

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA ZOOLOGIE A RYBÁŘSTVÍ



Denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera)

vybraných hald na Příbramsku

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Mgr. Vladimír Vrabec, Ph.D.

Zpracoval: Bc. Pavel Novotný, DiS.

2017

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Pavel Novotný, DiS.

Regionální environmentální správa

Název práce

Denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera) vybraných hald na Příbramsku

Název anglicky

The butterflies (Lepidoptera: Rhopalocera) of selected dumps near Příbram

Cíle práce

Cílem je porovnání osídlení vybraných hald z hlediska denních motýlů. Na těchto nepřírodních biotopech dochází postupně k samovolné sukcesi. Důležitou roli v systému řízení obnovy hraje schopnost kolonizace organismy z okolí, přičemž denní motýli představují jednu z prvních skupin živočichů, která haldy osídluje. Pro řadu druhů představují taková místa významná stanoviště. Studie má dokumentovat postup kolonizace vybraných stanovišť na Příbramsku a navazuje na bakalářskou práci. Řešená hypotéza předpokládá: Zastoupení fauny denních motýlů je významně rozdílné při porovnání výsypek rekultivovaných a výsypek, které byly vyňaty z programu obnovy a probíhá zde přirozená sukcese.

Metodika

Ke srovnání fauny denních motýlů nepřírodních stanovišť v okolí Příbrami jsou vybrány 4 lokality. Každá svým biotopem reprezentuje různé stádium sukcese. Sběr dat bude probíhat transektovou metodou (Beneš et al., 2002). Lokality budou pravidelně sledovány přibližně v odstupu jednoho týdne po dobu více sezón a budou procházeny v jádrové části (vlastní těleso výsypky) s cílem zachytit co největší druhové spektrum. Pata výsypek bude sledována pouze okrajově, nicméně budou zaznamenány druhy, které odtud na vlastní výsypku pronikají. V rámci pozorování budou od obtížně určitelných druhů pořízeny fotografie pro pozdější determinaci. Do záznamových archů se zapíše reálný čas pozorování, počasí a počet sledovaných exemplářů. Bude sestaven seznam zjištěných druhů denních motýlů pro každou zkoumanou haldu a odhadnuta denzita jednotlivých druhů. Výsledky budou statisticky vyhodnoceny a haldy porovnány.

Doporučený rozsah práce

45 str.

Klíčová slova

Lepidoptera, Rhopalocera, communities, dumps, Příbram region, Czech Republic

Doporučené zdroje informací

- Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V. et Weidenhoffer Z. (eds.), 2002: Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I., II. (Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I., II.). SOM, Praha, 857 pp.
- Kadlec T., Tropek R. et Konvička M., 2012: Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 275-280.
- Pollard E. et Yates T. J., 1992: The extinction and foundation of local butterfly populations in relation to population variability and other factors. *Ecological Entomology*, 17, 249-254.
- Pollard E., 1977: A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation*, 12, 115-134.
- Tropek R., Hejda M., Kadlec T. et Spitzer L., 2013: Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management. *Ecological Engineering*, 57, 252-260.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 ZS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Vladimír Vrabec, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra zoologie a rybářství

Elektronicky schváleno dne 6. 10. 2016

prof. Ing. Iva Langrová, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 10. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 19. 12. 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Vladimíra Vrabce, Ph.D. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

Praha 14. 4. 2017

.....

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat vedoucímu své práce Mgr. Vladimíru Vrabcovi, Ph.D. za cenné rady, podněty a připomínky. Rád bych poděkoval také své rodině, která mě velmi podporovala.

Praha 14. 4. 2017

Abstrakt

Diplomová práce navazuje na bakalářskou práci „*Srovnání fauny motýlů vybraných nepřírodních biotopů v okolí Příbrami*“, kterou jsem zpracoval v roce 2015. Cílem bakalářské práce bylo hodnocení osídlení výsypek z hlediska denních motýlů. Zpracovány jsou výsledky tříletého terénního průzkumu denních motýlů, který probíhal na čtyřech různě starých haldách na Příbramsku. Zkoumané lokality mají různou fázi rekultivace a sukcese. Jedná se o haldy č. 15, č. 4 (Lešetice), č. 2 (Vojna) a č. 3 a 3a (Kamenná). Transekty byly rozděleny na úseky: pata výsypky, halda část č. 1, část č. 2, a to proto, aby bylo možné je statisticky porovnat. Práce se zaměřila na vyhodnocení zachovalosti biotopů dle platné metodiky. Cílem této práce bylo shrnout všeobecné vědomosti o tvorbě antropogenních deponií a vzniku hald, zajistit dostatečné poznatky o ekologické obnově postindustriálních stanovišť se zaměřením na Českou republiku. Testována byla hypotéza, zda se rekultivované a nerekulitované haldy na Příbramsku liší ve výskytu denních motýlů.

Tuto hypotézu se nepodařilo statisticky potvrdit, protože neexistuje statisticky významný rozdíl mezi početností motýlů mezi oběma skupinami hald, ačkoliv jednotlivé haldy mezi sebou rozdíly vykazují.

V rámci studie byla získána 4628 záznamů pozorování výskytu 35 druhů denních motýlů včetně druhů chráněných nebo vedených v červeném seznamu jako jsou: *Apatura iris*, *Aporia crataegi*, *Hesperia comma*, *Leptidea sinapis* a *Papilio machaon*.

Abstract

The diploma thesis continues the bachelor thesis „A Comparison of Butterfly Fauna of Selected Non-natural Biotopes around Příbram“, which I administered in 2015. The aim of the bachelor thesis was to assess spoil tips colonization with respect to diurnal butterflies. A three-year research of diurnal butterflies took place at four spoil tips of different age in Příbram area. Surveyed habitats are in different stage of recultivation and succession. There are the following spoil tips: No. 15, No. 4 (Lešetice), No. 2 (Vojna) and No. 3, 3a (Kamenná). The transects were divided into segments to enable a statistical comparison: forefield of dump, part of dump No. 1, part No. 2. The thesis was focused on the evaluation of the biotopes preservation according to a valid methodology. The aim of this thesis is to summarise general knowledge of anthropogenic deposits creation and the origin of spoil tips, to provide sufficient information about ecological restoration of post-industrial biotopes with a special aim at the Czech Republic. The hypothesis is to determine whether

there are differences between the number of diurnal butterflies in the recultivated and non-recultivated spoil tips in Příbram area.

This hypothesis could not be statistically confirmed, because there is no statistically significant difference in butterflies abundances between the two group of dumps, but the dumps although exhibits individual differences among themselves. The study was obtained 4628 observation records of 35 species of butterflies, including species protected or listed in the Red List as: *Apatura iris*, *Aporia crataegi*, *Hesperia comma*, *Leptidea sinapis* and *Papilio machaon*.

OBSAH

ÚVOD	11
1 CÍL PRÁCE.....	12
2 LITERÁRNÍ PŘEHLED	13
2.1 Historie Příbrami a hornická činnosti	13
2.1.1 Historie Příbrami a její hornická minulost	13
2.1.2 Hornická činnost od roku 1945	13
2.2 Těžební činnost a vliv na krajinu.....	14
2.2.1 Antropogenní vznik hald.....	15
2.2.2 Antropogenní deponie v České republice	16
2.2.3 Hlavní postupy při zakládání hald.....	18
2.2.4 Procesy ovlivňující stabilitu hald	20
2.3 Ekologická obnova postindustriálních lokalit	21
2.3.1 Ekologická obnova území degradovaného lidskou činností.....	22
2.3.2 Cíle ekologické obnovy	23
2.3.3 Metody a způsoby ekologické obnovy	23
2.4 Postindustriální krajina a stanoviště.....	24
2.4.1 Postindustriální krajina a stanoviště v České republice	26
2.4.2 Haldy, jako unikátní krajinné reliéfy industrializovaných zemí	26
2.4.3 Chemické a fyzikální vlastnosti půd na haldách	28
2.4.4 Fyzikálněchemické vlastnosti důlních vod vyvěrající na povrch.....	29
2.5 Postindustriální stanoviště pro denní motýly.....	30
2.5.1 Míra ovlivnění biotopů člověkem	31
2.5.2 Postindustriální stanoviště z pohledu ochrany přírody.....	31
2.5.3 Výzkum denních motýlů na postindustriálních stanovištích v ČR	34
2.5.4 Význam postindustriálních stanovišť pro denní motýly	35
2.5.5 Zásady ekologické obnovy postindustriálních stanovišť z hlediska denních motýlů	38
2.6 Metody monitoringu denních motýlů	38
2.7 Hodnocení biodiverzity.....	40
2.7.1 Shannon-Wienerův index.....	40
2.7.2 Indexy založené na početnosti druhů.....	41
2.8 Metodika hodnocení	42
2.8.1 Hodnocení zachovalosti biotopů	42
2.8.2 Hodnocení území z pohledu hodnocení zachovalosti biotopů	45

2.8.3	Dominance	47
3	SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY	48
3.1	Lokální zpracování jednotlivých odvalů.....	49
4	CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉHO ÚZEMÍ	52
4.1	Klimatické poměry.....	52
4.2	Hydrologie	53
4.3	Geografie	53
4.4	Krajinné struktury okresu Příbram	54
5	METODIKA A VYMEZENÍ STUDOVANÉHO ÚZEMÍ	55
5.1	Zvolená metoda monitoringu.....	55
5.2	Vlastní postup sběru dat.....	56
5.3	Zvolené transekty	57
5.4	Popis tras procházených na jednotlivých haldách.....	57
5.5	Popis jednotlivých zkoumaných hald na Příbramsku	58
5.5.1	Halda Kamenná (č.3 a 3a).....	58
5.5.2	Halda Vojna	60
5.5.3	Halda Lešetice.....	63
5.5.4	Halda č. 15	66
5.5.5	Statistica	69
6	VÝSLEDKY A ROZBORY	70
6.1	Biotopová vazba denních motýlů na lokalitách.....	71
6.2	Abundance zjištěných druhů	72
6.2.1	Abundance a dominance <i>Lepidoptera: Rhopalocera</i> na Haldě č. 15.....	74
6.2.2	Abundance a dominance <i>Lepidoptera: Rhopalocera</i> na Lešetících.....	77
6.2.3	Abundance a dominance <i>Lepidoptera: Rhopalocera</i> na Vojně	80
6.2.4	Abundance a dominance <i>Lepidoptera: Rhopalocera</i> na Kamenné	83
6.2.5	Srovnání dominance mezi lokalitami	85
6.3	Indexy založené na početnosti druhů.....	86
6.4	Vyhodnocení Shannon-Weaverova indexu diverzity.....	87
6.4.1	Výsledky Shannon-Weaverova indexu diverzity	90
6.4.2	Neparametrické statistiky	90
6.5	Vyhodnocení zachovalosti biotopů na zkoumaných lokalitách.....	95
6.6	Statistické vyhodnocení.....	99
7	DISKUZE	114
8	ZÁVĚR	117
9	POUŽITÁ LITERATURA.....	118

10	SEZNAM TABULEK.....	128
11	SEZNAM OBRÁZKŮ.....	130
12	SEZNAM VZORCŮ.....	132

ÚVOD

Území České republiky je od nepaměti zatěžováno hornickou činností, která představuje s rozvojem společnosti a především techniky velký dopad na krajinu i na životní prostředí. Díky tomu se v krajině nejen u nás, ale i ve světě začala objevovat unikátní místa se specifickou geomorfologickou skladbou, která se dnes souhrnně označují jako postindustriální biotopy/stanoviště. Studií a odborných prací, které by se zabývaly těmito lokalitami z hlediska výskytu bezobratlých a jejich mapováním, není mnoho (Tischew et Kirmer 2003; Konvička 2012).

Cílem diplomové práce je pokračování terénního průzkumu na příbramských haldách (odvalech), který navazuje na bakalářskou práci *Srovnání fauny motýlů vybraných nepřirodních biotopů v okolí Příbrami*. Celkem tříletý podrobný průzkum má zhodnotit postindustriální stanoviště/biotopy z hlediska denních motýlů, a přispět k posouzení toho, zda vliv rekultivace má zásadní vliv na jejich výskyt. Haldy nabízejí stále se měnící prostředí pro různorodá společenství rostlinné a živočišné říše. Haldy i další postindustriální území mohou nahrazovat nebo suplovat denním motýlům extrémnější stanoviště, která z okolní krajiny již vymizela. A to nejen denním motýlům, ale i pro další společenstva vzácných organismů. Díky specifickým vlastnostem, které mají tato postindustriální stanoviště, se stávají vyhledávaným územím pro druhy ohrožené v celých oblastech nebo dokonce v celé ČR. Specifické vlastnosti těchto stanovišť jsou dány především nedostatkem živin, půdní pokryv je zde mělký, dochází k silné a intenzivní erozi substrátu a výsledkem je geomorfologická členitost terénu. Tyto vlastnosti dávají možnost vzniku stanovišť s řídkým vegetačním krytem.

Postindustriální stanoviště hostí silně ohrožené druhy. Takovými druhy mohou být např. kriticky ohrožený blanokřídlí kutík hladký (*Lindenius laevis*), kutilka červenonohá (*Ammophila heydeni*) nebo ohrožený motýl okáč metlicový (*Hipparchia semele*), či dokonce jasoň červenooký (*Parnassius apollo*) (Tropek et al. 2012).

Důležitým bioindikačním parametrem je výskyt denních motýlů, kteří vyhledávají haldy a postupně je osidlují. Jejich výskyt je z hlediska ochrany těchto stanovišť důležitý. Proto se staly v této diplomové práci předmětem průzkumu a mapování.

1 CÍL PRÁCE

Cílem práce je porovnání osídlení vybraných hald z hlediska denních motýlů. Na těchto nepřírodních biotopech dochází postupně k samovolné sukcesi. Důležitou roli v systému řízení obnovy hraje schopnost kolonizace organismy z okolí, přičemž denní motýli představují jednu z prvních skupin živočichů, která haldy osídluje. Pro řadu druhů představují taková místa významná stanoviště. Studie má dokumentovat postup kolonizace vybraných stanovišť na Příbramsku a navazuje na bakalářskou práci. Řešená hypotéza předpokládá: Zastoupení fauny denních motýlů je významně rozdílné při porovnání výsypek rekultivovaných a výsypek, které byly vyňaty z programu obnovy, a probíhá zde přirozená sukcese.

V rámci diplomové práce je prováděno hodnocení antropogenních stanovišť (haldy) z hlediska *Lepidoptera: Rhopalocera*, a to v návaznosti na bakalářskou práci *Srovnání fauny motýlů vybraných nepřírodních biotopů v okolí Příbrami*. Snahou je shrnout všeobecné vědomosti o tvorbě antropogenních deponií a vzniku hald, zajistit dostatečné poznatky o ekologické obnově postindustriálních stanovišť se zaměřením na Českou republiku. Zjistit jaké biotopy mohou postindustriální stanoviště nabídnout.

Hlavní součástí práce je vyhodnocení dat, která byla získána v terénu za období roku 2014 až 2016 na korunách čtyř hald na Příbramsku, vždy od dubna až do září. Sběr byl prováděn na haldách, které prošly určitou rekultivací nebo na haldách, které nebyly rekultivovány. Hlavním výsledkem je zjištění druhové diverzity *Lepidoptera: Rhopalocera*, srovnání jednotlivých hald podle druhové diverzity a přítomnosti vzácných a ohrožených druhů.

Přínos mapování spočívá v získání dostatečného množství dat a podkladů pro zjištění, zda jsou antropogenní stanoviště (haldy) z hlediska motýlů zajímavými lokalitami, které je třeba chránit a správným řízením udržovat.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Historie Příbrami a hornická činnosti

2.1.1 Historie Příbrami a její hornická minulost

Příbramský okres je neodmyslitelně spjat s hornickou činností, která zde byla prováděna od starší a střední doby kamenné do roku 1993, kdy byla definitivně ukončena těžba (Bambas 1990; Velfl 2003). Nejstarší doložené pozůstatky po těžbě na Příbramsku sahají do pozdní doby kamenné-eneolitu (4200–2300 př. n. l.). Početné archeologické nálezy z této doby pocházejí z Brd a z bohatého archeologického naleziště na vrchu Plešivec. Hornická činnost na Příbramsku se týkala především dobývání stříbra, železa, olova a ve 20. století uranu (Velfl 2010). První písemné doklady o těžbě a zpracovávání rud stříbra a olova na Příbramsku pocházejí ze středověku (Mihaljevič 2006). Zcela první písemná zmínka o Příbrami pochází ze dne 20. června 1216. Zpráva zmiňuje zakoupení vsi Příbrami pražským biskupem Ondřejem od blahoslaveného Hroznaty (Kobrel 2001; 2008). Prameny dokládají, že těžba a následné zpracovávání rud probíhalo již ve 12. - 13. století (Velfl 2010).

Větší rozmach hornictví nastal v letech 1550–1567. Za celé 16. století bylo vydobyto z březohorského revíru přibližně 11 tun stříbra. Jak Velfl (2010) uvádí, šlo ve srovnání s jinými revíry v Čechách o slabou produkci stříbra. Březohorský revír v této době dosahoval pouhých 250 metrů hloubky (Bambas 1990). Největší rozmach hornické činnosti a průmyslu navazujícího na dobývání nerostných surovin nastal ve druhé polovině 19. století. Největší podíl na rozvoji hornictví měl rodák z nedaleké Vysoké Pece Jan Antonín Alis, který zavedl pokrokovou technologii pro dobývání a nové organizační postupy. Velká stagnace těžby nastala po první světové válce, kdy se celý podnik dostal pod správu Československé republiky. Druhá světová válka měla neblahý vliv na rozvoj hornictví na Příbramsku a přispěla k jeho postupnému úpadku (Bambas 1990; Velfl 2010).

2.1.2 Hornická činnost od roku 1945

V roce 1947 byl proveden na Příbramsku průzkum vyhledávání rud obsahující radiu či jiné radioaktivní prvky, který byl iniciován Sovětským svazem. Už v roce 1948 došlo k založení prvních těžebních jam, a to pod č. 1 a 2. Od tohoto roku započalo těžení uranového ložiska Příbram, které trvalo do roku 1993 (Velfl 2003). Po ukončení těžby začala likvidace a zahlazování následků důlní činnosti. Od roku 1991

žádná těžba na Příbramském ložisku již neprobíhá. Hlavním cílem zahlazování je navrátit krajinu a životní prostředí do původního stavu. Jedná se především o čištění důlních vod a zasypávání a likvidaci těžebních jam (Velfl 2003; Vacula 2005).

2.2 Těžební činnost a vliv na krajinu

Dle Walkera (2003) je 1 % světové pevniny pokryté post-těžebními lokalitami, které jsou významnými lokalitami v mnoha regionech. Post-těžební lokality hostí ohrožené druhy, jejichž počty klesají nebo periodicky klesají v narušených biotopech. Post-těžební lokality jsou suché, robustní a často jsou řídké osídlené vegetací, tím poskytují prostor pro druhy, které rychle mizejí z moderní krajiny (Thomas et al., 1994; Dennis et al., 2004). Zachování potenciálu post-těžební krajiny závisí na tom, co bude s oblastí po ukončení těžby. Nejpoužívanějšími postupy obnovy krajiny jsou technické rekultivace, které zahrnují pokrytí povrchu úrodnou ornici, vysetí travní – bylinné směsi až po výsadbu stromů, nebo jsou post-těžební oblasti ponechány přirozeným procesům (sukcese). Zřídka kdy využívanou metodou je aktivně se podílet na přirozeném procesu a ovlivňovat dění na post-těžební lokalitě, podpora ochrany ohrožených druhů či rostlin s potlačením invazivních druhů (Tropek et al. 2013 a; Cejpek et al 2013).

Degradace území způsobená hlubinou těžbou nerostných surovin je méně závažná, než degradace způsobená odlesňováním velkých ploch v řádech desítek až stovek hektarů či zemědělstvím (Daily 1995). V České republice najdeme rozsáhlé oblasti postižené hornickou činností. Na našem území se z nerostných surovin nejvíce těží především dekorativní a lomový kámen. Jeho dobývání je rozšířené po celém území, ale nejvíce v oblastech geologicky příznivých, a to v Českém a Moravském krasu. Zde se také dobývá významná část vápence. Dále je na našem území prováděna těžba písku, štěrkopísku a rašelin. Nejvýznamnější oblastí těžby písku je CHKO Třeboňsko. Dobývání černého a hnědého uhlí je na Sokolovsku, Mostecku, Ostravsku a Kladensku (Řehounek et Hátle 2010; Jirásek et al. 2014). Rozsáhlé části území jsou tvořeny kamenolomy, výsypkami, pískovkami, haldami a jinými deponiemi, které se staly významným krajinným prvkem mnoha regionů. Na těchto postindustriálně postižených stanovištích probíhají od minulého století výzkumné práce, které poskytují cenné údaje a důkazy o tom, že tato postindustriální stanoviště dokáží hostit vzácné druhy rostlin a živočichů. O ochranném významu a potenciálu kamenolomů a dalších postindustriálních stanovišť poskytují důležité údaje zahraniční a tuzemské studie, které se zaměřují na rostliny, motýly, pavouky či jiné skupiny živočichů a rostlin (Bogusch et al. 2010; Tropek et al. 2013a). Do popředí

pozornosti se dostávají také odkaliště, která hostí řadu druhů ohroženého hmyzu. Jedná se především o písčité biotopy, které z české a potažmo i evropské krajiny téměř vymizely (Tropek et al. 2013a).

2.2.1 Antropogenní vznik hald

Vliv lidské činnosti dosáhl již takových rozměrů, že se výrazně projevuje na modelování reliéfu krajiny. Dle Demka (1984) se vliv člověka na georeliéf projevuje třemi základními způsoby:

- přímými nebo nepřímými vlivy jsou ovlivňovány přirozené geomorfologické procesy, které se buď zpomalují, nebo zrychlují,
- náhlé a neočekávané vytváření povrchových tvarů s pomocí přírodních sil, především poklesy v poddolovaném území,
- záměrné a plánované vytváření nových antropogenních pochodů a činitelů, vznik nepřirodních útvarů v reliéfu krajiny; jedná se o antropogenní degradaci, akumulaci, rekultivaci (Demek 1984).

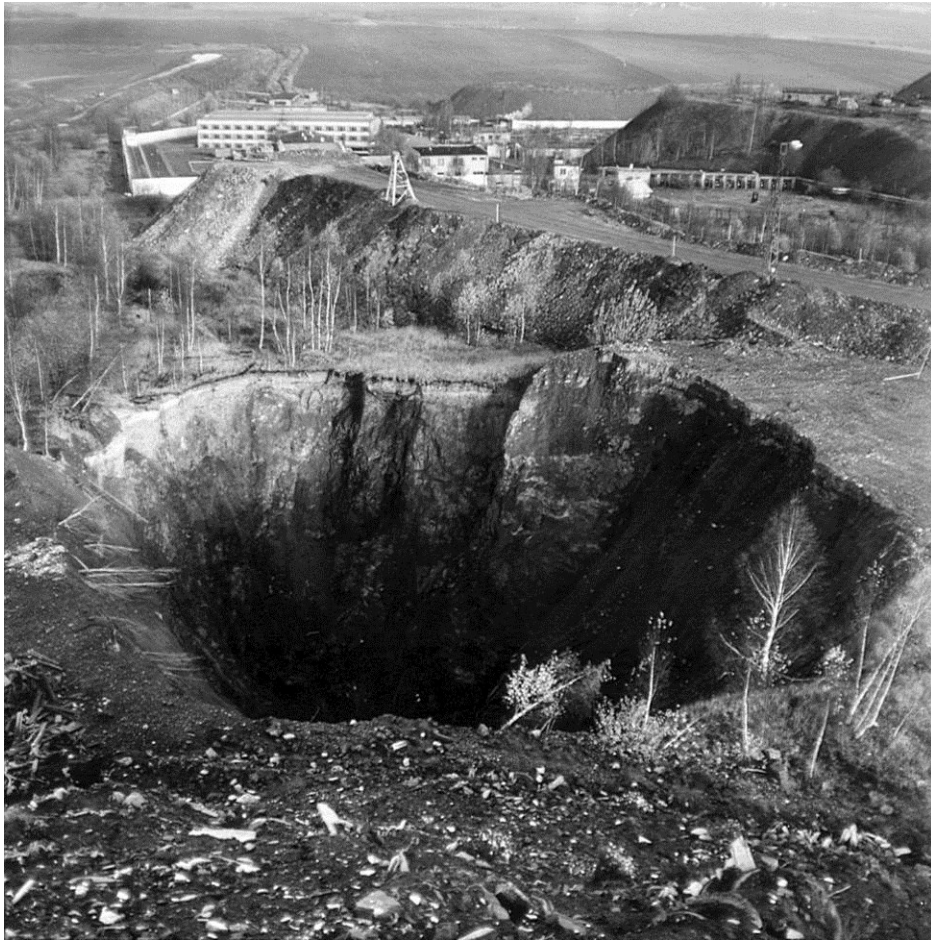
Haldy patří do třetí skupiny, tedy záměrně plánovaných antropogenních pochodů a činitelů. Haldy jsou antropogenní útvar trvale umístěný v krajině, jsou zakládány v místech, kde dochází k povrchové či hlubinné těžbě nerostných surovin. Jejich vznik je důsledek dobývání nerostných surovin ze zemské kůry (ať se jedná o dobývání povrchové či hlubinné). Vznikají díky nahromadění hlušiny při těžbě a mechanické úpravě nerostných surovin (Hořčíčka 2002; Demek 1984). Antropogenní tvar hald má značný vliv na okolní reliéf a celkovou geomorfologii krajiny. Haldy vytvářejí v krajině nezvyklé geomorfologické tvary, které do krajinného rázu těžko zapadají. Velké haldy se stávají dominantním prvkem okolní krajiny, a to především v oblastech, kde se nachází více větších hald (Příbram). I přesto, že haldy primárně nejsou částí krajinného rázu je nutné, je propojit s okolním prostředím. Proto je třeba co možná nejprůběžněji plánovat jejich základní a následnou (především) technickou i biologickou rekultivaci. Při těžbě a ukládání horninového odpadu vznikají antropogenní tvary nového georeliéfu.

Nově vzniklé tvary se dělí podle Demka (1984) na:

- vlastní těžební podoba (lomy, haldy, štoly, jámy),
- doprovodné těžební podoby (poklesové kotliny, pinky, propady, propadová pásma).

Obrázek č. 1: Propady na žíle Bt4 v oblasti šachty č. 11A v Příbrami

(Zdroj: foto Jiří Ječmínek, rok 1975)



2.2.2 Antropogenní deponie v České republice

V České republice se nachází dle Geofondu (2016) přibližně 7 087 antropogenních deponií, které patří do kategorií: odval, odkaliště, výsypky, deponie, sejp. Vznik deponií je různorodý a probíhal v dlouhém časovém horizontu. Od 19. století až do současnosti. Deponie vznikly jako důsledek činnosti těžby nerostných surovin (uhlí, rudy, radioaktivní suroviny, břidlice, kámen atd.). Mezi největší antropogenní deponie dle objemu v m^3 se řadí výsypky z těžby hnědého uhlí, viz tabulka č. 1. Tři největší deponie se nacházejí na Karlovarsku a jejich společný objem činí 1 129 000 000 m^3 . Celkový objem všech deponií v České republice činí 317 285 229 000 m^3 (Geofond nemá u všech deponií uveden objem, některé údaje nemáme k dispozici) (Geofond, 2016).

Obrázek č. 2 názorně ukazuje, kde se nacházejí všechny deponie, které jsou v registru Geofondu. V kraji Středočeském, Moravskoslezském, Karlovarském, Ústeckém se nalézají nejvíce deponií.

Tabulka č. 1: Deset největších deponií v ČR dle objemu m³

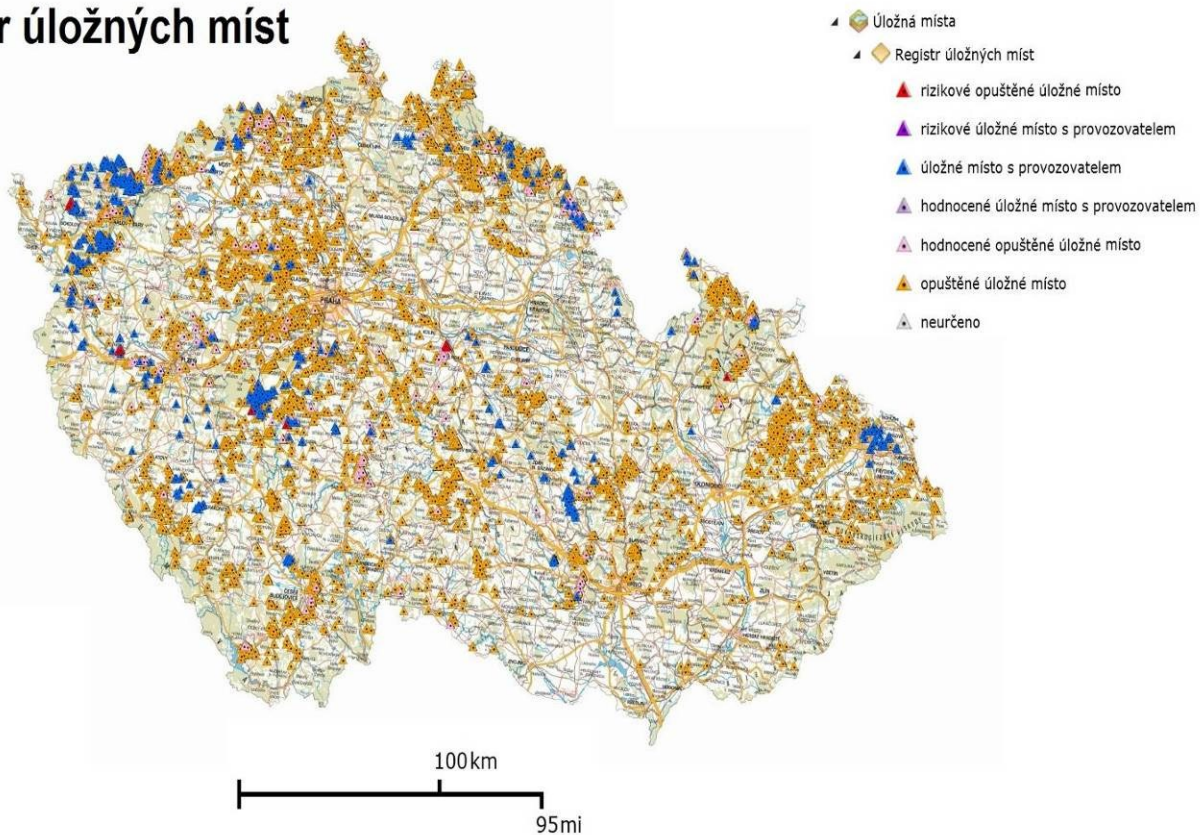
(Zdroj: Geofond, 2016)

Název	Lokalita	Kraj	Druh deponie	Vznik	Surovina	Objem m ³
Podkrušnohorská výsypka	Vintířov	Karlovarský	výsypka	20. století po roce 1945	uhlí hnědé	886 000 000
Smolnická výsypka	Smolnice	Karlovarský	výsypka	20. století po roce 1945	uhlí hnědé	150 000 000
Loketská výsypka	Jenišov	Karlovarský	výsypka	20. století po roce 1945	uhlí hnědé	93 000 000
Lom Babín, důl Pecínov	Nové Strašecí, Rynholec	Středočeský	odval	20. století po roce 1945	jíly	60 000 000
Poldi Buštěhrad	Stehelčevy, Buštěhrad, Kladno	Středočeský	odval	20. století po roce 1945	železné rudy	17 000 000
Odval dolu Prokop	Březina u Moravské Třebové	Pardubický	odval	20. století po roce 1945	jíly	12 000 000
K IV/E	Mydlovary	Jihočeský	odkaliště	20. století po roce 1945	radioaktivní suroviny	10 342 000
POLDI Kladno	Kladno	Středočeský	odval	20. století po roce 1945	železné rudy	10 000 000
Kaznějov-kaolínka, halda skrývková a písčivá	Plzeň-sever	Plzeňský	odval	20. století po roce 1945	kaolín	9 000 000
Odval dolu Anna	Svitavy	Pardubický	odval	20. století po roce 1945	jíly	7 500 000

Obrázek č. 2: Schématická mapa úložných míst v ČR

(Zdroj: <http://mapy.geology.cz/gisviewer/?mapProjectId=17>, vlastní úprava)

Registr úložných míst



2.2.3 Hlavní postupy při zakládání hald

Těžební haldy vznikají při samotné těžbě nerostných surovin dále při úpravě nebo při průzkumech. Mají trvalý charakter a při vzniku se rozlišují haldy dle polohy umístění:

- na rovině nebo na plošině,
- na svahu (svahové),
- vyrovnávající deprese (jako jsou poklesové kotliny).

Haldy se dále dělí podle tvaru, který může být:

- kuželovitý (haldy připomínají tvar kužele),
- hřebenovitý (haldy mají protáhlý tvar, který připomíná hřeben),
- tabulovitý (haldy mají tvar stolového vrchu a vrcholovou plošinu se svahy).

Svahy hald mohou být plynulé (jednotné) nebo stupňovité (Demek 1984; Hořčíčka 2002).

Při zakládání haldy a následném sypání hlušiny na korunu je nejdůležitější sklon svahu. Dle Diamos (1993) se technickým rozbořem uranových hald zjistilo, že svahy musí být sypány pod úhlem $35^\circ - 38^\circ$. Při nedodržení úhlu by docházelo k ujíždění sypaného materiálu k patě haldy a mohlo by dojít k utržení svahu. Klíčovým prvkem pro stabilitu haldy je objemová hmotnost hornického odpadu (materiálu sypaného na haldy), která musí být menší nebo rovna objemové hmotnosti vody. Při delších, intenzivnějších atmosférických srážkách dochází k efektu rozplavování sypaného horninového materiálu. Nejvíce náchylným odpadem k rozplavování je škvára z uhlí, piliny, hobliny a uliční smetky. Díky rozvolňovacímu procesu může dojít k zvětšení plochy haldy. Její spodní hrana se může posunout až o několik metrů do prostoru. Haldy složené pouze z hlušinového materiálu (pevný substrát, jenž vzniká při hlušinné těžbě jako odpad či jako následný produkt úpravy nerostných surovin) jsou jednoznačně více stabilní než haldy, na které je sypán různorodý materiál. Haldy mají častokrát různorodé složení: hlušina, škvára z uhlí, zbytky výztuže z dolu (železná, dřevěná), dřevěné zbytky, piliny, hobliny, stavební suť, uliční smetky, pracovní oděvy, stabilizační kaly z čistíren a úpraven, kal z prádelen, ropné kaly, zeminy. Obsahují však především hlušinu, stavební suť, škváru z uhlí (Diamos 1993).

