznačuje dominantními rostlinnými druhy, jakými jsou jetel luční (*Trifolium pratense*), srha laločnatá, trojštět žlutavý, pampeliška (*Taraxacum sp.*), zvonek rozkladitý (*Campanula patula*) a jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*).

Nízký porost zde byl zaznamenán v odchytových termínech říjen 2013 a září 2015, střední porost pouze v červenci 2015 a vysoký porost v termínech červen 2013 a červen a září 2014.

### **Lokality na výsypce**

#### Louka Matyáš (V – výsypka)

Souřadnice: 50°12'25.757"N, 12°37'1.174"E

Luční lokalita (obr. 16) na území výsypky je udržována pravidelným sečením porostu. Dominantními rostlinnými druhy jsou srha laločnatá, lipnice luční, ovsík vyvýšený, kontryhel (*Alchemilla sp.*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) a pampeliška.

Nízký porost zde byl zaznamenán pouze v červnu 2014, střední porost v červenci a září roku 2015. Ve zbylých termínech se na této lokalitě vyskytoval porost vysoký.

### Louka Panské (V)

Souřadnice: 50°14'23.023"N, 12°41'19.617"E

Lokalita (obr. 17) ležící na území Velké podkrušnohorské výsypky je udržována pravidelným kosením a vyznačuje se dominantními rostlinnými druhy, jakými jsou štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*), vikev chlupatá (*Vicia hirsuta*), třtina (*Calamagrostis sp.*), srha laločnatá a lípnice luční.

Jelikož byl na této lokalitě odchyt pravidelně prováděn po sečení a tudíž byl porost příliš nízký, byla zvolena pouze jedna odchyťová linie v nevysečeném pásu. Výjimkou byl odchyťový termín v září 2015, kdy byl porost dostatečný na to, aby byly uskutečněny dvě odchyťové linie.

### Louka Lomnice (V)

Souřadnice: 50°13'8.589"N, 12°36'57.141"E

Louka Lomnice (obr. 18) je udržována pravidelným kosením a nachází se na území Velké podkrušnohorské výsypky. Dominantními rostlinnými druhy jsou pryskyřník prudký, jílek vytrvalý (*Lolium perene*), lípnice luční, třtina a třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*).

Na této lokalitě byl zaznamenán nízký porost v odchyťových termínech červenec a září roku 2015. Ve zbylých termínech se zde vyskytoval porost střední.

## **3.3.2 Mokřady**

### **Lokality mimo výsypku**

#### Mokřad Křemenitá (K)

Souřadnice: 50°15'34.873"N, 12°40'45.239"E

Tato lokalita (obr. 19) se nachází v blízkosti louky Vřesová. Leží mimo území Velké podkrušnohorské výsypky a sloužila jako kontrolní lokalita. Jedná se o mokřad, který se rozkládá na březích Chodovského potoka v lesním porostu tvořeném převážně vrbou (*Salix sp.*), topolem (*Populus sp.*) a částečně smrkovou monokulturou (*Picea sp.*), která s lokalitou sousedí na pravém břehu potoka. Bylinné patro se na pravém a levém břehu značně liší. Zatímco pro levý břeh s vyšší hladinou podzemní vody jsou typický puškvorec obecný (*Acorus calamus*), papratka samičí (*Athyrium filix-femina*) a ostružiník ježiník (*Rubus caesius*), pravý břeh se vyznačuje tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*), metlicí trsnatou (*Deschampsia cespitosa*) a přesličkou luční (*Equisetum pratense*).

### Mokřad Dolní Nivy (K)

Souřadnice: 50°15'11.437"N, 12°38'29.798"E

Mokřad (obr. 20) stejně jako louka u Dolních Niv slouží jakožto kontrolní lokalita a nachází se na pravé straně silnice mezi obcemi Dolní Nivy a Jindřichovice. Jedná se o mokřad na pravém břehu potoka s lesním porostem tvořeným převážně vrbou, javorem (*Acer sp.*), s náletem nízkých buků (*Fagus sp.*) a smrků ze sousedních monokultur. Bylinný porost se se vzdáleností od břehu potoka značně mění. Zatímco na břehu potoka je tvořen převážně tužebníkem jilmovým, přesličkou (*Equisetum sp.*), šťavelem kyselým (*Oxalis acetosella*) a vrbinou penízkovou (*Lysimachia nummularia*), se zvětšující se vzdáleností od břehu přechází dominance na kaprad' samčí (*Dryopteris filix-mas*), pýr plazivý (*Elytrigia repens*), ostružiník ježiník, netykavku malokvětou (*Impatiens parviflora*) a bršlici kozí nohu (*Aegopodium podagraria*).

### Mokřad Háj (K)

Souřadnice: 50°15'19.754"N, 12°35'42.912"E

Značně odlehlá lokalita (obr. 21) nacházející se za obcí Háj slouží jako kontrolní lokalita. Jedná se o postupně zarůstající prameniště Boučského potoka, který je ohraničen vzrostlým porostem břízy (*Betula sp.*), zatímco střed mokřadu postupně zarůstá nízkými nálety břízy, vrby a smrku. Bylinné patro je ve vzrostlém stromovém porostu tvořeno převážně přesličkou luční a metlicí trsnatou, zatímco v otevřeném prostoru je bylinné patro tvořeno rašeliníkem (*Sphagnum sp.*), metlicí trsnatou, sítinou rozkladitou (*Juncus effusus*), ostřicí (*Carex sp.*), vřesem obecným (*Calluna vulgaris*) a suchopýrem pochvatým (*Eriophorum vaginatum*).

## **Lokality na výsypce**

### Mokřad Satr (V)

Souřadnice: 50°15'4.333"N, 12°40'34.501"E

Mokřad (obr. 22) se nachází na území Velké podkrušnohorské výsypky poblíž silnice ze směru od obce Vřesová na Dolní Nivy. Jedná se o mokřad na březích větší stojaté vody, která je obklopena lesním porostem složeným převážně z vrby a břízy. Bylinné patro je zastoupeno pýrem plazivým, kopřivou dvoudomou, metlicí trsnatou a sítinou rozkladitou. Z důvodu nedostatečného prostoru byla na této lokalitě zvolena pouze jedna dlouhá odchytová linie, která vedla podél břehu vodní nádrže.

### Mokřad Klára (V)

Souřadnice: 50°13'21.028"N, 12°38'49.682"E

Jedná se o mokřadní lokalitu (obr. 23) ležící na území Velké podkrušnohorské výsypky. Je zásobena pouze srážkovou vodou, což se podepisuje na její časté proměnlivosti. Zatímco na počátku výzkumu, kdy bylo dostatek srážek, zde byla vyšší hladina vody, postupem času docházelo k jejímu vysychání. Z důvodu nedostatku prostoru zde bylo zvoleno položení tří linií místo dvou, a to dvě delší linie po deseti pastech a jedna kratší linie po šesti pastech. Na místě kratší linie byl z počátku dominantní ledenec přímořský (*Tetragonolobus maritimus*), který byl z lokality postupně zcela vytlačen třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a rákosem obecným (*Phragmites australis*). V místech první delší linie se taktéž stávala čím dál dominantnější rostlinou třtina křovištní doplněná rákosem obecným a pelyňkem černobýlem (*Artemisia vulgaris*). Druhá z delších linií, která byla umístěna na valu, byla nejméně proměnlivá. Bylinné patro zde bylo zastoupeno rákosem obecným a třtinou křovištní. Stromové patro v jižní části lokality (v místech druhé dlouhé linie) bylo tvořeno směsí vrby a břízy. V severní části lokality bylo stromové patro zastoupeno břízou výrazně doplněnou růží šípkovou (*Rosa canina*) v keřovém patře.

### Mokřad Jezírka záchranářů (V)

Souřadnice: 50°13'32.669"N, 12°39'49.169"E

Jezírka záchranářů (obr. 24) je soubor umělých mokřadů ležících na levé straně silnice směřující z obce Lomnice do obce Vintířov a řadí se mezi plochy na Velké podkrušnohorské výsypce. Lokalita se částečně rozprostírá na otevřeném prostranství, přičemž linie byly vedeny směrem do lesního porostu, který byl tvořen vrbou a břízou. Bylinné patro na začátku linií bylo zastoupeno převážně třtinou křovištní, lipnicí luční a třezalkou tečkovanou, postupně přecházelo přes porost rákosu obecného a končilo porostem přesličky luční, brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*) a metlice trsnaté.

## **3.3.3 Lesy**

### **Lokality mimo výsypku**

#### Bor Matyáš (K)

Souřadnice: 50°12'23.418"N, 12°36'46.679"E

Jedná se o lokalitu (obr. 42) sloužící ke kontrole a umístěnou mimo území výsypky. Tato lokalita v roce 2014 nahradila lokalitu Bor Křemenitá. Lokalita je tvořena vzrostlým

monokulturním borem (*Pinus sylvestris*) s příměsí náletových nízkých dřevin – převážně jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*). Bylinné patro je z větší části tvořeno kapradím samcem, brusnicí borůvkou či opadem, místy zastoupeno metličkou křivolakou s příměsí biky chlupaté (*Luzula pilosa*).

#### Bor Křemenitá (K)

Souřadnice: 50°15'47.171"N, 12°40'37.152"E

Na této lokalitě (obr. 25) byl skutečně odchyt pouze v roce 2013, později byla nahrazena Borem Matyáš. Jedná se o vzrostlý bor s náletovými dřevinami převážně dubu letního (*Quercus robur*) a jeřábu ptačího. V keřovém patře je zastoupen nálet buku lesního, javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*) a smrku ztepilého (*Picea abies*). Dále se zde nachází hloh (*Sambucus sp.*), růže šipková a líska obecná (*Corylus avellana*). Bylinné patro je tvořeno souvislými vrstvami ostružiníku (*Rubus sp.*), metličkou křivolakou, papratkou samičí, šťavelem kyselým a lipnicí obecnou (*Poa trivialis*).

#### Bor Křemenitá (mostek) (K)

Souřadnice: 50°15'52.198"N, 12°40'27.865"E

Lokalita (obr. 26) je monokulturním vzrostlým borem s náletem jeřábu ptačího a lísky obecné. Leží severozápadním směrem nedaleko boru Křemenitá a svým charakterem a flórou je mu velice podobný. Keřové patro je zastoupeno nízkými stromky smrku ztepilého a břízy bělokoré. Bylinné patro převážně tvořené metličkou křivolakou s příměsí psinečku tenkého (*Agrostis capillaris*) místy přechází v plochy opadu či mechu.

#### Bor Vřesová (K)

Souřadnice: 50°15'36.229"N, 12°40'51.095"E

Tato kontrolní lokalita (obr. 27) je tvořena vzrostlým borem s náletovými dřevinami zastoupenými dubem letním a jeřábem ptačím soustředěnými převážně při dolním okraji lokality. Na horním okraji lokality se nacházejí nálety lísky obecné, břízy bělokoré a jeřábu ptačího. Keřové patro sestává zejména z nízkých stromků jeřábu ptačího, buku lesního a smrku ztepilého. Bylinné patro ve spodní části lokality je tvořeno hlavně ostružiníkem a šťavelem kyselým a postupně přechází přes opad do porostu tvořeného brusnicí borůvkou, metličkou křivolakou a lipnicí obecnou.

## **Lokality na výsypce**

### Bor Klondayk (V)

Souřadnice: 50°14'20.739"N, 12°41'56.270"E

Nízký bor (obr 28) s absencí keřového patra a založený technickou rekultivací je umístěn na území Velké podkrušnohorské výsypky. Bylinné patro je rovněž zastoupeno jen slabě. V prosvětlených místech porostu lze nalézt zástupce druhů jako jahodník obecný (*Fragaria vesca*), třtina křovištní, komonice lékařská (*Melilotus officinalis*), řebříček obecný (*Achillea millefolium*), pcháč oset (*Cirsium arvense*), pampeliška či jitrocel kopinatý.