Pro dlouhodobou stabilitu hald se doporučuje generální úklon svahu 1:2. Tím se dosáhne požadovaného úhlu 27° . Materiál je nasypáván terasovitě a po ukončení sypání je nutné, aby následovala technická rekultivace, ta zpracovává nasypané terasy a zarovná je. Tím je dosaženo svahu s požadovaným sklonem.

Obrázek č. 3: Rozvezená část haldy štoly č. 8. Různé frakce hlušiny, zbytky dřevěných výztuží

(Zdroj: archiv DIAMO)



2.2.4 Procesy ovlivňující stabilitu hald

Nejvýznamnějším mechanickým procesem jsou svahové pohyby, které mohou být nebezpečným procesem a ohrožují stabilitu haldy. Svahové pohyby vznikají na příkřejích, nezpevněných a nestabilizovaných svazích haldy (Demek 1984). Tyto procesy nejvíce ohrožují ty haldy, které neprošly technickou rekultivací. Poté hrozí svahové pohyby, které mají za následek utržení svahu a přemístění značného množství hlušiny k patě svahu. V místech kde dojde k narušení svahové stability, dochází k efektu gravitačního vytřídění uložené hlušiny a vzniku sypaných kuželů. Dalším mechanickým procesem, který ovlivňuje stabilitu haldy, je proces sesedání. V důsledku neustálého navážení hlušiny na haldy dochází k velkému zatěžování spodních vrstev a postupnému sesedání. Sesedání ovlivňuje stabilitu haldy, která může mít v extrémních případech za následek celkovou nestabilitu celé haldy. Pod tíhou haldy může docházet k vytlačování plastického podloží a ke vzniku výtlačných valů po obvodu haldy. Do procesů ovlivňujících stabilitu hald se řadí proces sufóza, která vzniká při chybném odvodnění haldy, eroze (větrná, vodní), zvětrávání (fyzické, mechanické, biologické), vznik dutin a závrtových sníženin. Sufóza má za násle-

dek především vznik rýh na převážně nezpevněných a nezatravněných svazích (Demek 1984; Diamos 1993).

Obrázek č. 4: Vyvážení hlušiny pomocí systému lanového podstavníku na vznikající haldu Lešetice č. 4

(Zdroj: foto Jiří Ječmínek, rok 1968)



2.3 Ekologická obnova postindustriálních lokalit

Lidská činnost má velké dopady na naši planetu a má stoupající tendence. Již od průmyslové revoluce jsou jasně patrné změny, které mají za následek úbytek biodiverzity, změnu klimatu, zvyšování hladiny moře (Walker et al. 2007). Působení lidských faktorů vedlo k zásadním změnám v krajině. Krajina přírodní se přeměnila na zemědělskou, průmyslovou, městskou, a tím ztratila svojí ekologickou hodnotu a ochranný potenciál (Walker et del Moral 2003). Ekologická udržitelnost krajiny se stala hlavním cílem ekologické vědní disciplíny, a to ekologie obnovy, která poskytuje důležité informace a teoretické poznatky pro praktickou část ekologické obnovy narušených nebo antropogenních míst (Prach 2010).

2.3.1 Ekologická obnova území degradovaného lidskou činností

Ekologická obnova je dle mezinárodního společenství pro ekologickou obnovu (The Society for Ecological Restoration International (SER)) definovaná jako proces „zotavení“ ekosystému, který byl úmyslně/neúmyslně lidskou činností, přeměn, poškozen či zničen. Ekologická obnova má za hlavní činnost především podněcovat, urychlovat obnovu degradovaného ekosystému (SER 2004).

Odborná literatura velice často uvádí jiná označení ekologické obnovy degradovaného ekosystému, která blíže popisují a specifikují daný proces. Vymezí-li se hranice pro využívání jednotlivých termínů, pak je možné využívat pravou obnovu (*restoration*) pouze v případě, kdy obnova krajiny, ekosystému vede k dosažení původního stavu, který existoval v dané lokalitě před degradací (Bradshaw et Chadwick 1980). Další koncept rehabilitace (*rehabilitation*) navazuje úzce na předešlý pojem, ale na rozdíl od pravé obnovy se nedrží striktně toho, aby dané místo bylo „uvedeno“ do předchozího původního stavu. Spíše se snaží obnovit funkční procesy, produkce a služby ekosystému (SER 2004). Tato metoda se spíše více zaměřuje na estetickou stránku ekosystému, než na funkční hodnotu stanoviště (Bradshaw et Chadwick 1980). Postindustriální stanoviště se řadí mezi neúnosně zničená, toxická stanoviště a pro jejich obnovu se využívá pojem rekultivace (*reclamation*). Mezi další hojně využívané termíny, které jsou spjaté s ekologickou obnovou, se řadí i pojem zmírnění (*mitigation*). Tento termín se využívá, když se hovoří o procesech, které se snaží o zmírnění, kompenzaci environmentálního poškození, tedy o snížení dopadu na životní prostředí způsobené průmyslem, urbanizací atd. (Bradshaw et Chadwick 1980; SER 2004; Prokopová 2010). Dalším zásadním pojmem v ekologické obnově je přetvoření (*recreation*). Tento pojem se využívá v případech, kde dosáhla degradace takového stavu a je natolik silná, že obnova ekosystému do původního stavu není možná. Proto dochází k přetvoření na nový ekosystém. Revitalizace (*revitalization*) má za následek „oživení“ krajiny, jako například vysazení dřevin. To vše bez ohledu zda „oživení“ zapadá nebo nezapadá do krajinného kontextu (Prokopová 2010). V České republice je nejhojněji využíván pojem rekultivace i s ním spojený proces, který je typickým nástrojem využívaným pro obnovu postindustriálních stanovišť v současné době.

2.3.2 Cíle ekologické obnovy

Nejdůležitější u ekologické obnovy je jasně specifikovat a ujasnit si jednotlivé cíle či důvody obnovy degradované krajiny (Ehrenfeld 2000). Dle Hobbs et Norton (1996) byly vymezeny čtyři zásadní důvody, proč dochází k obnově ekosystému:

- regenerace silně degradovaného území/stanoviště (např. po těžbě nerostných surovin),
- zvýšení ochranné hodnoty chráněné krajiny,
- zlepšení produkční schopnosti zničeného ekosystému,
- zvýšení ochranné hodnoty produkční krajiny.

Při plánování jednotlivých cílů je nutné přesně si ujasnit, do jakého stavu má být poškozený ekosystém navrácen. Bude-li se jednat o původní funkční i strukturální stav před degradací nebo vznikne-li úplně nový ekosystém. Proto je nutná přesná diagnóza problémů, které stojí za degradací, aby bylo možné využít adekvátní metody obnovy. Protože samotné odstranění stresu nemusí stačit k obnově ekosystému do původního stavu, je nutné uvažovat o vytvoření nového ekosystému (Van Andel et Grootjans 2006; Aronson et al. 1993).

Higgs (1997) pohlíží ve své práci na dobře provedenou obnovu z několika hledisek: historického, kulturního, polického a morálního (nebo estetického). Další neméně důležitá hlediska při utváření cílů obnovy zohlednil Ehrenfeld (2000), který navrhl tři typy možných cílů obnovy: 1. druhu, 2. funkce ekosystému, 3. služeb ekosystému. Obnovu degradovaného ekosystému krajiny lze posuzovat z nejrůznorodějších pohledů, ale je nutné uvažovat a uvědomit si, že konečné cíle mají být realistické a uskutečnitelné (Prokopová 2010).

2.3.3 Metody a způsoby ekologické obnovy

Dle Pracha (2010) je klíčové při výběru vhodné metody pro obnovu člověkem narušené krajiny jasně a přesně definovat cíle ekosystému, kterých má být během obnovy dosaženo, cílová společenstva, kvalitu populace. Obnova se dá zpravidla uskutečnit třemi postupy, které mají různé technické zásahy (Prach et al. 2007).

1. Spontánní sukcese

Tento postup zahrnuje ponechání krajiny bez jakýchkoliv zákroků ze strany lidské činnosti. Postupem času dochází samovolně ke kolonizování místa druhy, které se nejčastěji nacházejí v nejbližším okolí. Tento postup je obvykle rychlý, ale jen

v případech, že se nejedná o území silně degradované či toxické. Výhodou spontánní sukcese je zachování biodiverzity, protože dochází k mnohem menšímu šíření invazivních druhů. Tím se vytváří hodnotný krajinný útvar, který je považován za velice přínosný (Prach et al. 2007; Prach et Pyšek 2001).

2. Řízená sukcese

Při řízené sukcesi je na daných lokalitách postupováno podle správně zvoleného managementu, díky němuž se může snáze a také lépe dosáhnout cílového stavu. Zvolený management je prováděn především fyzickými úpravami, které mají zlepšit stanovištní podmínky, a tím urychlit následnou sukcesi. Biologické postupy umožňují umělé dodání druhů, ať to jsou rostlinné v podobě diaspor nebo živočišné, do systému nebo také zahrnují kontrolu a opatření, která chrání danou lokalitu před invazí cizích a nežádoucích druhů (Prach et al. 2007).

3. Technická rekultivace

Technická rekultivace je považována za nejméně žádoucí metodu obnovy, ale v některých případech je nevyhnutelná. To především v místech, kde na krajinu dlouhodobě působí silné stresy v podobě fyzikálně-chemických nebo antropogenních činitelů. Během této metody obnovy dochází k využití technických postupů k vytvoření monokulturní krajiny, ve které je velice silně potlačená strukturní složka ekosystému (Prach et Hobbs 2008).

2.4 Postindustriální krajina a stanoviště

Přirozené ekosystémy byly a stále jsou vystavovány silným rušivým vlivům, jako je vulkanická činnost, sesuvy půdy, ústupy ledovců, záplavy aj., které způsobují částečnou či úplnou degradaci, a tím dávají prostor pro vznik nových ekosystémů. Za těchto podmínek se nacházejí nově vznikající biotopy zpočátku ve stádiu primární sukcese. Tyto vznikající biotopy se vyskytují v blízkosti ekosystémů, které jsou v pokročilém stádiu vývoje. Proto má přírodní prostředí velice charakteristicky pestré mozaiku stanovišť, která nabízejí možnost života různým druhům rostlin a živočichů. Lidská činnost má podobný dopad jako přirozeně rušivé vlivy. I když důsledky mohou být závažnější a vyplývají ze stupně poškození daného ekosystému (Hüttl et Bradshaw 2000).

Počátkem 20. století se v běžné krajině (zemědělsko-lesnické), tedy krajině dnešní doby, začala objevovat stanoviště (krajina) s velice odlišnou geomorfologickou skladbou, která se nazývají postindustriální. Tato stanoviště (krajina) mají geologic-

kou i morfologickou skladbu, která je vytvořena po bezprostředním zásahu lidské činnosti. Jedná se především o průmyslovou činnost a tato krajina je potom charakteristická svými unikátními morfologickými tvary, které se v dané oblasti nevyskytovaly, nebo pro svoje fyzikálně-chemické, hydrické a jiné půdní podmínky, které podstatně ovlivňují její následné obnovení. Postindustriální krajina vzniká především jako důsledek povrchové a hlubinné těžby nerostných surovin, při kterých dochází k rozsáhlé degradaci povrchu, geologická struktura půdy se nachází nad samotným úložištěm surovin. Nově vytvořené postindustriální krajiny mají svůj specifický charakter, který je popisován, jako nedostatečně vegetačně pokrytý, biocenózy. Nedostatečné vlastnosti ekosystému a další ekologické interakce jsou potlačeny či jsou nefunkční oproti běžným ekosystémům v krajině (Hüttl et Bradshaw 2000).

Dle Konvičky (2012) si již od 70. let minulého století mezinárodní začala zoologická a botanická komunita uvědomovat určitý potenciál těchto míst. Tento potenciál vyplývá z faktu, že zde jsou neobvyklé přírodní útvary, které se považují téměř za symbol veškeré degradace a ztráty, ke kterým došlo vlivem lidské činnosti na přírodu, a žijí zde některé ohrožené druhy, které jsou adaptované na extrémní podmínky, jako jsou častými erozemi, záplavami, požáry aperiodicky narušované biotopy. (Schulz at Wiegleb 2000; Tropek et al. 2010; Konvička 2012). Mnoho z těchto druhů z dnešní monokulturní krajiny již prakticky vymizelo a některé dokonce vyhynuly, protože jim vymizela původní stanoviště, na která byly po mnoho tisíc let vázány. Příčina zániku jejich původních přirozených biotopů je v důsledku praktikujícího se krajinného managementu, který se využívá již od středověku. Pestrá stanovištní mozaika s výskytem oligotrofních mokřadů, střídajících se se zapojenými lesními porosty, suchými trávníky, obnažených půd apod. se přetvořila na monotónní zemědělské plochy, které jsou velice často i silně eutrofizované. Proto se monotónní zemědělské plochy stávají pro většinu druhů rostlin a živočichů nevhodným stanovištěm. V minulých letech docházelo také k velice masivním regulacím vodních toků (především narovnávání vodních toků a rychlému odtoku vody), poté k zalesňování přirozeně perspektivních míst monokulturními dřevinami, dokonce docházelo k tomu, že byly vysazovány dřeviny nepůvodní (Van Andel et Aronson 2006; Konvička 2012). Tyto vlivy po staletí utvářely krajinný ráz po celém světě. Živočichové a rostliny, protože jsou vázání právě na oligotrofní a pravidelné obnovování ekosystému, ztratili své přirozené biotopy a většinou nejsou schopni se adaptovat na člověkem nově vytvořená monotónní prostředí. Pro živočichy a rostliny, adaptované na extrémní podmínky, se stávají významnými místa, kde došlo k rozsáhlému poškození povrchových struktur půd, odstranění veškeré vegetace a k celkovému naruše-

ní a destrukci ekosystému náhradním stanovištěm (Cooke et Johnson 2002). Na těchto stanovištích se velice často nacházejí nestabilní půdy, na které působí erozivní činitele, které mají za následek velkou výhřevnost substrátu, protože zde chybí vegetační pokryv, který by zabránil erozi. Proto zde dochází v nerovných depresích k vytváření oligotrofních tůňek a dalších neobvyklých míst, které se již ve středo-evropské krajině nenacházejí. Tato stanoviště se vyskytují v primárním stádiu sukcese, a proto se mohou stát náhradním stanovištěm vzácných a ohrožených druhů, které vyžadují tento druh biotopů.

2.4.1 Postindustriální krajina a stanoviště v České republice

Jak uvádí Daily (1995) degradace území těžbou nerostných surovin je v globálním měřítku méně závažná degradace, než je odlesňování a zemědělství. Jak poukazuje Řehounek et Hátle (2010) jsou ale v některých zemích oblasti, kde došlo k degradaci území těžbou nerostných surovin velmi značné a rozsáhlé a právě mezi tyto země se řadí i Česká republika, protože těžba nerostných surovin patřila do nedávna mezi nejvýznamnější ekonomické odvětví. Opuštěné lomy, důlní výsypky, deponie popílku, dálniční násypy, haldy bývají velice často zhusta osidlovány unikátními živočišnými druhy, a to i s velkým zastoupením vzácných a ohrožených druhů. Na těchto místech se nacházejí i takové druhy, které mají až extrémně vyhraněné nároky na stanoviště. Mohou to být tato stanoviště: výhřevné skály, pohyblivé sutě, osluněný syký písek. Postindustriální stanoviště se stávají posledním útočištěm některých bezobratlých v České republice (Konvička 2012). Beneš et al. (2003) prováděli terénní výzkum motýlů v moravských vápencových lomech a výsledky ukázaly, že se zde motýlům na suchých a teplých místech daří, ale také že jim útočiště poskytují nejen lomy drobné a opuštěné, ale také velké, a dokonce i stále činné. Dokonce výzkumy pavouků a střevlíků v kamenolomech blanského lesa dle Tropek et Konvička (2008) a Tropek et al. (2008) ukázaly, že ochránářsky významné nejsou jen ty oblasti, kde je obnažen substrát vápence v teplých nížinách, ale také i kyselý substrát krystalických hornin v podhůří. Dalšími velice významnými typy postindustriálních stanovišť jsou výsypky, haldy a v posledních letech se do popředí dostávají také i odkaliště. Především jsou to významné krajinné prvky a jsou to velice zajímavá stanoviště s ochránářským potenciálem (Konvička 2012).

2.4.2 Haldy, jako unikátní krajinné reliéfy industrializovaných zemí

Haldy jsou v České republice pozůstatkem hornické činnosti a vznikly především po těžbě uhlí (černé, hnědé) a uranu. Dle Geofondu (2016) mají všechny uranové haldy

celkovou plochu 5,36 km². Hlubinná těžba ovlivňovala krajinu především haldami na povrchu. Jak uvádí Prach et al. (2010), je celková rozloha všech výsypek po těžbě uhlí na našem území 270 km² a jejich počet se pohybuje přibližně okolo 70. Haldy jsou opravdu dominantním reliéfem a představují nezanedbatelnou část české krajiny.

Při zahájení těžby nerostných surovin je vždy jako první odstraněna vrstva půdy. Toto odstranění má za následek absolutní degradaci původního ekosystému a vede ke ztrátě absolutně veškerých půdních vlastností, které se utvářely po miliony let. Nově navozené haldy/výsypky mají povrch, který připomíná měsíční krajinu. Jejich povrch je holý, vyvezená hlušina je bez jakéhokoliv zapojení vegetace. Velice častým jevem je eroze a další jiné extrémní půdní vlastnosti, jako jsou téměř žádné živiny, toxicita. Tyto faktory zabraňují dalšímu přirozenému vývoji, a to především osídlení a růstu vegetace a následnému osidlování živočichy (Bradshaw 1997).

Obrázek č. 5: Příbram Březové Hory, rok 1895. Krajina po těžbě a tvorbě hald

(Zdroj: soukromý archiv Jiří Ječmínek)



Ať bude obnova realizována jakkoliv, tak pro tato místa téměř vždy začíná ve fázi zlepšování půdních podmínek, stabilizování povrchu a také odstranění faktorů, které zabraňují přirozeným a spontánním sukcesům. Ty právě vedou k navrácení strukturálních a funkčních vlastností degradované půdy i celého ekosystému (Bradshaw

1997). Podle Bradshaw et Hüttl (2001) a Shrestha et Lal (2011) jsou díky těžbě negativně ovlivněny vlastnosti nově navezené půdy vznikající haldy/výsypky, a to fyzikálně i chemicky, hydrické i biologické. Tyto skutečnosti je nutné zohlednit v následujícím managementu těchto nových stanovišť.

2.4.3 Chemické a fyzikální vlastnosti půd na haldách

Před těžbou nerostných surovin dochází k odtěžení nadložních vrstev půdy. K největšímu odtěžení půdy dochází při povrchové těžbě u hlubinné těžby dochází odtěžení půdy v okolí hlavní těžební jámy a okolí. K samotnému přemístění se většinou využívá těžká technika, která na předem vybrané místo umístí odtěženou vrstvu půdy, a tím vznikne nová deponie, ta vzniká i při pravidelném vrstvení vytěžené hlubiny z hlubinné těžby. Během transportu dochází k zhutnění jemné textury půdy (Bradshaw 1997). Pro obnovení jejích funkčních vlastností je primární podmínkou dostatek živin: fosfor, draslík, hořčík, vápník, dusík. Tyto živiny nemohou být za krátkou dobu přirozenými procesy dodány, a proto je nutné využít alternativní prostředky, které dodají do půdy potřebné živiny. Jako nejúčinnější a také nejlépe aplikovatelné je využití komerčních hnojiv, která dodají do ochuzené půdy potřebný draslík a fosfor. Dusík se do půdy dostává pomocí výsadby těch druhů rostlin, které ho umějí fixovat a akumulovat ve svém těle (Bradshaw 1997). Množství umělého hnojení a dodávek živin do degradované půdy je nutné přiměřeně dávkovat, aby nedošlo k přílišnému nasycení živinami, protože by došlo k redukci biodiverzity (Del Moral et al. 2007). Nedostatečné množství organického uhlíku je způsobeno samotným těžebním a také rekultivačními praktikami probíhajícími na odtěženém substrátu (Shrestha et Lal 2011). Akumulace organického uhlíku a aktivace půdních organizmů je zásadní proces v rozvoji půdy v místech dotčených těžbou. Za hlavní přísun organického uhlíku a organické hmoty do půdních struktur je pokládán především listový odpad z vegetace v míře okolo 2 až 4 %. Přítomnost půdních mikroorganismů hraje klíčovou roli a jsou nezastupitelné v transformaci samotné organické hmoty (Šourková et al. 2005).

Jak uvádí Bradshaw et Shu (1995) a Bradshaw (1997) mohou být vlivem kontaminace těžkými kovy a jinými toxickými látkami v prostředí silně ovlivněny či dokonce poškozeny rostliny, živočichové a také i lidé. Při těžbě a zpracování rud velice často dochází k toxikaci zbytkové půdy. Takto toxická půda je v drtivé většině případů těžko překonatelná, proto se musí pro zmírnění toxických vlastností a zapojení vegetačního pokryvu navážet nová netoxická zemina, která překryje toxický substrát. Dalším neméně důležitým faktorem, který způsobuje potíže při sukcesi hald/výsypek

je nízké pH. To je velice často způsobené chemickými vlivy, obzvláště oxidací sulfidů a také zvětráváním (Bradshaw 1997). Čerstvě navršená půda na haldy/výsypky má zásadní vliv na hydrické vlastnosti půdy a je součástí monitorování. S hydrickými vlastnostmi je spojena řada problémů, které je nutné vyřešit před zahájením dalších obnovovacích procesů. Přebytek vody by měl za následek, že na haldách/výsypkách by došlo k přesycení povrchových vrstev půdy, anaerobióze prostředí, a to by mělo za následek úhyn vegetace. Také by mohlo dojít k opačnému efektu, tedy inhibování, kdy nastane z důvodu porézního substrátu naopak nedostatek vody (Bradshaw 1997).

2.4.4 Fyzikálněchemické vlastnosti důlních vod vyvěrající na povrch

Podle Příkryla (2003) je nejvýznamnější ukazatel kvality důlních vod hodnota pH, koncentrace solí, trofie a přítomnost kovů.

1. pH důlních vod

Pro důlní vody jak z hlubinného dobývání, tak i povrchového je velice typické přítomnost kyselých důlních vod. Tyto vody mají sníženou hodnotu pH, ta je způsobená především oxidací minerálů, které se nacházejí v redukovaném stavu. Mezi nejběžnější minerály, které mají na svědomí acidifikaci, se řadí sulfidy, a to především pyrit (FeS_2) (Banks et al. 1997). Nejběžněji se kyselé důlní vody vyskytují u těžby povrchové a u těchto vod také záleží na původním substrátu, který může obsahovat větší koncentraci uhličitánů, hydrogenuhličitánů, a to může poté vést k samovolnému neutralizačnímu efektu kyselých vod. Díky tomuto efektu může být pH neutrální až mírně zásadité (Banks et al. 1997).

2. Koncentrace solí

Koncentrace solí u důlních vod je běžným fenoménem. Jak uvádí Příkryl (2003) nepředstavuje z pohledu biodiverzity mírné zasolení žádné riziko, ale zato podporuje srážení uhličitánů, jež může způsobovat problémy. I přesto může srážení uhličitánů na výsypkách vést ke vzniku pěnokovových mokřadů, na které je vázána určitá specifická biota.

3. Kovy

Vysrážení kovů do povrchových vod jak tekoucích, tak i do stojatých je závažný problém. Nejčastěji se vysráží železo a jeho sraženiny zanášejí koryta. Proto se doporučuje vytvářet takové podmínky, které by zajistily, že k vysrážení železitých sloučenin dojde nejlépe přímo u vývěru, nebo co možná nejbližší vývěru. Důlní vody

a vody na haldách obsahují mimo železo i další kovy. To jsou kovy především hliníku, manganu, hořčíku a vápníku (Přikryl 2003; Schultze et al. 2010).

2.5 Postindustriální stanoviště pro denní motýly

V České republice se do autochtonní fauny řadí 161 druhů denních motýlů. I když se jedná o pouhý zlomek druhového bohatství řádu Lepidoptera, který čítá 3300 druhů, tak tento zlomek je nejlépe prozkoumaným vzorkem co do současného i historického rozšíření ekologie i etologie (Konvička et Beneš 2009). Existuje totiž síťový atlas od Beneše et al. (2002), který je založen na celorepublikovém mapování recentního rozšíření denních motýlů a také na excerpce literárních pramenů. Atlas je doplněn ještě o červený seznam od Vrabce et al. (2002), který dodává aktuální poznatky (Konvička et Beneš 2009). Ze 161 druhů denních motýlů v ČR ve 20. století plných 18 druhů vyhynulo, to je 12 % druhů. Mezi kriticky ohrožené patří 20 druhů a téměř polovina denních motýlů (44%) je zařazena do různých skupin ohrožení. Tyto poznatky ukazují na dramatické změny a ochuzení naší fauny (Konvička et al. 2005).

Krajina střední Evropy si za posledních 150-200 let prošla největšími i nejrychlejšími změnami ve své recentní historii. Jedná se především o ústup od klasického hospodaření, a to při souběžné intenzifikaci lesnictví, zemědělství. Klasické hospodaření udržovalo mozaiku nejrůznorodějších biotopů. Tedy od řídkých lesů, přes obnažené písčito-skalnaté stepi až po mokřady. Ústup a zánik těchto biotopů za poslední 200 let je pro biologickou rozmanitost našich krajů obrovskou ránou, která je ještě významnější než samotný příchod člověka. Zánik těchto stanovišť má na evropskou flóru a faunu ničující dopad. Na tato stanoviště byla jak fauna i flóra po tisíciletí vázána. Změny v kvalitě byly ještě více umocněny změnou velikostí jednotek, ze kterých se krajina skládá. Tradiční zemědělská krajina byla tvořena jemnou mozaikou drobných a různorodě obhospodařovaných plošek. Ty byly právě nahrazeny rozsáhlými, jednolitými plochami. Vznikly intenzivní polní kultury, lesní plantáže nebo plochy zcela ponechané sukcesi. Živočichové, kteří migrovali krajinnou mezi jednotlivými stanovišti, se během několika desetiletí ocitli v nepřekonatelném moři polí a lesů, na izolovaných ostrovech, ze kterých nemají úniku (Konvička et Beneš 2009).

2.5.1 Míra ovlivnění biotopů člověkem

Na příkladu lesů je možno ilustrovat, že členění biotopů na málo či silně ovlivněné ukazuje, že toto členění je nepraktické a nedefinuje pravou podstatu ovlivnění (Beneš et al. 2003). Když vezmeme v potaz pěstování vysokokmenných doubrav, tak co do flóry i fauny jsou od „původních“ biotopů vzdálenější než rané sukcesní stadium, tedy paseka (X10, X11). Veškerá populace ohrožených lesních motýlů přežívá pouze díky pasekám, Podobná situace nastává i v případech antropogenních ploch se sporou vegetací (X6) nebo ruderalů (X7, X8). Další místa, kde dnes přežívá většina druhů staré kulturní krajiny, pro které není již místo v obdělávané zemědělské krajině, jsou především lomy, pískovny, výsypky, haldy, letiště, ale najdeme je také v zářezích cest a na železničních náspech (Beneš a kol. 2003). Asi nejlepším příkladem je jasoň červenooký (*Parnassius apollo* L.), který byl úspěšně navrácen do lomů Štramberka. Ať se jedná o lomy opuštěné, či stále aktivní, jsou pro motýly v oblasti Českého krasu, Moravského krasu, Pálavy či území velké Prahy největším útočištěm. Situace dospěla do fáze, že se některé druhy nacházejí pouze v lomech, jako je tomu u okáče šedohnědé (*Hyponphele lycaon* K.), okáče metlicového (*Hipparchia semele* L.) nebo u modráška komonicového (*Polyommatus dorylas* D. et Sch.). Obecně jsou na tom podobně nerekulturnované výsypky (haldy) nebo pískovny (Konvička et Beneš 2009).

2.5.2 Postindustriální stanoviště z pohledu ochrany přírody

Vědecká obec přijala myšlenku, že postindustriální stanoviště nejsou pouhé jizvy v krajině, do kterých zavítají ochranáři či přírodovědci s myšlenkou, jak zakrýt a zahladit činnost člověka, ale vidí a dokáží vnímat tato stanoviště jako příležitost k oživení krajiny, která je díky zásahu člověka „fádní“. I když postindustriální stanoviště nejsou původní, mají svůj ochránářský potenciál, který je nutné využít. O přijetí této myšlenky v tuzemsku se zasadila řada badatelů, a to především Karel Prach a stoupenci jeho badatelské školy. Zaměřili se na vegetační sukcesí stanovištních typů lomů, výsypek, pískoven a na území po těžbě rašelin. (Prach et al., 2001, Hodačová et Prach, 2003, Řehouňková et Prach, 2006, Prach, 2008, Konvalinková et Prach, 2010). Aplikace jejich výsledků jednoznačně vyzdvihuje, že nejlepších výsledků stanovišť je dosaženo, když jsou postindustriální prostory ponechány spontánnímu vývoji nebo do jisté míry mírně řízenému sukcesnímu vývoji. Nejvýznamnější studií na toto téma byla práce Tropka et al (2010), ta ukázala na deseti skupinách organismů (rostliny a devět skupin živočichů), že spontánní sukcese v opuštěných lomech, a dokonce i na černouhelných haldách, vytváří ochránářsky

cenná společenstva s významným zastoupením ohrožených druhů (zastoupení ohrožených druhů především ze stepních a lesostepních specialistů). Práce dále dokázala, že na technicky rekultivovaných plochách se nacházela běžná společenstva a běžné druhy, které najdeme běžně v krajině. Ministerstvo životního prostředí ČR dokonce nechalo zpracovat metodická doporučení pro ponechání určitých nepřírodních biotopů přirozené sukcesi (Gremlica et al. 2013).

Pochopení postindustriálních stanovišť z hlediska ekologické vědy a ochrannářského potenciálu lze shrnout do šesti základních bodů:

1. Současná krajina je na našem území v drtivé většině uměle udržována ve středních fázích sukcesního vývoje. Ať se jedná o běžnou zemědělskou, lesnickou či sídelní krajinu jako jsou například louky, křoviny, zahrady, sady a hospodářské lesy. V této krajině nemají šanci pionýrské ani konkurenčně slabé druhy ani druhy adaptované na extrémní podmínky. I v této krajině se nacházejí výjimky v podobě extrémních polních stanovišť. Ta jsou každoročně orbou navracena do nejranější sukcese. I přes navrácení do nejranější sukcese umožňují tato stanoviště díky nadbytku živin a jiných agrochemikálií přežít jen velmi omezenému spektru hojných druhů (Konvička 2012).
2. V krajině neovlivněné činností člověka by existovaly rané, střední a pozdní fáze sukcese vedle sebe. Tyto fáze sukcese by tvořily pestrou mozaiku se zhruba vyrovnaným plošným zastoupením. V krajině by se nacházely vedle sebe staré lesy i lesy středního věku a lesy obnovující se po narušení. Příklad nejranějších sukcesních fází mohou být říční náplavy, spáleniště, místa, která byla pravidelně spásána dnes již vyhubenými velkými býložravci. Tato extrémní stanoviště hostila živočichy i rostliny, kteří nejvíce utrpěli, když je člověk započal postupně likvidovat zúrodněním, zalesňováním či zastavbou. Důsledky lidské činnosti na extrémní stanoviště mají za následek ústup prakticky všech rostlin a živočichů, kteří byli vázáni na extrémní prostředí (Konvička 2012).
3. Čerstvě opuštěná postindustriální stanoviště se nacházejí v raných fázích sukcese vývoje. Postindustriální stanoviště v některých případech mají tak extrémně ekologické podmínky, které později neumožňují dokončení sukcese, tedy růst zapojeného lesa. Sukcese je blokována už v raných stádiích. Blokace je způsobena především stresujícími podmínkami prostředí, např. pohyblivé substráty, extrémní mikroklima (výhřevnost, vysychavost), nedostatek živin, nadbytek některých prvků. Dalším důvodem blokace je, že postindustriální stanoviště bývají plošně rozlehlá, mívají členitý reliéf a bývají značně trvalá (uranové haldy, odkaliště, lomové jámy) (Konvička 2012).
4. Díky kombinaci rané (blokové) sukcese a ekologického stresu je způsobeno to, že postindustriální stanoviště jsou kolonizována specializovanými druhy, které se v běžné krajině stávají vzácnějšími. Útočiště zde nacházejí i konkurenčně slabé pionýrské druhy, které se dokáží uplatnit pouze

v mladých společenstvech, poté zde nacházejí příznivá stanoviště výhradní specialisté, kteří k některé fázi svého života vyžadují extrémy. Díky rozloze i trvanlivosti postindustriální stanovišť umožňuje mnohým z těchto druhů vytvořit velké a životaschopné populace. Různorodé podmínky, které souvisejí s členitým reliéfem a podložím dokáží nabídnout a podmínit vznik a existenci druhově poměrně bohatých společenstev (Konvička 2012).

5. Společenstva vznikající (rostlinná, živočišná) na postindustriálních stanovištích velice vzácně kopírují společenstva tzv. stanovišť přírodních. Jaké druhy přesně osídlí konkrétní lokalitu, závisí na větším množství faktorů. Především to závisí na unikátní historii lokality, druhovém složení společenstev v okolní krajině, lokálních podmínkách, ale také na interakcích mezi kolonizujícími druhy. Haldy, lomy či výsypky jsou terénní tvary historicky nové. I když na těchto stanovištích můžeme najít například druhy stepních trávníků, určitě nenajdeme stepní trávnický, jaké by vznikly v minulosti, jako důsledek kombinace seče a pastvy v úplně jiném krajinném kontextu, a to v krajině s úplně jiným zastoupením jednotlivých rostlin a živočichů. Proto je nutné význam postindustriálních lokalit brát a především posuzovat jinými měřítky, než jsou měřítka přirozenosti a naše představy. Nejvhodnějším měřítkem, jak hodnotit postindustriálních lokalit, je, zda se zde vyskytují druhy, které z naší přírody postupně mizí (Konvička 2012).
6. Ochranařská hodnota postindustriálních stanovišť spočívá právě v tom, zda se zde nacházejí velké, a především životaschopné populace tvořící organizmy, které by v současné krajině mimo postindustriálních stanovišť mohly přežít nebo by jen přežívaly v malých počtech bez delší perspektivy. Proto nabízejí tato stanoviště jedinečnou možnost, chceme-li zastavit vymírání těchto druhů a v budoucnu jim umožnit návrat do běžné krajiny (Konvička 2012).