### Bor Panské (V)

Souřadnice: 50°14'27.174"N, 12°41'28.884"E

Nejméně vzrostlý monokulturní bor (obr. 29) na území Velké podkrušnohorské výsypky byl založen technickou rekultivací. Z důvodu neprostupnosti se linie pokládaly při krajích v blízkosti průřezu v borovém porostu. Keřové patro zcela chybí a bylinné patro je chudě zastoupeno pcháčem osetem, pampeliškou, tolicí vojtěškou (*Medicago sativa*), pelyňkem černobýlem, třtinou křovištní a kopretinou bílou (*Leucanthemum vulgare*).

### Bor Vintířov (V)

Souřadnice: 50°14'9.024"N, 12°40'49.857"E

Nízký bor (obr. 30) založený technickou rekultivací je umístěn na území výsypky s místy pokrytými náletovými dřevinami s převahou břízy bělokoré a olše lepkové (*Alnus glutinosa*). Keřové patro je zastoupeno náletem nízkých stromků smrku ztepilého, lískou obecnou a růží šípkovou. Bylinné patro je v pravé části lokality zastoupeno převážně opadem a ostružiníkem ježiníkem. Na levé straně je bylinné patro rozvinutější a najdeme zde zástupce metlice trsnaté, třezalky skrvnitě (*Hypericum maculatum*), lopuchu většího (*Arctium lappa*), jitrocele kopinatého a jahodníku obecného.

## **Lokality mimo výsypku**

### Doubrava Vřesová (K)

Souřadnice: 50°15'40.375"N, 12°40'41.814"E

Doubrava (obr. 31) sloužící jako kontrolní plocha se nachází mezi lokalitami bor vřesová a bor křemenitá. Při horním okraji do lokality postupně zasahuje porost břízy bělokoré, při dolním okraji lze nalézt ojedinělé zástupce smrku ztepilého. Keřové patro je převážně při krajích lokality zastoupeno nízkými stromky jeřábu ptačího, lískou obecnou a bezem

(*Sambucus sp.*). Takřka homogenní bylinné patro tvořené opadem jen místy narušuje porost brusnice borůvky s příměsí metličky křivolaké v horní části lokality a ostružiníkem ježiníkem v dolní části lokality.

#### Doubrava Satr (kameny) (K)

Souřadnice: 50°15'3.750"N, 12°40'44.630"E

Lokalita (obr. 32) zastoupena dubem letním s nálety břízy bělokoré, jeřábu ptačího, švestkou domácí (*Prunus domestica*) a hrušní planou (*Pyrus pyraster*) se řadí mezi kontrolní. V keřovém patře jsou zastoupeny nízké stromky buku lesního a lísky obecné. Bylinné patro je značně bohaté. Můžeme zde nalézt porosty tvořené brusnicí borůvkou, brusnicí brusinkou (*Vaccinium vitis-idaea*), konvalinkou vonnou (*Convallaria majalis*) či mechový porost, jenž se soustředí převážně ve středu lokality. Při krajích lokality se nachází obzvláště travinný porost tvořený metličkou křivolakou a psinečkem tenkým, které doplňuje ostružina a svízel přítulu (*Galium aparine*).

#### Doubrava Satr (břízy) (K)

Souřadnice: 50°15'3.433"N, 12°40'53.862"E

Na této lokalitě (obr. 33) byl uskutečněn odchyt pouze v roce 2013, později byla nahrazena lokalitou doubrava Háje. Jelikož se doubrava nachází v blízkosti doubravy Satr (kameny), je i zastoupení jednotlivých druhů značně podobné a i ona funguje jakožto kontrolní lokalita. Opět se jedná o doubravu doplněnou břízou bělokorou a lískou obecnou. V bylinném patře převažuje metlička křivolaká, mechový porost a brusnice borůvka.

#### Doubrava Háje (K)

Souřadnice: 50°13'10.397"N, 12°38'52.785"E

Lokalita (obr. 41), jež po roce 2013 nahradila lokalitu Doubrava Satr (břízy) a též funguje jako kontrolní lokalita, je vzrostlou doubravou doplněnou břízou bělokorou a smrkem ztepilým. Keřové patro je tvořeno převážně náletovými stromky smrku ztepilého a javoru klenu. Bylinné patro je značně chudé a tvoří ho převážně opad. V přední části lokality lze mezi opadem nalézt shluky brusnice borůvky a metličky křivolaké. Postupně směrem k zadní části lokality přibývají papratka samičí, šťavel kyselý, přeslička lesní (*Equisetum sylvaticum*) či ostružina.

## **Lokality na výsypce**

### Doubrava Klondayk (V)

Souřadnice: 50°14'21.555"N, 12°42'5.181"E

Smíšený les (obr. 34) dubu letního a buku lesního s příměsí břízy bělokoré byl vytvořen na území Velké podkrušnohorské výsypky technickou rekultivací. V keřovém patře lze nalézt nízké stromky jeřábu ptačího či lísku obecnou a hloh obecný (*Crataegus laevigata*). Z pravé strany je pak lokalita ohraničena porostem pámelníku bílého (*Symphoricarpos albus*). Značně chudé bylinné patro je z větší části tvořeno opadem, jen místy se vyskytuje metlička křivolaká, metlice trsnatá, tolice vojtěška, kopytník evropský (*Asarum europaeum*), třezalka skvrnitá, lopuch větší, lipnice obecná či jahodník obecný.

### Doubrava Klondayk javořina (V)

Souřadnice: 50°14'21.797"N, 12°42'7.593"E

Smíšený les (obr. 35) s převahou javoru klenu s výrazným zastoupením dubu letního a příměsí břízy bělokoré se nachází na území Velké podkrušnohorské výsypky a i on byl vytvořen technickou rekultivací. Lokalita je v horní, levé i pravé části ohraničena pámelníkem bílým a v keřovém patře dále můžeme nalézt hloh obecný, lísku obecnou, růži šípkovou a nízké stromky jeřábu ptačího. Bylinné patro je velice chudé. Na většině plochy se nachází pouze opad. Jen v pravé spodní části lokality nalezneme zástupce metličky křivolaké, metlice trsnaté, jahodníku obecného, lopuchu většího či papratky samičí.

### Doubrava Klondayk posed (V)

Souřadnice: 50°14'19.612"N, 12°41'59.859"E

Doubrava (obr. 36) s příměsí břízy bělokoré, která byla na území Velké podkrušnohorské výsypky vytvořena technickou rekultivací, je v horní a levé části ohraničena pámelníkem bílým. V keřovém patře se vyskytují nálety stromků smrků ztepilého a jeřábu ptačího. Dále je zde zastoupen hloh obecný a líska obecná. Bylinné patro opět tvoří převážně opad, ale je bohatší než u předešlých dvou doubrav. Lze zde nalézt lipnici obecnou, ostřici lesní (*Carex sylvatica*), tolici vojtěšku, řebříček obecný, jahodník obecný, třezalku skvrnitou, pcháč oset či srhu laločnatou.



### Sukcesní les Klára (V)

Souřadnice: 50°13'18.681"N, 12°38'47.715"E

Lokalita (obr. 37) sousedící s mokřadem Klára nacházejícím se na území Velké podkrušnohorské výsypky byla vytvořena řízenou sukcesí. Jedná se o les tvořený břízou bělokorou, olší lepkavou, smrkem ztepilým, borovicí lesní a topolem. Keřové patro obsahuje hloh obecný a růži šípkovou. Bylinné patro se mezi liniemi značně liší. Zatímco na první linii, která byla umístěna na valu v bohatším stromovém porostu, bylo bylinné patro tvořeno převážně porostem třtiny křovištní a lipnice hajní, na dolní linii, jež se nacházela v otevřenějším lesním porostu, bylo bylinné patro zastoupeno třtinou křovištní, ovsíkem vyvýšeným, jahodníkem obecným, tolicí vojtěškou, třezalkou tečkovanou a vikví (*Vicia sp.*).

### Sukcesní les Vintířov (V)

Souřadnice: 50°13'26.436"N, 12°39'24.483"E

Sukcesní les (obr. 38) na území Velké podkrušnohorské výsypky byl vytvořen řízenou sukcesí. Stromový porost tvořený břízou bělokorou, topolem osikou, borovicí lesní a smrkem ztepilým je v keřovém patře doplněn o hloh obecný, růži šípkovou, trnku obecnou (*Prunus spinosa*) a nálety nízkých stromků buku lesního, dubu letního a smrku ztepilého. Bylinné patro tvořeno z velké části jahodníkem obecným, lipnicí obecnou, psárkou luční (*Alopecurus pratensis*) a srhou laločnatou je místy obohaceno o metličku křivolakou, řebříček obecný, jitrocel kopinatý či kopretinu bílou.

### Sukcesní les Ježek (V)

Souřadnice: 50°13'10.397"N, 12°38'52.785"E

Lokalita (obr. 39) se nachází poblíž naučné stezky Ježek na území Velké podkrušnohorské výsypky a byla vytvořena řízenou sukcesí. Stromový porost je tvořen břízou bělokorou, topolem osikou a borovicí lesní. V keřovém patře je doplňuje hloh obecný, růže šípková a nálety dubu letního, lípy (*Tilia sp.*), smrku ztepilého a jeřábu ptačího. Bylinné patro, které tvoří převážně opad, je v levé části lokality doplněno o vřes obecný, brusnici brusinku, psárku luční, metličku křivolakou, lipnici hajní a mechový porost. V pravé části lokality je však bylinné patro chudší se shluky brusnice borůvky, ostružiny či metličky křivolaké.

## 4. VÝSLEDKY

### 4.1 Louky

Na lučních lokalitách bylo celkem odchyceno dvě stě čtyřicet sedm jedinců, z čehož sto sedmdesát jedinců pěti druhů bylo odchyceno na území Velké podkrušnohorské výsypky a sedmdesát sedm jedinců osmi druhů na kontrolních lokalitách v blízkém okolí Velké podkrušnohorské výsypky. Celkově jedinci spadali do osmi druhů – hraboš polní (205 exemplářů), myšice křovinná (19 ex.), rejsek obecný (12 ex.), hraboš mokřadní (3 ex.), bělozubka šedá (3 ex.), myšice lesní (2 ex.), bělozubka bělobřichá (2 ex.) a norník rudý (1 ex.). Přičemž druhy myšice lesní, norník rudý a bělozubka šedá byly zaznamenány pouze na kontrolních lokalitách. Počty jedinců odchycených na lokalitách v jednotlivých letech jsou k nahlédnutí v tabulce 2. V roce 2013 bylo odchyceno dvacet pět jedinců čtyř druhů – hraboš polní (21 ex.), rejsek obecný (2 ex.), myšice křovinná (1 ex.), myšice lesní (1 ex.). Následující rok bylo odchyceno sto padesát jedna jedinců šesti druhů – hraboš polní (131 ex.), rejsek obecný (8 ex.), myšice křovinná (8 ex.), bělozubka šedá (2 ex.), bělozubka bělobřichá (1 ex.) a myšice lesní (1 ex.). Poslední rok se odchytilo sedmdesát jedna jedinců sedmi druhů – hraboš polní (53 ex.), myšice křovinná (10 ex.), hraboš mokřadní (3 ex.), rejsek obecný (2 ex.) a po jednom exempláři od bělozubky bělobřiché, bělozubky šedé a norníka rudého.

Tab. 1 – Druhy drobných savců odchycených na lučních biotopech Sokolovska

	myšice lesní	myšice křovinná	norník rudý	hraboš polní	hraboš mokřadní	rejsek obecný	bělozubka šedá	bělozubka bělobřichá
Louka Vřesová (K)	1	2	1	2		1		
Louka Dolní Nivy (K)		3		54	1	4	3	
Louka Boučí (K)	1			3				1
Louka Matyáš (V)		5		109	2	7		1
Louka Lomnice (V)		2		27				
Louka Panské (V)		7		10				
celkem	2	19	1	205	3	12	3	2

Nejméně jedinců bylo zaznamenáno na plochách louka Boučí (5 ex.) a louka Vřesová (7 ex.), které obě sloužily jako kontrolní lokality. Na druhou stranu nejvíce jedinců bylo odchyceno na loukách Matyáš (124 ex.) a Dolní Nivy (65 ex.). Lokality s nejnižší druhovou rozmanitostí byly louky Panské a Lomnice, kde byl v obou případech zaznamenán pouze hraboš polní a myšice křovinná. Nejvyšší druhovou rozmanitost vykazovaly lokality Matyáš, Dolní Nivy a Vřesová, které shodně vykazovaly pět druhů. Na všech třech lučních lokalitách

byl zaznamenán výskyt hraboše polního, myšice křovinné a rejska. Na louce Matyáš dále byly zaznamenány druhy bělozubka bělobřichá a hraboš mokřadní. Na louce v Dolních Nivách byla odchycena bělozubka šedá a stejně jako na lokalitě Matyáš zde byl nalezen i hraboš mokřadní. Na poslední ze tří nejbohatších lokalit byli nalezeni jedinci druhů myšice lesní a norníka rudého. Hraboš polní byl na lučních lokalitách odchycen v celkovém počtu dvě stě pěti exemplářů a tím byl nejčastěji odchyceným druhem na tomto biotopu (tab. 1). Nejméně odchycenými druhy byly norník rudý (1 ex. – Vřesová 2015), myšice lesní (2 ex. – Boučí 2013/Vřesová 2014) a bělozubka bělobřichá (2 ex. – Matyáš 2014/Dolní Nivy 2015).