2.5.3 Výzkum denních motýlů na postindustriálních stanovištích v ČR

V minulosti byly z postindustriálních stanovišť navštěvovány především kamenolomy v teplejších oblastech, o kterých bylo známo, že se zde nacházejí pozoruhodná společenstva motýlů. I přes tyto nálezy stále převládal názor, že intenzivní zásahy člověka do krajiny a ekosystémů jsou pro samotnou ochranu přírody velice škodlivé a nežádoucí a nálezy mizejících druhů byly brány v těchto postindustriálních stanovištích, jako jakási podivná odchylka, a proto těmto stanovištím nebyla věnována přílišná pozornost. První, kdo si všiml velkého potenciálu míst postižených těžbou

nerostných surovin z hlediska denních motýlů na našem území, byli především M. Konvička a J. Beneš, a to v pracích: Beneš et al. (2000) a Konvička et Beneš (2003). Tyto práce dokládaly důležitost těchto míst z hlediska mizejících denních motýlů a jejich ochrany. Brzy nato také podrobně prozkoumali 21 činných i opuštěných moravských vápencových kamenolomů od Moravského krasu na severu až po Prostějovsko, také Zábřežsko po Štramberk na severní Moravě (Beneš a kol. 2003 a). Poté následovaly další práce a informace o motýlech kamenolomů. Především z vápencových lomů v okolí Štramberka (Čelechovský 2002), Prostějovska (Čelechovský 1998), vybraných chráněných územích střední Moravy (Kuras 1995), vrchu Hády u Brna (Laštůvka et Marek 2002), Krkonoš (Skala et Kadlec 2008, 2009), Českého krasu (např. Tropek et al. 2010) a chráněných území Prahy (Číla et Skyva 1993 a, b). V podstatě ve všech zkoumaných lokalitách byly zjištěny ochránářsky významné druhy. Byly to druhy, které z okolní krajiny postupně mizejí či již úplně vymizely. K velice podobným zjištěním došly i výzkumy černouhelných hald na Kladensku (Vrabec 2004), na hnědouhelných výsypkách v severních Čechách a v jihomoravských pískovnách (Vrabec et al. 2010). Průzkum denních motýlů byl prováděn na dalších postindustriálních stanovištích na většině území ČR, i když nebyl již tak podrobný. Veškeré záznamy je možné najít v databázi *Mapování motýlů ČR*. Některé záznamy jsou uloženy jako nepublikovatelné zprávy na příslušných úřadech (Tropek et al. 2012).

V rámci širšího výzkumu a studií skupiny bezobratlých ve vápencových kamenolomech v Českém krasu (Tropek et al. 2010) a také v černouhelných haldách na Kladensku (Tropek et al. 2012) bylo prokázáno, že probíhající technická rekultivace má za následek devastaci ochránářského potenciálu postindustriálních stanovišť nejen pro motýly, ale i pro ostatní druhy mizející z krajiny. V Kadaňsku byla prováděna zevrubnější studie o kriticky ohroženém okáči metlicovém (*Hipparchia semele*), který obývá struskopopílkové odkaliště (Čížek et al. 2010). Po „úspěšné“ rekultivaci druh ustoupil (Vrabec et Pavlíčko, 2015). Také byly prováděny podrobnější studie ve vápencových lomech na Moravě. Ty se zaměřily na biotopové nároky dvou druhů bělásků rodu *Leptidea* (Beneš et al. 2003, Tropek et al. 2012).

2.5.4 Význam postindustriálních stanovišť pro denní motýly

Postindustriální stanoviště nahrazují nebo suplují denním motýlům extrémnější stanoviště, která z okolní krajiny, již vymizela. Díky specifickým vlastnostem, které pánují na postindustriálních stanovištích, se tato stanoviště stávají vyhledávanými pro druhy ohrožené v celých oblastech nebo dokonce celé ČR.

Jak probíhá sukcese, tak se charakter stanovišť velice často výrazně mění. Změny na stanovišti mohou pro určité specializované druhy znamenat zánik jinak vhodného biotopu. Téměř ve většině případů je sukcesní vývoj účinně zpomalen a je potřeba ho spíš usměrňovat než ho blokovat. Záleží především na rozsahu postindustriálních stanovišť. Pokud jsou tato stanoviště dostatečně rozsáhlá, vzniká na nich díky rozdílné sukcesi v jednotlivých částech rozdílná pestrá mozaika různě zarostlých ploch, obývaných různými druhy živočichů. Proto je nejdůležitější, aby byly cílené zásahy zaměřeny na udržování této mozaiky, aby byly zachovány všechny typy těchto biotopů od těch nejmladších až po relativně nejstarší. Dále je nutné vyhnout se velkoplošnějším zásahům, které by později vedly k jednotvárnosti (Tropek et al. 2012).

V kamenolomech probíhá sukcese dlouhodobě a je blokována na velkých plochách. Na nich vznikají rozsáhlé a zároveň velmi řídké trávníky. Právě zde se vyvíjí řada druhů sukcesně nejranějších stanovišť, jako je například kriticky ohrožený okáč metlicový (*Hipparchia semele*), soumračník podobný (*Pyrgus armoricanus*), ohrožený modrásek obecný (*Plebejus idas*). Jediný vápencový lom u Štramberka hostí dokonce jasně červenookého (*Parnassius apollo*), který sem po předchozím vyhubení byl navrácen. Paty lomových stěn mohou nabídnout ve sníženinách a na odvallech bujnější ruderalní společenstva a také křoviny, které jsou povětšinou řídké společně se soliterními stromy. Tato místa v lomech zajišťují dospělým motýlům dostatečné množství nektaronosných rostlin a úkrytů. Postupná sukcese na částech plochy vytvoří nejčastěji již řídké suché křoviny se zapojeným bylinným patrem. I tato tvorba stanovišť je velice důležitá pro řadu druhů, které jsou v krajině již velmi vzácné nebo v ní dokonce chybí, jako je to u soumračníka žlutoskvrnného (*Thymelicus acteon*), hnědáka květelového (*Melitaea didyma*) nebo modráska kozincového (*Glaucopsyche alexis*) (Tropek et al. 2012).

Výsyvky jsou významné z hlediska jejich pestré a jemné mozaiky stanovišť, která zde mohla vzniknout díky různorodému povrchu, jenž je důsledkem sypání substrátu. Na výsyvky jsou většinou vázány také druhy, které ke svému životu potřebují suchá a teplá stanoviště. To jsou například druhy soumračník skořicový (*Spialia sertorius*), modrásek hnědoskvrnný (*Polyommatus daphnis*). Také se zde nacházejí i ochránářsky zajímavé druhy, které jsou vázány na lesní lemy, lesostepi a rozvolněné křoviny. To jsou zranitelné druhy, jako je otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*) a perleťovec prostřední (*Argynnis adippe*) a druhy mokřadní, jako kriticky ohrožený hnědásek chrastavcový (*Euphydryas aurinia*). Výsyvky hostí kromě toho

i běžnější druhy, a proto je diverzita denních motýlů na výsypkách mnohem větší než v okolní krajině (Tropek et al. 2012).

Například pískovny jsou z hlediska denních motýlů zvláštním případem. Veškeré druhy v ČR, které se specializovaly na přirozené písčiny, již na našem území vyhynuly. Ve střední Evropě patří volné písčiny k úplně nejvíce ohroženým typům prostředí a u nás byla většina těchto lokalit záměrně zalesněna nebo zanikla. Zbytky, které se zde nacházejí, jsou natolik malé co do rozlohy, že pro dlouhodobé přežití pískomilných motýlů nestačí. Proto se nemohou do částí pískoven odnikud šířit, ale i přes tento fakt jsou pískovny pro motýly ochránářsky cenným územím. Jsou totiž osidlovány řadou druhů, které potřebují raně sukcesní nezarostlá stanoviště. Jako v jižních Čechách, kde můžeme nalézt kriticky ohroženého modráska černočárného (*Pseudophilotes baton*), zranitelného hnědáska kostkovaného (*Melitaea cinxia*) a donedávna na mnoha místech také kriticky ohroženého okáče metlicového (*Hipparchia semele*).

Odkaliště většinou nebyla podrobněji zkoumána z hlediska motýlů, ale přesto zde platí jako u pískoven, že tato stanoviště jsou velice blízká přirozeným písčinám, ale nejsou osidlována pískomilnými druhy, protože ty už na našem území vyhynuly. I přesto se ukázalo, že odkaliště hostí ohroženého okáče metlicového (*Hipparchia semele*). Ten byl lokalizován na odkalištích na Kadaňsku a donedávna i na Pardubicku. Na Kadaňsku byl také zjištěn i zranitelný soumračník čárkovaný (*Hesperia comma*). Odkaliště mají nízkou diverzitu rostlin a také velice malý počet nektarosených druhů rostlin, proto je velice pravděpodobné, že nebudou významnějšími lokalitami pro specializované druhy (Tropek et al. 2012).

Průzkumy, které proběhly na lokalitách těžby rašelin a nálezy, které na těchto lokalitách byly zjištěny, jednoznačně naznačují, že lokality, kde se rašelina historicky těžila (borkování) hostí řadu významných druhů. Díky způsobu těžby rašeliny, tedy borkování, které způsobuje, že na delší dobu zablokuje sukcesní vývoj lokality a zabrání rozvoji lesa, a to i na větších plochách rašelinišť. Tyto otevřené enklávy mohou sloužit jako útočiště pro specializované druhy, které na řadě míst v souvislosti s obecným odvodněním krajiny zarostly dřevinami a staly se z nich tak vhodné biotopy pro výskyt některých druhů. Lokality přírodní rezervace Kozohlůdky na Tábořsku jsou obývané kriticky ohroženým okáčem stříbrokým (*Coenonympha tullia*), perleťovcem severním (*Boloria aquilonaris*) (Tropek et al. 2012).

2.5.5 Zásady ekologické obnovy postindustriálních stanovišť z hlediska denních motýlů

Nejvýznamnější pro dané stanoviště a ochranu z hlediska denních motýlů je zejména podpořit a ochránit bohatou mozaiku různorodých biotopů, které se na daném stanovišti vyskytují, a to od nejranějších stádií s holým substrátem až po „lesostepi“ se zapojenějším keřovým patrem. V případech, že se jedná o menší postindustriální lokality, je nutné mozaiku zachovat a podpořit i v blízkém okolí, u aktivních lomů i v jejich předpolí (srov. Gremlica et al., 2013). Toho se nejlépe dosáhne tím, že se na daném stanovišti pro spontánní sukcesi nechají velké plochy, do kterých je možné i vhodné provádět maloplošné zásahy. Ty představují především strhávání povrchu, mozaiková seč, extenzivní pastva, přepásání, pojezdy vozidel, prořezávání dřevin apod. a mají za účel blokovat a obnovovat. Nejdůležitější je, aby se na lokalitě vyskytovaly jak holé plochy, tak i tak úživnější místa s dostatkem kvetoucích rostlin, křoviny, solitérní dřeviny a jejich skupinky. Pro rozvoj rostlin na lokalitě pro housenky i dospělé jedince je vhodné využívat cílené výsevy, ale musí jít o semena z blízké stepní lokality. Ta nemůžou být nahrazena v žádném případě komerční osevní směsí. Studie, které byly provedeny na kamenolomech a černouhelných haldách, prokázaly, že jakákoliv technická rekultivace dané lokality je z pohledu ochrany přírody devastující. Ničí a vede k vymření ochránářsky významných druhů, a to nejen denních motýlů. Největší devastace lokality hrozí při technické rekultivaci, když je zavážena substrátem a posléze osazována dřevinami (Tropek et al. 2012; Konvička 2012).

2.6 Metody monitoringu denních motýlů

Výzkum denních motýlů je nejlépe realizovat pomocí metody sčítání na lineárních transektech při časovaných pochůzkách. Základem této metody je zaznamenávání a sčítání jednotlivých motýlů, kteří jsou pozorováni na předem stanovené liniové trase. Tato trasa se prochází vždy stejnosměrnou rychlostí a během určeného času. Pozorovatel by měl procházet vytyčený transekt v době, kdy mají denní motýli nejvyšší aktivitu, a to mezi 9. a 16. hodinou v období od dubna do září, a to za teploty, která nesmí klesnout pod 13 °C až 17 °C a oblačnost nesmí být vyšší než 40–80 %. Při extrémních teplotách se motýli schovávají ve vegetaci a na stinných místech, aby nedošlo k jejich přehřátí a následnému úmrtí. Rychlost větru nesmí překročit 4, tedy 20 km/h. Tato intenzita větru zdvíhá prach, kousky papíru a pohybuje slabšími větvemi (Kadlec et al. 2010; Pollard et Yates 1992).

Trasa by měla být, pokud je to možné, vedena jedním typem biotopu a současně by také měl být transekt tvořen okruhem ze dvou částí nebo dvěma menšími transektu. První část nebo samotný transekt by měly vést přes intenzivně obhospodařovanou krajinu, poté by druhá část či transekt měly postihnout biotopy, které jsou relativně blízké krajině přírodní. Délka zvoleného transektu má být okolo 1-2 km, a to z důvodu, aby šel chůzí projít za 45–60 minut. Transektu bývají ještě rozděleny na další části podle převládajícího nebo charakteristického typu biotopu. Pozorovatel by si měl při průchodu terénem pomyslně vytyčit přibližně na každou stranu 5 metrů od vytyčené trasy. Poté si své transektu i s podrobným rozdělením úseků následně zakreslit do map (Beneš et al. 2010; Kadlec et al. 2012).

Nejvýznamnějším základem celého mapování je pořizování záznamů z pozorování do zaškrťovacích listů. Těchto listů je několik typů, které se od sebe liší, a to podle vhodnosti a intenzity mapování. Přítomnost jednotlivých druhů se zaznamenává do příslušného políčka, které se přeškrtně (x, -) nebo číslem, jež vyjadřuje odhad početnosti:

1. jediný exemplář,
2. výskyt ojedinělý, pozorováno do 10 motýlů,
3. výskyt početný, pozorovány desítky motýlů,

výskyt masový, pozorovány stovky až tisíce motýlů.

S ohledem na vybraná území se musí přizpůsobit i metodika sběru dat. Metodika musí být taková, aby umožnila projít všechny přítomné biotopy, časově vyvážené s možností objevení co možná nejvíce motýlích druhů. V dané lokalitě by měly být sledovány všechny sezónní aspekty (duben-září). Časové období, které se má strávit na dané lokalitě, záleží na jeho velikosti. Území o výměře <1 ha: 20 min; > 1 ha: 40 min; > 5 ha: 60 min. Špatně odlišitelné druhy je nutné určit laboratorně pomocí preparace genitálií (Tropek et al. 2013b; Kadlec et al. 2012).

2.7 Hodnocení biodiverzity

2.7.1 Shannon-Wienerův index

Alfa diverzita určité lokality se dá vyjádřit prostým počtem druhů, které se na lokalitě nacházejí nebo za pomoci některého z indexů diverzity. Jedním z těchto indexů je i Shannon-Wienerův index. Ten se snaží zohlednit také další důležité atributy, jako je například vyváženost abundancí (početností jedinců) jednotlivých druhů. Nemá žádné předpoklady o modelované četnosti a dá se tak považovat za neparametrický index (Jarkovský et al. 2012).

Shannon-Wienerův index (někdy také Shannon-Weaverův index) je založený na indexu poměrné početnosti druhů, a proto vychází z informační teorie. Ta počítá s rovnoměrností (ekvitabilitou) zastoupených druhů a druhovým bohatstvím. Nemá žádné předpoklady o modelované četnosti, a proto se dá považovat za neparametrický index. Pro index Shannon-Wienerův je předpokládáno, že výběr jedinců je nahodilý z teoreticky neomezeného množství a přítomnosti všech druhů společenstva ve vzorku. Teoreticky může index nabývat hodnot od 0 při absolutní dominanci jednoho druhu až do $\ln S$ při absolutní vyrovnanosti abundance všech druhů. Obvykle nabývá hodnoty od 1,5 až do 4,5 a jeho exponenciální hodnota se vyjadřuje hodnotou, kolik stejně početných druhů by vytvořilo Shannon-Wienerův index o stejné hodnotě (Jarkovský et al. 2012).

Vzorec č. 1: Shannon-Wienerův index

(Zdroj: Jarkovský et al. 2012)

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

Kde de S je celkový počet druhů, n_i je počet jedinců i -tého druhu a N je celkový počet jedinců. Shannon-Wienerův index je možné také vyjádřit jako vyrovnanost (ekvitabilitu) společenstva. Zde je hodnota indexu vztažena na maximální možnou vyrovnanost společenstva a vyjádřena jako podíl z této maximální vyrovnanosti o možném rozsahu od nuly do jedné (Jarkovský et al. 2012).

Vzorec určující maximální hodnotu Shannon-Wienerova indexu pro společenstvo odpovídá logaritmu počtu druhů a ukazuje, jaké hodnoty by index nabyl při shodné početnosti všech druhů společenstva. Hodnota tohoto indexu při maximálně vyrovnaném společenstvu je tedy dána vztahem:

Vzorec č. 2: Maximální hodnota Shannon-Wienerova indexu

(Zdroj: Jarkovský et al. 2012)

$$H_{max} = -\ln S$$

Hodnota Shannon-Wienerovy vyrovnanosti vypovídá o poměrné hodnotě diverzity „vyčerpané“ daným společenstvem vzhledem k společenstvu se shodnou početností druhů:

Vzorec č. 3: Hodnota Shannon-Wienerovy vyrovnanosti

(Zdroj: Jarkovský et al. 2012)

$$E = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{\ln S}$$

2.7.2 Indexy založené na početnosti druhů

Za nejjednodušší indexy pro zjištění diverzity je považován (používán) samotný počet taxonů ve společenstvu. Ten má v sobě důležitou informaci, a to o celkovém počtu nalezených druhů. **S** = počet taxonů (Holčík et Komenda 2015).

Do skupiny těchto indexů patří podle nejrůznorodějších vztahů i absolutní počty druhů velikostí vzorku. Indexy z této skupiny nejsou příliš vhodné, a to z toho důvodu, že znázorňují spíše proces vzorkování společenstva než jeho biodiverzitu.

Vzorec č. 4: Margalefův index

(Zdroj: Holčík et Komenda 2015)

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$$

Kde je **S** počet taxonů a **N** celkový počet jedinců.

Vzorec č. 5: Menhinickův index

(Zdroj: Holčík et Komenda 2015)

$$D_{Mg} = \frac{(S)}{\sqrt{N}}$$

Kde je **S** počet taxonů a **N** celkový počet jedinců (Holčík et Komenda 2015).

2.8 Metodika hodnocení

2.8.1 Hodnocení zachovalosti biotopů

Při posuzování kvality biotopů dle zastoupení motýlích druhů jako indikátorů, se vychází z několika hodnotících hledisek. Jeden z metodik je popsána na webu (anonymus 2006). Kromě přístupu vazby druhu na určitý biotop, se také zohledňují vazby na živou rostlinu a četnost výskytu v podmínkách, které panují v České republice. Vzájemná provázanost hodnocených charakteristik: stanoviště – rostlina – vzácnost - má za následek, že do značné míry snižuje míru rizika neobjektivního posuzování indikačního významu jednotlivých druhů. I přes tento fakt je stále nutné mít na paměti, že hodnoty indikačního významu jednotlivých, a to především málo známých druhů, budou v budoucnosti podléhat změnám, které budou vyvolané jejich vývojem poznání a to nakonec vyústí do neobjektivního posuzování indikačního významu jednotlivých druhů (anonymus 2006).

Pro správnou použitelnost této metody je důležité uvést podmínku, aby tato metoda mohla přinést pravdivé a nezkrácené výsledky, musí vycházet z dostatečně vyčerpávajících znalostí o motýlí fauně zkoumané lokality. Tyto znalosti se získají v průběhu terénních průzkumů daných lokalit a průzkum by měl alespoň trvat alespoň tři sezóny a v ideálním případě po sobě jdoucí sezóny. Proto mohou vést neú-

plné a dílčí informace a malé znalosti o motýlí fauně ke zkresleným závěrům. K správnému vyhodnocení bioty je nutné mít řádně vypracovaný/é aktuální soupis(y) motýlích druhů nacházejících se ve sledované lokalitě. Poté je zapotřebí zhodnotit nalezené druhy na základě jejich indikačního významu. K tomu je zvolen postup vycházející, tabulka č. 2 (anonymus 2006).

Tabulka č. 2: Hodnocení motýlích druhů jako indikátorů zachovalosti biotopů

(Zdroj: anonymus 2006)

Hlediska	Bodové hodnocení
Potravní vazba	
Druh polyfágní - prakticky bez vyjádřitelné vazby na určitou živnou rostlinu	1
Druh omezeně polyfágní - vázaný na druhy rostlin různých čeledí	2
Druh oligofágní - vázaný na několik rodů téže čeledi	3
Druh omezeně oligofágní - vázaný na několik druhů téhož rodu	4
Druh monofágní - vázaný na jediný druh rostliny	5
Stanovištní vazba	
Druh eurytopní - bez vazby na určitý typ stanoviště	1
Druh oligotopní - vázaný na skupinu příbuzných biotopů	2
Druh stenotopní - striktně vázaný na jediný typ stanoviště	3
Vzácnost - četnost výskytu na základě dosavadních znalostí	
Druh rozšířený a početný	1
Druh rozšířený ale nehojný	2
Ojedinělé nálezy z většího počtu lokalit	3
Ojedinělé nálezy z malého počtu lokalit	4
Ojedinělé nálezy z jediné lokality	5
Indikační význam druhů na základě bodového hodnocení	
Indikátor 1. stupně	11 až 13
Indikátor 2. stupně	9 až 10
Indikátor 3. stupně	7 až 8
Indikátor 4. stupně	3 až 6

Pro výpočet stanovení indikačního významu druhů se využívá jednoduchý vzorec:

Vzorec č. 6: Výpočet indikačního významu druhů

(Zdroj: anonymus 2006)

$$\mathbf{I = P + S + V}$$

kdy jednotlivé prvky jsou:

I = indikační význam, **S** = stanovištní vazba, **P** = potravní vazba, **V** = vzácnost.

Maximální dosažitelný počet bodů činí 13.

Vysvětlení stupňů indikačního významu

Indikátor 1. stupně - indikačně nanejvýš významné druhy zasluhující v mnoha případech zákonnou ochranu na stupni kriticky ohrožený, silně ohrožený, ohrožený ve smyslu Vyhlášky č. 395/92 Sb.

Indikátor 2. stupně - indikačně velmi významné druhy, v některých případech zasluhující zákonnou ochranu.

Indikátor 3. stupně - indikačně významné druhy, ve výjimečných případech zasluhující zákonnou ochranu.

Indikátor 4. stupně - obecně rozšířené a hojné druhy indikačně nevýznamné (Stupně 4 a 5 byly v novější verzi metodiky sloučeny do stupně 4).

Indikační stupně se nepřekrývají s výrazem „vzácnost“, protože se jedná o ukazatele, které jsou kombinovány s dalšími hledisky, a to s vazbou na živé rostliny a vazbou na stanoviště. Proto lze požadovat indikátory významnosti v mnoha ohledech za větší či menší disproporci proti obecně ustáleným názorům o vzácnosti či běžnosti některých, především obecně známých, druhů. Pouze u indikátorů 1. stupně lze konstatovat, že jde téměř ve všech případech o druhy velmi vzácné (anonymus 2006).

2.8.2 Hodnocení území z pohledu hodnocení zachovalosti biotopů

Na území jsou přítomny v různém zastoupení indikátory (od stupně 4 až po 1), které mají vypovídající charakter o území.

Území, na kterém se nalézá indikátor 1. stupně, je nutné zákonem chránit. Proto, aby byla možnost oprávněné a zákonné ochrany území, je nutné doložit a potvrdit trvalý výskyt indikátorů 1. stupně ve stabilní populaci, která musí mít alespoň přítomnost indikátorů 3. stupně nad 20 %. V případě, že na území bude indikátorem kriticky nebo silně ohrožený druh, není přítomnost indikátorů 3. stupně rozhodující. Zákonná ochrana má smysl teprve tehdy, když bude podpořena analytickým posouzením všech dalších (živých i neživých) složek přírodního prostředí, to bude mít za cíl ochranu, která vyloučí jakékoliv rušivé vlivy ohrožující trvalou existenci indikátoru. Na přírodně blízkých habitatech se výskyt indikátorů 1. stupně pohybuje okolo 1 až 5 % z celkového počtu diverzity motýlů. Jejich zastoupení se zvyšuje se stoupající specifičností habitatu (anonymus 2006).

Území, na kterém se nalézá indikátor 2. stupně je nutné zákonem chránit. Proto, aby byla možnost oprávněné a zákonné ochrany území, je nutné doložit a potvrdit trvalý výskyt indikátorů 2. stupně ve stabilní populaci, která musí mít alespoň přítomnost indikátorů 3. stupně nad 20 %. V případě, že na území bude indikátorem kriticky nebo silně ohrožený druh, není přítomnost indikátorů 3. stupně rozhodující. Zákonná ochrana má smysl teprve tehdy, když bude podpořena analytickým posouzením všech dalších (živých i neživých) složek přírodního prostředí, to bude mít za cíl ochranu, která vyloučí jakékoliv rušivé vlivy ohrožující trvalou existenci indikátoru. Na přírodně blízkých habitatech se výskyt indikátorů 2. stupně pohybuje okolo 5 až 10 % z celkového počtu diverzity motýlů. Jejich zastoupení stoupá se stoupající specifičností habitatu (anonymus 2006).

Území, ve kterých jsou přítomny indikátory 1. nebo 2. stupně a indikátory 3. stupně nedosahují hodnoty nad 20 %, má vypovídající charakter o silném ovlivnění lidskou činností nebo také o zanedbané údržbě. Na těchto územích probíhá sukcesní vývoj, díky čemuž dochází k ústupu cenných biotopů a jejich náhradě méně hodnotnými společenstvy. Názorným příkladem je zarůstání stepních biotopů křovinami a lesem, nebo poškození kvalitního biotopu těžbou nerostných surovin apod. V těchto případech uvedená kombinace zastoupení indikátorů většinou vypovídá o vysokém ekologickém potenciálu biotopu, a proto je cílem péče a ochrany biotopu navrácení (obnova) jeho původního charakteru. Navrácení může probíhat pomocí obnovení pastvy, pěstebními opatřeními, ta budou podporovat obnovu rostlinných společenstev, jež jsou důležitá pro vývoj významných motýlích indikátorů (anonymus 2006).

Území, na kterém se nalézá indikátor 3. stupně (za současné absence indikátorů 1. či 2. stupně), musí dostat takovou péči a ochranu, která souvisí s procentuálním zastoupením těchto indikátorů v celkovém druhovém spektru. Při zastoupení 20 % zasluhují biotopy zákonnou ochranu. Území, ve kterém je zastoupení indikátorů 3. stupně nad 30 %, zasluhuje zákonnou ochranu zcela nepochybně. V praxi se ukazuje, že tohle zastoupení indikátorů většinou nenastává. Při zastoupení indikátorů 3. stupně nad 20 % je jasným znamením, že společenství motýlů na sledovaném území je v dobré kondici a rovněž i ostatních fytofágních bezobratlých. Vyšší zastoupení indikátorů 3. stupně nad 20 % je téměř vždy doprovázeno i výskytem alespoň jediného druhu s indikačním významem 1. nebo 2. stupně. Při zastoupení indikátorů 3. stupně pod 20 %, a to bez přítomnosti indikátorů 1. a 2. stupně, je jasným signálem, že sledovaný biotop je celkově degradovaný a změny na území k přírodě bližší variantě nepovedou v nejbližším časovém horizontu k obnově bohatšího druhového spektra (anonymus 2006).

Území, na kterém se nalézá indikátor 4. stupně i na kvalitních a vyrovnaných biotopech, se pohybuje v hodnotách od 55 do 70 %. Při nižším zastoupení indikátorů 4. stupně na studovaném území má vypovídající hodnotu o specifických stanovištních podmínkách, které eliminují výskyt běžných druhů. Při vyšším zastoupením nad 70 % zastoupení eurytopních druhů svědčí o silném antropogenním ovlivnění a ruderalizaci. V území, kde se vyskytují pouze indikátory 4. stupně a neexistují žádné jiné abiotické fenomény vhodné pro ochranu, se obvykle využívá bez omezení pro rozličné investiční záměry bez ohledu na přírodní složku prostředí (anonymus 2006).

2.8.3 Dominance

Dominance je procentuální reprezentativní zastoupení druhů ve společenstvu. Výpočet dominance vychází obvykle z abundance. Samotná dominance je ovlivněna počtem druhů v zoocenóze, relativně se snižuje s rostoucím počtem druhů (anonymus 2014).

Vzorec č. 7: Vzorec pro výpočet dominance

(Zdroj: anonymus 2014)

$$D = n \cdot 100/s$$

D = dominance, **n** = počet jedinců určitého druhu, **s** = počet všech jedinců v zoocenóze.

Dominance se vyjadřuje ve stupních a ve většině případů se používá pětistupňová klasifikace:

- eudominantní druh – více než 10 %,
- dominantní druh – 5-10 %,
- subdominantní druh – 2-5 %,
- recedentní druh – 1-2 %,
- subrecedentní druh – méně než 1 % (anonymus 2014).

3 SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

Současný stav odvalů na Příbramsku je ve vývoji v konceptu jejich likvidace. Koncepte likvidace a rekultivace odvalů stanovená v likvidačních studiích o. z. SUL Příbram v letech 1991 a 1994 jednoznačně předpokládala, že materiál z veškerých doposud nerektivovaných odvalů na Příbramsku bude postupně podrcen na kamenivo pro stavební účely (DIAMO 2017).

V první aktualizaci TPL z r. 1997 byly stanoveny 3 varianty dalšího postupu:

- **Varianta I předpokládala likvidaci všech odvalů odtěžením a přepracováním na kamenivo**

V letech 1997 – 2023 se předpokládala likvidace odvalů č. 16, 11 a 11A v celkovém objemu cca 10 mil. t. V letech 2024-2038 se předpokládala likvidace odvalu č. 19, v celkovém objemu cca 5,8 mil. t. V letech 2039-2090 byla výhledově naplánována likvidace odvalů č. 4, 6, 9 a 15 v celkovém objemu cca 20,5 mil. t. S ohledem na ne-reálnou dlouhodobost záměru bylo doporučeno hledat navýšení ročního odbytu na max. kapacitu linky, tj. na 700 000 až 1 mil. t kameniva (DIAMO 2017).

- **Varianta II předpokládala rekultivaci odvalů na místě**

Ukázalo se však, že reálně lze uvažovat jen o dočasné rekultivaci vrcholových plošin odvalů. Příkré svahy rekultivovat nelze. Dočasnou rekultivaci plošin omezuje prašnost, nikoliv výstup radonu, dávkové záření gama a tvorba kontaminovaných vod splachem a průsakem atmosférických srážek (DIAMO 2017).

- **Varianta III předpokládala likvidaci ekologicky nejrizikovějších odvalů**

Tj. odvalu jámy č. 16, 11 a 11A mezi obcemi Bytíz a Háje v celkovém objemu 10,5 mil. t (DIAMO 2017).

Rekultivační pokusy s. p. DIAMO

- S ukončováním těžební činnosti na křídlech ložiska byly prováděny pokusné rekultivace odvalů. Bylo prokázáno, že bez úpravy svahů je možné technicky rekultivovat pouze horní plochy odvalů (DIAMO 2017).
- Veškerá technická opatření na neupravených svazích se mýjela účinkem. Rekultivační materiály se dlouhodobě neudržely na svazích. Bezvýsledně byly vyzkoušeny:
 - hydrofobní nástřiky,

- rozprostření čistírenských kalů,
- položení sítí,
- výsadba stromků v kořenových kontejnerech.

Realizace stávající koncepce likvidace odvalů

SUL na základě koncepce likvidace odvalů jako významných ekologických zátěží. Koncepce o. z. SUL je od počátku 90. let až doposud definována v technickém projektu likvidace a v jeho aktualizacích a je schválena MPO ČR. Dále je nutné zdůraznit, že koncepce vychází z těchto předpokladů:

- Odvaly je nezbytné likvidovat jako významné ekologické zátěže.
- Sanace a rekultivace pozemků uvolněných likvidací odvalů je i nadále úkolem s. p. DIAMO (DIAMO 2017).

3.1 Lokální zpracování jednotlivých odvalů

Dvě základní varianty nasazení technologie výrobní linky:

- **Lokální zpracování odvalů**, kdy linka bude postupně osazena na jednotlivých odvalech. Pro případ instalace linky na jednotlivých odvalech vyšel s. p. DIAMO z předpokladu, že správné umístění linky v prostoru odvalu může zásadním způsobem snížit hladinu hluku. Z těchto důvodů jsme zadali společnosti specializované na protihluková opatření požadavek na vyhotovení zásad pro osazení výrobní linky na odvale tak, aby hladina zvuku byla co nejnižší. Běžný je přitom opačný postup – technologie sestavená podle cenových kritérií je testována, zda vyhoví hygienickým limitům (DIAMO 2017).
- **Centrální zpracování odvalů**, kdy odvaly budou přetěžovány k centrální lince. Toto řešení je nejvýhodnější, pokud odvaly budou vyhodnoceny jako významné ekologické zátěže (DIAMO 2017).