Tab. 2 – Počty odchycených drobných savců na lokalitách lučního biotopu Sokolovska v letech 2013–2015, hodnoty Shannon-Wienerova indexu pro jednotlivé lokality

lokality/rok	2013	2014	2015	celkem	Shannon-Wienerův index
Louka Vřesová (K)	1	2	4	7	1,5498
Louka Dolní Nivy (K)	2	49	14	65	0,6737
Louka Boučí (K)	1		4	5	0,9503
Louka Matyáš (V)	18	62	44	124	0,5105
Louka Lomnice (V)	2	23	4	29	0,2510
Louka Panské (V)	1	15	1	17	0,6775
celkem	25	151	71	247	

### Statistické zhodnocení

V rámci statistického vyhodnocování se porovnávala data získaná na území výsypky s daty získanými na kontrolních lokalitách. Pro jednotlivé lokality byl spočítán Shannon-Wienerův index biodiverzity (viz tab. 2), který sloužil jako vstupní data pro výpočet t-testu. Hypotéza, že diverzity na lučních biotopech výsypky a na kontrolních lokalitách jsou si rovné, nebyla zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $p\text{-value} = 0.228$ ,  $n = 6$ ,  $t = -1.6584$  na hladině významnosti 0,05. Při porovnání abundancí na lokalitách výsypky s kontrolními lokalitami lučního biotopu nebyla hypotéza o rovnosti zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $t = 0.79187$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.4727$  na hladině významnosti 0,05.

## 4.2 Mokřady

Celkově bylo na mokřadních biotopech odchyceno dvě stě dvacet sedm jedinců spadajících do osmi druhů, přičemž sto jedna jedinců osmi druhů bylo odchyceno na lokalitách na území Velké podkrušnohorské výsypky a sto dvacet šest jedinců šesti druhů bylo odchyceno na kontrolních lokalitách v blízkosti výsypky. Byl zde zaznamenán výskyt myšice křovinné (64 ex.), myšice lesní (61 ex.), norníka rudého (58 ex.), hraboše mokřadního (27 ex.), rejseka obecného (12 ex.), hraboše polního (3 ex.), rejseka malého (1 ex.) a bělozubky bělobřiché (1 ex.). Druhy rejsek malý a bělozubka bělobřichá byly zaznamenány pouze na lokalitách zastupujících výsypku. Počty jedinců odchycených na lokalitách v jednotlivých letech jsou v tabulce 4. V roce 2013 bylo odchyceno čtyřicet devět jedinců pěti druhů – myšice křovinná (24 ex.), myšice lesní (13 ex.), norník rudý (10 ex.), hraboš mokřadní (1 ex.) a rejsek malý (1 ex.). Následující rok bylo odchyceno osmdesát šest jedinců šesti druhů – myšice křovinná (22 ex.), hraboš mokřadní (21 ex.), myšice lesní (19 ex.), norník rudý (17 ex.), rejsek obecný (5 ex.) a hraboš polní (2 ex.). V posledním roce bylo zachyceno devadesát dva jedinců sedmi druhů – norník rudý (31 ex.), myšice lesní (29 ex.), myšice křovinná (18 ex.), rejsek obecný (7 ex.), hraboš mokřadní (5 ex.), hraboš polní (1 ex.) a bělozubka bělobřichá (1 ex.).

Tab. 3 – Druhy drobných savců odchycených na lokalitách mokřadního biotopu Sokolovska

lokality/druh	myšice lesní	myšice křovinná	norník rudý	hraboš polní	hraboš mokřadní	rejsek obecný	rejsek malý	bělozubka bělobřichá
Mokřad Křemenitá (K)	7	9	11	2	1	1		
Mokřad Dolní Nivy (K)	33	19	28		1	3		
Mokřad Háj (K)	7	3	1					
Mokřad Jezírka záchranářů (V)	6	7	6	1	17	5		
Mokřad Klára (V)	4	15	5		7	1		1
Mokřad Satr (V)	4	11	7		1	2	1	
celkem	61	64	58	3	27	12	1	1

Lokality s nejméně odchycenými jedinci byly mokřad Háj (11 ex.) a Satr (26 ex.), zatímco lokality s nejvyšším počtem odchycených jedinců byly mokřad Dolní Nivy (84 ex.) a Jezírka záchranářů (42 ex.). Nejnížší druhovou rozmanitost vykazovala lokalita Háj, na které byl zachycen pouze norník rudý, myšice křovinná a myšice lesní. Nejvyšší druhovou rozmanitost se šesti druhy vykazovaly shodně čtyři lokality – Křemenitá, Jezírka záchranářů, Klára a Satr. Křemenitá a Satr měly stejné zastoupení druhů a to hraboše polního, hraboše mokřadního, myšici křovinnou, myšici lesní, norníka rudého a rejseka obecného. Lokality Klára a Satr se shodovaly v hrabošovi mokřadním, myšici křovinné, myšici lesní, norníkovi rudém

a rejsekovi obecném. Na Satru byl navíc odchycen rejsek malý a na Kláře byla odchycena bělozubka bělobřichá. Nejčastěji odchyceným druhem na mokřadním biotopu byla myšice křovinná (64 ex.) a myšice lesní (61 ex.) (tab. 3). Nejméně odchycenými druhy byl rejsek malý (1 ex. – Satr 2013) a bělozubka bělobřichá (1 ex. – Klára 2015).

Tab. 4 – Počty odchycených drobných savců na lokalitách mokřadního biotopu Sokolovska v letech 2013–2015, hodnoty Shannon-Wienerova indexu pro jednotlivé lokality

lokality/rok	2013	2014	2015	celkem	Shannon-Wienerův index
Mokřad Vřesová (K)	5	7	19	31	1,4611
Mokřad Dolní Nivy (K)	18	29	37	84	1,2412
Mokřad Háj (K)	6	2	3	11	0,8600
Mokřad Jezírka záchranářů (V)	6	19	17	42	1,5630
Mokřad Klára (V)	6	17	10	33	1,4409
Mokřad Satr (V)	8	12	6	26	1,4531
celkem	49	86	92	227	

### Statistické zhodnocení

Při porovnání diverzit na základě spočítaného Shannon-Wienerova indexu (tab. 4) pro lokality mokřadního biotopu na výsypce a kontrolní lokality nebyla zamítnuta hypotéza o rovnosti těchto diverzit při hodnotách testovacího kritéria  $t = 2.0163$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.114$  na hladině významnosti 0,05. Hypotéza o rovnosti abundancí na lokalitách výsypky a kontrolních lokalitách (tabX – počty) nebyla zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $t = -0.37426$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.7272$  na hladině významnosti 0,05.

### 4.3 Lesy

Na lesním biotopu bylo celkem odchyceno tři sta šestnáct jedinců šesti druhů, přičemž sto čtyřicet jedinců šesti druhů bylo odchyceno na území výsypky a sto sedmdesát šest jedinců pěti druhů bylo odchyceno na kontrolních lokalitách v blízkosti výsypky. Nacházely se zde druhy myšice křovinná (148 ex.), myšice lesní (95 ex.), norník rudý (52 ex.), hraboš polní (15 ex.), hraboš mokřadní (5 ex.) a myš západoevropská (1 ex.), která byla nalezena pouze na území výsypky. Počty jedinců odchycených na lokalitách v jednotlivých letech jsou v tabulce 6. V roce 2013 bylo zachyceno třicet tři jedinců čtyř druhů – druhy myšice lesní (16 ex.), myšice křovinná (11 ex.), norník rudý (5 ex.) a myš západoevropská (1 ex.). Následující rok bylo odchyceno sto šedesát jedinců pěti druhů – myšice lesní (63 ex.), myšice křovinná (62 ex.), norník rudý (23 ex.), hraboš polní (10 ex.) a hraboš mokřadní (2 ex.). V posledním roce bylo odchyceno sto dvacet tři jedinců pěti druhů – myšice lesní (69 ex.), norník rudý (24 ex.), myšice křovinná (22 ex.), hraboš polní (5 ex.) a hraboš mokřadní (3 ex.).

Tab. 5 – Druhy drobných savců odchycených na lokalitách lesního biotopu Sokolovska

lokality/druh	myšice lesní	myšice křovinná	norník rudý	hraboš polní	hraboš mokřadní	myš západoevropská
Bor Matyáš (K)	6	1	7		2	
Bor Křemenitá (K)			1			
Bor Vřesová (K)	24	10	19	1		
Bor Křemenitá mostek (K)	9	2	4	3		
Bor Klondayk (V)	2	4		4		
Bor Panské (V)	1	11				1
Bor Vintířov (V)	6	10	1			
Doubrava Vřesová (K)	23	4	3			
Doubrava Háj (K)	29	8	2	1		
Doubrava Satr břízy (K)	1					
Doubrava Satr kameny (K)	9	5	2			
Doubrava Klondayk (V)	5	1				
Doubrava Klondayk posed (V)	9	2	1			
Doubrava Klondayk javořina (V)	5	5				
Sukcesní les Klára (V)	4	16	1	1	3	
Sukcesní les Vintířov (V)	5	9	4	5		
Sukcesní les Ježek (V)	10	7	7			
celkem	148	95	52	15	5	1

Nejméně jedinců bylo odchyceno na lokalitách doubrava Klondayk (6 ex.), doubrava Klondayk javořina (10 ex.) a bor Klondayk (10 ex.). Nejvíce odchycených jedinců vykazovaly lokality bor Vřesová (54 ex.) a doubrava Háj (40 ex.). Lokality s nejnižším

druhovým zastoupením byly doubrava Klondayk a doubrava Klondayk javořina, na kterých byla zaznamenána pouze myšice křovinná a myšice lesní. Nejvíce druhů bylo nalezeno na lokalitě sukcesní les Klára, kde byl odchycen hraboš mokřadní, hraboš polní, myšice křovinná, myšice lesní a norník rudý. Nejčastěji odchyceným druhem byla myšice lesní (148 ex.) a myšice křovinná (95 ex.) (tab. 5). Na druhou stranu nejméně odchyceným druhem byla myš západoevropská, která byla odchycena pouze jednou v roce 2013 na boru Panské a hraboš mokřadní (5 ex.), který byl dvakrát odchycen na boru Matyáš a třikrát na sukcesním lese Klára.