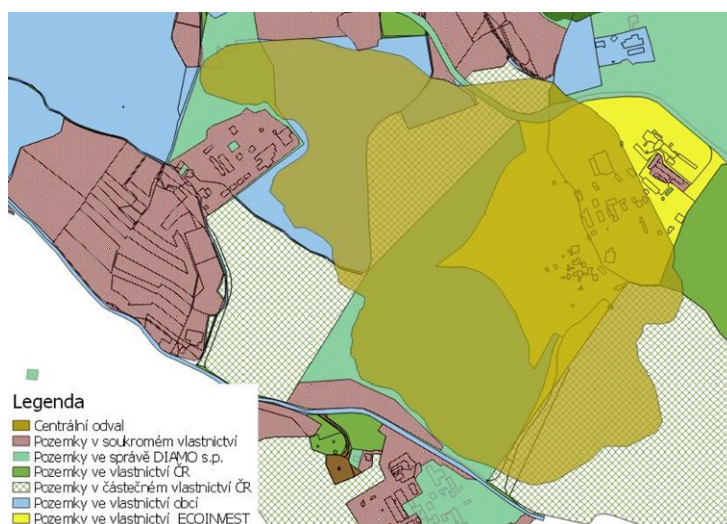
Přemístění odvalů na nové místo:

- Existuje několik variant umístění centrálního odvalu. Jako ideální se jeví jeho umístění v blízkém okolí areálu bývalé chemické úpravy rud 1. Máj, dnes ECOINVEST Příbram, s.r.o.

- S ohledem na zábor území pod centrálním odvalem jsou navrženy 3 možnosti. Uvažovány jsou pouze pozemky ve výlučném či částečném vlastnictví státu, obcí a firmy ECOINVEST.
 1. Maximální zábor pozemků – v maximální míře zohledňuje stávající terén a nevytváří novou dominantu. Sklon svahů je navržen jako 30°.
 2. Střední zábor pozemků – navržený sklon svahů 18° umožňuje dočasnou rekultivaci v ploše celého odvalu.
 3. Minimální zábor pozemků – zasahuje pouze pozemky ve správě s. p. DIAMO a společnosti ECOINVEST.

Obrázek č. 6: Maximální zábor pozemků

(Zdroj: DIAMO 2017)



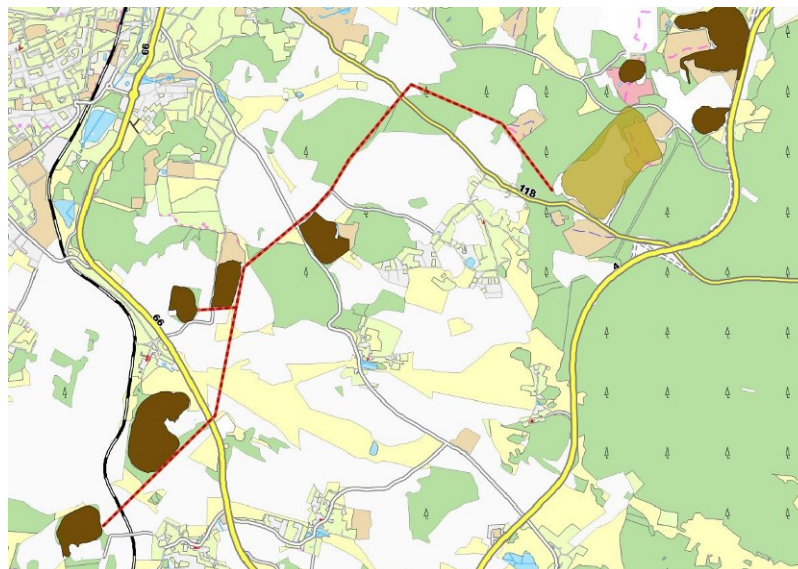
Centrální odval – transport odvalového materiálu

Předpokládá se postupné přemístění odvalového materiálu pomocí kontinuální dopravy s přepravní kapacitou 500 t/hod v rámci běžné pracovní doby (8 hodin každý pracovní den = režim 8/5). Dopravu je však nutno provozovat ve dvou i třisměnném provozu, čímž by došlo ke značnému zkrácení doby přemístění odvalů. Přemístění odvalů bude zahájeno ve střední části ložiska. Po odtěžení prvního odvalu je možné část dopravní technologie přemontovat a zahájit souběžné odtěžování odvalů ze severní části ložiska. Odvaly ze střední části ložiska budou kompletně přemístěny během 15 let. V případě nepřetržitého provozu by došlo ke zkrácení doby až na 6 let. Odvaly ze severní části ložiska (odval jámy č. 19, případně odvaly jam č. 11 a 11A) budou souběžně přemístěny s odvaly střední části. Severní odvaly budou

přemístěny za 6 let od ukončení přepravy ve střední části ložiska. V případě nepřetržitého provozu by došlo ke zkrácení doby na 2 roky.

Obrázek č. 7: Centrální odval – transport

(Zdroj: DIAMO 2017)

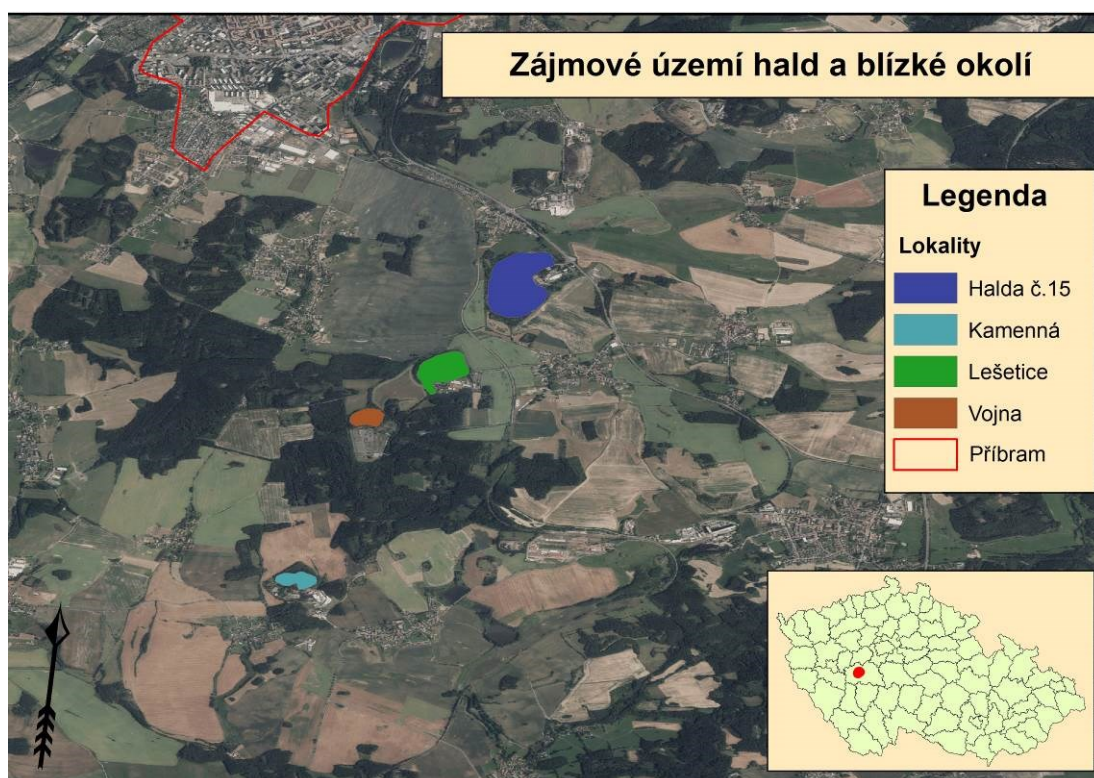


4 CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉHO ÚZEMÍ

Zájmové území se nachází v okresním městě Příbram, které leží v bývalém Příbramském okrese, který měl rozlohu 1 692 km² a byl největším okresem Středočeského kraje. Samotné město Příbram leží cca 60 km jihozápadně od Prahy na úpatí Brdské vrchoviny.

Obrázek č. 8: Mapa oblasti

(Zdroj: vlastní + ArcGIS)



4.1 Klimatické poměry

Klimatické podmínky Příbrami a jejího nejbližšího okolí patří do mírně teplé oblasti, mírně vlhké až vlhké. Zájmové území náleží do okresku MT3, tedy do mírně teplé oblasti. Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 7-7,3 °C a průměrné srážky činí 600–700 mm. Celkový počet dnů, kdy na zájmovém území leží sněhová pokrývka, je 58. Zimní doba, kdy teploty klesnou pod 0 °C, je 83 dní. Vzdušné proudy vanou od jihozápadu až k severozápadu. Ty se poté třísí o hřebeny Brd, a to díky jejich složité morfolonii. Pro podnebí zájmového území i podnebí Příbramska jsou charakteristické poměrně mírné zimy a chladná léta (Plicka et Dejmal 2015; Brychta et al. 1995).

4.2 Hydrologie

Nejvýznamnějším tokem v zájmové oblasti je řeka Berounka, do které se vlévá Litavka, ta odvodňuje město Příbram, a do Berounky se dále vlévá Příbramský potok. Pouze severovýchodní část Příbrami je odvodněna říčkou Kocábou, která se vlévá do Vltavy. Celková délka vodního toku Litavky od prameniště do soutoku s Berounkou je 54,6 km. Prameniště Litavky je na úbočí vrchu Hradiště, ve výšce 765 m. n. m. Převýšení způsobuje, že množství vody v Litavce je velice nestálé s častými srážkovými přívaly až povodněmi. Litavka má na délce 30 km toku spád větší než 300 metrů. Dalším důležitým tokem v zájmovém území je Příbramský potok, který má délku 11,06 km. Příbramský potok je dotován důlními vodami o vydatnosti $0,01 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, tyto důlní vody jsou přečištěné. Příbramský potok má prameniště v údolí jižně pod vrchem Levín v nadmořské výšce 563 m a do Litavky ústí u Trhových Dušníků na 37,69 říčním kilometru. Posledním významnějším tokem v zájmovém území je říčka Kocába, která má celkovou délku svého toku 47,2 km. Její prameniště je v malém rybníčku za Novou Hospodou na okraji města Příbram. Kocába se vlévá do Vltavy ve Štěchovicích (Němec 2005, Plicka et Dejmál 2016).

Zájmové území náleží do tří hydrogeologických rajónů:

- jihozápadní část – hydrogeologický rajón 632 – krystalinikum v povodí střední Vltavy,
- střední část – hydrogeologický rajón 623 – krystalinikum, proterozoikum a paleozoikum v povodí Berounky,
- severovýchodní část – hydrogeologický rajón 625 – proterozoikum a paleozoikum v povodí přítoku Vltavy (Bajer et al. 2000).

4.3 Geografie

Příbramsko je region, který je značně členitý a s výrazným zalesněním krajiny. Příbramsko patří z hlediska geomorfologického do provincie Česká Vysočina a jeho severozápadní část patří do subprovincie Poberounské soustavy a jihovýchodní část náleží do subprovincie Českomoravské soustavy. Základní geomorfologická struktura je důsledkem hercynského a také staršího vrásnění. Dnešní podoba reliéfu Příbramska se utvářela z největší části čtvrtohorní denudací. Západní část Příbram-

ska byla tvořena erozivní činností řeky Litavky a Příbramského potoka (Národní geoportál Inspire, 2010-2015).

4.4 Krajinné struktury okresu Příbram

Příbramsko náleží do biogeografické provincie středoevropských listnatých lesů. Dále se dělí na čtyři biogeografické regiony (bioregiony): Slapský, Blatenský, Brdský a Votický (Plicka et Dejmal 2015). Zastoupení krajinných struktur i prostorového uspořádání se neliší od jiných kulturních krajin. Nejvíce jsou zastoupeny lesní celky, orná půda a trvalé travní porosty, vodní plochy, sady, zahrady, zastavěné plochy a jinak využívané plochy (Bajer et al. 2000).

5 METODIKA A VYMEZENÍ STUDOVANÉHO ÚZEMÍ

5.1 Zvolená metoda monitoringu

Hlavní zásady monitorovací metody byly popsány v kapitole (2.6) jedná se o transektovou metodu sběru dat. Transekty přesně navazují na minulé, které byly zvoleny pro bakalářskou práci. Sběr dat navazuje na rok 2014 (data z bakalářské práce) a poté dále probíhal v roce 2015 od 13. června do 17. září. Sběr dat byl rozložen podle počasí a podmíněnosti denních motýlů na přepokládaném výskytu. V červnu 2x, červenci 4x, srpnu 4x a v září 1x. V roce 2015 proběhlo celkem 11 sčítacích návštěv. Sběr dat byl naplánovaný v době, kdy je největší aktivita denních motýlů, a to mezi 10:00 hodinou až 16:00 hodinou, za teploty vyšší než je 16°C s nízkou oblačností a téměř bezvětřím. Tyto podmínky byly vždy při sběru dat dodrženy.

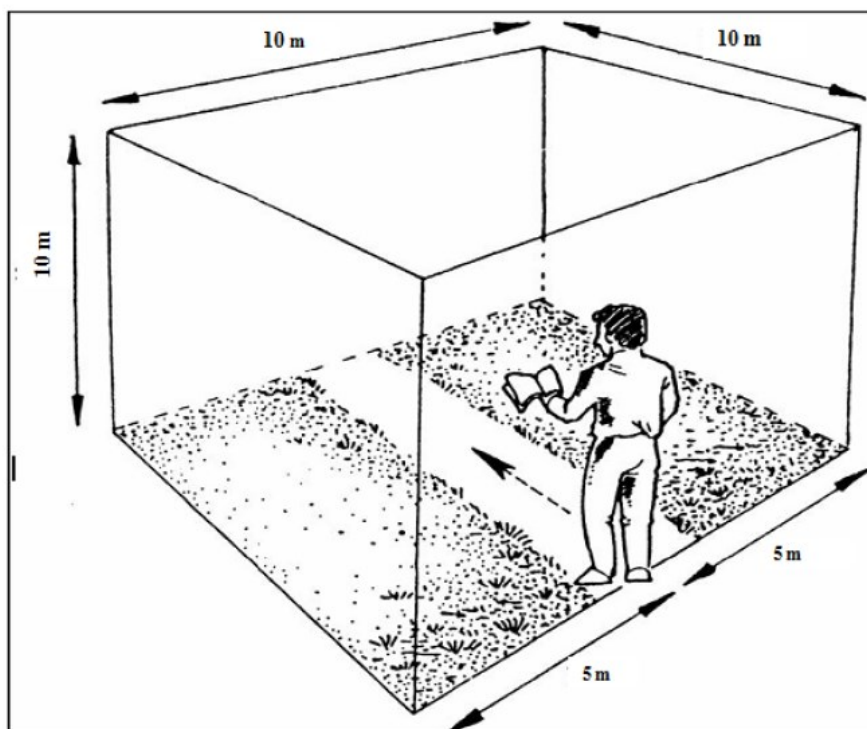
V roce 2016 probíhaly sběry dat od 21. dubna až do 11. září. Duben 1x, květen 3x, červen 2x, červenec 5x, srpen 3x a září 2x. Za rok 2016 bylo celkem 16 sčítacích návštěv v době s největší aktivitou denních motýlů.

I data z roku 2014 byla zahrnuta do zpracování, a také se s nimi dále pracovalo. V roce 2014 probíhal sběr dat od 13. června do 18. září. V červnu 3x, červenci 4x, srpnu 4x a v září 2x. V roce 2014 bylo celkem 13 sčítacích návštěv v době s největší aktivitou denních motýlů.

Zvolené transekty byly vždy bezpodmínečně procházeny stále stejnou trasou, a to pomalou a konstantní rychlostí. Sledovací oblast byla uzavírána pomyslným kvádrem o maximální délce 5 metrů na každou stranu od okraje cesty a 5 metrů ve směru sledování. Dospělí jedinci byli pozorováni zrakem či odchyceni do sítě a po identifikaci vypuštěni. U špatně determinatně odlišitelných druhů jsou zaznamenána pouze rodová jména, eventuálně pořízena fotografie odchyceného jedince pro pozdější verifikaci určení. Při procházení transektu je nutné se vyhnout dvojímu záznamu stejného jedince, toho nejlépe dosáhneme tím, že se nezdržíme v jednom úseku dlouhou dobu a nezapisujeme jedince, kteří jsou vidět v dálce před sebou nebo mimo aktuální mapovací úsek (Pollard 1977; Pollard et Yates 1992). I tuto podmínku jsem se snažil dodržet.

Obrázek č. 9: Schéma monitorovaného prostoru při průchodu transektem

(Zdroj: <http://www.tagfalter-monitoring.de> 2015)



Monitorovány byly všechny druhy denních motýlů v zájmové oblasti. Jejich výskyt byl zaznamenáván do vybraného formuláře, který byl sestaven s pomocí vedoucího práce Mgr. Vladimíra Vrabce. Formulář obsahoval číslo listu, lokalitu, datum, čas, počasí, vítr, druh a počet jedinců a úsek.

Jednotlivé druhy byly dle nalezených počtů zapisovány způsobem: 1-výskyt nález 3ks., 2-výskyt nález do 10ks., 3-výskyt nález 11-100ks., 4-výskyt nález 101-300ks., 5-výskyt nález 301-700ks., 6-výskyt nález 701-900ks.

5.2 Vlastní postup sběru dat

Pro samotný odchyt byla použita entomologická síť. Ta se používala pro odchyt některých jedinců kvůli přesnému druhovému určení. Pro určování jsem užíval především dílo Beneše a kol. (2002). K identifikaci dále sloužila kniha Denní motýli (Rhopalocera) zemědělské krajiny (Laštůvka 2008), mobilní aplikace Atlas denních motýlů České republiky (staženo: <https://play.google.com/store/apps/details?id=cz.hotarekv.atlas&hl=cs>). Při nemožnosti v terénu určit druh, byl chycený jedinec opatrně zafixován a v síťce vyfocen mobilním fotoaparátem typu Huawei P8 Titanium Gey. Terénní pozorování bylo za-

hájeno na haldě č. 15 a zakončeno na Kamenné (č. 3A). Další pozorování poté bylo započato tam, kde předcházející skončilo. Tento systém se vždy opakoval.

5.3 Zvolené transeky

Diplomová práce navazuje na bakalářskou práci a zkoumá stejná stanoviště. Jedná se o haldy Kamenná (č. 3 a 3a), Vojna (č. 1), Lešetice (č. 4) a Halda č. 15. Na vybraných lokalitách nebyl až dosud proveden podrobný entomologický průzkum denních motýlů. Jediné dvě studie, které se zabývaly podobným tématem výsypek se týkají jiných skupin organismů a jsou to diplomová práce *Společenstva drobných zemních savců na výsypkách po těžbě* a bakalářská práce *Sukcese vegetace na výsypkách po těžbě uranu na Příbramsku* (Dudíková 2009; Jánská 2012).

Transeky byly udržovány stejné jako v bakalářské práci autora (Novotný 201). Byly pouze rozděleny na tři úseky: u paty haldy a poté na část 1. a 2., které lépe charakterizují daná stanoviště. Jedná se o celkem čtyři transeky, které se dále ještě dělí na 3 úseky, ležící na lokalitách, na kterých ještě v roce 1993 docházelo k hornické činnosti a rekultivaci. Dva transeky jsou zasazeny do oblastí, ve které proběhla biologická rekultivace. Jsou to haldy Vojna (č. 1), Kamenná (č. 3 a 3a). Haldy, které byly ponechány přirozené sukcesi bez zásahu člověkem, jsou Lešetice (č. 4), Halda č. 15.

Transeky byly záměrně zvoleny, tak aby procházely vstup na haldy a jeho nejbližší okolí (pata haldy) a hlavní část transektu vedla v jádrové části (koruna haldy) s cílem zachytit co největší druhové spektrum.

5.4 Popis tras procházených na jednotlivých haldách

Jednotlivé transeky se svojí délkou lišily z toho důvodu, že se koruny hald od sebe liší svojí velikostí. Průměrná délka transektu činí cca 1 km, výpočet délek transektů a výměry ploch, kde byl transekt veden byly provedeny v zeměměřičkém programu Kokeš.

- Délka transektu na haldě Vojna činí cca 721 metrů. Plošná výměra části pata činí cca 1456 m², části 1 - cca 4082 m², části 2 - cca 3537 m².
- Délka transektu na haldě Vojna činí cca 825 metrů. Výměra části pata činí cca 825 m², části - cca 6063 m², části 2 - 3035 m².

- Délka transektu na haldě Lešetice činí cca 984 metrů. Výměra pata činí cca 2053 m², části 1 - cca 4797 m², část 2 - 6271 m².
- Délka transektu na haldě č. 15 činí cca 1687 metrů. Výměra pata činí cca 3239 m², části 1 - cca 20173 m², část 2 - 5889 m².

5.5 Popis jednotlivých zkoumaných hald na Příbramsku

5.5.1 Halda Kamenná (č.3 a 3a)

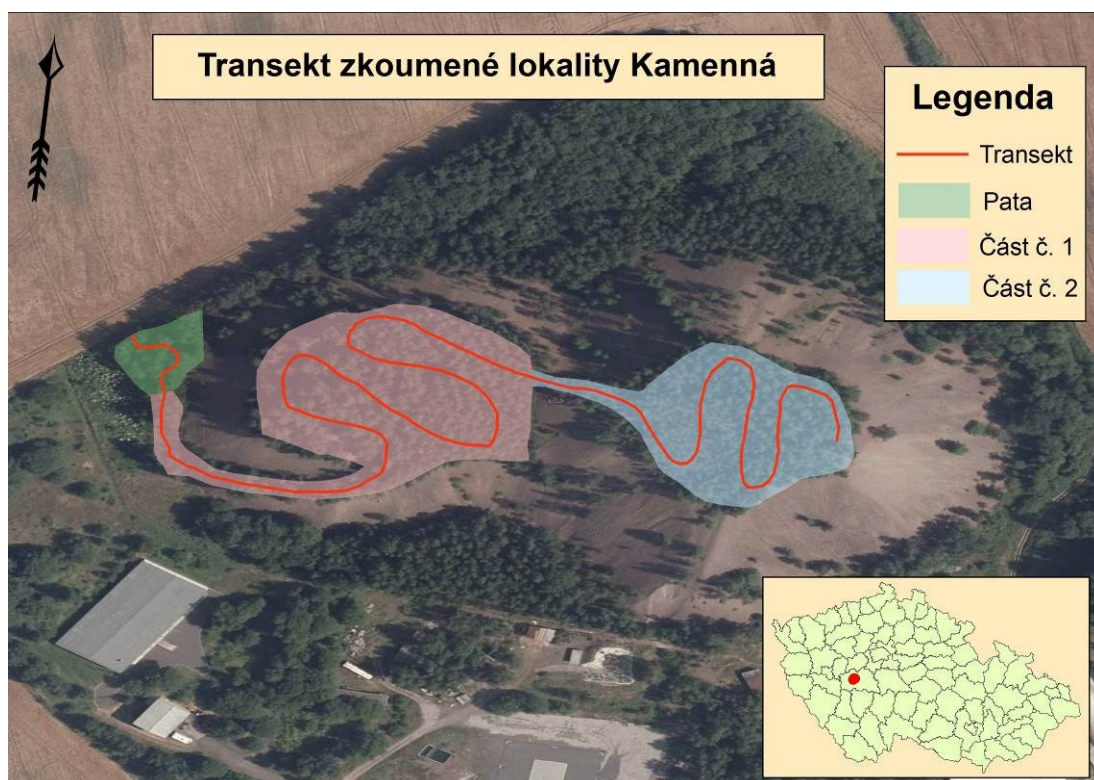
Halda Kamenná má tabulovitý tvar, který vznikl po násypu hornické hlušiny na korunu haldy. Ta byla posléze technicky rekultivována do podoby tabulovitého tvaru. V materiálním složení mají převahu algonkické břidlice do 20 cm, značně zvětralé. Tvorba haldy započala v roce 1954, kdy se začala navážet hornická hlšina z dolů, a navážení skončilo v roce 1960. Halda Kamenná patří mezi jedny z nejstarších hald na Příbramsku. Svému účelu, již neslouží cca 57 let. Dle Horního zákona č. 44/1988 Sb. je i tento opuštěný odval evidován jako ložisko výhradních nerostných surovin.

Celková plocha haldy dle TPL (Technický plán likvidace) je přibližně 35 040 m², a současný objem je přibližně 631 444 m³ rovněž dle TPL. V roce 1993 zde proběhl na jižním svahu pokus o menší hydroosev, který se na svahu haldy neuchytil. Hodnoty emisí zdrojů radonu činí 0,099 μGy/h, a to včetně směrové odchylky a po odečtu přirozeného pozadí. Emise radonu činí 11 952,7 Bq/s (Bajer et al. 2000).

Na haldě Kamenná (č. 3 a 3a) neproběhla žádná zásadní ekologická rekultivace, pouze lokálně omezené pokusy s hydroosevem. Celý jižní svah byl „nastříkán“ hydroosevem, který se zde z cca 90 % neudržel a byl spláchnut k patě haldy. Na místech, kde se udržel, vznikly malé ostrůvky travin. Zbytky hydroosevu byly zanechány na koruně haldy. Nejnižší hodnota vrstevnic činí 545 m n. m. a nejvyšší je ve výšce 585 m n. m. Převýšení je tedy 40 metrů.

Obrázek č. 10: Halda

(Zdroj: vlastní + ArcGIS)



- **Pata**

Plocha je pokryta náletovými dřevinami, křovinami a ruderálními porosty. Plocha je cca na 75 % pokryta náletovými dřevinami, na cca 20 % křovinami a 5 % ruderálními porosty. Z náletových dřevin je nejvíce zastoupena (přibližně v 35 %) bříza bělokorá (*Betula pendula* R.), v 25 % topol osika (*Populus tremula* L.), v 15 % vrba jíva (*Salix caprea* L.), ve 20 % jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior* L.). Jen minimální zastoupení mají okolo 5 % smrk ztepilý (*Picea abies* L.) společně s borovicí lesní (*Pinus sylvestris* L.), které jsou zastoupeny roztroušeně a tvoří solitéry. Z keřů jsou zastoupeny růže šípková (*Rosa canina* L.), ostružiník maliník (*Rubus idaeus* L.). Z rostlin heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla* L.), zvonek broskvolistý (*Campanula persicifolia* L.) a pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale* auct. non Wigg.).

- **Část 1**

Plocha je pokryta náletovými dřevinami a ruderálními porosty. Z náletových dřevin je nejvíce zastoupena (přibližně v 80 %) bříza bělokorá (*Betula pendula* R.), ve 20 % vrba jíva (*Salix caprea* L.), líska obecná (*Corylus avellana* L.), topol osika (*Populus tremula* L.) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior* L.). Jen minimální zastoupení mají z planých dřevin jabloň lesní (*Malus sylvestris* L.), třešeň ptačí (*Prunus avium* L.),

a to v 1 až 2 kusech. Přibližně je 1. část pokrytá z 30-35 % náletovými dřevinami. Bylinné patro první části tvoří převážně ostružiník maliník (*Rubus idaeus* L.) a jahodník obecný (*Fragaria vesca* L.), jahodník trávnicí (*Fragaria viridis* W.). Z keřů jsou zastoupeny růže šípková (*Rosa canina* L.). Nesouvislé travní ostrovy typické pro sukcese mladých společenstev tvoří lipnice luční (*Poa pratensis* L.) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* L.). Další rostliny, které byly nalezeny, jsou jetel luční (*Trifolium pratense* L.), mák vlčí (*Papaver rhoeas* L.), heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea* L.), heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla* L.), chrpa luční (*Centaurea jacea* L.). Tato část je velice stinná až tmavá.

o Část 2

Plocha je pokryta náletem, z 60 % jej činí bříza bělokorá a z 2 % jiné náletové dřeviny (líška, topol). Povrch této části výsypky je mimo nálet téměř holý, pokrytý jen lišejníky, mechy a sporadicky 1 až 2 keři.

Halda Kamenná (č. 3 a3a) patří do relativně mladých sukcesních společenstev. Stále zde jsou dominantní pionýrské druhy rostlin a dřevin nebo společenstva, která vyhledávají stanoviště, kde je raná (bloková) sukcese. Rozdíly mezi patou, 1. částí a 2. částí haldy jsou ve složení náletových dřevin a především v chybějícím ruderním porostu ve 2. části. Pata je ze všech tří částí nejvíce pokrytá vzrostlými dřevinami. Svahy výsypky jsou z větší části holé, a to především na jižní straně. Severní svah a paty výsypky jsou více pokryty náletem, hlavně břízou, a to téměř ze 100 %.

5.5.2 Halda Vojna

Halda Vojna (č. 2) má tvar protažené tabule, který vznikl po násypu hornické hlušiny na korunu haldy. Ta byla posléze technicky rekultivována do podoby protažené tabule. V materiálním složení má převahu algonkická břidlice do 40 cm. Tvorba haldy započala mezi roky 1947–48, kdy se začala navážet hornická hlušina z dolů, a navážení skončilo v roce 1960. Halda Vojna (č. 2) patří mezi nejstarší haldy na Příbramsku. Svému účelu již neslouží cca 57 let. Je evidována jako ložisko výhradních nerostných surovin.

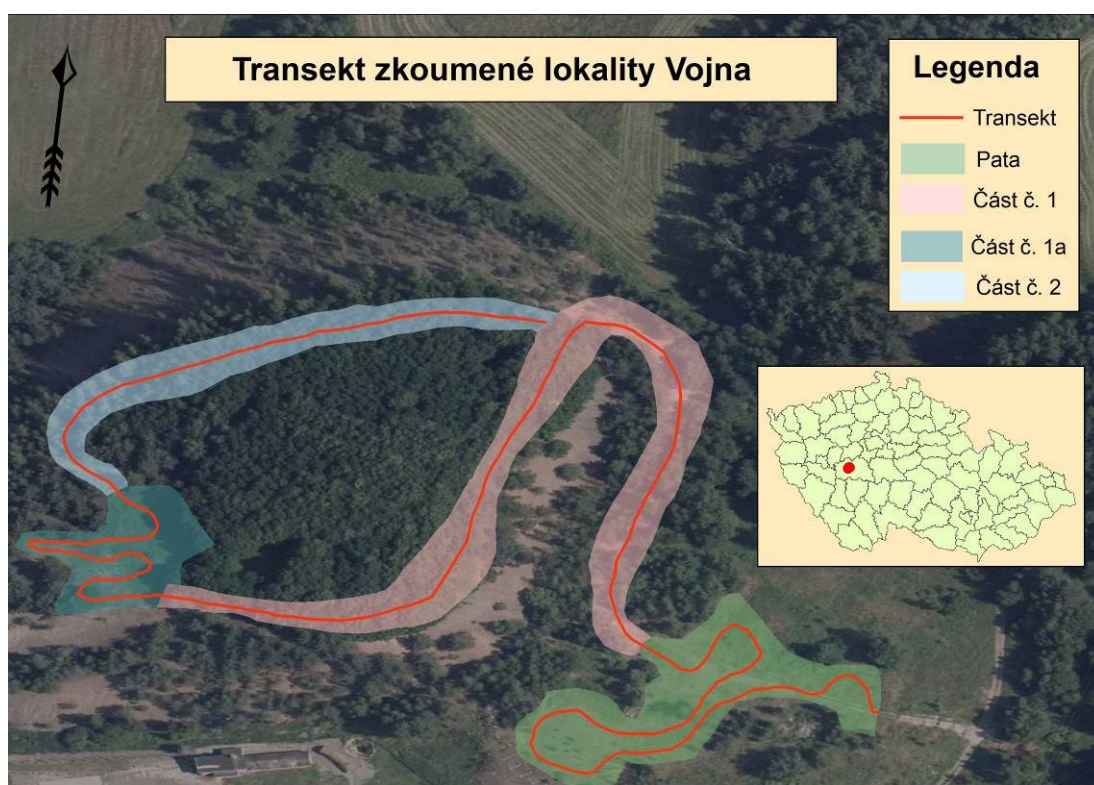
Celková plocha haldy je přibližně 37 819 m² dle TPL a současný objem je přibližně 636 473 m³ dle TPL. V roce 1997 proběhla úplná biologická rekultivace, která spočívala v úpravě povrchu odvalu a zalesnění koruny – borovicí lesní (*Pinus sylvestris* L.), břízou bělokorou (*Betula pendula* R.), dubem letním (*Quercus robur* L.) a dubem lesním (*Fagus sylvatica* L.). Na koruně haldy vzniklo lesní stanoviště. Poté došlo k jímání a zapuštění průsakových vod z odvalu vrtem do podzemí. Hodnoty emise

zdrojů radonu jsou na výsypce Vojna 0,564 $\mu\text{Gy/h}$, a to včetně směrových odchylek a po odečtu přirozeného pozadí. Emise radonu jsou 95 169,11 Bq/s (Bajer et al. 2000).

Díky biologické rekultivaci byla přerušena přirozená sukcese a vznikající stanoviště bylo nahrazeno lesním stanovištěm. Rekultivace proběhla jen na koruně haldy a paty haldy zůstaly bez jakéhokoliv zásahu. Paty haldy jsou proto v rané sukcesi jako okolí haldy. Nejnižší hodnota vrstevnic činí 565 m n. m. a nejvyšší je ve výšce 595 m n. m. Převýšení je tedy 30 metrů.

Obrázek č. 11: Vojna

(Zdroj: vlastní + ArcGIS)



- **Pata**

Plocha paty je pokryta především ruderálními porosty, a to cca z 85 % zbylých cca 5 % plochy je buď bez pokryvu, tvořených především různými frakcemi kameniva a hlušínového materiálu. Plocha tvoří malé ostrůvky téměř celé bez rostlin, a to především u paty haldy. Cca 5 % tvoří náletové a vysazené dřeviny. Ruderální porosty u paty haldy a v jejím okolí jsou tvořeny především těmito rostlinami: z keřů jsou zastoupeny růže šípková (*Rosa canina L.*), ostružník (*Rubus pedatus L.*), které tvoří ucelený ostrov několik metrů od paty haldy cca 7 metrů. Druhý podobný ostrov byl v roce 2015 odstraněn státním podnikem Diamo, a to z důvodu, že tento ostrůvek

zasahoval do oplocení jámy č. 2. Rostliny, které byly u paty haldy určeny jsou zvoněk broskvolistý (*Campanula persicifolia* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), jahodník obecný (*Fragaria vesca* L.), jahodník trávnicí (*Fragaria viridis* W.), jetel luční (*Trifolium pratense* L.), tavolník van Houtteův (*Spiraea x Vanhouttei* (Briot) Carrière), mák vlčí (*Papaver rhoeas* L.), svízel sivý (*Galium glaucum* L.), vratič obecný (*Tanacetum vulgare* L.), heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea* L.), kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare* L.), heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla* L.), chrpa luční (*Centaurea jacea* L.), kopřiva žahavka (*Urtica urens* L.), řepík lékařský (*Agrimonia eupatoria* L.), hadinec obecný (*Echium vulgare* L.), rozchodník ostrý (*Sedum acre* L.), řebříček obecný (*Achillea millefolium* L.), pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale* auct. non Wigg.), přeslička rolní (*Equisetum arvense* L.). Větší travní ostrovy typické pro sukcese mladých společenstev tvoří lipnice luční (*Poa pratensis* L.) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* L.). U paty haldy se nacházejí uměle vysazené borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), ve kterých se nalézají v menší míře bříza bělokorá (*Betula pendula* R.). Náletové dřeviny se dají považovat za solitéry - vrba jíva (*Salix caprea* L.).

○ Část 1

Celá tato část a koruna haldy byla jak technicky, tak i biologicky rekultivována. Na kameninovou hlušinu, které tvořila podklad koruny haldy, byla navezena zemina - na některých místech až cca 1 metr silná vrstva. Posléze byla koruna osázena dubem letním (*Quercus robur* L.) a dubem lesním (*Fagus sylvatica* L.) a podél hran borovicí lesní (*Pinus sylvestris* L.). Vysazené duby měly mít funkci zpevňovací dřeviny a tento účel splnily. Mezi duby je příměs 10–20 % borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.). Biologická rekultivace se zdařila v části 1 cca z 80 % na celé ploše. Pod dubem lesním a dubem letním vznikl velice stinný prostor, ve kterém se sporadicky objevuje mech nebo lišejník. V této části vznikl umělý lesní biotop, ve kterém se objevuje několik menších ostrovů s přesličkou lesní (*Equisetum sylvaticum* L.). Tyto ostrůvky poskytly útočiště skokanu štíhlému (*Rana dalmatina* F.). (Tento druh byl v těchto ostrovech několikrát pozorován při průchodu transektem). V části 1 je možno dle terénních podmínek dále odlišit samostatnou podčást, označenou jako 1a.

○ Vyčleněná podčást 1a

V této části se neuchytila biologická rekultivace a tvoří cca 20 % celého celku části 1. Jedná se o jednotnou část, ve které mohla přirozená sukcese pokračovat. Leží na koruně haldy v severozápadní části haldy Vojna. U hrany paty svahů se nacházejí

místa, která jsou zcela holá a bez vegetace, stejně je tomu tak i u svahu haldy v těchto místech. V části 1a se nachází pás neudržovaných travin (ve výšce 30 cm). Keře jsou zastoupeny především růží šípkovou (*Rosa canina L.*) a je zde několik málo rostlin ostružníku (*Rubus pedatus L.*). Travniny jsou typické pro sukcesně mladá společenstva. Jsou zde např. lipnice luční (*Poa pratensis L.*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos L.*), také se zde nachází ve velkém zastoupení hadinec obecný (*Echium vulgare L.*), který vytváří pás u hrany haldy a i na svazích.

○ Část 2

Tato část navazuje malým kouskem na část 1a a poté naváže opět na biologicky rekultivovanou plochu. Tato část je tvořena převážně 80-85 % borovice lesní (*Pinus sylvestris L.*) s příměsí dubu letního (*Quercus robur L.*) a dubu lesního (*Fagus sylvatica L.*) v 15-20 % zastoupení.

Na haldě Vojna (č. 2) proběhla kompletní rekultivace, která zbránila jejímu přirozenému vývoji. Díky rekultivaci vznikl na koruně haldy násilně lesní biotop. Celkové zastoupení na koruně haldy a svazích činí cca 75-85 % celé plochy. Na svazích výsypky se nacházejí náletové dřeviny, zejména bříza bělokorá, která je též u paty výsypky. Dále určité příměsi topolu osiky, olše lepkavé a dalších dřevin či křovin.

5.5.3 Halda Lešetice

Halda Lešetice (č. 4) má tabulovitý tvar, který vznikl po násypu hornické hlušiny na korunu haldy. V materiálním složení má převahu algonkická břidlice do 50 cm. Tvorba haldy započala v roce 1956, kdy započalo vyvážení hornické hlušiny z dolů. Navážení skončilo v roce 1982. Halda Lešetice (č. 4) patří mezi mladší haldy na Příbramsku. Svému účelu již neslouží cca 35 let. Dle Horního zákona č. 44/1988 Sb. je evidována jako ložisko výhradních nerostných surovin.

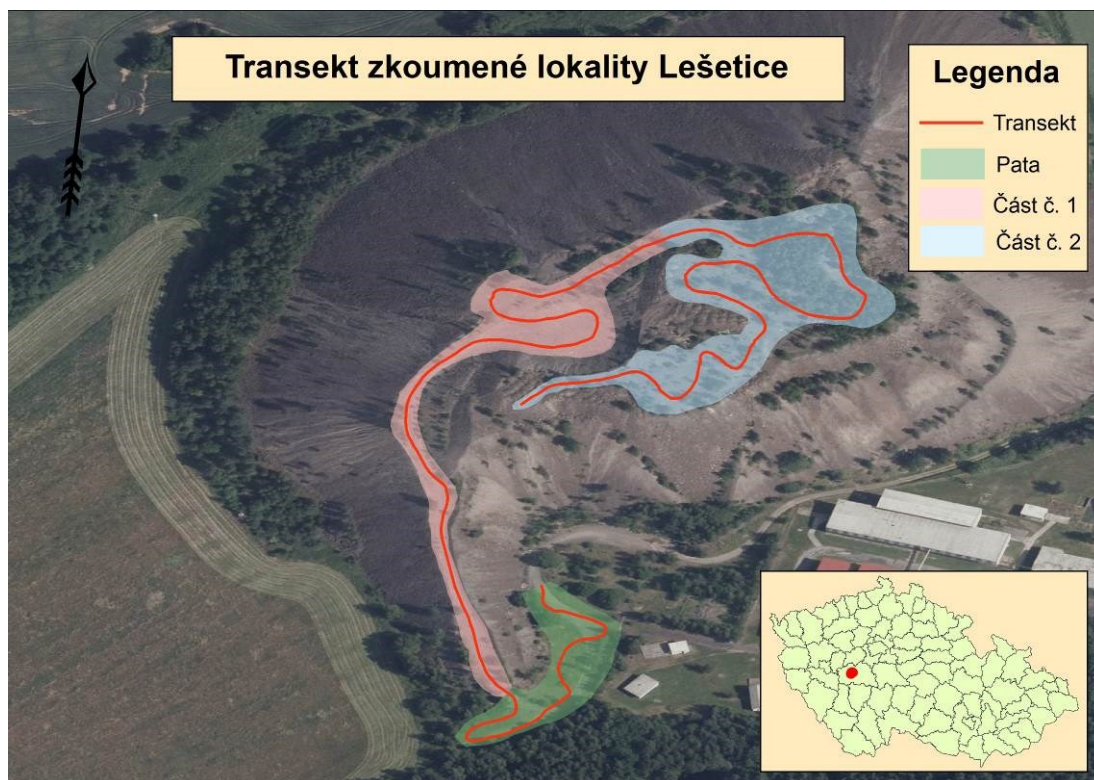
Celková plocha haldy je přibližně 88 837 m² dle TPL a současný objem je přibližně 2 386 101 m³ dle TPL. S haldou se do budoucnosti počítá na zpracování kameniva a zpracování výhradních surovin (uraninit a jeho další podoby). Halda Lešetice nebyla nikterak biologicky rekultivována ani na ní nebyly zkoušeny pokusy o hydroosev. Od roku 1982 na ní probíhá samovolná sukcese. Hodnoty emisí zdrojů radonu činí 0,099 µGy/h, a to včetně směrové odchylky a po odečtu přirozeného pozadí. Emise radonu činí 11 952,7 Bq/s (Bajer et al. 2000).

Na haldě Lešetice (č. 4) je možné na koruně sledovat ranou sukcesi a společenstva typická pro ruderalní stanoviště. Sukcesní společenství jsou na koruně malá i chudá, protože jsou ještě velmi mladá. U paty haldy je situace odlišnější a nabízí

pestřejší stanoviště. Nejnižší hodnota vrstevnic činí 550 m n. m. a nejvyšší je ve výšce 610 m n. m. Převýšení je tedy 60 metrů.

Obrázek č. 12: Lešetice

(Zdroj: vlastní + ArcGIS)



- **Pata**

Plocha paty je pokryta především ruderálními porosty, které tvoří cca 80 % plochy, poté cca 10 % náletových dřevin a cca 5 % plochy bez pokryvu. Jsou zde především různé frakce kameniva a hlušinového materiálu, které tvoří malé ostrůvky téměř celé bez rostlin (jedná se o silnici a její nejbližší okolí). Rostliny, které byly u paty haldy objeveny a zdokumentovány: zvonek broskvolistý (*Campanula persicifolia* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), jetel luční (*Trifolium pratense* L.), mák vlčí (*Papaver rhoeas* L.), řebříček obecný (*Achillea millefolium* L.), heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea* L.), heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla*) chrpa luční (*Centaurea juncea* L.), kopřiva žahavka (*Urtica urens* L.), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica* L.), hadinec obecný (*Echium vulgare* L.), přeslička rolní (*Equisetum arvense* L.), vratič obecný (*Tanacetum vulgare* L.), kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare* L.), svízel sivý (*Galium glaucum* L.), pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale* auct. non Wigg.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.). U vstupu na hladu a u paty haldy (cca 5 metrů) se nachází velký pást křovin, a to růže šípková (*Rosa*

canina L.), ostružiník maliník (*Rubus idaeus* L.). U paty se nacházejí vrba jíva (*Salix caprea* L.), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), osika obecná (*Populus tremula* L.) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.) a slivoň mirabelka (*Prunus domestica syriaca*). Travniny jsou typické pro sukcesně mladá společenstva, jsou zde např. lipnice luční (*Poa pratensis* L.) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* L.).

○ Část 1

Tato část je téměř celá bez vegetace či jiného rostlinného pokryvu. Cca 85 % celé plochy je tvořeno různou frakcí hlušinového materiálu. Velice sporadicky se vyskytují na koruně v části 1. rostliny. Ty tvoří velice malé ostrůvky, které pokrývají z celé plochy část 1. cca 5-8 %. Jsou tvořeny především těmito zástupci: hadinec obecný (*Echium vulgare* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), heřmáněk pravý (*Matricaria chamomilla*), bodlák kadeřavý (*Carduus crispus* L.), dále rostou na haldovině také různé druhy lišejníků a mechů. Náletové dřeviny tvoří cca 7-10 % celkové plochy. Na koruně plochy jsou velice nepravidelně rozmístěny a netvoří žádná souvislá pásma. Stromové pokryvnosti tvoří vrba jíva (*Salix caprea* L.), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a bříza bělokora (*Betula pendula* R.).

○ Část 2

Část 1. a 2. se od sebe více méně neliší a jejich biotopy jsou si velice podobné. Největší rozdíl je zde v procentuálním zastoupení náletových dřevin, které zde činí cca 30-45 % celé plochy koruny části 2. Jsou to náletové dřeviny: vrba jíva (*Salix caprea* L.), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), osika obecná (*Populus tremula* L.) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.). Náletové dřeviny zde tvoří již souvislý pás a větší či menší ostrůvky. Nadále je celá plocha z 50-60 % holá a je tvořena různou frakcí hlušinového materiálu. Rostliny se zde téměř žádné nenacházejí, ojediněle se zde vyskytují hadinec obecný (*Echium vulgare* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.) a divizna černá (*Verbascum nigrum* L.).

Na haldě Lešetice (č. 4) neproběhlá žádná rekultivace ani nebylo nijak zasahováno do přirozené sukcese, která patří do raného stádia sukcese. Díky tomu se dá halda považovat za stanoviště, do kterého nebylo lidskou činností zasaženo 35 let. Největší rostlinná rozmanitost je u paty haldy, ta ale rapidně klesá ke koruně haldy. Tento stav je způsoben tím, že koruna haldy má blokovanou ranou sukcesí. K tomu se ještě za 35 let na koruně nevytvořila téměř žádná vrstva substrátu. Svahy haldy č. 4 jsou téměř holé. Sporadicky se na nich nacházejí náletové dřeviny, a to bříza bělokora (*Betula pendula* R.) a občas borovice lesní (*Pinus sylvestris*). U paty haldy jsou vzrostlé břízy bělokora (*Betula pendula* R.).

5.5.4 Halda č. 15

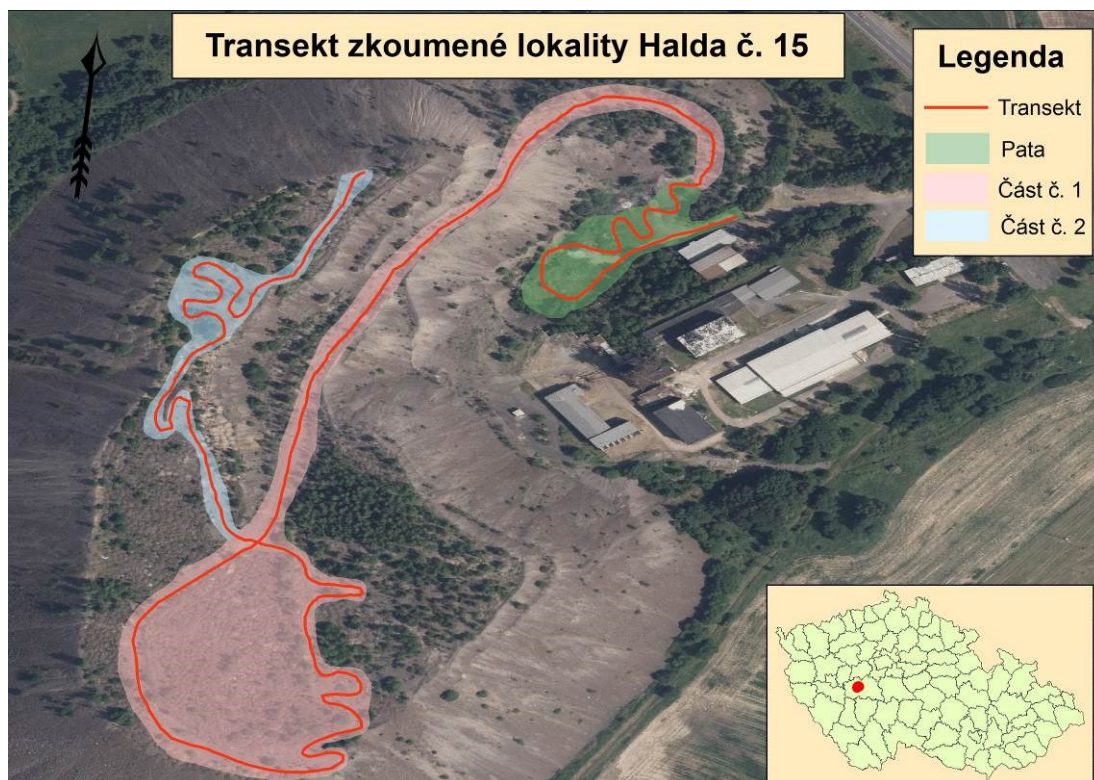
Halda č. 15 má tabulovitý tvar, který vznikl po násypu hornické hlušiny na korunu haldy. V materiálním složení má převahu algonkická břidlice do 50 cm. Tvorba haldy započala v roce 1955, kdy započalo vyvážení hornické hlušiny z dolů, a navážení skončilo v roce 1989. Halda č. 15 patří mezi třetí nejmladší haldy na Příbramsku. Svému účelu již neslouží cca 28 let. Dle Horního zákona č. 44/1988 Sb. jsou opuštěné odvaly evidovány jako ložiska výhradních nerostných surovin, to platí i pro tuto haldu.

Celková plocha haldy je přibližně 208 293 m² dle TPL a současný objem je přibližně 7 569 113 m³ dle TPL. S haldou se do budoucna počítá na zpracování kameniva a zpracování výhradních surovin (uraninit a jeho další podoby). Halda č. 15 nebyla nikterak biologicky rekultivována ani nejsou a nebyly prováděny pokusy o hydrosevu. Halda je co do rozsahu největší na Příbramsku. Od roku 1988 na ní probíhá samovolná sukcese. Hodnoty emisí zdrojů radonu činí 0,9 µGy/h, a to včetně směrové odchylky a po odečtu přirozeného pozadí. Emise radonu činí 62 7946,6 Bq/s (Bajer et al. 2000).

Na haldě č. 15 je možné na koruně a u pat sledovat ranou sukcesí a společenstva typická pro ruderalní stanoviště. Sukcesní společenství jsou na koruně mladá, ale přesto jsou bohatá. Nejnižší hodnota vrstevnic činí 530 m n. m. a nejvyšší je ve výšce 590 m n. m. Převýšení je tedy 60 metrů.

Obrázek č. 13: Halda č. 15

(Zdroj: vlastní + ArcGIS)



- **Pata**

Plocha paty je pokryta především ruderálními porosty, které tvoří cca 75-80 % plochy, dále je zde cca 15 % náletových dřevin a cca 5 -10 % plochy bez pokryvu, a to především různé frakce kameniva a hlušinového materiálů. V blízkosti svahů paty se tvoří pásy křovin a rostlin, které tvoří nepropustnou hradbu. Zástupcem keřů jsou růže šípková (*Rosa canina* L.), ostružiník maliník (*Rubus idaeus* L.). Rostliny, které byly u paty haldy objeveny a zdokumentovány jsou zvonek broskvolistý (*Campanula persicifolia* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), jetel luční (*Trifolium pratense* L.), heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea* L.), heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla*), chrpa luční (*Centaurea jacea* L.), kopřiva žahavka (*Urtica urens* L.), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica* L.), divizna černá (*Verbascum nigrum* L.), řepík lékařský (*Agrimonia eupatoria* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), bodlák kadeřavý (*Carduus crispus* L.), hadinec obecný (*Echium vulgare* L.), kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare* L.), svízel sivý (*Galium glaucum* L.), pupalka dvouletá (*Oenothera biennis* L.), řebříček obecný (*Achillea millefolium* L.), čičorečka pestrá (*Securigera varia* L.), rozchodník ostrý (*Sedum acre* L.). Na patě se vyskytují tyto náletové dřeviny: v největším zastoupení 70-85 % bříza bělokora (*Betula pendula* R.) zbytek tvoří topol osika (*Populus tremula* L.), vrba jíva (*Salix caprea* L.), brovice

lesní (*Pinus sylvestris* L.), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.). Náletové dřeviny se vyskytují především těsně u paty či u cesty vedoucí na korunu haldy. Okolí paty je pravidelně sečeno lehkou mechanizací (křovinořezem). O sečení se stará majitel haldy DIAMO. Travniny jsou typické pro sukcesně mladá společenstva. Jsou zde např. lipnice luční (*Poa pratensis* L.) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* L.).

○ Část 1

Tato část je z cca 25-35 % téměř bez pokryvu. Pokryv v části 1. se výrazně liší, a to z toho důvodu, že halda č. 15 je největší halda na Příbramsku a raná sukcese je v této části různorodá a velice pestrá. Části, kde není téměř žádný pokryv, jsou tvořeny různorodou frakcí kameniva a hlušinového materiálů. Ve středu koruny, kde zasahuje i část 1. se nacházejí ostrovy kameniva, které mají cca více než 500mm. Náletové dřeviny pokrývají cca 30-40 % celé plochy části 1. Ruderální porosty tvoří cca 25-45 % plochy koruny haldy v části 1. Rozložení ruderálních porostů se po celé části 1. výrazně liší. V některých částech tvoří jednotné pásy či ostrůvky v některých částech se nacházejí jen zástupci ruderálních společenstev. Co do druhové pestrosti nezaostává výrazně za částí pata, ale nedosahuje takového množství jedinců. Zástupci keřů jsou především růže šípková (*Rosa canina* L.), ostružiník maliník (*Rubus idaeus* L.). Rostliny, které byly identifikovány v části 1. jsou: bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea* L.), heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla*), kopřiva žahavka (*Urtica urens* L.), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica* L.), divizna černá (*Verbascum nigrum* L.), řepík lékařský (*Agrimonia eupatoria* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), bodlák kadeřavý (*Carduus crispus* L.), hadinec obecný (*Echium vulgare* L.), kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare* L.), svízel sivý (*Galium glaucum* L.), pupalka dvouletá (*Oenothera biennis* L.), čičorečka pestrá (*Securigera varia* L.), rozchodník ostrý (*Sedum acre* L.), řebříček obecný (*Achillea millefolium* L.). Náletové dřeviny v části 1. tvoří buď pásy, které na sebe více méně navazují, či tvoří větší ucelený prostor, který by šel zařadit do lesního stanoviště. Zastoupení náletových dřevin: náletová bříza bělokorá (*Betula pendula* R.), topol osika (*Populus tremula* L.), vrba jíva (*Salix caprea* L.), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.). Borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) společně s břízou bělokorou (*Betula pendula* R.) tvoří na koruně haldy v blízkosti hran na severovýchodě lesní stanoviště. Také v této části se vyskytují lišejníky a mechy.

○ Část 2

Tato část je velice podobná části 1. jen se zde nachází více zapojená oblast ruderálními porostů, které na sebe navazují, a tím vzniká jeden větší ostrov na koruně haldy, který je obklopen oblastí téměř bez pokryvu. Části, kde není téměř žádný pokryv, jsou tvořeny různorodou frakcí kameniva a hlušinového materiálu. Zástupcem keřů je především růže šípková (*Rosa canina* L.), ostružiník maliník (*Rubus idaeus* L.). Rostliny, které byly identifikovány, v části 1. jsou bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea* L.), heřmánek pravý (*Matricaria chamomilla*), kopřiva žahavka (*Urtica urens* L.), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica* L.), divizna černá (*Verbascum nigrum* L.), řepík lékařský (*Agrimonia eupatoria* L.), bodlák obecný (*Carduus acanthoides* L.), bodlák kadeřavý (*Carduus crispus* L.), hadinec obecný (*Echium vulgare* L.), kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare* L.), svízel sivý (*Galium glaucum* L.), pupalka dvouletá (*Oenothera biennis* L.), čičorečka pestrá (*Securigera varia* L.), rozchodník ostrý (*Sedum acre* L.), řebříček obecný (*Achillea millefolium* L.). Náletové dřeviny v části 2. jsou více zapojené i s ruderálními porosty rostlin a tvoří světlejší prostory. Zastoupení náletových dřevin: náletová bříza bělokorá (*Betula pendula* R.), topol osika (*Populus tremula* L.), vrba jíva (*Salix caprea* L.), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.). Borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) společně s břízou bělokorou (*Betula pendula* R.) tvoří na koruně haldy v blízkosti hran na severovýchodě lesní stanoviště. Také se v této části vyskytují lišejníky a mechy.

5.5.5 Statistica

Zpracování dat proběhlo v programu STATISTICA. Statisticky bylo zpracováno porovnání početnosti denních motýlů na jednotlivých haldách a byla zvolena analýza rozptylu. Ta slouží pro vyhodnocení výsledků biologického výzkumu, a to pro účely výzkumu s účely zobecnění platnosti výsledků pro základní statistický soubor. Cílem analýzy rozptylu je vyhodnocení průkaznosti rozdílu mezi více než dvěma porovnávanými průměry. Postup pro tuto analýzu znamená, že se celkový rozptyl rozloží na dílčí rozptyly náležející jednotlivým příslušným vlivům. Ty jsou poté tříděny empirickými údaji. Při porovnání složek rozptylu zkoumaného kvantitativního znaku lze poté určit vlivy, které významně ovlivňují úroveň tohoto znaku (Brabenec et al. 2000).

6 VÝSLEDKY A ROZBORY

Celkově bylo za tři roky terénního průzkumu, který byl prováděn po sobě jdoucích sezónách, zjištěno 35 druhů denních motýlů. Přehled všech zaznamenaných a pozorovaných druhů je uveden v tabulce č. 3. Druhy jsou v ní zapsány v abecedním pořadí, nomenklatura je dle Laštůvky et Lišky (2010). Jedná se o počet všech jedinců, kteří byli za daná období pozorováni na lokalitách. Během transektových sledování šlo o 4628 jedinců.

Tabulka č. 3: Seznam nalezených druhů za vegetační období 2014-2016

(Zdroj: vlastní, informace o ohrožení Červený seznam IUCN 2003/2003 a vyhláška č. 395/1992 Sb. a zákon č. 114/1992 Sb.)

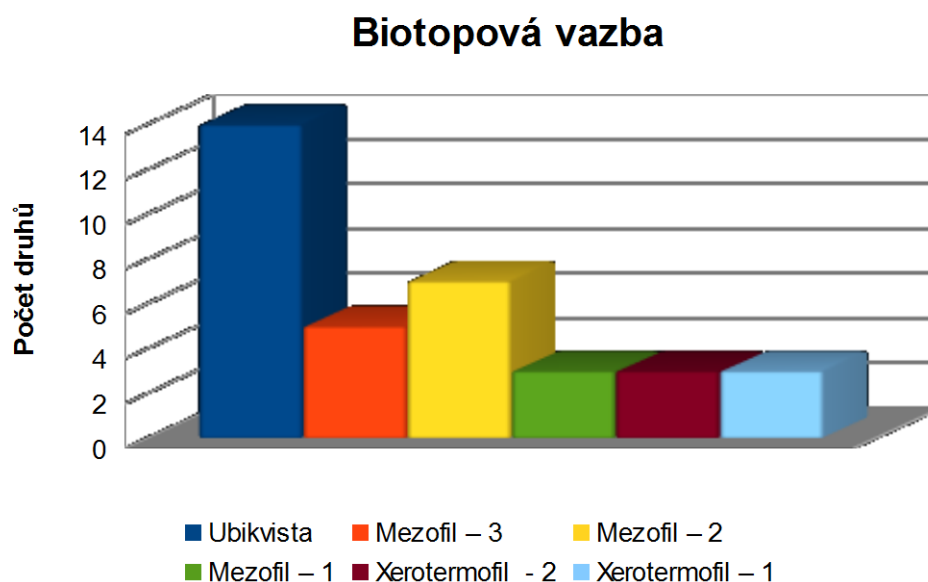
TAXON	ČELEĎ	OHROŽENÍ
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	Ohožený
<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	NT
<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Coenonympha glycerion</i> (Borkhausen, 1788)	Nymphalidae	
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)	Lycaenidae	
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)	Hesperiidae	VU
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Lasiommata maera</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	Nymphalidae	
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	VU
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)	Nymphalidae	
<i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Ochlodes sylvanus</i> (Esper, 1777)	Hesperiidae	
<i>Papilio machaon</i> (Linnaeus, 1758)	Papilionidae	Ohožený
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	
<i>Plebejus argus</i> (Linnaeus, 1758)	Lycaenidae	
<i>Polyommatus amandus</i> (Schneider, 1792)	Lycaenidae	
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	Lycaenidae	
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)	Hesperiidae	
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	Hesperiidae	
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	Hesperiidae	
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	

6.1 Biotopová vazba denních motýlů na lokalitách

Obrázek č. 14 znázorňuje, že na studovaných lokalitách převládají druhy ubikvistní (U). To jsou všudypřítomné druhy, které mají širokou ekologickou valenci, jsou nenároční a schopní žít ve velice široké škále biotopů. Dokonce i v ruderálech a agrocenózách. Za ubikvisty jsou považováni i druhy denních motýlů, které dokáží prosperovat na ruderálech a člověkem pozmeněných stanovištích. Obecně to jsou babočky a bělásci (Beneš et al., 2002).

Obrázek č. 14: Graf znázorňující zastoupení jednotlivých druhů podle biotopové vazby

(Zdroj: vlastní)



Tyto druhy nejsou z hlediska ochrany přírody ohroženy a patří k běžně rozšířeným druhům motýlů. Jedná se o tyto druhy (celkem 14 druhů): babočka admirál (*Vanessa atalanta*), babočka bodláková (*Vanessa cardui*), babočka kopřivová (*Aglais urticae*), babočka paví oko (*Inachis io*), bělásek řepkový (*Pieris napi*), bělásek řepový (*Pieris rapae*), bělásek zelný (*Pieris brassicae*), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*), okáč pohaňkový (*Coenonympha pamphilus*), okáč luční (*Maniola jurtina*), okáč zední (*Asiommata megera*), otakárek fenyklový (*Papilio machaon*), perleťovec malý (*Issoria lathonia*), soumračník rezavý (*Ochlodes sylvanus*). Druhá nejpočetnější skupina druhů denních motýlů se řadí do kategorie mezofil-2 (M-2), tyto druhy preferují rozhraní lesních a lučních biotopů, lesní louky, světliny, paseky aj. Ve zkoumané lokalitě je zastoupeno celkem 7 druhů. Jedná se o druhy: babočka sítkovaná (*Araschnia levana*), hnědásek jitrocelový (*Melitaea athalia*), perleťovec stříbropásek (*Argynnis paphia*), perleťovec velký (*Argynnis aglaja*), soumračník ja-

hodníkový (*Pyrgus malvae*), soumračník metlicový (*Thymelicus sylvestris*), žlutásek řešetlákový (*Gonepteryx rhamni*). Třetí největší skupina denních motýlů se řadí do kategorie mezofil-3 (M3), zastupuje druhy žijící v lesních biotopech. Ve zkoumané lokalitě jsou zastoupeni celkem 5 druhů. Jedná se o druhy: babočka osiková (*Nymphalis antiopa*), batolec duhový (*Apatura iris*), okáč ječmínkový (*Lasiommata maera*), okáč prosíčkový (*Aphantopus hyperantus*), okáč pýrový (*Pararge aegeria*). Čtvrtá skupina denních motýlů se řadí do kategorie mezofil-1 (M1), představují druhy žijící na otevřených biotopech, především na mezofilních loukách. Na studované lokalitě jsou zastoupeny celkem 3. Jedná se o druhy: modrásek ušlechtilý (*Polyommatus amandus*), okáč bojínkový (*Melanargia galathea*), soumračník čárečkovaný (*Thymelicus lineola*). Pátá skupina denních motýlů se řadí do kategorie xerothermofil-2 (X-2), druhy žijící na křovinatých stepích a lesostepích (druhy zarůstajících suchých trávníků, teplomilných lemů, teplomilných křovin a rozvolněných xerothermních lesů). Na studované lokalitě jsou zastoupeny celkem 3. Jedná se o druhy: bělásek hrachorový (*Leptidea sinapis*), bělásek ovocný (*Aporia crataegi*), okáč třeslicový (*Coenonympha glycerion*). Šestá skupina denních motýlů se řadí do kategorie xerothermofil-1 (X-1), druhy žijící na otevřených xerothermních biotopech, převážně na krátkostébelných stepních trávnících a skalních stepích. Na studované lokalitě jsou zastoupeny celkem 3. Jedná se o druhy: modrásek černolemý (*Plebejus argus*), modrásek nejmenší (*Cupido minimus*), soumračník čárkovaný (*Hesperia comma*) (Beneš et al., 2002).

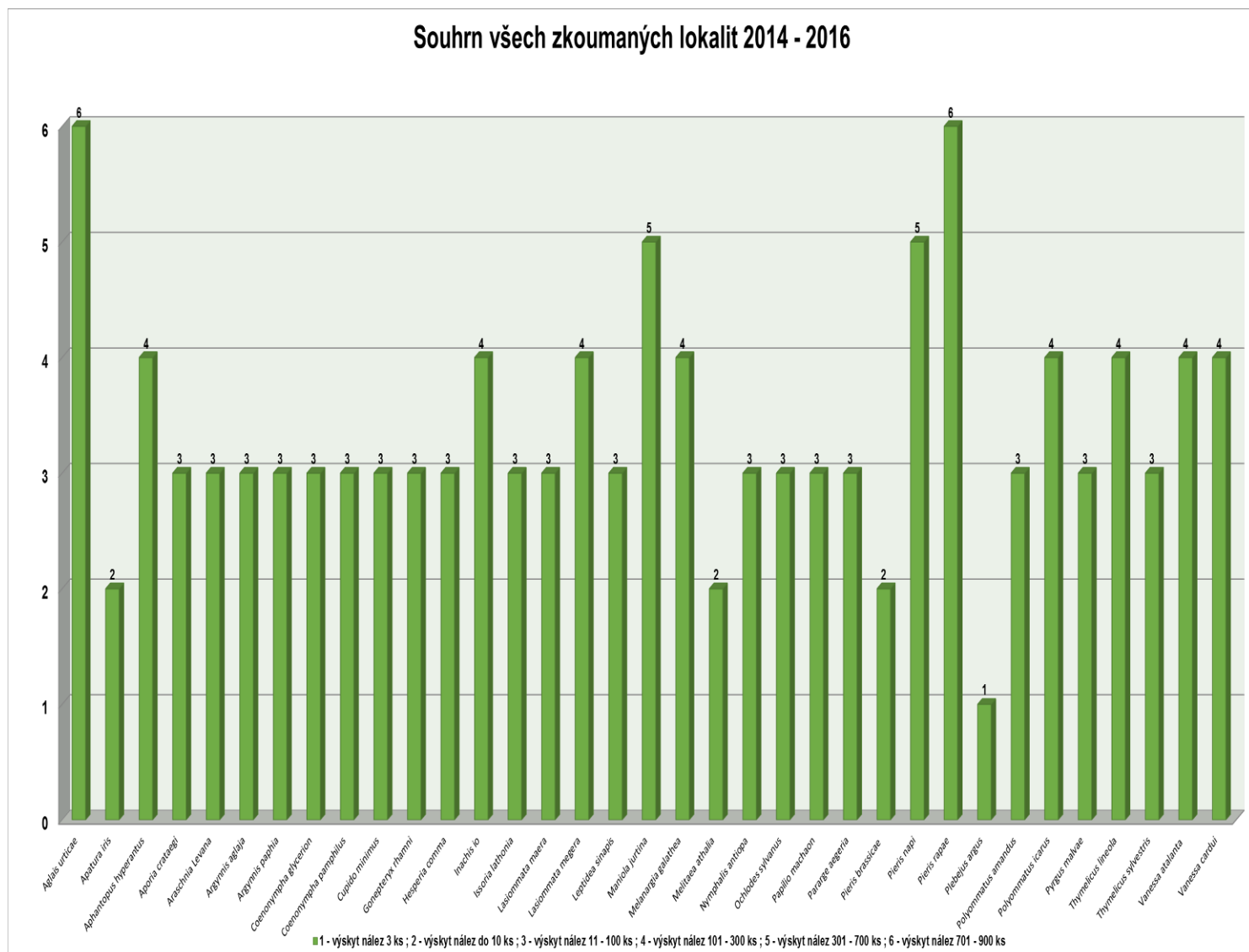
6.2 Abundance zjištěných druhů

Celkově bylo za období 2014, 2015 a 2016 nalezeno 35 druhů. Nejpčetnější jsou: *Aglais urticae* a *Pieris rapae*, *Pieris napi*, poté velmi početné druhy: *Maniola jurtina* a *Aphantopus hyperantus*, *Inachis io*, *Lasiommata megera*, *Melanargia galathea*, *Polyommatus icarus*, *Thymelicus lineola*, *Vanessa atalanta* a *Vanessa cardui*. Druhy rozšířené, ale ne hojné jsou: *Aporia crataegi*, *Araschnia levana*, *Argynnis aglaja*, *Argynnis paphia*, *Coenonympha glycerion*, *Coenonympha pamphilus*, *Cupido minimus*, *Gonepteryx rhamni*, *Hesperia comma*, *Issoria lathonia*, *Lasiommata maera*, *Leptidea sinapis*, *Nymphalis antiopa*, *Ochlodes sylvanus*, *Papilio machaon*, *Pararge aegeria*, *Polyommatus amandus*, *Pyrgus malvae*, *Thymelicus sylvestris*. Poté jsou ojedinělé nálezy druhů: *Apatura iris*, *Melitaea athalia*, *Pieris brassicae*, *Plebejus argus*. Obrázek č. 15 graficky znázorňuje jednotlivé abundance za celé období sledování. Z celkových 35 druhů byl nejhojnější druh *Aglais urticae*, který byl za období

2014-2016 nalezen 874krát, nejméně hojný druh byl *Plebejus argus*, který byl za období 2014-2016 nalezen pouze 3x.