Tab. 6 – Počty odchycených drobných savců na lokalitách lesního biotopu Sokolovska v letech 2013–2015, hodnoty Shannon-Wienerova indexu pro jednotlivé lokality

lokality/rok	2013	2014	2015	celkem	Shannon-Wienerův index
Bor Matyáš (K)		6	10	16	1,1407
Bor Vřesová (K)	7	22	25	54	1,1141
Bor Křemenitá (K)	1			1	/
Bor Křemenitá mostek (K)		10	8	18	1,2236
Bor Klondayk (V)		9	1	10	1,0549
Bor Panské (V)	4	4	5	13	0,5360
Bor Vintířov (V)	1	14	2	17	0,8464
Doubrava Vřesová (K)	2	13	15	30	0,7026
Doubrava Háj (K)		16	24	40	0,7853
Doubrava Satr (kameny) (K)	1	7	8	16	0,9471
Doubrava Satr (břízy) (K)	1			1	/
Doubrava Klondayk (V)		5	1	6	0,4506
Doubrava Klondayk posed (V)	3	5	4	12	0,7215
Doubrava Klondayk javořina (V)	1	7	2	10	0,6931
Sukcesní les Klára (V)	4	14	7	25	1,0908
Sukcesní les Vintířov (V)	4	14	5	23	1,3349
Sukcesní les Ježek (V)	4	14	6	24	1,0835
celkem	33	160	123	316	

### Statistické zhodnocení

V celkovém porovnání Shannon-Wienerova indexu diverzity (tab. 6) na lesních biotopech, kdy proti sobě byly testovány diverzity lokalit na výsypce proti diverzitám lokalit kontrolních, nebyla hypotéza o rovnosti těchto diverzit zamítnuta při kritických hodnotách  $t = 0.90677$ ,  $n = 17$ ,  $p\text{-value} = 0.3812$  na hladině významnosti 0,05. U celkového porovnání abundancí (tab. 6) u lokalit na výsypce s kontrolními plochami lesního biotopu byla hypotéza o rovnosti zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $t = -2.3753$ ,  $n = 15$ ,  $p\text{-value} = 0.0336$  na hladině významnosti 0,05, jelikož lokality na výsypce vykazovaly vyšší abundance.

### 4.3.1 Doubravy

Na lokalitách zastupujících doubravy bylo celkem odchyceno sto patnáct jedinců čtyř druhů, z čehož dvacet osm jedinců tří druhů bylo zachyceno na území výsypky a osmdesát sedm jedinců čtyř druhů bylo zachyceno na kontrolních lokalitách v blízkosti Velké podkrušnohorské výsypky. Byly zde nalezeny druhy myšice lesní (81 ex.), myšice křovinná (25 ex.), norník rudý (8 ex.) a hraboš polní (1 ex.), který byl zachycen jen na kontrolní lokalitě Háj. Počty jedinců odchycených na lokalitách v jednotlivých letech jsou v tabulce 6. V roce 2013 bylo odchyceno osm jedinců dvou druhů – myšice lesní (7 ex.) a myšice křovinná (1 ex.). Následující rok bylo odchyceno padesát tři jedinců tří druhů – myšice lesní (36 ex.), myšice křovinná (13 ex.) a norník rudý (4 ex.). Poslední rok bylo odchyceno padesát čtyři jedinců čtyř druhů – myšice lesní (38 ex.), myšice křovinná (11 ex.), norník rudý (4 ex.) a hraboš polní (1 ex.).

Lokalitami s nejnižším množstvím odchycených jedinců byly Klondayk (6 ex.) a Klondayk javořina (10 ex.). Nejvíce jedinců bylo odchyceno na lokalitách Háj (40 ex.) a Vřesová (30 ex.). Nejnižší druhová bohatost byla na lokalitách Klondayk a Klondayk javořina, kde byla zaznamenána pouze myšice křovinná a myšice lesní. Naopak nejvyšší druhovou bohatost vykazovala lokalita Háj, kde byla odchycena myšice křovinná, myšice lesní, norník rudý a v jednom případě hraboš polní. Nejčastěji odchyceným druhem byla myšice křovinná (81 ex.) a nejméně odchyceným druhem pak hraboš polní, který byl chycen pouze jednou v roce 2015 na lokalitě Háj.

### Statistické zhodnocení

Hypotéza o rovnosti Shannon-Wienerova indexu diverzity (tab. 6) na doubravách výsypky a kontrolních doubravách nebyla zamítnuta při kritických hodnotách  $t = 1.696$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.1651$  na hladině významnosti 0,05. Hypotéza o rovnosti abundancí (tab. 6) nebyla při hodnotách testovacího kritéria  $t = -2.6412$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.05751$  zamítnuta na hladině významnosti 0,05. Jedinci odloveni na lokalitě Satr (břízy), která byla později nahrazena lokalitou Háj, byli při statistickém zpracování zahrnuti do lokality Háj.

### 4.3.2 Bory

Celkově na lokalitách zastupujících bory bylo odloveno sto dvacet devět jedinců šesti druhů, z toho čtyřicet jedinců pěti druhů bylo nalezeno na území výsypky a osmdesát devět jedinců pěti druhů bylo nalezeno na kontrolních lokalitách. Mezi nalezené druhy se řadila myšice lesní (48 ex.), myšice křovinná (38 ex.), norník rudý (32 ex.), hraboš polní (8 ex.),



hraboš mokřadní (2 ex.) a myš západoevropská (1 ex.). Druhově se území výsypky s kontrolními lokalitami lišilo o druh myš západoevropská, která byla zaznamenána pouze na území výsypky a to konkrétně na lokalitě Panské, a hraboš mokřadní, který byl zaznamenán pouze na kontrolní lokalitě Matyáš. Počty jedinců odchycených na lokalitách v jednotlivých letech jsou v tabulce 6. V roce 2013 bylo odchyceno třináct jedinců čtyř druhů – myšice křovinná (5 ex.), myšice lesní (5 ex.), norník rudý (2 ex.) a myš západoevropská (1 ex.). Následující rok bylo odchyceno šedesát pět jedinců čtyř druhů – myšice křovinná (27 ex.), myšice lesní (22 ex.), norník rudý (12 ex.) a hraboš polní (4 ex.). V posledním roce bylo odchyceno padesát jedna jedinců pěti druhů – myšice lesní (21 ex.), norník rudý (18 ex.), myšice křovinná (6 ex.), hraboš polní (4 ex.) a hraboš mokřadní (2 ex.).

Nejméně jedinců bylo odchyceno na lokalitách Klondayk (10 ex.) a Panské (13 ex.), naproti tomu nejvíce jedinců bylo odchyceno na lokalitě Vřesová (54 ex.). Lokality Klondayk, Panské a Vintířov byly lokalitami s nejnižší druhovou bohatostí, jelikož na nich byly zaznamenány tři druhy. Na všech třech místech byla zaznamenána myšice křovinná a myšice lesní, ale na lokalitě Klondayk byl navíc zaznamenán hraboš polní, na lokalitě Panské myš západoevropská a na lokalitě Vintířov norník rudý. Nejvyšší druhová bohatost byla opět zaznamenána shodně na třech lokalitách a to Matyáš, Vřesová a Křemenitá (mostek). Na všech třech lokalitách byla k nalezení myšice křovinná, myšice lesní a norník rudý, ale na lokalitách Vřesová a Křemenitá (mostek) byl nalezen navíc hraboš polní a na lokalitě Matyáš hraboš mokřadní. Nejčastěji odchyceným druhem byly myšice lesní (48 ex.) a myšice křovinná (38 ex.). Nejméně odchyceným druhem byla myš západoevropská, která byla odchycena pouze jednou v roce 2013 na lokalitě Panské, a hraboš mokřadní, který byl ve dvou exemplářích odchycen v roce 2015 na lokalitě Matyáš.

### **Statistické zhodnocení**

V rámci testování hypotézy o rovnosti Shannon-Wienerova indexu diverzity (tab. 6) na lokalitách výsypky a kontrolních lokalitách borových lesů, nebyla hypotéza zamítnuta na hladině významnosti při kritických hodnotách  $t = 2.2488$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.08777$ . Hypotéza o rovnosti abundancí (tab. 6) nebyla zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $t = -1.6514$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.174$  na hladině významnosti 0,05. Exemplář odchycený na lokalitě Křemenitá, která byla později nahrazena lokalitou Matyáš, byl pro vyhodnocování zahrnut k jedincům odchycených na lokalitě Matyáš.

### 4.3.3 Sukcesní lesy

V sukcesních lesích, které se nacházely pouze na území Velké podkrušnohorské výsypky, bylo celkem odloveno sedmdesát dva jedinců pěti druhů. Byla zde nalezena myšice křovinná (32 ex.), myšice lesní (19 ex.), norník rudý (12 ex.), hraboš polní (6 ex.) a hraboš mokřadní (3 ex.). Počty jedinců odchycených na lokalitách v jednotlivých letech jsou v tabulce 6. V roce 2013 bylo odchyceno dvanáct jedinců tří druhů – myšice křovinná (5 ex.), myšice lesní (4 ex.) a norník rudý (3 ex.). Následující rok bylo odchyceno čtyřicet dva jedinců pěti druhů – myšice křovinná (22 ex.), norník rudý (7 ex.), hraboš polní (6 ex.), myšice lesní (5 ex.) a hraboš mokřadní (2 ex.). V posledním roce bylo odloveno osmnáct jedinců čtyř druhů – myšice lesní (10 ex.), myšice křovinná (5 ex.), norník rudý (2 ex.) a hraboš mokřadní (1 ex.).

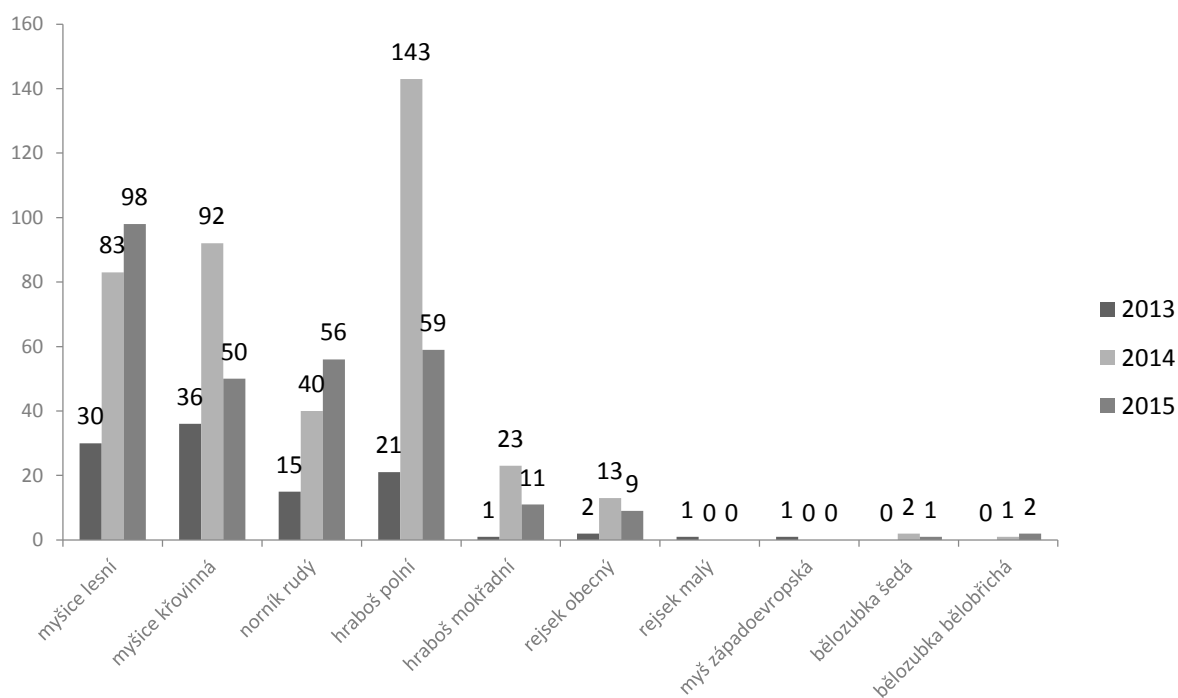
Lokalita si byly velice podobné jak v odchycených druzích, tak i v počtech jedinců (Klára 25 ex., Ježek 24 ex., Vintířov 23 ex.). Na všech třech lokalitách se shodně nacházela myšice křovinná, myšice lesní a norník rudý. Na lokalitě Vintířov a Klára byl odchycen také hraboš polní a lokalita Klára s nejvyšším počtem druhů (5) měla navíc i hraboše mokřadního. Nejčastěji odchyceným druhem byla myšice křovinná (32 ex.) a nejméně odchyceným druhem byl hraboš mokřadní, který se nacházel, jak bylo výše zmíněno, pouze na lokalitě Klára.