Obrázek č. 15: Graf znázorňující abundance za celé období na všech transektech

(Zdroj: vlastní)



6.2.1 Abundance a dominance *Lepidoptera: Rhopalocera* na Haldě č. 15

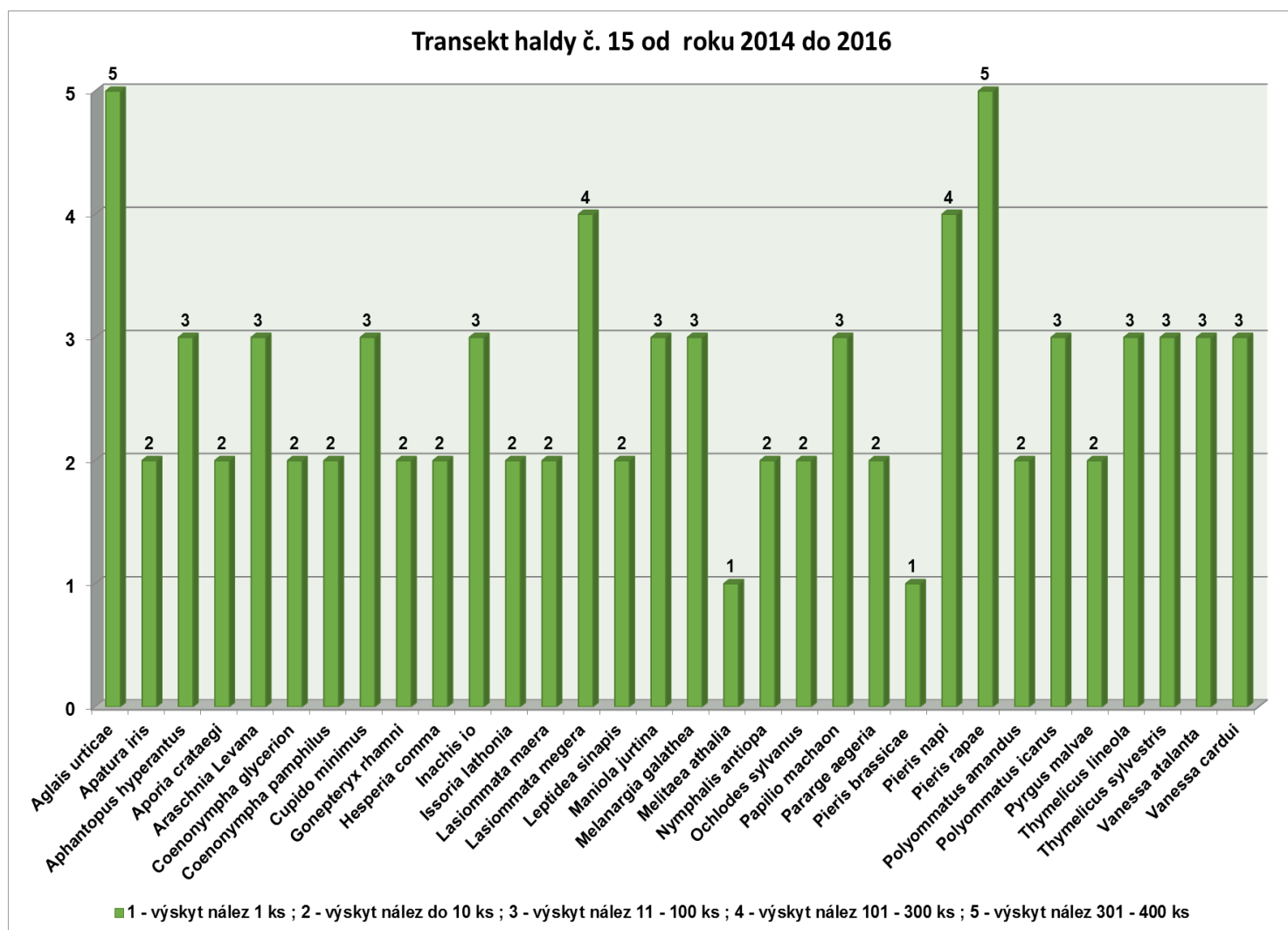
Na nerekultivované Haldě č. 15 bylo nalezeno za období 2014-2016 celkem 32 druhů *Lepidoptera: Rhopalocera* a to v celkovém počtu 1693 jedinců. Dle vypočítané dominance se na Haldě č. 15 vyskytují dva druhy *Lepidoptera: Rhopalocera*, kteří jsou eudominantní a to: *Aglais urticae* (349) a *Pieris napi* (317 jedinců), výsledek dominance a abundance se shodují. *Aglais urticae* je zastoupen ve 20,61 % ze 100 %, má celkový počet 1693 pozorovaných jedinců. *Pieris napi* je zastoupen v 17,78 % ze 100 %, celkový počet 1693 pozorovaných jedinců. Na stanovišti se vyskytují

dva dominantní druhy: *Lasiommata megera* (155 jedinců), *Pieris napi* (137 jedinců), výsledek dominance a abundance se shodují. Poté se abundance s výpočty dominance liší, a proto je přiřkládána větší váha výpočtu dominance. Na stanovišti se vyskytuje osm subdominantních druhů: *Thymelicus lineola* (78 jedinců), *Polyommatus icarus* (70 jedinců), *Aphantopus hyperantus* (43 jedinců), *Inachis io* (81 jedinců), *Maniola jurtina* (66 jedinců), *Melanargia galathea* (82 jedinců), *Vanessa atalanta* (66 jedinců), *Vanessa cardui* (71 jedinců). Na stanovišti se vyskytují čtyři recedentní druhy: *Thymelicus sylvestris* (17 jedinců), *Cupido minimus* (20 jedinců), *Papilio machaon* (33), *Gonepteryx rhamni* (17 jedinců). Následuje nejpočetnější skupina, která patří mezi subrecedentní druhy, kterých se na lokalitě vyskytuje šestnáct: *Hesperia comma* (17 jedinců), *Ochlodes sylvanus* (15 jedinců), *Pyrgus malvae* (2 jedinci), *Polyommatus amandus* (7 jedinců), *Apatura iris* (6 jedinců), *Araschnia levana* (15 jedinců), *Coenonympha glycerion* (12 jedinců), *Coenonympha pamphilus* (3 jedinci), *Issoria lathonia* (7 jedinců), *Lasiommata maera* (2 jedinci), *Melitaea athalia* (1 jedinec), *Nymphalis antiopa* (3 jedinci), *Pararge aegeria* (3 jedinci), *Leptidea sinapis* (13 jedinců), *Aporia crataegi* (5 jedinců), *Pieris brassicae* (1 jedinec).

Mezi nalezenými druhy jsem identifikoval: *Hesperia comma* a *Leptidea sinapis*, *Aporia crataegi*, *Apatura iris* a *Papilio machaon*, na které se vztahuje buď ochrana podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. a zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v aktuálním znění nebo jsou pro vzácnost vedeny v Červeném seznamu ČR (Farkač et al. 2005).

Obrázek č. 16: Graf znázorňující abundance na lokalitě Halda č. 15 za celé období 2014-16

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 4: Výpočet dominance na Haldě č. 15 za období 2014-2016

(Zdroj: vlastní)

Roky	2014	2015	2016	Celkem za 2014-2016	Dominance	Dominance v %	Klasifikace dominance	
Čelď druh	přehled abundance (ks)							
Hesperiidae								
<i>Hesperia comma</i>	0	6	6	12	0,7	0,71%	subrecedentní druh	
<i>Ochlodes sylvanus</i>	0	11	4	15	0,9	0,89%	subrecedentní druh	
<i>Pyrgus malvae</i>	0	2	0	2	0,1	0,12%	subrecedentní druh	
<i>Thymelicus lineola</i>	20	16	42	78	4,6	4,61%	subdominantní druh	
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0	13	4	17	1,0	1,00%	recedentní druh	
Lycaenidae								
<i>Cupido minimus</i>	1	9	10	20	1,2	1,18%	recedentní druh	
<i>Polyommatus amandus</i>	3	1	3	7	0,4	0,41%	subrecedentní druh	
<i>Polyommatus icarus</i>	11	36	23	70	4,1	4,13%	subdominantní druh	
Nymphalidae								
<i>Aglais urticae</i>	146	110	93	349	20,6	20,61%	eudominantní druh	
<i>Apatura iris</i>	0	3	3	6	0,4	0,35%	subrecedentní druh	
<i>Aphantopus hyperantus</i>	15	22	6	43	2,5	2,54%	subdominantní druh	
<i>Araschnia Levana</i>	3	2	10	15	0,9	0,89%	subrecedentní druh	
<i>Coenonympha glycerion</i>	5	5	2	12	0,7	0,71%	subrecedentní druh	
<i>Coenonympha pamphilus</i>	0	1	2	3	0,2	0,18%	subrecedentní druh	
<i>Inachis io</i>	26	15	40	81	4,8	4,78%	subdominantní druh	
<i>Issoria lathonia</i>	2	2	3	7	0,4	0,41%	subrecedentní druh	
<i>Lasiommata maera</i>	0	2	0	2	0,1	0,12%	subrecedentní druh	
<i>Lasiommata megera</i>	73	41	41	155	9,2	9,16%	dominantní druh	
<i>Maniola jurtina</i>	13	32	21	66	3,9	3,90%	subdominantní druh	
<i>Melanargia galathea</i>	22	32	28	82	4,8	4,84%	subdominantní druh	
<i>Melitaea athalia</i>	1	0	0	1	0,1	0,06%	subrecedentní druh	
<i>Nymphalis antiopa</i>	0	2	1	3	0,2	0,18%	subrecedentní druh	
<i>Pararge aegeria</i>	0	3	0	3	0,2	0,18%	subrecedentní druh	
<i>Vanessa atalanta</i>	15	16	35	66	3,9	3,90%	subdominantní druh	
<i>Vanessa cardui</i>	22	8	41	71	4,2	4,19%	subdominantní druh	
Papilionidae								
<i>Papilio machaon</i>	9	15	9	33	1,9	1,95%	recedentní druh	
Pieridae								
<i>Leptidea sinapis</i>	11	2	0	13	0,8	0,77%	subrecedentní druh	
<i>Gonepteryx rhamni</i>	6	4	7	17	1,0	1,00%	recedentní druh	
<i>Aporia crataegi</i>	0	5	0	5	0,3	0,30%	subrecedentní druh	
<i>Pieris brassicae</i>	0	1	0	1	0,1	0,06%	subrecedentní druh	
<i>Pieris napi</i>	46	37	54	137	8,1	8,09%	dominantní druh	
<i>Pieris rapae</i>	119	67	115	301	17,8	17,78%	eudominantní druh	
				celkový počet jedinců	1693		eudominantní druh	2
				celkový počet druhů	32		dominantní druh	2
							subdominantní druh	8
							recedentní druh	4
							subrecedentní druh	16

eudominantní druh – více než 10 %
 dominantní druh – 5-10 %
 subdominantní druh – 2-5 %
 recedentní druh – 1-2 %
 subrecedentní druh – méně než 1 %

6.2.2 Abundance a dominance *Lepidoptera: Rhopalocera* na Lešetických

V Lešetících bylo nalezeno za období 2014-2016 celkem 34 druhů *Lepidoptera: Rhopalocera*, a to v celkovém počtu 1373 jedinců. Zkoumaná stanoviště patří do nerekulturnovaných hald na Příbramsku.

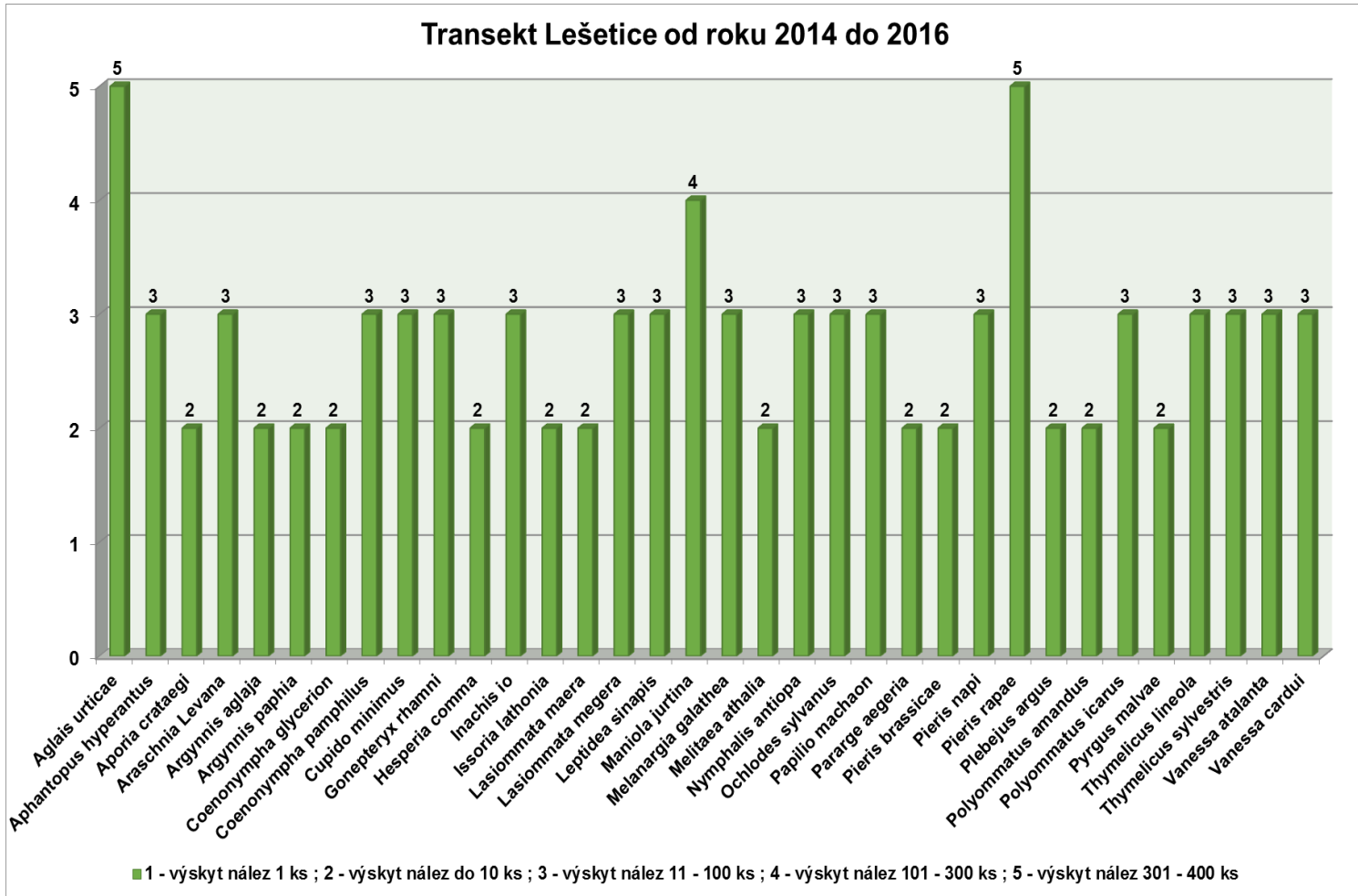
Dle vypočítané dominance se v Lešetících vyskytují dva druhy *Lepidoptera: Rhopalocera*, kteří jsou eudominantním druhem, a to: *Aglais urticae* (329 jedinců) a *Pieris rapae* (235 jedinců), výsledek dominance a abundance se shodují. *Aglais urticae* je zastoupen ve 23,96 % ze 100 %, která má celkový počet 1373 pozorovaných jedinců. *Pieris napi* je zastoupen v 17,12 % ze 100 %, která má celkový počet 1373 pozorovaných jedinců. Na stanovišti se vyskytují tři dominantní druhy: *Maniola jurtina* (101 jedinců), *Vanessa atalanta* (75 jedinců), *Pieris napi* (76 jedinců). Abundance se

od výpočtů dominance liší, a proto je přikládána větší váha výpočtu dominance. Na stanovišti se vyskytuje osm subdominantních druhů: *Thymelicus lineola* (38 jedinců), *Polyommatus icarus* (42 jedinců), *Aphantopus hyperantus* (52 jedinců), *Araschnia levana* (39 jedinců), *Inachis io* (53 jedinců), *Lasiommata megera* (37 jedinců), *Melanargia galathea* (43 jedinců), *Vanessa cardui* (65 jedinců). Na stanovišti se vyskytují čtyři recedentní druhy: *Ochlodes sylvanus* (20 jedinců), *Coenonympha pamphilus* (22 jedinců), *Papilio machaon* (17 jedinců), *Gonepteryx rhamni* (22 jedinců). Poté je nejpočetnější skupina, která patří mezi subrecedentní druhy, kterých se na lokalitě vyskytuje sedmnáct: *Hesperia comma* (8 jedinců), *Pyrgus malvae* (2 jedinci), *Thymelicus sylvestris* (11 jedinců), *Cupido minimus* (12 jedinců), *Polyommatus amandus* (4 jedinci), *Plebejus argus* (3 jedinci), *Coenonympha glycerion* (3 jedinci), *Argynnis aglaja* (7 jedinců), *Argynnis paphia* (8 jedinců), *Issoria lathonia* (6 jedinců), *Lasiommata maera* (7 jedinců), *Melitaea athalia* (3 jedinci), *Nymphalis antiopa* (11 jedinců), *Pararge aegeria* (3 jedinci), *Leptidea sinapis* (12 jedinců), *Aporia crataegi* (5 jedinců), *Pieris brassicae* (2 jedinci).

Mezi nalezenými druhy jsem zjistil: *Hesperia comma* a *Leptidea sinapis*, *Aporia crataegi* a *Papilio machaon*, na které se vztahuje ochrana podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. a zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny nebo jsou v Červeném seznamu ČR, Farkač et al. 2005).

Obrázek č. 17: Graf znázorňující abundanci na lokalitě Lešetice za celé období 2014-16

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 5: Výpočet dominance Lešetice za období 2014-2016

(Zdroj: vlastní)

Roky	2014	2015	2016	Celkem za 2014-2016	Dominance	Dominance v %	Klasifikace dominance	
Čelď druh	přehled abundance (ks)							
Hesperiidae								
Hesperia comma	0	2	6	8	0,6	0,58%	subrecedentní druh	
Ochlodes sylvanus	0	17	3	20	1,5	1,46%	recedentní druh	
Pyrgus malvae	0	2	0	2	0,1	0,15%	subrecedentní druh	
Thymelicus lineola	2	12	24	38	2,8	2,77%	subdominantní druh	
Thymelicus sylvestris	0	7	4	11	0,8	0,80%	subrecedentní druh	
Lycaenidae								
Cupido minimus	0	7	5	12	0,9	0,87%	subrecedentní druh	
Polyommatus amandus	2	2	0	4	0,3	0,29%	subrecedentní druh	
Plebejus argus	0	0	3	3	0,2	0,22%	subrecedentní druh	
Polyommatus icarus	9	19	14	42	3,1	3,06%	subdominantní druh	
Nymphalidae								
Aglais urticae	159	89	81	329	24,0	23,96%	eudominantní druh	
Aphantopus hyperantus	21	14	17	52	3,8	3,79%	subdominantní druh	
Araschnia Levana	10	4	25	39	2,8	2,84%	subdominantní druh	
Coenonympha glycerion	1	2	0	3	0,2	0,22%	subrecedentní druh	
Coenonympha pamphilus	5	8	9	22	1,6	1,60%	recedentní druh	
Argynnis aglaja	5	1	1	7	0,5	0,51%	subrecedentní druh	
Argynnis paphia	2	4	2	8	0,6	0,58%	subrecedentní druh	
Inachis io	20	12	21	53	3,9	3,86%	subdominantní druh	
Issoria lathonia	2	4	0	6	0,4	0,44%	subrecedentní druh	
Lasiommata maera	4	3	0	7	0,5	0,51%	subrecedentní druh	
Lasiommata megera	15	13	9	37	2,7	2,69%	subdominantní druh	
Maniola jurtina	33	23	45	101	7,4	7,36%	dominantní druh	
Melanargia galathea	8	25	10	43	3,1	3,13%	subdominantní druh	
Melitaea athalia	0	3	0	3	0,2	0,22%	subrecedentní druh	
Nymphalis antiopa	2	4	5	11	0,8	0,80%	subrecedentní druh	
Pararge aegeria	0	3	0	3	0,2	0,22%	subrecedentní druh	
Vanessa atalanta	16	26	33	75	5,5	5,46%	dominantní druh	
Vanessa cardui	13	12	40	65	4,7	4,73%	subdominantní druh	
Papilionidae								
Papilio machaon	4	6	7	17	1,2	1,24%	recedentní druh	
Pieridae								
Leptidea sinapis	4	8	0	12	0,9	0,87%	subrecedentní druh	
Gonepteryx rhamni	5	10	7	22	1,6	1,60%	recedentní druh	
Aporia crataegi	0	4	1	5	0,4	0,36%	subrecedentní druh	
Pieris brassicae	0	2	0	2	0,1	0,15%	subrecedentní druh	
Pieris napi	34	20	22	76	5,5	5,54%	dominantní druh	
Pieris rapae	89	57	89	235	17,1	17,12%	eudominantní druh	
			celkový počet jedinců	1373			eudominantní druh	2
			celkový počet druhů	34			dominantní druh	3
							subdominantní druh	8
							recedentní druh	4
							subrecedentní druh	17

eudominantní druh – více než 10 %
 dominantní druh – 5-10 %
 subdominantní druh – 2-5 %
 recedentní druh – 1-2 %
 subrecedentní druh – méně než 1 %

6.2.3 Abundance a dominance *Lepidoptera: Rhopalocera* na Vojně

Na rekultivované haldě Vojna bylo nalezeno za období 2014-2016 celkem 33 druhů *Lepidoptera: Rhopalocera*, a to v celkovém počtu 1472 jedinců.

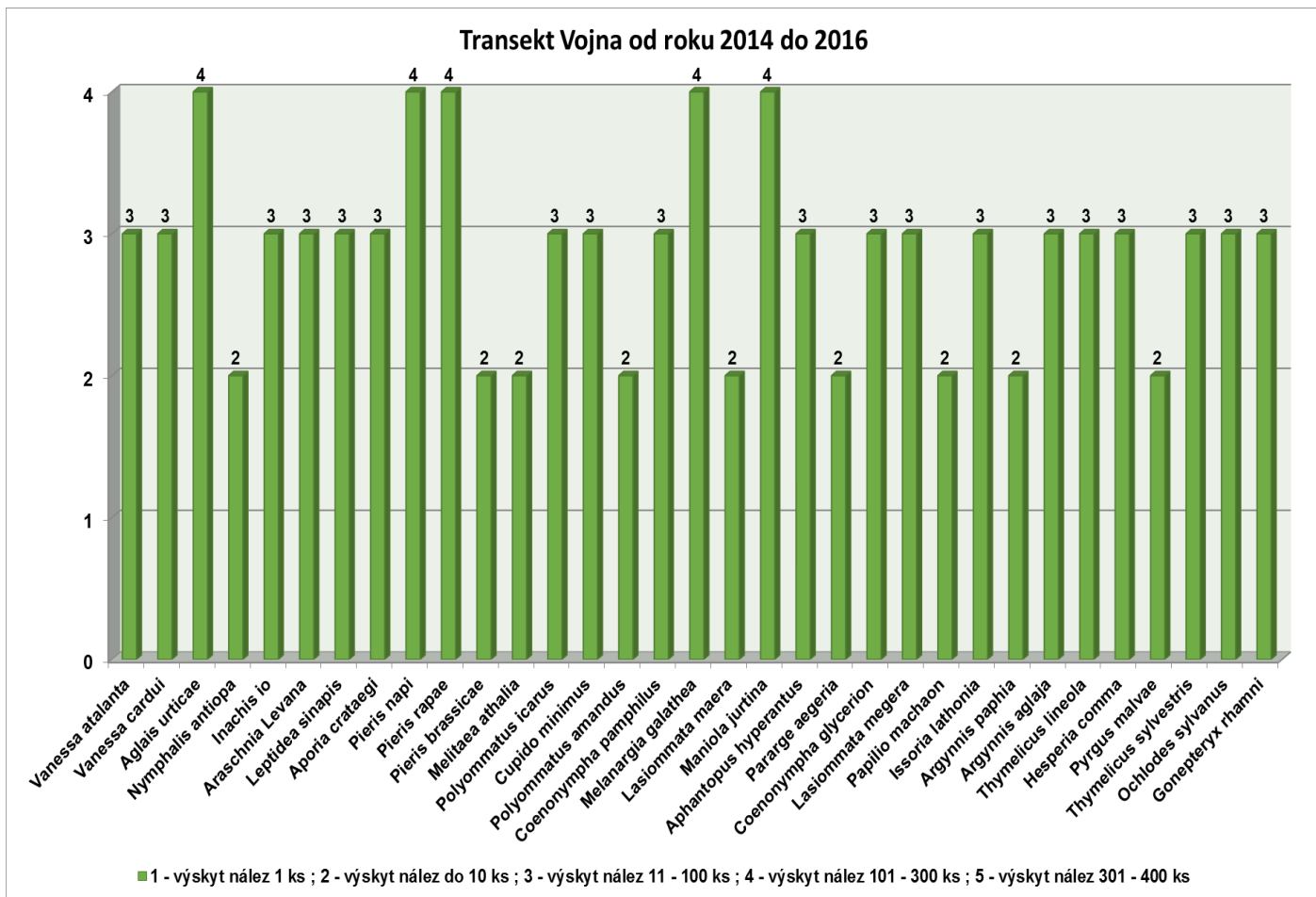
Dle vypočítané dominance se na Vojně vyskytují dva druhy, které jsou zde eudominantní, a to: *Aglais urticae* (179 jedinců) a *Pieris rapae* (157 jedinců), výpočet dominance a abundance se neshodují. Abundance se od výpočtů dominance liší, a proto je přikládána větší váha výpočtu dominance. *Aglais urticae* je zastoupen ve 12,16 % z 100 %, která má celkový počet 1373 pozorovaných jedinců. *Pieris napi* je zastou-

pen v 10,67 % ze 100 %, celkový počet 1373 pozorovaných jedinců. Na stanovišti se vyskytuje šest dominantních druhů: *Thymelicus lineola* (93 jedinců), *Polyommatus icarus* (83 jedinců), *Aphantopus hyperantus* (76 jedinců), *Maniola jurtina* (137 jedinců), *Melanargia galathea* (116 jedinců), *Pieris napi* (110 jedinců). Na stanovišti se vyskytuje pět subdominantních druhů: *Coenonympha pamphilus* (35 jedinců), *Inachis io* (49 jedinců), *Lasiommata megera* (31 jedinců), *Vanessa atalanta* (57 jedinců), *Vanessa cardui* (63 jedinců). Na stanovišti se vyskytuje deset recedentních druhů: *Ochlodes sylvanus* (27 jedinců), *Thymelicus sylvestris* (25 jedinců), *Araschnia levana* (19 jedinců), *Cupido minimus* (25 jedinců), *Coenonympha glycerion* (21 jedinců), *Argynnis aglaja* (16 jedinců), *Issoria lathonia* (16 jedinců), *Leptidea sinapis* (26 jedinců), *Gonepteryx rhamni* (25 jedinců), *Aporia crataegi* (22 jedinců). Na stanovišti se vyskytuje deset subrecedentních druhů: *Hesperia comma* (12 jedinců), *Pyrgus malvae* (10 jedinců), *Polyommatus amandus* (11 jedinců), *Argynnis paphia* (4 jedinci), *Lasiommata maera* (6 jedinců), *Melitaea athalia* (6 jedinců), *Nymphalis antiopa* (2 jedinci), *Pararge aegeria* (6 jedinců), *Papilio machaon* (2 jedinci), *Pieris brassicae* (5 jedinců).

Mezi nalezenými druhy jsem zachytil: *Hesperia comma* a *Leptidea sinapis*, *Aporia crataegi* a *Papilio machaon*, na které se vztahuje ochrana podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. a zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v aktuálním znění nebo jsou vedeny v Červeném seznamu ČR (Farkač et al. 2005).

Obrázek č. 18: Graf znázorňující abundanci na lokalitě Vojna za celé období 2014-16

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 6: Výpočet dominance Vojna za období 2014-2016

(Zdroj: vlastní)

Roky Čelď druh	2014	2015	2016	Celkem za 2014-2016	Dominance	Dominance v %	Klasifikace dominance
Hesperiidae							
Hesperia comma	0	8	4	12	0,8	0,82%	subrecedentní druh
Ochlodes sylvanus	0	16	11	27	1,8	1,83%	recedentní druh
Pyrgus malvae	0	9	1	10	0,7	0,68%	subrecedentní druh
Thymelicus lineola	17	33	43	93	6,3	6,32%	dominantní druh
Thymelicus sylvestris	0	15	10	25	1,7	1,70%	recedentní druh
Lycaenidae							
Cupido minimus	1	14	10	25	1,7	1,70%	recedentní druh
Polyommatus amandus	4	6	1	11	0,7	0,75%	subrecedentní druh
Polyommatus icarus	23	30	30	83	5,6	5,64%	dominantní druh
Nymphalidae							
Aglais urticae	83	57	39	179	12,2	12,16%	eudominantní druh
Aphantopus hyperantus	31	29	16	76	5,2	5,16%	dominantní druh
Araschnia Levana	10	3	6	19	1,3	1,29%	recedentní druh
Coenonympha glycerion	16	5	0	21	1,4	1,43%	recedentní druh
Coenonympha pamphilus	13	10	12	35	2,4	2,38%	subdominantní druh
Argynnis aglaja	4	6	6	16	1,1	1,09%	recedentní druh
Argynnis paphia	0	2	2	4	0,3	0,27%	subrecedentní druh
Inachis io	13	20	16	49	3,3	3,33%	subdominantní druh
Issoria lathonia	2	11	3	16	1,1	1,09%	recedentní druh
Lasiommata maera	4	2	0	6	0,4	0,41%	subrecedentní druh
Lasiommata megera	8	12	11	31	2,1	2,11%	subdominantní druh
Maniola jurtina	40	45	52	137	9,3	9,31%	dominantní druh
Melanargia galathea	15	60	41	116	7,9	7,88%	dominantní druh
Melitaea athalia	4	2	0	6	0,4	0,41%	subrecedentní druh
Nymphalis antiopa	0	2	0	2	0,1	0,14%	subrecedentní druh
Pararge aegeria	0	3	3	6	0,4	0,41%	subrecedentní druh
Vanessa atalanta	17	20	20	57	3,9	3,87%	subdominantní druh
Vanessa cardui	10	8	45	63	4,3	4,28%	subdominantní druh
Papilionidae							
Papilio machaon	1	0	1	2	0,1	0,14%	subrecedentní druh
Pieridae							
Leptidea sinapis	15	11	0	26	1,8	1,77%	recedentní druh
Gonepteryx rhamni	5	9	11	25	1,7	1,70%	recedentní druh
Aporia crataegi	0	19	3	22	1,5	1,49%	recedentní druh
Pieris brassicae	5	0	0	5	0,3	0,34%	subrecedentní druh
Pieris napi	47	23	40	110	7,5	7,47%	dominantní druh
Pieris rapae	50	35	72	157	10,7	10,67%	eudominantní druh
eudominantní druh – více než 10 % dominantní druh – 5-10 % subdominantní druh – 2-5 % recedentní druh – 1-2 % subrecedentní druh – méně než 1 %	celkový počet jedinců	1472		eudominantní druh	2		
	celkový počet druhů	33		dominantní druh	6		
				subdominantní druh	5		
				recedentní druh	10		
				subrecedentní druh	10		

6.2.4 Abundance a dominance *Lepidoptera*: *Rhopalocera* na Kamenné

Na Kamenné bylo nalezeno za období 2014-2016 celkem 12 druhů *Lepidoptera*: *Rhopalocera*, a to v celkovém počtu 43 jedinců. Zkoumané stanoviště patří do rekultivovaných hald na Příbramsku.