### Statistické zhodnocení

Jelikož lesy vzniklé postupnou sukcesí neměly kontrolní lokality mimo výsypku, byly porovnávány s lokalitami doubrav a borů na výsypce, které byly vytvořeny technickou rekultivací. Při porovnání Shannon-Wienerových indexů sukcesních lesů proti borům na výsypce nebyla hypotéza o rovnosti diverzit zamítnuta při kritických hodnotách  $t = 2.0784$ ,  $n = 4$ ,  $p\text{-value} = 0.1062$  na hladině významnosti 0,05. Naproti tomu hypotéza o rovnosti diverzit sukcesních lesů a doubrav na výsypce byla zamítnuta při kritických hodnotách  $t = 4.5966$ ,  $df = 4$ ,  $p\text{-value} = 0.01006$  na hladině významnosti 0,05. Hypotéza o rovnosti abundancí (tab. 6) sukcesních lesů a doubrav na výsypce byla zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $t = 7.9026$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.001387$  na hladině významnosti 0,05. Stejně tomu bylo i u porovnání abundancí sukcesních lesů s borovými lesy na výsypce, kdy byla hypotéza o rovnosti zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $t = 5.0596$ ,  $n = 6$ ,  $p\text{-value} = 0.007182$  na hladině významnosti 0,05. V případě všech tří zamítnutých hypotéz byly důvodem zamítnutí vyšší hodnoty diverzity či abundance sukcesních lesů.

#### 4.4 Celkové vyhodnocení

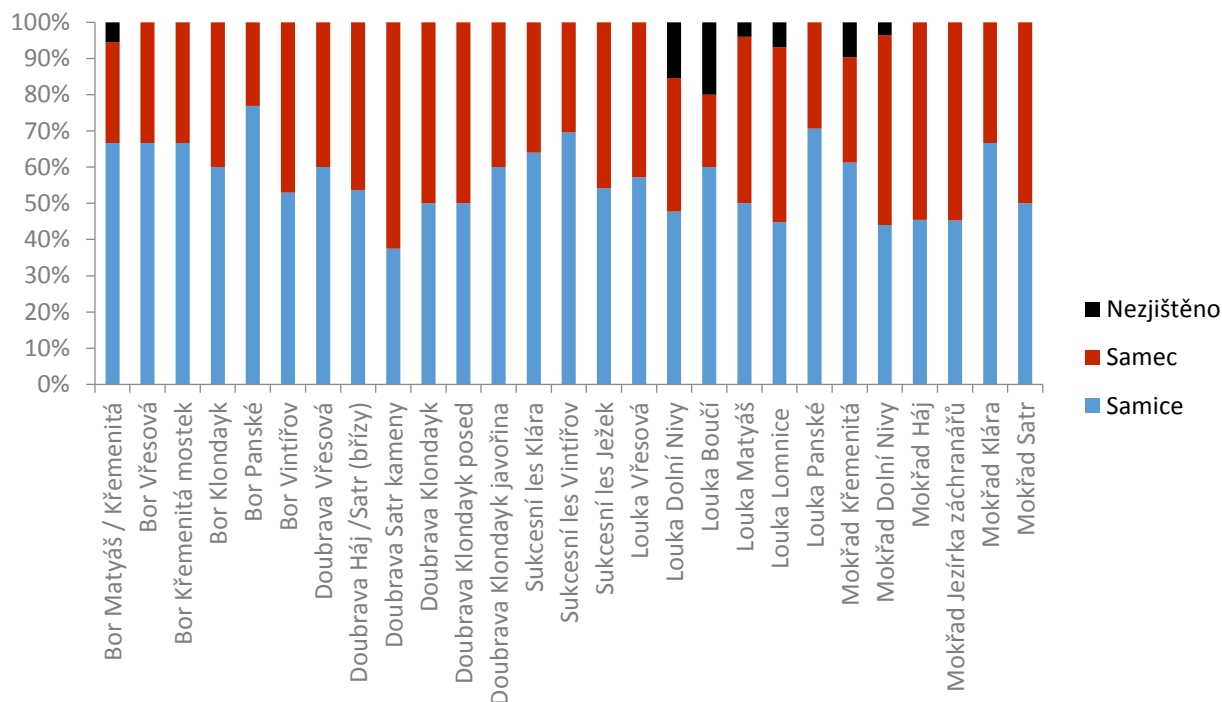
Za tři roky výzkumu bylo celkově odchyceno sedm set devadesát jedinců deseti druhů. Na lokalitách zastupujících výsytku bylo odchyceno čtyři sta jedenáct jedinců devíti druhů a na kontrolních lokalitách bylo odchyceno tři sta sedmdesát devět jedinců osmi druhů. V rámci celého zkoumaného území byli odchyceni zástupci druhů – hraboš polní (223 ex.), myšice lesní (211 ex.), myšice křovinná (178 ex.), norník rudý (111 ex.), hraboš mokřadní (35 ex.), rejsek obecný (24 ex.), bělozubka bělobřichá (3 ex.), bělozubka šedá (3 ex.), myš západoevropská (1 ex.) a rejsek malý (1 ex.). Myš západoevropská a rejsek malý byli odchyceni pouze na lokalitách výsytku, naproti tomu bělozubka šedá byla odchycena pouze na lokalitách kontrolních. V každém roce byli odchyceni zástupci osmi druhů, přičemž v roce 2013 bylo odchyceno sto sedm jedinců, v roce 2014 tři sta devadesát sedm jedinců a v roce 2015 dvě stě osmdesát šest jedinců. Počty jednotlivých druhů odchycených v jednotlivých letech jsou zobrazeny v grafu (obr. 11). Počty jedinců odchycených v rámci všech lokalit jsou zobrazeny v tabulce 7.



Obr. 11 – Zastoupení druhů odchycených na Sokolovsku v letech 2013–2015

Lokality s nejnižším odchyceným počtem jedinců byla louka Boučí (5 ex.), doubrava Klondayk (6 ex.) a louka Vřesová (7 ex.). Nejvíce jedinců bylo odchyceno na lokalitách louka Matyáš (124 ex.), mokřad Dolní Nivy (84 ex.) a louka Dolní Nivy (65 ex.).

Druhově nejbohatší lokality se shodně šesti druhy byly mokřady Křemenitá, Jezírka záchranářů, Klára a Satr. Druhově nejchudší byly dvě doubravy a dvě louky shodně se dvěma druhy a to doubrava Klondayk a Klondayk javořina a louky Panské a Lomnice. U jedinců bylo jakožto jeden z údajů zjišťováno pohlaví, z grafu (obr. 13) je zřejmé, že v poměru byly častěji odloveny samice nežli samci. Na některých lokalitách bylo značné působení predátorů, což zapříčinilo, že z některých jedinců zbyla pouze torza a nebylo u nich možné zjistit pohlaví.



Obr. 12 – Procentuální zastoupení samic a samců na jednotlivých lokalitách na Sokolovsku v letech 2013–2015

### Statistické zhodnocení

Celkové zhodnocení diverzity za užití Shannon-Wienerova indexu, kdy proti sobě bylo postaveno patnáct lokalit zastupujících výsypku a dvanáct lokalit zastupujících kontrolní lokality, vyšlo pozitivně ve prospěch hypotézy, že jsou si hodnoty diverzity rovny při kritických hodnotách  $t = 1.0062$ ,  $n = 27$ ,  $p\text{-value} = 0.3239$  a hladině významnosti 0,05. Při porovnání abundancí na těchto lokalitách nebyla hypotéza o rovnosti zamítnuta při hodnotách testovacího kritéria  $t = -0.35948$ ,  $n = 27$ ,  $p\text{-value} = 0.7223$  na hladině významnosti 0,05.

## 5. DISKUZE

### 5.1 Louky

Luční biotopy a diverzitu drobných zemních savců vyskytujících se na tomto biotopu mohou ovlivnit různé faktory. Ať už jde o samotný management prováděný na těchto lokalitách či extrémy v počasí. Dle Vlasáka (1985) je faktorem ovlivňujícím populační dynamiku drobných zemních savců také počasí, kdy nestejněměrné roční rozložení dešťových srážek může ovlivnit rozmnožování savců, přičemž některé druhy na období sucha reagují zvýšenou prenatalní mortalitou či zastavením rozmnožování. V případě druhého extrému, kdy dochází k nadměrnému podmáčení nebo zaplavení terénu způsobeného nadměrnými dešťovými srážkami, může dojít k migraci dospělců. V rámci tříletého výzkumu jsme se setkali s oběma extrémy. V roce 2013 byly vysoce nadprůměrné srážky hlavně v době jarního odchyty a během podzimních odchytů byly srážky lehce nadprůměrné. Také teploty byly převážně v zimních měsících mírné a přes léto pak průměrné. V roce 2014 byly srážky opět nadprůměrné, ale ne v takové míře jako v roce 2013, zatímco celoročně byla teplota spíše nadprůměrná. Obzvláště v jarních měsících. Poslední rok nebyl, co se týče srážek, tolik extrémní a srážkový úhrn byl spíše průměrný až podprůměrný. Extrémů však dosahovaly teploty, které byly po celý rok lehce nadprůměrné a během letních měsíců vysoce nadprůměrné (ČHMÚ, 2016). Právě v roce 2013 byla většina lučních lokalit podmáčených a v případě louky Lomnice se na lokalitě voda držela z důvodu jejího rovinného charakteru. To mohlo zapříčinit nízkou abundanci i druhové složení odlovených jedinců lučního biotopu, kdy byl víceméně veškerý materiál získán na jediné louce (Matyáš 18 jedinců z 25). Naproti tomu měla mírná zima a nadprůměrné teploty převážně v jarních měsících za příčinu velký nárůst odlovených jedinců v následujícím roce a to nejen na lučních lokalitách, kde byl zaznamenán i druhový nárůst. V posledním roce pak došlo opět k poklesu odlovených jedinců skoro na polovinu úlovku z roku 2013. Sice byly srážky v porovnání obou let velice podobné, ale vzhledem k vyšším teplotám byla snížena vlhkost prostředí. Se stejnými problémy s následky extrémů počasí setkal i Cudlín et al. (2009).

Výrazným faktorem, který negativně ovlivňuje druhovou diverzitu i početnost na lučním biotopu, je samotný management lokalit. Tento názor potvrdil i Cudlín (2012), kdy ve své práci porovnával plochy Sokolovska a Třeboňska a na plochách s intenzivním managementem či pastvou hospodářských zvířat zachytil nízké diverzity drobných zemních savců. K podobným výsledkům dospěl i v dalším výzkumu (Cudlín et al., 2009). Na lokalitách Panské, Lomnice, Vřesová byl prováděn pravidelný management v podobě

sečení a po většinu času byl porost udržován nízký. Na lokalitě Dolní Nivy a Boučí byla aplikována pastva s kombinací se sečením, ale v případě lokality Dolní Nivy byl udržován porost vyšší. Právě tyto lokality vykazovaly nízké druhové zastoupení, kdy lokality Lomnice a Panské měly zástupce pouze dvou druhů (průměr 3 až 4 druhy) a Boučí tři druhy. Na lokalitách Dolní Nivy a Vřesová bylo zjištěno druhů pět, ale v případě louky Vřesová šlo o velice nízkou početnost jedinců (7). Právě v početnosti se tyto lokality značně lišily. Zatímco louka Matyáš měla nejvyšší početnost ze všech lokalit nejen lučního biotopu, louka Boučí se vyskytovala na druhé straně spektra s nejnižší početností ze všech lokalit. Právě výška porostu se značně podepisovala na množství odchycených jedinců. Louka Matyáš byla udržována s vyšším porostem, stejně tomu bylo na louce Dolní Nivy, která měla třetí nejvyšší početnost jedinců ze všech lokalit. Louka Lomnice měla průměrný počet odlovených jedinců (29). Lokalita Panské, kde se udržoval velice nízký porost, byla podprůměrná (17), ale počet odlovených jedinců zvyšovalo umístění linie v nevysečených místech lokality.

V případě hodnot Shannon-Wienerova indexu diverzity měly louky spíše nižší hodnoty diverzity v porovnání s ostatními lokalitami, například na louce Matyáš byla zjištěna třetí nejnižší hodnota ze všech lokalit (nižší index diverzity měly už pouze lokality doubrava Klondayk a louka Lomnice). Přesto na louce Vřesové vyšla druhá nejvyšší hodnota diverzity. Tento jev byl zapříčiněn tím, že na lokalitě Vřesová byl sice zaznamenán nízký počet jedinců, ale vysoký počet druhů, zatímco na louce Matyáš byl se stejným počtem druhů zaznamenán vysoký počet jedinců převážně jednoho druhu a to hraboše polního. Právě hraboš polní tvořil 83 % všech ulovených jedinců na lučním biotopu. Je to dáno tím, že je jedním z nejhojnějších druhů drobných savců na území České republiky a nejvyšší početnosti vykazuje právě na polích a loukách (Pelikán et al. 1979; Zejda et al. 2002).

## **5.2 Mokřady**

Již v rámci hodnocení bakalářské práce Červená (2014), byla zjištěna nejvyšší diverzita, právě na mokřadním biotopu a ani po dvou letech návazného výzkumu se tento stav nezměnil. Mokřadní lokality opět vykazovaly nejvyšší diverzitu, přičemž se pět mokřadních lokalit umístilo na prvních místech s nejvyšším Shannon-Wienerovým indexem diverzity, kdy průměrná hodnota tohoto indexu pro lokality byla 0,976. Mokřadní lokality měly tuto hodnotu vysoce nadprůměrnou (např. mokřad Jezírka záchranářů – 1,563). Také počet druhů byl na mokřadech vysoký a na čtyřech ze šesti mokřadních lokalit byl zjištěn nejvyšší počet druhů. V abundanci drobných savců se mokřadní lokality spíše na hraně průměrných (30 jedinců na

lokalitu), kdy měl například mokřad v Dolních Nivách osmdesát čtyři jedinců, ale již druhý nejpočetnější mokřad měl pouze čtyřicet dva jedinců.

Výjimkou byl mokřad Háj, který byl obklopen zemědělsky obhospodařovanými plochami. Tento mokřad měl hodnotu Shannon-Wienerova indexu mírně podprůměrnou (0,86), a v počtech druhů byl spíše slabě podprůměrný. Na této lokalitě byly zjištěny tři druhy, přičemž se průměr pro lokality pohyboval mezi třemi až čtyřmi druhy. Bylo zde odloveno pouze deset jedinců (průměrná hodnota 30 jedinců/lokalita). Schweiger et al. (2000) také uvádí, že se na diverzitě drobných savců může podepsat samotné druhové složení vegetačního pokryvu, kdy změna v jeho druhovém složení může vyvolat i změnu v druhovém složení drobných savců. Právě na této lokalitě proběhla značná změna vegetačního pokryvu, během níž docházelo k postupnému zarůstání prameniště, a byly zde zaznamenány vyšší početnosti drobných savců při nižších pokryvech bylinného patra.

Podobných výsledků na výsypkách (Cudlín 2012; Miklas 2009; Charvátová 2011) i mimo plochy výsypek (Bejček & Šťastný 2000; Hlôška et al. 2008) dosáhly i jiné výzkumy. Je to zapříčiněno jak samotnou preferencí vlhčích lokalit drobnými zemními savci (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012), tak i faktem, že mokřadní lokality nabízejí škálu různorodých podmínek, v nichž nalezneme plochy zastupující travinné, mokřadní i lesní biotopy.

Nejvyšších početností na mokřadních lokalitách vykazovaly druhy myšice křovinná, myšice lesní a norník rudý, přičemž myšice křovinná (64) a lesní (61) vykazovaly podobné početnosti. Přestože se myšice křovinná vyhýbá místům s vysokým zastoupením myšice lesní (Reichholf, 2006), objevovaly se i lokality, kde byly tyto dva druhy zastíženy v podobném poměru. Jak již ale bylo uvedeno, mokřadní lokality nabízejí různou škálu stanovištních podmínek, kde může myšice křovinná obývat části mokřadů s preferovanými otevřenými plochami (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979) a myšice lesní se zdržovat v částech se souvislejším lesním porostem a nižším zastoupením bylinného patra (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012; Zejda et al. 2002). Výjimkou byla mokřadní lokalita Dolní Nivy, která měla celou plochu umístěnou v souvislém lesním porostu, a přesto se zde vyskytovaly oba druhy myšic, třebaže v tomto případě myšice lesní vykazovala vyšší počty než myšice křovinná, která zde byla spíše doplňkovým druhem.

Norník rudý se vyznačuje preferencí především lesních biotopů s pestrou dřevinnou skladbou a rozvinutým bylinným patrem (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012; Zejda et al. 2002), což bylo dokázáno i během našeho tříletého výzkumu, kdy nejvyšší početnosti vykazoval právě na lokalitě Dolní Nivy, která tyto podmínky splňuje.

Vyšší početnost se zaznamenala i na lokalitě Křemenitá, která byla rovněž umístěna spíše v lesním porostu. Na ostatních lokalitách nebylo jeho zastoupení tolik výrazné.

O hrabošovi mokřadním je známo, že jeho výskyt je vázán na vlhká stanoviště s hustším pokryvem bylinné a travinné vegetace (Anděra & Gaisler, 2012), kde právě nekosené bylinné patro je hlavním faktorem jeho výskytu, jelikož zde nachází vhodné mikroklimatické podmínky a úkryt před dravci (Anděra & Horáček 2005; Zejda et al. 2002). Nejúspěšnější plochou pro tyto podmínky byla lokalita Jezírka záchranářů, která se vyznačovala dlouhodobě vysokým porostem travinných druhů a rozsáhlým porostem rákosin a také hlavně nejvyšším počtem odchycených jedinců tohoto druhu.

### 5.3 Lesy

Nejvyšší zastoupení na lesních lokalitách měla myšice lesní. Tento výsledek není překvapivý, obzvláště vzhledem k faktu, že myšice lesní preferuje lesy listnaté a smíšené, méně pak smrkové a borové porosty. Důležitým předpokladem pro její výskyt je preference chudších bylinných porostů či celková absence těchto porostů (Anděra & Horáček 2005; Anděra & Gaisler 2012; Zejda et al. 2002). Naproti tomu myšice křovinná, u které byla zaznamenána druhá nejvyšší početnost, preferuje spíše otevřenější biotopy a hojně se vyskytuje ve smrkových monokulturách, borových lesích a listnatých lesích s dřevinami s drobnými semeny (Anděra & Gaisler 2012; Pelikán et al. 1979). Většina lokalit měla mozaikovitý charakter bylinného patra, v němž se nacházela místa s různě vyvinutým porostem. Myšice lesní dominovala na všech plochách doubrav a na plochách kontrolních borů, neboť právě doubravy se vyznačovaly značnou mozaikovitostí bylinného patra, v němž byly velké části lokality bez porostu. V případě vzrostlých borů mimo výsypku sice nebyla absence bylinného patra tak rozsáhlá jako v případě doubrav, přesto bylo bylinné patro značně chudé. Na druhé straně, jedním z biotopů, na kterém dominovala myšice křovinná, byly sukcesní lesy. Zapříčinila to rozvolněnost těchto biotopů a důsledkem toho i značně vyvinutější a bohatší bylinné patro. Dále měla myšice křovinná vyšší zastoupení jedinců na technicky rekultivovaných borech na výsypce. To zapříčinila převážně výška porostu, kdy byly linie na boru Panské vedeny při okrajích nízkého a neprostupného porostu. Na boru Klondayk bylo zachyceno málo jedinců (dvě myšice lesní a čtyři myšice křovinné), takže nedokážeme říct, zdali je tato lokalita jedním z těchto druhů preferovanější. Třetím kontrolním borem byl bor Vintířov. Zde byly počty myšice křovinné a myšice lesní vyrovnanější, což bylo zapříčiněno vedením jedné linie v rozvolněnějším porostu s bylinným patrem a druhé linie v hustším porostu s absencí bylinného patra. Tyto dva druhy myšic



tvořily 77 % všech ulovených jedinců na lesních biotopech. Třetím výrazným lesním druhem byl norník rudý, který tvořil 16 % úlovků na daném biotopu. Tento druh obývá lesní komplexy převážně listnatých a smíšených lesů s pestrou dřevinnou skladbou a bohatým bylinným patrem (Anděra & Horáček 2005; Zejda et al. 2002). To se potvrdilo i v rámci našeho výzkumu. Norník rudý se vyskytoval na všech lokalitách sukcesních lesů, kde byl porost smíšeného lesa a bohaté bylinné patro. Na lokalitách zastupujících borové porosty se vyskytoval zejména na kontrolních lokalitách, kde byl dřevinný porost vysoký se značným zastoupením náletu, což zvyšovalo pestrost dřevinného porostu. Na doubravách se opět vyskytoval spíše na kontrolních lokalitách, které nabízely různorodější dřevinný porost.

V porovnání počtu druhů byly v rámci všech lokalit ty lesní spíše průměrné až podprůměrné. Průměrné a nadprůměrné počty druhů vykazovaly především sukcesní lesy. Borové lesy a doubravy se navzájem v malé míře lišily, přičemž kontrolní bory měly vyšší počet druhů (4) než bory vzniklé technickou rekultivací na výsypce (3). Stejně tomu bylo u doubrav, které také měly vyšší druhové zastoupení spíše na lokalitách kontrolních (3–4) nežli na lokalitách vzniklých technickou rekultivací (2–3). V porovnání počtu odlovených jedinců se všemi lokalitami se pouze tři lokality lesního biotopu nacházely nad průměrem (bor Vřesová, doubrava Vřesová a Háj), sukcesní lesy byly lehce podprůměrné a ostatní lokality pak silně pod průměrem. V rámci porovnání diverzity na základě Shannon-Wienerova indexu měly lokality sukcesních lesů nadprůměrné hodnoty. Nad průměrem se také ocitly kontrolní lokality borů a bor Klondayk, vzniklé technickou rekultivací. Na druhou stranu všechny lokality zastupující doubravy byly podprůměrné spolu se dvěma lokalitami zastupujícími technicky rekultivované bory.

Dobré výsledky vykazovaly sukcesní lesy, které se ukázaly jako značně stabilní s podobným druhovým zastoupením a početností odlovených jedinců. O sukcesních lesích se uvádí, že mají oproti rekultivovaným plochám zhruba dvakrát větší druhové bohatství (Prach, 2006), což bylo v našem případě potvrzeno. Podobné výsledky na sukcesních lesích měla i Charvátová (2011). Ve stejné práci také byla zjištěna nízká diverzita i početnost na rekultivovaných borových porostech. Také Miklas (2009) při svém výzkumu došel k výsledkům nižších diverzit na nově vzniklých porostech oproti starším porostům.

#### **5.4 Diverzita drobných savců na výsypce a mimo ni**

Z celkového počtu sedm set devadesáti jedinců bylo na území Velké podkrušnohorské výsypky odchyceno čtyři sta jedenáct jedinců devíti druhů a na kontrolních lokalitách v blízkosti výsypky bylo odchyceno tři sta sedmdesát devět jedinců osmi druhů. Je zřejmé, že se druhově a počtem jedinců výsypka a její okolí neliší, což bylo statisticky prokázáno. Z výsledků je také zřejmé, že jednotlivé druhy neupřednostňovaly pouze lokality výsypky nebo kontrolní lokality. Výjimkou byla pouze myšice lesní, která se ve větší početnosti vyskytovala spíše na kontrolních lokalitách než na lokalitách výsypky. To mohlo být způsobeno charakterem některých lokalit, zvláště technicky rekultivovaných borů a sukcesních lesů, kterým dávala kvůli jejich otevřenosti přednost hlavně myšice křovinná. V porovnání počtu druhů záleželo převážně na charakteru biotopu, kdy byla většina doubrav spolu s loukami s intenzivním managementem silně podprůměrná. Naproti tomu měla většina mokřadů nadprůměrné výsledky. Stejně tak v porovnání abundancí záleželo spíše na charakteru samotné lokality, nežli na jejím umístění na výsypce či mimo ni.