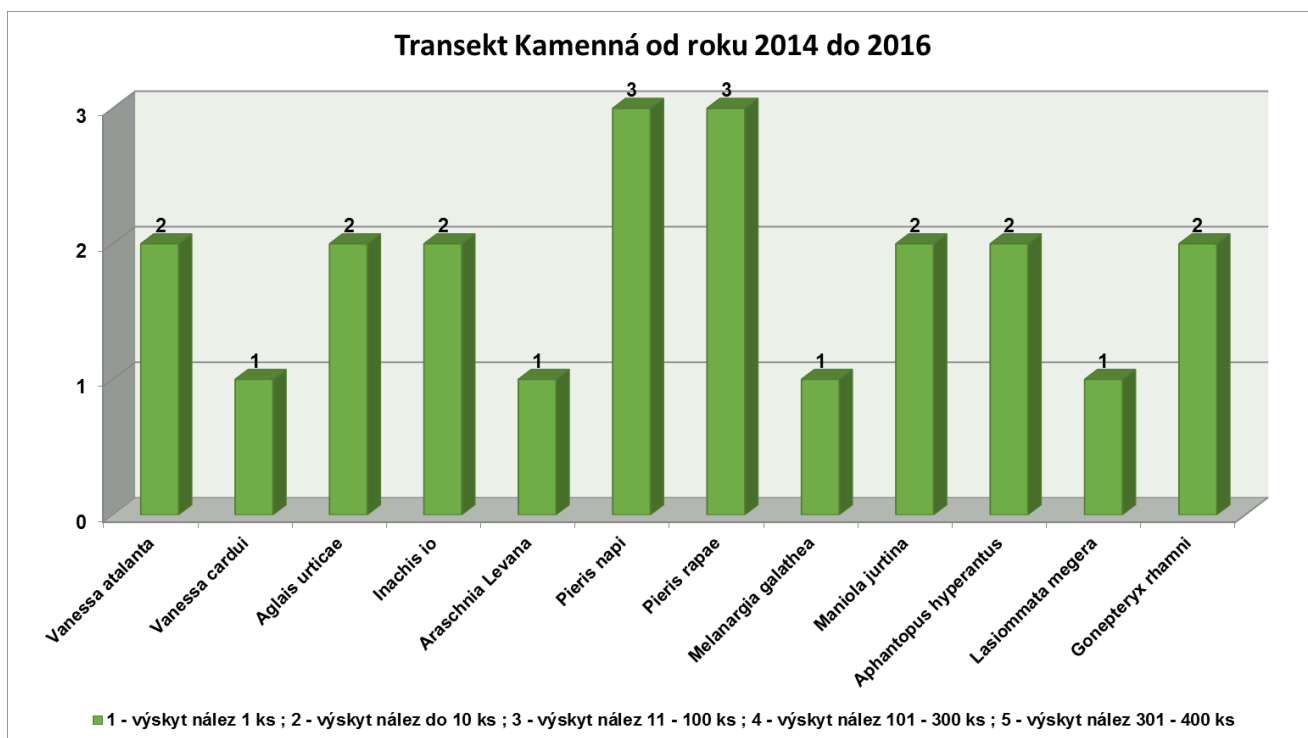
Dle vypočítané dominance se na Kamenné vyskytují čtyři druhy *Lepidoptera*: *Rhopalocera*, které jsou eudominantní, a to: *Aglais urticae* (9 jedinců) a *Vanessa atalanta* (7 jedinců), *Pieris napi* (14 jedinců), *Pieris rapae* (13 jedinců), výpočet dominance a abundance se neshoduje. Abundance se od výpočtů dominance liší,

a proto je při kládána větší váha výpočtu dominance. *Aglais urticae* je zastoupen v 14,29 % ze 100 %, která má celkový počet 43 pozorovaných jedinců. *Vanessa atalanta* je zastoupen v 11,1 % ze 100 %, která má celkový počet 43 pozorovaných jedinců. *Pieris napi* je zastoupen v 22,2 % ze 100 %, která má celkový počet 43 pozorovaných jedinců. *Pieris rapae* je zastoupen v 20,6 % ze 100 %, která má celkový počet 43 pozorovaných jedinců. Na stanovišti se vyskytují dva dominantní druhy: *Inachis io* (6 jedinců), *Maniola jurtina* (4 jedinci). Na stanovišti se vyskytují dva subdominantní druhy: *Aphantopus hyperantus* (3 jedinci), *Gonepteryx rhamni* (3 jedinci). Na stanovišti se vyskytují čtyři recedentní druhy: *Araschnia levana* (1 jedinec), *Lasiommata megera* (1 jedinec), *Lasiommata megera* (1 jedinec), *Vanessa cardui* (1 jedinec). Na stanovišti se nevyskytují žádné subrecedentní druhy. Výpočty dominance jsou ovlivněny počtem jedinců, kteří byli nalezeni na lokalitě Kamenná.

Mezi nalezenými druhy nebyl identifikován žádný, na který by se vztahovala ochrana podle z. č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v aktuálním znění nebo byl v Červeném seznamu ČR (Farkač et. al., 2005).

Obrázek č. 19: Graf znázorňující abundance na lokalitě Vojna za celé období 2014-16

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 7: Výpočet dominance Vojna za období 2014-2016

(Zdroj: vlastní)

Roky	2014	2015	2016	Celkem za 2014-2016	Dominance	Dominance v %	Klasifikace dominance
Čelď druh	přehled abundance (ks)						
Hesperiidae							
Lycaenidae							
Nymphalidae							
<i>Aglais urticae</i>	0	1	8	9	14,3	14,29%	eudominantní druh
<i>Aphantopus hyperantus</i>	2	1	0	3	4,8	4,76%	subdominantní druh
<i>Araschnia Levana</i>	0	0	1	1	1,6	1,59%	recedentní druh
<i>Inachis io</i>	1	2	3	6	9,5	9,52%	dominantní druh
<i>Lasiommata megera</i>	0	1	0	1	1,6	1,59%	recedentní druh
<i>Maniola jurtina</i>	2	2	0	4	6,3	6,35%	dominantní druh
<i>Lasiommata megeraLasior</i>	1	0	0	1	1,6	1,59%	recedentní druh
<i>Vanessa atalanta</i>	4	1	2	7	11,1	11,11%	eudominantní druh
<i>Vanessa cardui</i>	0	0	1	1	1,6	1,59%	recedentní druh
Papilionidae							
Pieridae							
<i>Gonepteryx rhamni</i>	0	3	0	3	4,8	4,76%	subdominantní druh
<i>Pieris napi</i>	8	5	1	14	22,2	22,22%	eudominantní druh
<i>Pieris rapae</i>	7	2	4	13	20,6	20,63%	eudominantní druh
eudominantní druh – více než 10 % dominantní druh – 5-10 % subdominantní druh – 2-5 % recedentní druh – 1-2 % subrecedentní druh – méně než 1 %	celkový počet jedinců		43	eudominantní druh		4	
	celkový počet druhů		12	dominantní druh		2	
				subdominantní druh		2	
				recedentní druh		4	
				subrecedentní druh		0	

6.2.5 Srovnání dominance mezi lokalitami

Lokalitou s nejpočetnějším zastoupením je Halda č. 15, na které bylo nalezeno 1693 jedinců, zato z hlediska nálezů druhů je nepočetnější lokalitou Vojna, zde bylo zaznamenáno 34 druhů *Lepidoptera: Rhopalocera*. Pro následné vyhodnocení dominance není použita lokalita Kamenná, a to z důvodu, že na ní bylo nalezeno nejméně jedinců, celkově 43 a 12 druhů.

Na lokalitách Halda č. 15, Lešetice a Vojna byly zaznamenány stejné eudominantní druhy *Lepidoptera: Rhopalocera: Aglais urticae* a *Pieris rapae*.

Jediný dominantní druh na všech třech lokalitách je druh: *Pieris napi*. Na lokalitách Lešetice a Vojna se vyskytuje stejný dominantní druh: *Maniola jurtina*.

Na lokalitách Halda č. 15, Lešetice a Vojna byly zaznamenány stejné subdominantní druhy: *Inachis io* a *Vanessa cardui*. Na lokalitách Lešetice a Vojna se vyskytuje stejný subdominantní druh: *Lasiommata megera*. Na lokalitách Halda č. 15 a Lešetice se vyskytují stejné subdominantní druhy: *Thymelicus lineola*, *Polyommatus icarus*, *Aphantopus hyperantus* a *Melanargia galathea*.

Na lokalitách Halda č. 15, Lešetice a Vojna byl zaznamenán stejný recedentní druh: *Gonepteryx rhamni*. Na lokalitách Lešetice a Vojna se vyskytuje stejný recedentní druh: *Ochlodes sylvanus*. Na lokalitách Halda č. 15 a Lešetice se vyskytuje stejný recedentní druh: *Papilio machaon*. Na lokalitách Halda č. 15 a Vojna se vyskytují stejné recedentní druhy: *Thymelicus sylvestris* a *Cupido minimus*.

Na lokalitách Halda č. 15, Lešetice a Vojna byly zaznamenány stejné druhy: *Hesperia comma*, *Pyrgus malvae*, *Polyommatus amandus*, *Lasiommata maera*, *Melitaea athalia*, *Pararge aegeria*, *Pieris brassicae* a *Nymphalis antiopa*. Na lokalitách Halda č. 15 a Lešetice se vyskytují stejné subrecedentní druhy: *Issoria lathonia*, *Leptidea sinapis*, *Aporia crataegi* a *Coenonympha glycerion*.

6.3 Indexy založené na početnosti druhů

Vzorec č. 8: Indexy založené na početnosti druhů

(Zdroj: vlastní)

Margalefův index				Menhinickův index			
$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$				$D_{Mg} = \frac{(S)}{\sqrt{N}}$			
Halda č.15	Lešetice	Vojna	Kamenná	Halda č.15	Lešetice	Vojna	Kamenná
4,170	4,568	4,386	1,480	0,778	0,918	0,860	1,512

transekt	Halda č.15	Lešetice	Vojna	Kamenná
celkový počet druhů (S)	32	34	33	12
celkový počet jedinců (N)	1693	1373	1474	63

N – celkový počet jednotlivců společenstva, **S** – počet druhů společenstva.

Při výpočtu indexů Margalefůva a Menhinickova jsou výsledky založené na početnosti druhů hodně vyrovnané, a to především mezi Haldou č. 15, Lešeticemi a Vojnou. Pouze lokalita Kamenná je dle výsledků nesrovnatelná s ostatními výsledky.

6.4 Vyhodnocení Shannon-Weaverova indexu diverzity

Tabulka č. 8: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Halda č. 15

(Zdroj: vlastní)

Roky Čelď druh	2014	2015	2016	Shannonův - Weaverův index					Sh-W.I (H)	
	přehled abundance (ks)			n_i	N	p_i	$\ln p_i$	$p_i \cdot \ln p_i$		
Hesperiidae										
Hesperia comma	0	6	6	12	1693	0,007	4,949	0,035	2,654	
Ochlodes sylvanus	0	11	4	15	1693	0,009	4,726	0,042		
Pyrgus malvae	0	2	0	2	1693	0,001	6,741	0,008		
Thymelicus lineola	20	16	42	78	1693	0,046	3,078	0,142		
Thymelicus sylvestris	0	13	4	17	1693	0,010	4,601	0,046		
Lycaenidae										
Cupido minimus	1	9	10	20	1693	0,012	4,439	0,052		
Polyommatus amandus	3	1	3	7	1693	0,004	5,488	0,023		
Polyommatus icarus	11	36	23	70	1693	0,041	3,186	0,132		
Nymphalidae										
Aglais urticae	146	110	93	349	1693	0,206	1,579	0,326		
Apatura iris	0	3	3	6	1693	0,004	5,642	0,020		
Aphantopus hyperantus	15	22	6	43	1693	0,025	3,673	0,093		
Araschnia Levana	3	2	10	15	1693	0,009	4,726	0,042		
Coenonympha glycerion	5	5	2	12	1693	0,007	4,949	0,035		
Coenonympha pamphilus	0	1	2	3	1693	0,002	6,336	0,011		
Inachis io	26	15	40	81	1693	0,048	3,040	0,145		
Issoria lathonia	2	2	3	7	1693	0,004	5,488	0,023		
Lasiommata maera	0	2	0	2	1693	0,001	6,741	0,008		
Lasiommata megera	73	41	41	155	1693	0,092	2,391	0,219		
Maniola jurtina	13	32	21	66	1693	0,039	3,245	0,126		
Melanargia galathea	22	32	28	82	1693	0,048	3,028	0,147		
Melitaea athalia	1	0	0	1	1693	0,001	7,434	0,004		
Nymphalis antiopa	0	2	1	3	1693	0,002	6,336	0,011		
Pararge aegeria	0	3	0	3	1693	0,002	6,336	0,011		
Vanessa atalanta	15	16	35	66	1693	0,039	3,245	0,126		
Vanessa cardui	22	8	41	71	1693	0,042	3,172	0,133		
Papilionidae										
Papilio machaon	9	15	9	33	1693	0,019	3,938	0,077		
Pieridae										
Leptidea sinapis	11	2	0	13	1693	0,008	4,869	0,037		
Gonepteryx rhamni	6	4	7	17	1693	0,010	4,601	0,046		
Aporia crataegi	0	5	0	5	1693	0,003	5,825	0,017		
Pieris brassicae	0	1	0	1	1693	0,001	7,434	0,004		
Pieris napi	46	37	54	137	1693	0,081	2,514	0,203		
Pieris rapae	119	67	115	301	1693	0,178	1,727	0,307		
celkový počet jedinců	1693			Celkový Sh-W. index:					2,654	
celkový počet druhů	32									

Index poměrné početnosti druhů Sh-W.I (H)	2,654
Maximální možná vyrovnanost (Hmax):	3,466
Hodnota vyčerpanosti (E):	0,766
Hodnota dominance (R):	0,234

$$n_i = \text{počet jedinců } i - \text{tého druhu}$$

$$N = \text{celkový počet jedinců}$$

$$S = \text{celkový počet druhů (taxonů)}$$

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

$$H_{max} = -\ln S$$

$$E = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{\ln S}$$

$$R = \frac{H'_{max} - H'}{H'_{max}} = 1 - H'_{max}$$

Tabulka č. 9: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Lešetice

(Zdroj: vlastní)

Roky	2014	2015	2016	Shannonův - Weaverův index						
Čel'druh	přehled abundance (ks)			n_i	N	p_i	$\ln p_i$	$p_i \cdot \ln p_i$	Sh-W.I (H)	
Hesperiidae										
Hesperia comma	0	2	6	8	1373	0,006	5,145	0,030	2,719	
Ochlodes sylvanus	0	17	3	20	1373	0,015	4,229	0,062		
Pyrgus malvae	0	2	0	2	1373	0,001	6,532	0,010		
Thymelicus lineola	2	12	24	38	1373	0,028	3,587	0,099		
Thymelicus sylvestris	0	7	4	11	1373	0,008	4,827	0,039		
Lycaenidae										
Cupido minimus	0	7	5	12	1373	0,009	4,740	0,041		
Polyommatus amandus	2	2	0	4	1373	0,003	5,838	0,017		
Plebejus argus	0	0	3	3	1373	0,002	6,126	0,013		
Polyommatus icarus	9	19	14	42	1373	0,031	3,487	0,107		
Nymphalidae										
Aglais urticae	159	89	81	329	1373	0,240	1,429	0,342		
Aphantopus hyperantus	21	14	17	52	1373	0,038	3,274	0,124		
Araschnia levana	10	4	25	39	1373	0,028	3,561	0,101		
Coenonympha glycerion	1	2	0	3	1373	0,002	6,126	0,013		
Coenonympha pamphilus	5	8	9	22	1373	0,016	4,134	0,066		
Argynnis aglaja	5	1	1	7	1373	0,005	5,279	0,027		
Argynnis paphia	2	4	2	8	1373	0,006	5,145	0,030		
Inachis io	20	12	21	53	1373	0,039	3,254	0,126		
Issoria lathonia	2	4	0	6	1373	0,004	5,433	0,024		
Lasiommata maera	4	3	0	7	1373	0,005	5,279	0,027		
Lasiommata megera	15	13	9	37	1373	0,027	3,614	0,097		
Maniola jurtina	33	23	45	101	1373	0,074	2,610	0,192		
Melanargia galathea	8	25	10	43	1373	0,031	3,464	0,108		
Melitaea athalia	0	3	0	3	1373	0,002	6,126	0,013		
Nymphalis antiopa	2	4	5	11	1373	0,008	4,827	0,039		
Pararge aegeria	0	3	0	3	1373	0,002	6,126	0,013		
Vanessa atalanta	16	26	33	75	1373	0,055	2,907	0,159		
Vanessa cardui	13	12	40	65	1373	0,047	3,050	0,144		
Papilionidae										
Papilio machaon	4	6	7	17	1373	0,012	4,392	0,054		
Pieridae										
Leptidea sinapis	4	8	0	12	1373	0,009	4,740	0,041		
Gonepteryx rhamni	5	10	7	22	1373	0,016	4,134	0,066		
Aporia crataegi	0	4	1	5	1373	0,004	5,615	0,020		
Pieris brassicae	0	2	0	2	1373	0,001	6,532	0,010		
Pieris napi	34	20	22	76	1373	0,055	2,894	0,160		
Pieris rapae	89	57	89	235	1373	0,171	1,765	0,302		
celkový počet jedinců	1373			Celkový Sh-W. index:					2,719	
celkový počet druhů	34									

Index poměrné početnosti druhů	2,654
Maximální možná vyrovnanost	3,526
Hodnota vyčerpanosti (E):	0,753
Hodnota dominance (R):	0,247

n_i = počet jedinců i - tého druhu
 N = celkový počet jedinců
 S = celkový počet druhů (taxonů)

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

$$H_{max} = -\ln S \quad E = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{-\ln S} \quad R = \frac{H'_{max} - H'}{H'_{max}} = 1 - H'_{max}$$

Tabulka č. 10: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Vojna

(Zdroj: vlastní)

Roky	2014	2015	2016	Shannonův - Weaverův index						
Čeld' druh	přehled abundace (ks)			n_i	N	p_i	$\ln p_i$	$p_i \cdot \ln p_i$	Sh-W.I (H)	
Hesperiidae										
Hesperia comma	0	8	4	12	1472	0,008	4,809	0,039	3,004	
Ochlodes sylvanus	0	16	11	27	1472	0,018	3,999	0,073		
Pyrgus malvae	0	9	1	10	1472	0,007	4,992	0,034		
Thymelicus lineola	17	33	43	93	1472	0,063	2,762	0,174		
Thymelicus sylvestris	0	15	10	25	1472	0,017	4,076	0,069		
Lycaenidae										
Cupido minimus	1	14	10	25	1472	0,017	4,076	0,069		
Polyommatus amandus	4	6	1	11	1472	0,007	4,896	0,037		
Polyommatus icarus	23	30	30	83	1472	0,056	2,876	0,162		
Nymphalidae										
Aglais urticae	83	57	39	179	1472	0,122	2,107	0,256		
Aphantopus hyperantus	31	29	16	76	1472	0,052	2,964	0,153		
Araschnia Levana	10	3	6	19	1472	0,013	4,350	0,056		
Coenonympha glycerion	16	5	0	21	1472	0,014	4,250	0,061		
Coenonympha pamphilus	13	10	12	35	1472	0,024	3,739	0,089		
Argynnis aglaja	4	6	6	16	1472	0,011	4,522	0,049		
Argynnis paphia	0	2	2	4	1472	0,003	5,908	0,016		
Inachis io	13	20	16	49	1472	0,033	3,403	0,113		
Issoria lathonia	2	11	3	16	1472	0,011	4,522	0,049		
Lasiommata maera	4	2	0	6	1472	0,004	5,503	0,022		
Lasiommata megera	8	12	11	31	1472	0,021	3,860	0,081		
Maniola jurtina	40	45	52	137	1472	0,093	2,374	0,221		
Melanargia galathea	15	60	41	116	1472	0,079	2,541	0,200		
Melitaea athalia	4	2	0	6	1472	0,004	5,503	0,022		
Nymphalis antiopa	0	2	0	2	1472	0,001	6,601	0,009		
Pararge aegeria	0	3	3	6	1472	0,004	5,503	0,022		
Vanessa atalanta	17	20	20	57	1472	0,039	3,251	0,126		
Vanessa cardui	10	8	45	63	1472	0,043	3,151	0,135		
Papilionidae										
Papilio machaon	1	0	1	2	1472	0,001	6,601	0,009		
Pieridae										
Leptidea sinapis	15	11	0	26	1472	0,018	4,036	0,071		
Gonepteryx rhamni	5	9	11	25	1472	0,017	4,076	0,069		
Aporia crataegi	0	19	3	22	1472	0,015	4,203	0,063		
Pieris brassicae	5	0	0	5	1472	0,003	5,685	0,019		
Pieris napi	47	23	40	110	1472	0,075	2,594	0,194		
Pieris rapae	50	35	72	157	1472	0,107	2,238	0,239		
celkový počet jedinců	1472			Celkový Sh-W. index:					3,004	
celkový počet druhů	33									

Index poměrné početnosti druhů Sh-W.I (H)	3,004
Maximální možná vyrovnanost (Hmax):	3,497
Hodnota vyčerpanosti (E):	0,859
Hodnota dominance (R):	0,141

n_i = počet jedinců i - tého druhu
 N = celkový počet jedinců
 S = celkový počet druhů (taxonů)

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

$$H_{max} = -\ln S \quad E = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{\ln S} \quad R = \frac{H'_{max} - H'}{H'_{max}} = 1 - H'_{max}$$

Tabulka č. 11: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Kamenná

(Zdroj: vlastní)

Roky	2014	2015	2016	Shannonův - Weaverův index						
Čel'd' druh	přehled abundance (ks)			n_i	N	p_i	$\ln p_i$	$p_i * \ln p_i$	Sh-W.I (H)	
Hesperiidae									2,134	
Lycaenidae										
Nymphalidae										
Aglais urticae	0	1	8	9	63	0,143	1,946	0,278		
Aphantopus hyperantus	2	1	0	3	63	0,048	3,045	0,145		
Araschnia Levana	0	0	1	1	63	0,016	4,143	0,066		
Inachis io	1	2	3	6	63	0,095	2,351	0,224		
Lasiommata megera	0	1	0	1	63	0,016	4,143	0,066		
Maniola jurtina	2	2	0	4	63	0,063	2,757	0,175		
Melanargia galathea	1	0	0	1	63	0,016	4,143	0,066		
Vanessa atalanta	4	1	2	7	63	0,111	2,197	0,244		
Vanessa cardui	0	0	1	1	63	0,016	4,143	0,066		
Papilionidae										
Pieridae										
Gonepteryx rhamni	0	3	0	3	63	0,048	3,045	0,145		
Pieris napi	8	5	1	14	63	0,222	1,504	0,334		
Pieris rapae	7	2	4	13	63	0,206	1,578	0,326		
celkový počet jedinců	63			Celkový Sh-W. index:						2,134
celkový počet druhů	12									

Index poměrné početnosti druhů Sh-W.I (H)	2,134
Maximální možná vyrovnanost (Hmax):	2,485
Hodnota vyčerpanosti (E):	0,859
Hodnota dominance (R):	0,141

n_i = počet jedinců i - tého druhu
 N = celkový počet jedinců
 S = celkový počet druhů (taxonů)

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

$$H_{max} = -\ln S$$

$$E = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{-\ln S}$$

$$R = \frac{H'_{max} - H'}{H'_{max}} = 1 - H'_{max}$$

6.4.1 Výsledky Shannon-Weaverova indexu diverzity

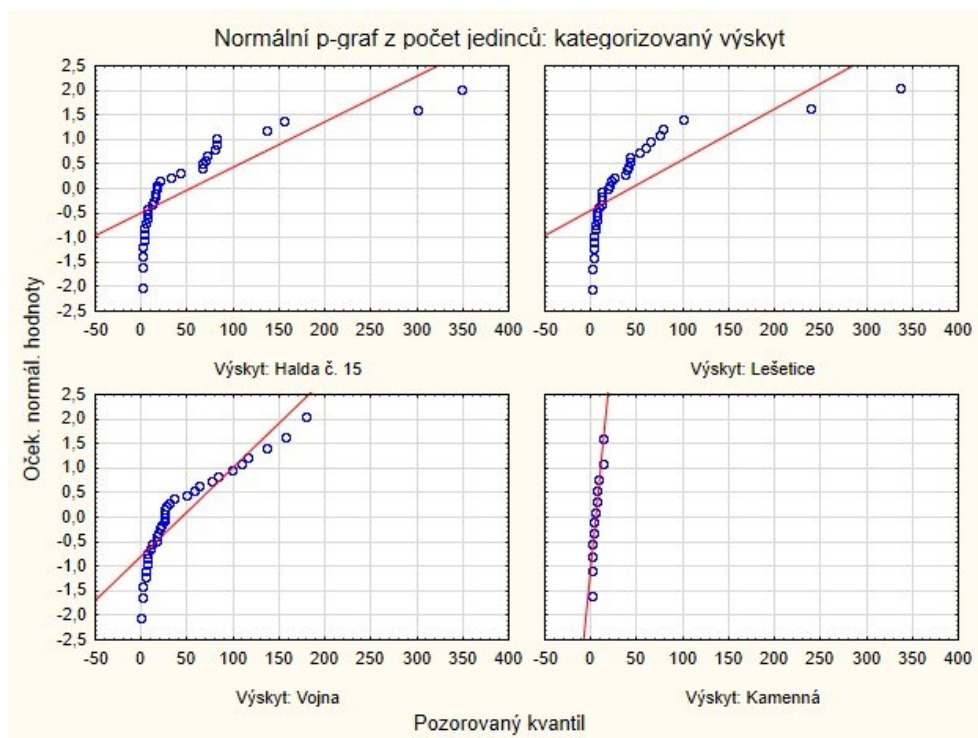
Vyrovnanost Shannonova - Weaverova indexu - pro všechny zkoumané lokality vyházejí hodnoty ekologických dat střední až vyšší diverzity. Střední diverzita je dle výpočtů na lokalitách Halda č. 15 (E=0,766) a Lešetice (E=0,753) a vyšší diverzita v lokalitě Vojna (E=0,859) a Kamenná (E=0,859).

6.4.2 Neparametrické statistiky

Pro analýzu je nejprve nutné ověřit normalitu závislé proměnné na všech lokalitách (stanovištích). Proto byl pro ověření normality závislé proměnné využit Shapiro-Wilkův test. Z grafu (obrázek č. 20 i z hodnot Shapiro-Wilkova testu je patrné, že ve skupině velikost byl porušen předpoklad normality.

Obrázek č. 20: Normální p-graf z počet jedinců: kategorizovaný výskyt

(Zdroj: vlastní + program STATISTICA)



Proto využijeme Kruskal-Wallisův test, jenž je založený na pořadí a nepředpokládá se, že data pocházejí z normálního rozdělení, ale předpokládá se, že pozorování jsou nezávislá.

Výsledky Kruskal-Wallisova testu. Na základě dosažené hladiny významnosti Kruskal-Wallisova testu $p = 0,0032$ bylo prokázáno, že statisticky významný rozdíl je v lokalitách na Haldě č. 15, Lešetice, Vojna, Kamenná. Ke stejným závěrům dojde také pomocí mediánového testu, kdy zkoumáme počty případů nad a pod společným mediánem.

Tabulka č. 12: Mediánový test

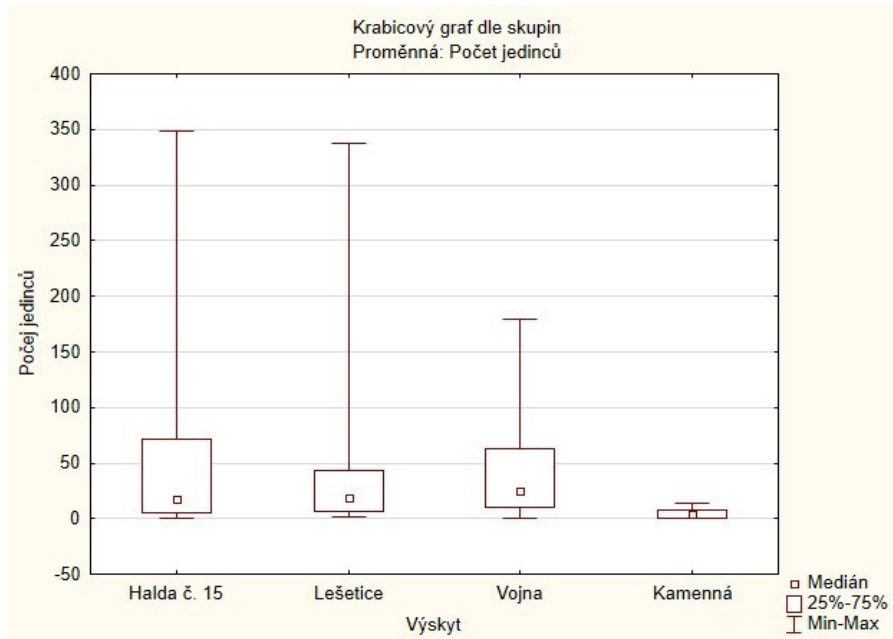
(Zdroj: vlastní)

Mediánový test, celk. medián = 16,0000; Počet jedinců (Závislá proměnná v Neparametrické)					
Nezávislá (grupovací) proměnná : Výskyt					
Chi-Kvadr. = 14,50915 sv = 3 p = ,0023					
	Halda č. 15	Lešetice	Vojna	Kamenná	Celkem
<= Medián: pozorov.	15,00000	16,00000	12,00000	12,00000	55,0000
očekáv.	15,64220	16,65138	16,65138	6,05505	
poz.-oč.	-0,64220	-0,65138	-4,65138	5,94495	
> Medián: pozorov.	16,00000	17,00000	21,00000	0,00000	54,0000
očekáv.	15,35780	16,34862	16,34862	5,94495	
poz.-oč.	0,64220	0,65138	4,65138	-5,94495	
Celkem: oček.	31,00000	33,00000	33,00000	12,00000	109,0000

Výsledky můžeme zobrazit také graficky.

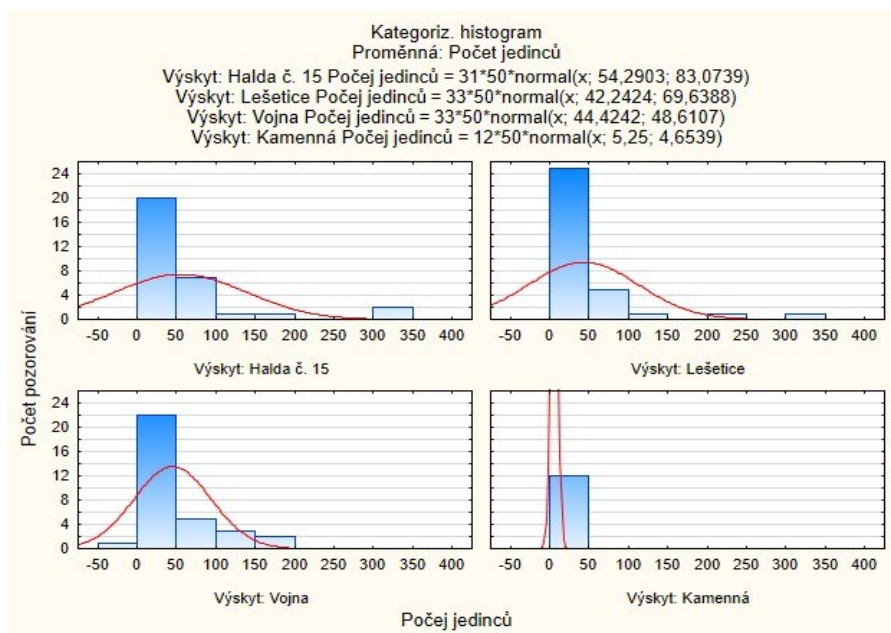
Obrázek č. 21: Grafické porovnání výsledků proměnně: počet jedinců, pomocí krabicového grafu

(Zdroj: vlastní)



Obrázek č. 22: Grafické porovnání výsledků proměnné počet jedinců pomocí Kategoriz. histogram

(Zdroj: vlastní)



Levenovy testy, vyhodnocení v posledním sloupci „p“. Je-li $p \leq 0,05$, pak H_0 zamítáme - tj. heteroskedasticita je průkazná. V opačném případě heteroskedasticita průkazná není.

Tabulka č. 13: Leveneův test homogenity

(Zdroj: vlastní)

Proměnná	Leveneův test homogenity rozptylů (Závislá proměnná v Neparametrické) Označ. efekty jsou významné na hlad. $p < ,05000$							
	SČ (efekt)	SV (efekt)	PČ (efekt)	SČ (chyba)	SV (chyba)	PČ (chyba)	F	p
Počet jedinců	23286,24	3	7762,081	238514,2	105	2271,564	3,417065	0,020094

Leveneův test homogenity, který prokázal hladinu významnosti, p -value = 0,020098. Proto se H_0 zamítá – tj. heteroskedasticita je průkazná.

Tabulka č. 14: Analýza rozptylu

(Zdroj: vlastní)

Proměnná	Analýza rozptylu (Závislá proměnná v Neparametrické) Označ. efekty jsou významné na hlad. $p < ,05000$							
	SČ (efekt)	SV (efekt)	PČ (efekt)	SČ (chyba)	SV (chyba)	PČ (chyba)	F	p
Počet jedinců	21078,05	3	7026,016	438078,8	105	4172,179	1,684016	0,174930

Celkové hodnocení výsledků z mnohonásobného porovnání bylo provedeno Tukeyho metodou, která má hodnotu p-value = 0,174930. Výsledná hodnota p-value = 0,174930 je větší, než p-value $\leq 0,05000$. To prokazuje, že průměrný počet jedinců daného druhu mezi společenstvy na vybraných lokalitách se statisticky významně neliší.