## 6. ZÁVĚR

Mezi lety 2013–2015 proběhlo sledování diverzity na vybraných biotopech Velké podkrušnohorské výsypky a jejího okolí. Na lokalitách vybraných biotopů (mokřadní, luční a lesní - doubravy, bory, sukcesní lesy) bylo během tří let odchyceno sedm set devadesát jedinců. Patřili mezi ně zástupci řádu hmyzožravců – bělozubka bělobřichá, bělozubka šedá, rejsek malý, rejsek obecný – a zástupci řádu hlodavců – hraboš polní, hraboš mokřadní, myš západoevropská, myšice křovinná, myšice lesní a norník rudý. Na území Velké podkrušnohorské výsypky bylo odchyceno čtyři sta jedenáct jedinců spadajících do devíti druhů a na kontrolních lokalitách v blízkosti výsypky bylo odchyceno tři sta sedmdesát devět jedinců osmi druhů. Na základě celkového statistického testování nebyla prokázána odlišnost v abundancích a diverzitách lokalit na výsypce s kontrolními lokalitami.

Nejvyšší diverzitu vykazovaly jak na základě Shannon-Wienerova indexu diverzity, tak i na základě počtů druhů mokřadní lokality. Výjimkou byla pouze jedna kontrolní mokřadní lokalita, která i tak ve srovnání s ostatními lokalitami byla jen lehce podprůměrná. Co se abundance týče, byla nejvyšší zaznamenána na louce Matyáš, která byla umístěna na výsypce a svou abundancí vysoce předčila ostatní lokality (průměrný počet jedinců na lokalitu byl 29 jedinců, na Matyáši bylo odchyceno 124 jedinců).

V rámci hodnocení jednotlivých biotopů byla prokázána rovnost diverzit na základě Shannon-Wienerova indexu diverzity na všech typech těchto biotopů. Rovnost abundancí nebyla prokázána pouze v rámci porovnávání lesů na výsypce s kontrolními lesními lokalitami, jinak byla rovnost abundancí prokázána na všech ostatních typech biotopů.

V rámci diplomové práce byly porovnány lokality vzniklé řízenou sukcesí s borovými lesy a doubravami vzniklými technickou rekultivací. V tomto případě byla prokázána pouze rovnost mezi diverzitami technicky rekultivovaných borů a sukcesních lesů. Naproti tomu nebyla prokázána rovnost abundancí sukcesních lesů a borových lesů, abundance doubrav a sukcesních lesů, ani diverzita doubrav a sukcesních lesů. Ve všech třech případech to bylo způsobeno vyššími hodnotami abundance a diverzity u sukcesních lesů.

Z výsledků vyplývá důležitost hydrických rekultivací a zapojení řízených sukcesí do procesu rekultivace území postiženého těžbou nerostných surovin. Nejenže se tyto dva druhy biotopů značně podílejí na diverzitě samotného území, ale mají i nedocenitelnou stabilizační schopnost. Z výsledků také vyplývá, že krajina narušená těžbou se za dobu 20 let s ohledem na společenstvo drobných savců vyrovná krajině mimo výsypku.

## 7. LITERATURA

- Anděra, M. & Gaisler, J., 2012. *Savci České republiky*, Praha: Academia.
- Anděra, M. & Horáček, I., 2005. *Poznáváme naše savce* 2. vyd., Praha: Sobotáles.
- Baláž, I. et al., 2013. *Hlodavce a hmyzožravce Slovenska*, Nitra: Univerzita Konštantína filofa v Nitre. Available at: [https://www.researchgate.net/profile/Tomas\\_Veselovsky/publication/260328142\\_Hlodavce\\_a\\_hmyzoravce\\_Slovenska/links/0c960530caa715b836000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Tomas_Veselovsky/publication/260328142_Hlodavce_a_hmyzoravce_Slovenska/links/0c960530caa715b836000000.pdf).
- Bartošová, M., 2014. *Vodní bezobratlí postindustriálních stanovišť - výsypky Sokolovské uhelné pánve*. Masarykova univerzita Brno. Available at: [http://is.muni.cz/th/394075/prif\\_b/Vodni\\_bezobratli\\_postindustrialnich\\_stanovist\\_-\\_vysypky\\_Sokolovske\\_uhelne\\_panve.pdf](http://is.muni.cz/th/394075/prif_b/Vodni_bezobratli_postindustrialnich_stanovist_-_vysypky_Sokolovske_uhelne_panve.pdf) [Viděno duben 12, 2016].
- Bejček, V., 1983. *Sukcese a produktivita drobných zemních savců na výsypkách v Mostecké pánvi*, Praha: Academia.
- Bejček, V. & Šťastný, K., 2000. Využití populací a společenstev ptáků a savců pro hodnocení stavu prostředí v oblastech postižených povrchovou těžbou hnědého uhlí. *IUAPPA*, s.25–28. Available at: [http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A\\_09.pdf](http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A_09.pdf) [Viděno duben 12, 2016].
- Bridišová, Z. & Baláž, I., 2007. *Apodemus flavicollis* a *Clethrionomys glareolus* v lesných ekosystémoch nitrianskej pahorkatiny. 8. *vedecká konferencia doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov*, s.8. Available at: [http://www.kee.fpv.ukf.sk/old/pages/ib/ib\\_pub/17\\_Bridisova\\_Balaz\\_2007.pdf](http://www.kee.fpv.ukf.sk/old/pages/ib/ib_pub/17_Bridisova_Balaz_2007.pdf) [Viděno duben 15, 2016].
- Cudlín, O., 2012. Drobní zemní savci na Sokolovsku a Třeboňsku. *Workshop on biodiversity, Jevany*, s.37 – 48. Available at: [https://home.czu.cz/storage/Jevany\\_2012.pdf#page=40](https://home.czu.cz/storage/Jevany_2012.pdf#page=40) [Viděno duben 12, 2016].
- Cudlín, O. et al., 2009. Potravní preference hrabošů a biodiverzita drobných zemních savců na vlhkých orchidejových loukách (Rodentia: Arvicolinae). *Lynx*, 40, s.15–27. Available at: [https://www.researchgate.net/profile/Ondrej\\_Cudlin/publication/256460210\\_Potravn\\_preferencce\\_hrabo\\_a\\_biodiverzita\\_drobnch\\_zemnych\\_savc\\_na\\_vlhkch\\_orchidejovch\\_loukach\\_\(Rodentia\\_Arvicolinae\)/links/0deec522d754f3b53e000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Ondrej_Cudlin/publication/256460210_Potravn_preferencce_hrabo_a_biodiverzita_drobnch_zemnych_savc_na_vlhkch_orchidejovch_loukach_(Rodentia_Arvicolinae)/links/0deec522d754f3b53e000000.pdf) [Viděno duben 14, 2016].
- Červená, L., 2014. *Biodiverzita drobných zemních savců v bezlesích biotopech na Sokolovsku*. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- ČHMÚ, 2016. Český hydrometeorologický ústav. Available at: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data>.
- Dmitrijev, J., 1987. *Savci*, Praha: Lidové nakladatelství.
- Dobroruka, L.J., 2004. *Savci Evropy a středomoří*, Praha: Aventium.
- Dykyjová, D., 1989. *Metody studia ekosystémů* 1. vydání., Praha: Academia.
- Frouz, J., 2011. Rozvoj půd jako základní předpoklad obnovy ekosystémových služeb na těžce disturbovaných plochách. *Acta Enviromentalica universitatis comeniana*, 19,

- s.66–70. Available at:  
[http://staryweb.fns.uniba.sk/fileadmin/user\\_upload/editors/actaenvi/ActaEnvi\\_2011\\_Suppl/12\\_Frouz.pdf](http://staryweb.fns.uniba.sk/fileadmin/user_upload/editors/actaenvi/ActaEnvi_2011_Suppl/12_Frouz.pdf) [Viděno duben 12, 2016].
- Frouz, J. et al., 2007. *Tvorba nové krajiny na sokolovsku*, Sokolov: Sokolovská uhelná. Available at:  
[http://www.suas.cz/uploads/110170487247b2c8037de4b\\_07162\\_brozura\\_eko\\_su\\_mail.pdf](http://www.suas.cz/uploads/110170487247b2c8037de4b_07162_brozura_eko_su_mail.pdf) [Viděno duben 17, 2016].
- Gross, J., 2005. Domestic rare forest tree species - help to the processing industry? *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 51(517), s.312–317. Available at:  
<http://agriculturejournals.cz/publicFiles/55245.pdf> [Viděno duben 12, 2016].
- Hendrychová, M., Šálek, M. & Řehoř, M., 2009. Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia*, 45, s.177–189. Available at:  
[http://www.cso.cz/wpimages/video/sylvia45\\_11Hendrychova.pdf](http://www.cso.cz/wpimages/video/sylvia45_11Hendrychova.pdf) [Viděno duben 12, 2016].
- Hlôška, L., Chovancová, B. & Šoltéssová, A., 2008. Sukcesia drobných zemných cicavcov (insectivora, rodentia) na pokalamitných plochách TANAP-u. *Pokalamitný výskum v TANAP-e*, s.84–96. Available at:  
[http://www.wolf.sk/files/dokumenty/Hloska\\_pokalamitny\\_vyskum\\_cicavce\\_2008.pdf](http://www.wolf.sk/files/dokumenty/Hloska_pokalamitny_vyskum_cicavce_2008.pdf) [Viděno duben 18, 2016].
- Charvátová, P., 2011. *Biodiverzita a populační dynamika drobných zemních savců na několika typech rekultivací na Velké podkrušnohorské výsypce*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Jarkovský, J., Littnerová, S. & Dušek, L., 2012. *Statistické hodnocení biodiverzity* 1. vyd., Brno: Akademické nakladatelství CERM. Available at:  
<https://www.iba.muni.cz/res/file/ucebnice/jarkovsky-statisticke-hodnoceni-biodiverzity.pdf> [Viděno duben 19, 2016].
- Kirkland, G.L., Krim, P.M. & Klinedinst, C.A., 1990. *Proposed standard protocol for pitfall sampling of small mammals*,
- Klaczalová, M., 2008. *Drobní zemní savci hospodářských lesních porostů Jeseníků*. Mendlova zemědělská a lesnická univerzita v Brně.
- Komendová, B., 2012. *Biodiverzita drobných zemních savců na loukách s odlišným typem managementu a vodního režimu na Třeboňsku*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Available at:  
[http://theses.cz/id/dq8562/Biodiverzita\\_drobnch\\_zemnich\\_savc\\_na\\_loukach\\_s\\_odlinm\\_ty\\_pem.pdf](http://theses.cz/id/dq8562/Biodiverzita_drobnch_zemnich_savc_na_loukach_s_odlinm_ty_pem.pdf) [Viděno duben 15, 2016].
- Kráska, P., 2012. Vegetace mokřadů jižního obvodu velké podkrušnohorské výsypky. *Sborník muzea Karlovarského kraje*, 20, s.195 – 230.
- Kratochvíl, J. & Gaisler, J., 1964. Vliv návnady na složení úlovku drobných savců při ekologických a populačně dynamických výzkumech. *Zoologické listy*, 13(4), s.289–294.
- Krebs, C.J., 1999. *Ecological Methodology* 2. vyd., Benjamin/Cummings.
- Kupka, I. & Dimitrovsky, K., 2011. Výsledky testování vybraných dřevin pro lesnické rekultivace na Sokolovsku. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56, s.52 – 56. Available at:  
[http://www.vulhm.cz/sites/File/vydavatelska\\_cinnost/zpravy\\_lesnickeho\\_vyzkumu/Speci](http://www.vulhm.cz/sites/File/vydavatelska_cinnost/zpravy_lesnickeho_vyzkumu/Speci)

- al\_2011.pdf#page=54 [Viděno duben 12, 2016].
- Kuráž, V. et al., 2003. Fyzikální vlastnosti výsypek v podmínkách primární sukcese. *Hydrologie půdy v malém povodí*, s.49 – 54. Available at: [https://www.researchgate.net/profile/Miloslav\\_Sir/publication/40298775\\_Hydrologie\\_pdy\\_v\\_malm\\_povod\\_2003/links/54102d600cf2d8daaad1bf3f.pdf#page=59](https://www.researchgate.net/profile/Miloslav_Sir/publication/40298775_Hydrologie_pdy_v_malm_povod_2003/links/54102d600cf2d8daaad1bf3f.pdf#page=59) [Viděno duben 12, 2016].
- Lipský, Z., 2007. Rekultivace Kopistské výsypky: vznik regionálního biocentra v devastované krajině. *Ekologie krajiny v ČR - Těžba nerostných surovin a ochrana přírody*, s.118–127. Available at: [http://investor.kr-ustecky.cz/reregions-mezinarodni\\_konference\\_most/C3B03TCZ.PDF](http://investor.kr-ustecky.cz/reregions-mezinarodni_konference_most/C3B03TCZ.PDF) [Viděno duben 12, 2016].
- Losos, B., 1992. *Cvičení z ekologie živočichů* Vyd. 1., Brno: Masarykova univerzita.
- Málková, L., 2011. *Porovnání diverzity spontánně zarostlých a technicky rekultivovaných výsypek na Mostecku*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Available at: [http://botanika.prf.jcu.cz/thesis/pdf/MalkovaL\\_Mgr11.pdf](http://botanika.prf.jcu.cz/thesis/pdf/MalkovaL_Mgr11.pdf) [Viděno duben 12, 2016].
- Matoušů, A., 2007. *Vliv kosení a mulčování na rozvoj luční vegetace na výsypkách s introdukovanými monolity luční půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Available at: [http://theses.cz/id/3avign/downloadPraceContent\\_adipIdno\\_3998](http://theses.cz/id/3avign/downloadPraceContent_adipIdno_3998) [Viděno duben 17, 2016].
- Miklas, B., 2009. *Vliv způsobu rekultivace ploch po povrchové těžbě na biodiverzitu – modelová skupina drobní savci*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Pecharová, E., Procházka, J. & Wotavová, K., 2004. Obnova funkcí krajiny po těžbě hnědého uhlí. *Život. Prostr.*, 38(3), s.151–155. Available at: [http://147.213.211.222/sites/default/files/2004\\_3\\_151\\_155\\_pecharova.pdf](http://147.213.211.222/sites/default/files/2004_3_151_155_pecharova.pdf) [Viděno duben 12, 2016].
- Pecharová, E., Wotavová, K. & Sýkorová, Z., 2000. *Perspektiva vegetace výsypkových lokalit Sokolovska.*
- Pelikán, J., 1970. Quadrat size and density estimates of small mammals. *Zoologické listy*, 20, s.139–152.
- Pelikán, J., Gaisler, J. & Rödl, P., 1979. *Naši savci*, Praha: Academia.
- Pelikán, J., Zejda, J. & Holišová, V., 1977. Efficiency of different traps in catching small mammals. *Zoologické listy*, 26(1), s.1–13.
- Pokorný, E., Filip, J. & Láznička, V., 2001. *Rekultivace*, Brno: Mendělova zemědělská a lesnická univerzita.
- Prach, K., 2006. Příroda pracuje zadarmo: technická, nebo přírodní rekultivace? *Vesmír*, 85. Available at: [http://media.rozhlas.cz/leonardo/veda/\\_binary/00505973.pdf](http://media.rozhlas.cz/leonardo/veda/_binary/00505973.pdf) [Viděno duben 17, 2016].
- R Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Available at: <https://www.r-project.org/>.
- Reichholf, J., 2006. *Savci*, Praha: Knižní klub.
- Řehounek, J. et al. ed., 2015. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi 2. vyd.*, České Budějovice: Calla.

- Schweiger, E.W. et al., 2000. The interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. *Ecological Monographs*, 70(3), s.383–400. Available at: [http://doi.wiley.com/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0383:TIOHFP\]2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1890/0012-9615(2000)070[0383:TIOHFP]2.0.CO;2) [Viděno duben 18, 2016].
- Smolík, D., 2004. Ostravsko-karvinský region a jeho ekologicko-ekonomické problémy obnovy poškozené krajiny. In *Ekonomické, ekologické a sociální aspekty transkormačních procesů průmyslových regionů v integrující evropě*. Ostrava: VŠB-TU Ostrava, s. 107–122.
- Stanko, M., Močanský, L. & Fričová, J., 2010. Společenstva drobných cicavců (Eulipotyphla, rodentia) aluvií středního poiplia (Lučenská a Ipelská kotlina. *Ochrana přírody*, 26, s.43–52.
- Šmolík, L., 2014. *Biodiverzita drobných zemních savců v lesních biotopech na Sokolovsku*. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Štýs, S., 1981. *Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin*, Praha: Nakladatelství technické literatury.
- Turcek, F.J., 1955. Doplnkyk ekologickej analyze populacie vtakov a cicavcov prirodzeného lasa na polane.(Slovensko). *Lesnícký sborník, Bratislava*, 1, s.23–44.
- Vlasák, P., 1985. *Ekologie savců* 1. vyd., Praha: Academia.
- Vráblík, J., Farský, M. & Zahálka, J., 2012. K metodice sociálně-ekonomické revitalizace antropogenně postižené krajiny. *Životné prostredie*, 5, s.237 – 241. Available at: [http://147.213.211.222/sites/default/files/2012\\_5\\_237\\_241\\_vrablikova.pdf](http://147.213.211.222/sites/default/files/2012_5_237_241_vrablikova.pdf) [Viděno duben 12, 2016].
- Vráblík, P. & Vráblíková, J., 2003. Poznatky ze sledování mikroklimatu na výsypkách. *Seminář „Mikroklima porostů“*, s.142–144. Available at: <http://www.cbks.cz/sbornik03/prispevky/Vrablik.pdf> [Viděno duben 12, 2016].
- Vráblík, P. & Vráblíková, J., 2001. Výsledky sledování mikroklimatu na antropogenních půdách. *Extrémy prostredia - limitujúce faktory bioklimatologických procesov*, s.93–97. Available at: [http://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:YdOfdwU1KZAJ:scholar.google.com/+v%C3%BDsypka+mikroklima&hl=cs&as\\_sdt=0,5](http://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:YdOfdwU1KZAJ:scholar.google.com/+v%C3%BDsypka+mikroklima&hl=cs&as_sdt=0,5).
- Vráblíková, J., 2010. Rekultivace území po těžbě uhlí na příkladu severních Čech. *Životní Prostředí*, 44(1), s.24–29. Available at: [http://147.213.211.222/sites/default/files/2010\\_1\\_024\\_029\\_vrablikova.pdf](http://147.213.211.222/sites/default/files/2010_1_024_029_vrablikova.pdf) [Viděno duben 17, 2016].
- Vráblíková, J., Šoch, M. & Vráblík, P., 2009. *Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří*, Ústí nad Labem. Available at: <http://fzp.ujep.cz/projekty/wd-44-07-1/dokumenty/aktivity/A418.pdf> [Viděno duben 17, 2016].
- Vráblíková, J. & Vráblík, P., 2009. Příspěvek k problematice rekultivace, revitalizace a resocializace v oblasti podkrušnohoří. *Studia Oecologica*, 1, s.28–38. Available at: [http://fzp.ujep.cz/Veda/Edice/StudiaOecologica/SO\\_1-2009\\_web.pdf#page=29](http://fzp.ujep.cz/Veda/Edice/StudiaOecologica/SO_1-2009_web.pdf#page=29) [Viděno duben 17, 2016].

Zejska, J., Zeptetal, M. & Pikula, J., 2002. *Hlodavci v zemědělské a lesnické praxi*, Praha: Agrospoj.

Zsebők, S. et al., 2015. Acoustic species identification of shrews: Twittering calls for monitoring. *Ecological Informatics*, 27, s.1–10.

### **Seznam obrázků:**

URL1: Biolib – Bělozubka bělobřichá (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id3667/?taxonid=20504>>

URL2: Biolib – Bělozubka šedá (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id85641/?taxonid=20505&type=1>>

URL3: Biolib – Rejsek obecný (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
<<http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id3806/?taxonid=20518>>

URL4: Biolib – Rejsek malý (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
<<http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id3808/?taxonid=20519>>

URL5: Biolib – Hraboš polní (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id15371/?taxonid=20635&type=1>>

URL6: Biolib – Hraboš mokřadní (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id3668/?taxonid=20634>>

URL7: Biolib – Myš západoevropská (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id15373/?taxonid=20626>>

URL8: Biolib – Myšice křovinná (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id3797/?taxonid=206>>

URL9: Biolib – Myšice lesní (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id3796/?taxonid=20612>>

URL10: Biolib – Norník rudý (online) [cit. 17.4.2016], dostupné z:  
< <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id13043/?taxonid=20662>>



## 8. PŘÍLOHY



Obr. 13 – Louka Vřesová



Obr. 14 – Louka Boučí



Obr. 15 – Louka Dolní nivy



Obr. 16 – Louka Matyáš



Obr. 17. – Louka Panské



Obr.18 – Louka Lomnice





Obr. 19 – Mokřad Křemenitá



Obr. 20 – Mokřad Dolní Nivy



Obr. 21 – Mokřad Háj



Obr. 22 – Mokřad Satr



Obr.23 – Mokřad Klára



Obr. 24 – Mokřad Jezírka





Obr. 25 – Bor Křemenitá; (foto: L. Šmolík)



Obr. 26 – Bor Křemenitá (mostek); (foto: L. Šmolík)



Obr. 27 – Bor Vřesová; (foto: L. Šmolík)



Obr. 28 – Bor Klondayk; (foto: O. Cudlín)



Obr. 29 – Bor Panské; (foto: L. Šmolík)



Obr. 30 – Bor Vintířov; (foto: L. Šmolík)





Obr. 31 – Doubrava Vřesová; (foto: L. Šmolík)



Obr. 32 – Doubrava Satr (kameny); (foto: L. Šmolík)



Obr. 33 – Doubrava Satr (břízy); (foto: L. Šmolík)



Obr. 34 – Doubrava Klondayk; (foto: L. Šmolík)



Obr. 35 – Doubrava Klondayk javořina; (foto: L. Šmolík)



Obr. 36 – Doubrava Klondayk posed; (foto: L. Šmolík)





Obr. 37 – Sukcesní les Klára; (foto: L. Šmolík)



Obr. 38 – Sukcesní les Vintřov; (foto: L. Šmolík)



Obr. 39 – Sukcesní les Ježek; (foto: L. Šmolík)



Obr. 42 – Doubrava Háj (Foto: O. Cudlín)



Obr. 43 – Bor Matyáš (Foto: O. Cudlín)

Tab. 7 – Přehled materiálu odchyty drobných zemišných savců na Sokolovsku v letech 2013–2015

lokality/druh	myšice lesní	myšice křovinná	norník rudý	hraboš polní	hraboš mokřadní	rejsek obecný	rejsek malý	myš západoevropská	bělozubka šedá	bělozubka bělobřichá	suma
Bor Matyáš (K)	6	1	7		2						16
Bor Křemenitá (K)			1								1
Bor Vřesová (K)	24	10	19	1							54
Bor Křemenitá mostek (K)	9	2	4	3							18
Bor Klondayk (V)	2	4		4							10
Bor Panské (V)	1	11						1			13
Bor Vintířov (V)	6	10	1								17
Doubrava Vřesová (K)	23	4	3								30
Doubrava Háj (K)	29	8	2	1							40
Doubrava Satr břízy (K)	1										1
Doubrava Satr kameny (K)	9	5	2								16
Doubrava Klondayk (V)	5	1									6
Doubrava Klondayk posed (V)	9	2	1								12
Doubrava Klondayk javořina (V)	5	5									10
Sukcesní les Klára (V)	4	16	1	1	3						25
Sukcesní les Vintířov (V)	5	9	4	5							23
Sukcesní les Ježek (V)	10	7	7								24
Louka Vřesová (K)	1	2	1	2		1					7
Louka Dolní Nivy (K)		3		54	1	4		3			65
Louka Boučí (K)	1			3						1	5
Louka Matyáš (V)		5		109	2	7				1	124
Louka Lomnice (V)		2		27							29
Louka Panské (V)		7		10							17
Mokřad Křemenitá (K)	7	9	11	2	1	1					31
Mokřad Dolní Nivy (K)	33	19	28		1	3					84
Mokřad Háj (K)	7	3	1								11
Mokřad Jezírka záchranářů (V)	6	7	6	1	17	5					42
Mokřad Klára (V)	4	15	5		7	1				1	33
Mokřad Satr (V)	4	11	7		1	2	1				26
celkem	211	178	111	223	35	24	1	1	3	3	790