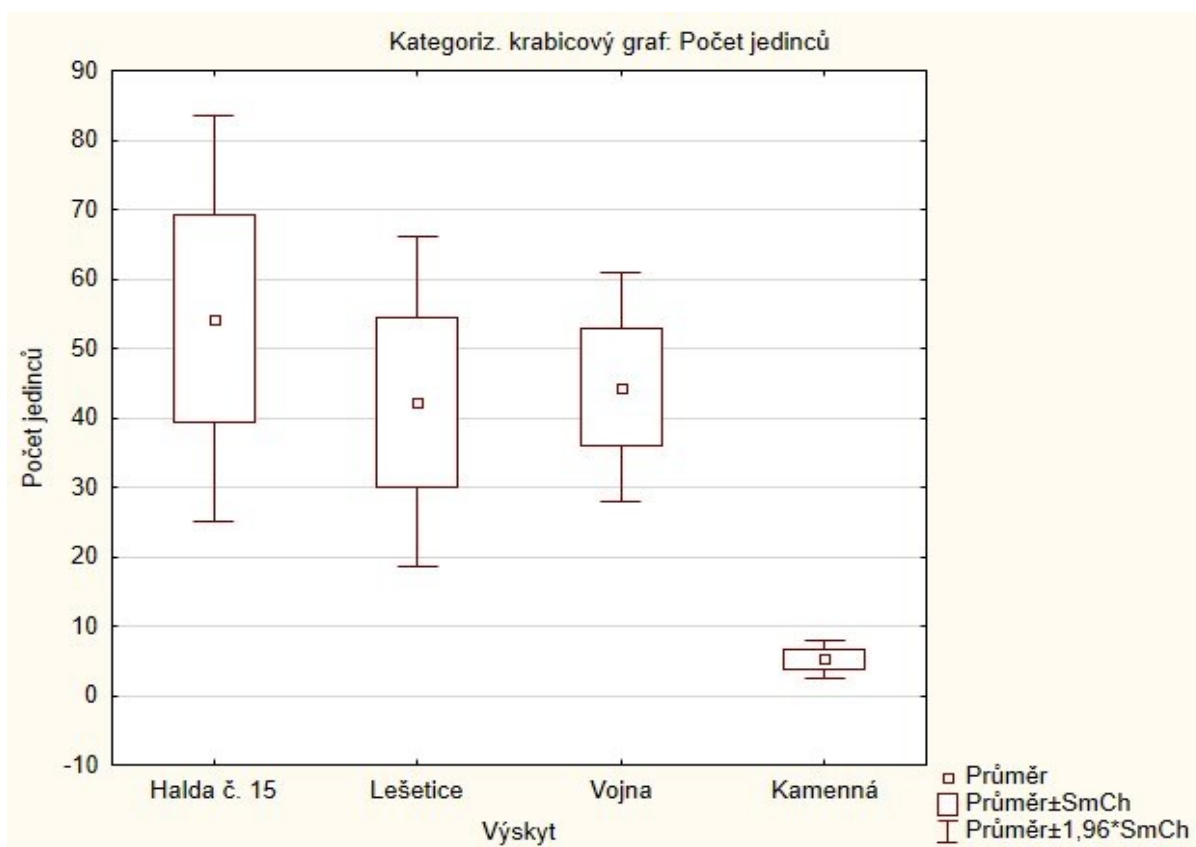
Tabulka č. 15: Turkeyův HSD test

(Zdroj: vlastní)

Výskyt	Tukeyův HSD test; proměnn.: Počet jedinců (Závislá proměnná v Neparametrické)			
	{1} (M=54,290)	{2} (M=42,242)	{3} (M=44,424)	{4} (M=5,2500)
Halda č. 15 {1}		0,878373	0,928559	0,121175
Lešetice {2}	0,878373		0,999138	0,329516
Vojna {3}	0,928559	0,999138		0,279651
Kamenná {4}	0,121175	0,329516	0,279651	

Obrázek č. 23: Krabicový graf potvrzující nevýznamné odlišnosti studovaných lokalit

(Zdroj: vlastní)



6.5 Vyhodnocení zachovalosti biotopů na zkoumaných lokalitách

Tabulka č. 16: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Halda č. 15

(Zdroj: vlastní)

Čed' druh	Potravní vazba (P)	Hodnocení (1-5)	Stanovištní vazba (S)	Hodnocení (1-3)	Vzácnost - četnost výskytu na základě dosavadních znalostí (V)	Hodnocení (1-5)	Indikační význam druhů na základě bodového hodnocení (I)	Indikátor
Hesperiidae								
Hesperia comma	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Ochlodes sylvanus	Druh omezeně	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Pyrgus malvae	Druh omezeně	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Thymelicus lineola	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
Thymelicus sylvestris	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Lycanidae								
Cupido minimus	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Polyommatus amandus	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
Polyommatus icarus	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Nymphalidae								
Aglais urticae	Druh omezeně	4	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Apatura iris	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Ojedinelé nálezy z většího počtu lokalit	3	8	Indikátor 3. stupně
Aphantopus hyperantus	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Araschnia levana	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
Coenonympha glycerion	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
Coenonympha pamphilus	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Inachis io	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Issoria lathonia	Druh omezeně	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Lasiommata maera	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
Lasiommata megera	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Maniola jurtina	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Melanargia galathea	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Melitaea athalia	Druh omezeně	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Nymphalis antiopa	Druh omezeně	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	6	Indikátor 4. stupně
Pararge aegeria	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Vanessa atalanta	Druh omezeně	4	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	7	Indikátor 3. stupně
Vanessa cardui	Druh omezeně	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Papilionidae								
Papilio machaon	Druh oligofágní	3	Druh stenotopní	3	Druh rozšířený ale nehojný	2	8	Indikátor 3. stupně
Pieridae								
Leptidea sinapis	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Gonepteryx rhamni	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
Aporia crataegi	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Ojedinelé nálezy z většího počtu lokalit	3	7	Indikátor 3. stupně
Pieris brassicae	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Pieris napi	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Pieris rapae	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Vzorec	I = P + S + V							
							Indikátor 3. stupně	10
							Indikátor 4. stupně	22

Ve studované lokalitě Halda č. 15 se vyskytují druhy indikátorů 4. stupně a 3. stupně s procentuálním zastoupením: indikátory 4. stupně se pohybují cca v 68, 75 % a indikátory 3. stupně v 31, 25 %. Žádné jiné druhy indikátorů se na studované lokalitě nenacházejí.

Z hlediska indikátorů 4. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 68, 75 % ukazuje, že se lokalita ocitá před hranicí únosnosti. Vyšší zastoupení nad 70 % eurytopních druhů svědčí o silném antropogenním ovlivnění a ruderalizaci.

Z hlediska indikátorů 3. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 31, 25 % jasně ukazuje, že lokalita Halda č. 15 si zaslouží zcela nepochybně ochranu, a to v podobě

zákoně ochrany, protože tato lokalita splňuje podmínky, že se zde nacházejí indikátory 3. stupně nad 30 % a byla zde zjištěna absence indikátorů 1. nebo 2. stupně.

Proto studovaná lokalita musí dostat takovou péči a ochranu v souvislosti s procentuálním zastoupením těchto indikátorů v celkovém druhovém spektru.

Tabulka č. 17: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Lešetice

(Zdroj: vlastní)

Čelď druh	Potravní vazba (P)	Hodnocení (1-5)	Stanovištní vazba (S)	Hodnocení (1-3)	Vzácnost - četnost výskytu na základě dosavadních znalostí (V)	Hodnocení (1-5)	Indikační význam druhů na základě bodového hodnocení (I)	Indikátor
Hesperiidae								
<i>Hesperia comma</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
<i>Ochlodes sylvanus</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
<i>Pyrgus malvae</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Thymelicus lineola</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
<i>Thymelicus sylvestris</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Lycaenidae								
<i>Cupido minimus</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
<i>Polyommatus amandus</i>	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
<i>Plebejus argus</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
<i>Polyommatus icarus</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Nymphalidae								
<i>Aglais urticae</i>	Druh omezeně oligofágní	4	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
<i>Aphantopus hyperantus</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Araschnia levana</i>	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
<i>Argynnis aglaja</i>	Druh omezeně oligofágní	4	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	8	Indikátor 3. stupně
<i>Argynnis paphia</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	6	Indikátor 4. stupně
<i>Coenonympha glycerion</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
<i>Coenonympha pamphilus</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Inachis io</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Issoria lathonia</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Lasiommata maera</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
<i>Lasiommata megera</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
<i>Maniola jurtina</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Melanargia galathea</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Melitaea athalia</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Nymphalis antiopa</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	6	Indikátor 4. stupně
<i>Pararge aegeria</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
<i>Vanessa atalanta</i>	Druh omezeně oligofágní	4	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	7	Indikátor 3. stupně
<i>Vanessa cardui</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Papilionidae								
<i>Papilio machaon</i>	Druh oligofágní	3	Druh stenotopní	3	Druh rozšířený ale nehojný	2	8	Indikátor 3. stupně
Pieridae								
<i>Leptidea sinapis</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
<i>Gonepteryx rhamni</i>	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
<i>Aporia crataegi</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Ojedinelé nálezy z většího počtu lokalit	3	7	Indikátor 3. stupně
<i>Pieris brassicae</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Pieris napi</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Pieris rapae</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Vzorec	I = P + S + V						Indikátor 3. stupně	12
							Indikátor 4. stupně	23

Ve studované lokalitě Lešetice se vyskytují druhy indikátorů 4. stupně a 3. stupně s tímto procentuálním zastoupením: indikátory 4. se pohybují cca v 65,71 % a indikátory 3. stupně v 34, 29 %. Žádné jiné druhy indikátorů se na studované lokalitě nenacházejí.

Z hlediska indikátorů 4. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 65,71 % ukazuje, že se lokalita ocitá v blízkosti před hranicí únosnosti. Vyšší zastoupení nad 70 % eurytopních druhů svědčí o silném antropogenním ovlivnění a ruderalizaci.

Z hlediska indikátorů 3. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 34, 29 %, jasně ukazuje, že lokalita Lešetice si zasluhuje ochranu zcela nepochybně v podobě zákonné ochrany, protože tato lokalita splňuje podmínky, že se zde nacházejí indikátory 3. stupně nad 30 % a byla zde zjištěna absence indikátorů 1. nebo 2. stupně.

Studovaná lokalita musí dostat takovou péči a ochranu v souvislosti s procentuálním zastoupením těchto indikátorů v celkovém druhovém spektru.

Tabulka č. 18: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Vojna

(Zdroj: vlastní)

Čed' druh	Potravní vazba (P)	Hodnocení (1-5)	Stanovištní vazba (S)	Hodnocení (1-3)	Vzácnost - četnost výskytu na základě dosavadních znalostí (V)	Hodnocení (1-5)	Indikační význam druhů na základě bodového hodnocení (I)	Indikátor
Hesperiidae								
Hesperia comma	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Ochlodes sylvanus	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Pyrgus malvae	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Thymelicus lineola	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
Thymelicus sylvestris	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Lycaenidae								
Cupido minimus	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Polyommatus amandus	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
Polyommatus icarus	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Nymphalidae								
Aglais urticae	Druh omezeně oligofágní	4	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Aphantopus hyperantus	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Araschnia Levana	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
Argynnis aglaja	Druh omezeně oligofágní	4	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	8	Indikátor 3. stupně
Argynnis paphia	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	6	Indikátor 4. stupně
Coenonympha glycerion	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
Coenonympha pamphilus	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Inachis io	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Issoria lathonia	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Lasiommata maera	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	7	Indikátor 3. stupně
Lasiommata megera	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Maniola jurtina	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Melanargia galathea	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Melitaea athalia	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Nymphalis antiopa	Druh omezeně polyfágní	2	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený ale nehojný	2	6	Indikátor 4. stupně
Pararge aegeria	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Vanessa atalanta	Druh omezeně oligofágní	4	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	7	Indikátor 3. stupně
Vanessa cardui	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Papilionidae								
Papilio machaon	Druh oligofágní	3	Druh stenotopní	3	Druh rozšířený ale nehojný	2	8	Indikátor 3. stupně
Pieridae								
Leptidea sinapis	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
Gonepteryx rhamni	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
Aporia crataegi	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Ojedinelé nálezy z většího počtu	3	7	Indikátor 3. stupně
Pieris brassicae	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Pieris napi	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Pieris rapae	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Vzorec	I = P + S + V							
						Indikátor 3. stupně	11	
						Indikátor 4. stupně	23	

Ve studované lokalitě Vojna se vyskytují druhy indikátorů 4. stupně a 3. stupně s procentuálním s tímto zastoupením: indikátory 4. se pohybují cca v 67,71 % a indikátory 3. stupně v 32, 35 %. Žádné jiné druhy indikátorů se na studované lokalitě nenacházejí.

Z hlediska indikátorů 4. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 67,71 % ukazuje, že se lokalita ocitá před hranicí únosnosti. Vyšší zastoupením nad 70 % eurytopních druhů svědčí o silném antropogenním ovlivnění a ruderalizaci.

Z hlediska indikátorů 3. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 32, 35 %, jasně ukazuje, že lokalita Vojna si zaslouhuje zcela nepochybně ochranu v podobě zákonné ochrany, protože tato lokalita splňuje podmínky, že se zde nacházejí indikátory 3. stupně nad 30 % a byla zde zjištěna absence indikátorů 1. nebo 2. stupně.

Studovaná lokalita musí dostat takovou péči a ochranu v souvislosti s procentuálním zastoupením těchto indikátorů v celkovém druhovém spektru.

Tabulka č. 19: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Kamenná

(Zdroj: vlastní)

Čelď druh	Potravní vazba (P)	Hodnocení (1-5)	Stanovištní vazba (S)	Hodnocení (1-3)	Vzácnost - četnost výskytu na základě dosavadních	Hodnocení (1-5)	Indikační význam druhů na základě bodového	Indikátor
Hesperiidae								
Lycaenidae								
Nymphalidae								
<i>Aglais urticae</i>	Druh omezeně oligofágní	4	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
<i>Aphantopus hyperantus</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Araschnia Levana</i>	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
<i>Inachis io</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Lasiommata megera</i>	Druh oligofágní	3	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	6	Indikátor 4. stupně
<i>Maniola jurtina</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Melanargia galathea</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Vanessa atalanta</i>	Druh omezeně oligofágní	4	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	7	Indikátor 3. stupně
<i>Vanessa cardui</i>	Druh omezeně polyfágní	2	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	4	Indikátor 4. stupně
Papilionidae								
Pieridae								
<i>Gonepteryx rhamni</i>	Druh monofágní	5	Druh oligotopní	2	Druh rozšířený a početný	1	8	Indikátor 3. stupně
<i>Pieris napi</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
<i>Pieris rapae</i>	Druh oligofágní	3	Druh eurytopní	1	Druh rozšířený a početný	1	5	Indikátor 4. stupně
Vzorec	I = P + S + V							
							Indikátor 3. stupně	3
							Indikátor 4. stupně	9

Ve studované lokalitě Kamenná se vyskytují druhy indikátorů 4. stupně a 3. stupně s následujícím procentuálním zastoupením: indikátory 4. se pohybují cca v 75 % a indikátory 3. stupně v 25 %. Žádné jiné druhy indikátorů se na studované lokalitě nenacházejí.

Z hlediska indikátorů 4. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 75 % ukazuje, že se lokalita ocitla za hranicí únosnosti. Lokalita je silně antropogenně ovlivněna a ruderalizována. Na sledovaném území nebyly přítomny jen indikátory 4. stupně, a proto je možné zavrhnout možnost, že se lokalita může využívat bez omezení.

Z hlediska indikátorů 3. stupně můžeme uvažovat, že hodnota 25 %, ukazuje, že lokalita Kamenná má dobrou kondici společenstva motýlů, chybí zde ale druhy citlivé.

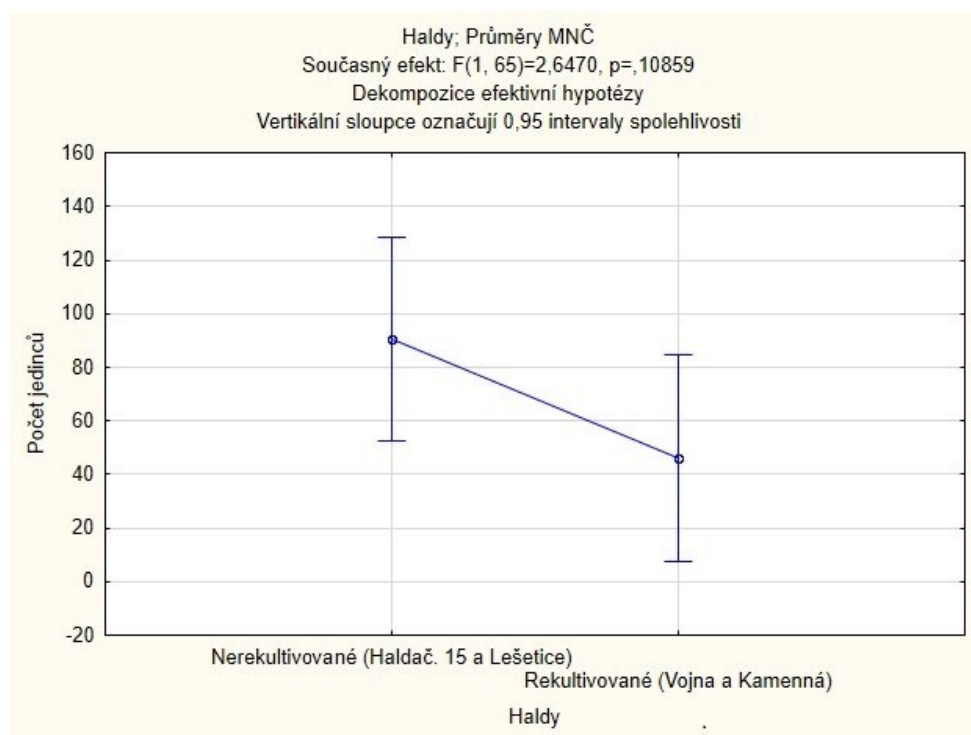
6.6 Statistické vyhodnocení

Hypotézy

H0: Neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nerekulitovanými haldami.

Obrázek č. 24: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nerekulitovanými haldami

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 20: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nerekulitovanými haldami

(Zdroj: vlastní)

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Počet motýlů (Haldy rekultivované a nerekulitované) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně (volnosti)	PČ	F	p
Abs. člen	313546,4	1	313546,4	25,40642	0,000004
Haldy	32666,9	1	32666,9	2,64697	0,108586
Chyba	802179,8	65	12341,2		

Hodnota F-testu je 2,64697. Vypočtená hladina významnosti $p = 0,108586$, tato hodnota je vyšší než stanovená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž je nulová hypotéza přijata. Neexistuje statistický významný rozdíl v početním zastoupení mezi rekultivovanými a nereakultivovanými haldami.

Tabulka č. 21: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nereakultivovanými haldami

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Počet jedinců (Haldy rekultivované a nereakultivované) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 12341,, sv = 65,000		
	Haldy	{1} (90,500)	{2} (46,333)
1	Nereakultivoavné (Haldač. 15 a Lešetice)		0,108699
2	Reakultivované (Vojna a Kamenná)	0,108699	

Na stanovené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nereakultivovanými haldami.

Tabulka č. 22: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Počet jedinců (Haldy rekultivované a nereakultivované) Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 12341,, sv = 65,000		
	Haldy	Počet jedinců (Průměr)	1
2	Reakultivované (Vojna a Kamenná)	46,33333	****
1	Nereakultivoavné (Haldač. 15 a Lešetice)	90,50000	****

Průměry s „hvězdičkami“ ve stejném sloupci se statisticky významně neliší.

Tabulka č. 23: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduchého třídění

(Zdroj: vlastní)

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Počej jedinců (Haldy statistika v Haldy všechny) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně (volnosti)	PČ	F	p
Abs. člen	121321,2	1	121321,2	29,07862	0,000000
Výskyt	21078,0	3	7026,0	1,68402	0,174930
Chyba	438078,8	105	4172,2		

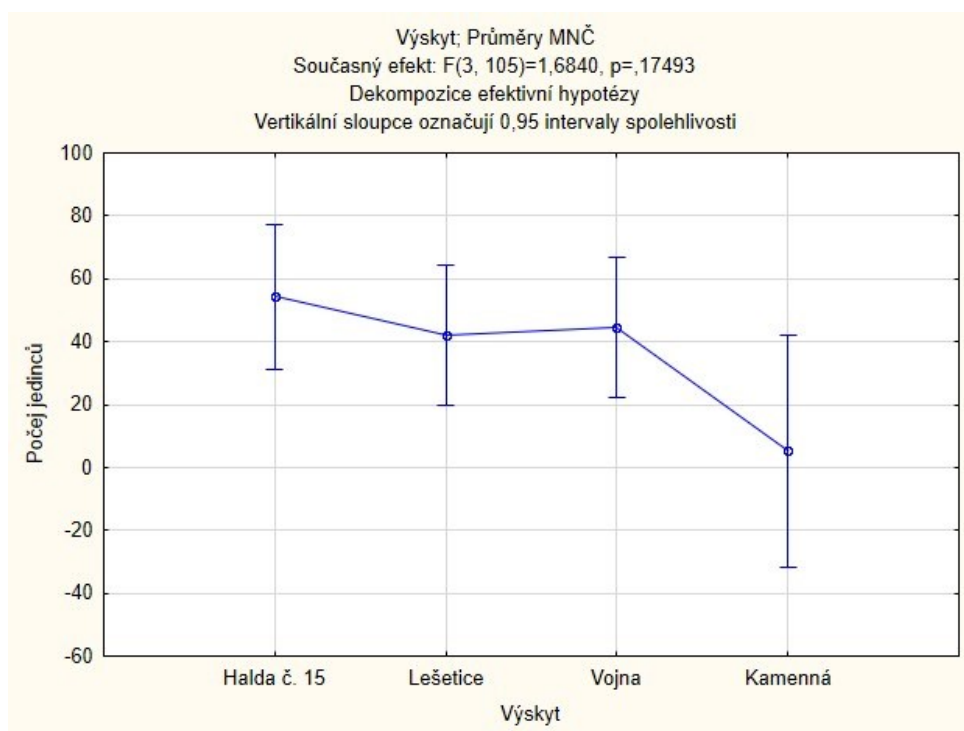
Vypočtená hladina významnosti $p = 0,00$ je nižší než zvolená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž zamítáme nulovou hypotézu o homogenitě rozptylu. Rozptyly proto považujeme za průkazně rozdílné. Výsledek analýzy rozptylu je zatížen chybou, způsobenou nehomogenitou rozptylu.

Hypotézy

H0: Mezi jednotlivými haldami neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů.

Obrázek č. 25: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 24: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami

(Zdroj: vlastní)

Testy homogenity rozptylu (Haldy rekultivované a nerekulitované) Efekt: Haldy					
	Hartley. (F-max)	Cochran. (C)	Bartl. (Chí-kv.)	SV	p
Počet jedinců	8,247079	0,891858	30,21414	1	0,000000

Hodnota F-testu je 1,68402. Vypočtená hladina významnosti $p = 0,174930$, tato hodnota je vyšší než stanovená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž je nulová hypotéza přijata. Neexistuje statistický významný rozdíl v početním zastoupení mezi jednotlivými haldami.

Tabulka č. 25: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Počej jedinců (Haldy všechny) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 4172,2, sv = 105,00				
	Výskyt	{1} (54,290)	{2} (42,242)	{3} (44,424)	{4} (5,2500)
1	Halda č. 15		0,878373	0,928559	0,121175
2	Lešetice	0,878373		0,999138	0,329516
3	Vojna	0,928559	0,999138		0,279651
4	Kamenná	0,121175	0,329516	0,279651	

Na stanovené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami.

Tabulka č. 26: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Počej jedinců (Haldy všechny) Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 4172,2, sv = 105,00		
	Výskyt	Počej jedinců (Průměr)	1
4	Kamenná	5,25000	****
2	Lešetice	42,24242	****
3	Vojna	44,42424	****
1	Halda č. 15	54,29032	****

Průměry s „hvězdičkami“ ve stejném sloupci se statisticky významně neliší.

Tabulka č. 27: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduchého třídění

(Zdroj: vlastní)

	Testy homogenity rozptylu (Haldy všechny) Efekt: Výskyt				
	Hartley. (F-max)	Cochran. (C)	Bartl. (Chí-kv.)	SV	p
Počej jedinců	318,6320	0,488223	55,06390	3	0,000000

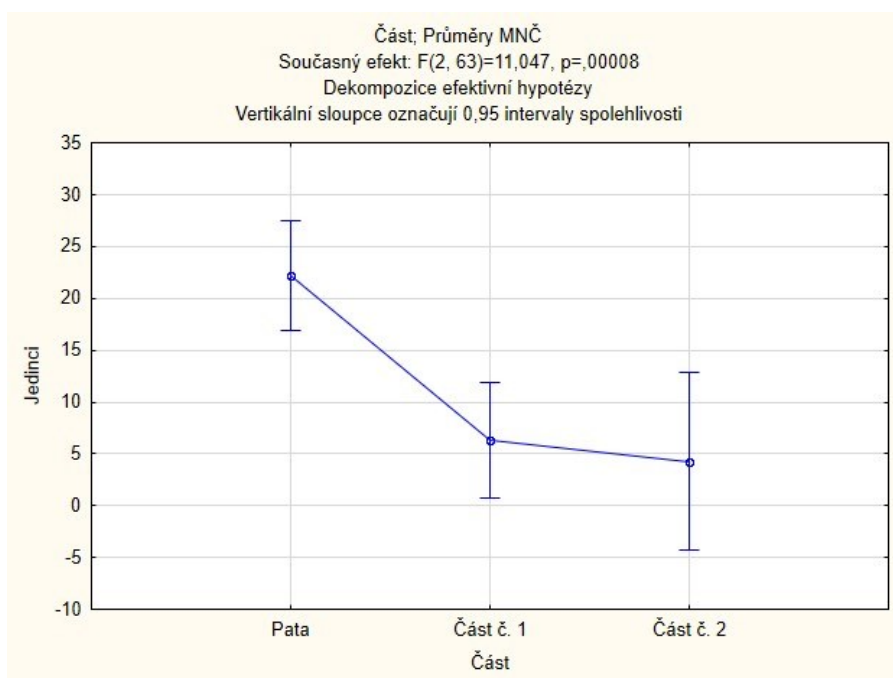
Vypočtená hladina významnosti $p = 0,00$ je nižší než zvolená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž zamítáme nulovou hypotézu o homogenitě rozptylu. Rozptyly proto považujeme za průkazně rozdílné. Výsledek analýzy rozptylu je zatížen chybou, způsobenou nehomogenitou rozptylu.

Hypotézy

H0: Neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi rozdělenými úseky (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15.

Obrázek č. 26: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 28: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15

(Zdroj: vlastní)

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Jedinci (Rozdělení na části Halda č. 15) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně (volnosti)	PČ	F	p
Abs. člen	7883,38	1	7883,379	30,99790	0,000001
Část	1394,88	2	697,441	2,74238	0,072114
Chyba	16022,15	63	254,320		

Hodnota F-testu je 2,74238 Vypočtená hladina významnosti $p = 0,072114$, tato hodnota je vyšší než stanovená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž je nulová hypotéza přijata. Neexistuje statistický významný rozdíl v početním zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15.

Tabulka č. 29: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Halda č. 15i) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 254,32, sv = 63,000			
	Část	{1} (17,000)	{2} (10,783)	{3} (5,5294)
1	Pata		0,366979	0,062321
2	Část č. 1	0,366979		0,561026
3	Část č. 2	0,062321	0,561026	

Na stanovené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi úseky Haldy č. 15.

Tabulka č. 30: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Halda č. 15) Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 254,32, sv = 63,000		
	Část	Jedinci (Průměr)	1
3	Část č. 2	5,52941	****
2	Část č. 1	10,78261	****
1	Pata	17,00000	****

Průměry s „hvězdičkami“ ve stejném sloupci se statisticky významně neliší.

Tabulka č. 31: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduché-ho třídění

(Zdroj: vlastní)

	Testy homogenity rozptylu (Rozdělení na části v Halda č15 rozdělení dle částí) Efekt: Část				
	Hartley. (F-max)	Cochran. (C)	Bartl. (Chí-kv.)	SV	p
Jedinci	17,86544	0,630806	26,91329	2	0,000001

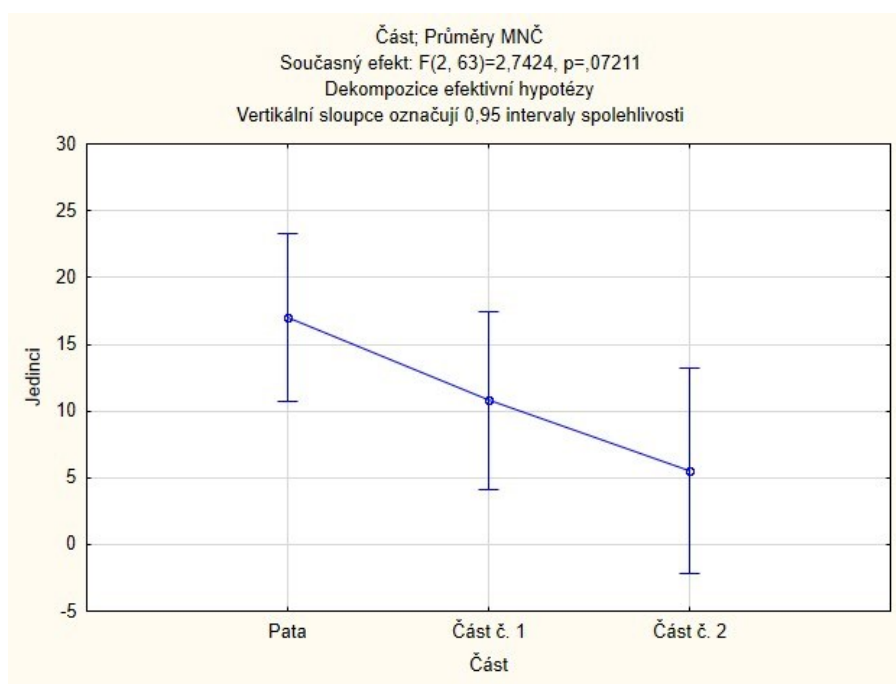
Vypočtená hladina významnosti $p = 0,000001$ je nižší než zvolená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž zamítáme nulovou hypotézu o homogenitě rozptylu. Rozptyly proto považujeme za průkazně rozdílné. Výsledek analýzy rozptylu je zatížen chybou, způsobenou nehomogenitou rozptylu.

Hypotézy

H0: Neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice.

Obrázek č. 27: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rozdělením úseky (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 32: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice

(Zdroj: vlastní)

Jednorozměrné testy významnosti pro Jedinci (Rozdělení na části Lešetice) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy					
	SČ	Stupně (volnosti)	PČ	F	p
Efekt					
Abs. člen	4884,90	1	4884,899	21,63228	0,000018
Část	1737,24	2	868,620	3,84659	0,026622
Chyba	14000,55	62	225,815		

Hodnota F-testu je 3,84659. Vypočtená hladina významnosti $p = 0,026622$, tato hodnota je nižší než stanovená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž je nulová hypotéza zamítnuta. Na zmíněné hladině významnosti $\alpha = 0,05$ přijímáme alternativní hypotézu, podle které existuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice.

Tabulka č. 33: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Lešetice)			
	Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 225,82, sv = 62,000			
	Část	{1} (16,273)	{2} (5,7500)	{3} (6,2500)
1	Pata		0,042423	0,126140
2	Část č.1	0,042423		0,995519
3	Část č.2	0,126140	0,995519	

Na stanovené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ byl zjištěn statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů v úsecích mezi patou a částí č. 1.

Tabulka č. 34: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Lešetice)			
	Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 225,82, sv = 62,000			
	Část	Jedinci (Průměr)	1	2
2	Část č.1	5,75000	****	
3	Část č.2	6,25000	****	****
1	Pata	16,27273		****

Průměry s „hvězdičkami“ ve stejném sloupci se statisticky významně neliší, kde jsou „hvězdičky“ v různých sloupcích, tam se naopak průměry významně odlišují. Mezi úseky patou a částí č. 1. se tedy tyto průměry významně liší.

Tabulka č. 35: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduchého třídění

(Zdroj: vlastní)

Testy homogenity rozptylu (Rozdělení na části Lešetice)					
Efekt: Část					
	Hartley. (F-max)	Cochran. (C)	Bartl. (Chí-kv.)	SV	p
Jedinci	4,647937	0,690689	15,12430	2	0,000520

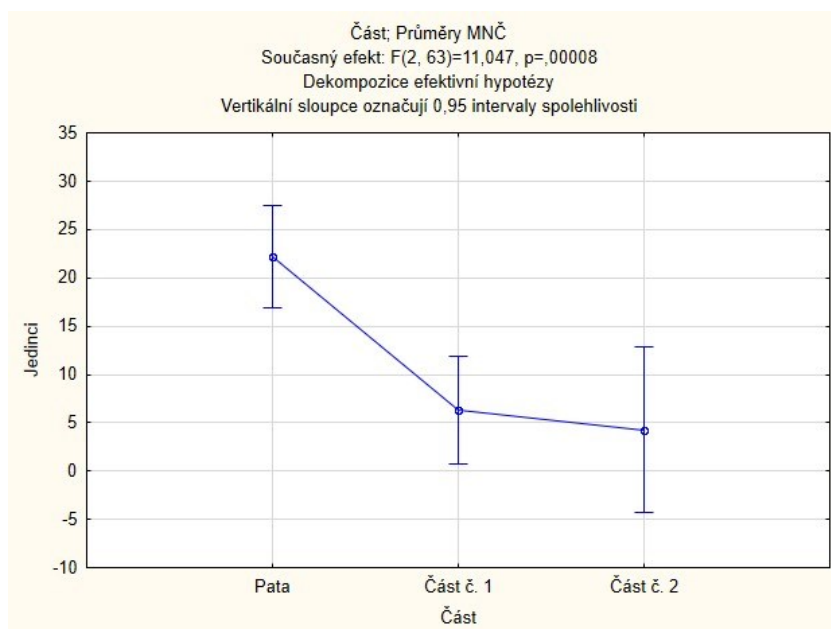
Vypočtená hladina významnosti $p = 0,000520$ je nižší než zvolená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž zamítáme nulovou hypotézu o homogenitě rozptylu. Rozptyly proto považujeme za průkazně rozdílné. Výsledek analýzy rozptylu je zatížen chybou, způsobenou nehomogenitou rozptylu.

Hypotézy

H0: Neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna.

Obrázek č. 28: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 36: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna

(Zdroj: vlastní)

Efekt	Jednorozměrné testy významnosti pro Jedinci (Rozdělení na části Vojna) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy				
	SČ	Stupně (volnosti)	PČ	F	p
Abs. člen	6574,60	1	6574,600	32,43276	0,000000
Část	4478,91	2	2239,454	11,04732	0,000077
Chyba	12771,03	63	202,715		

Hodnota F-testu je 11,04732. Vypočtená hladina významnosti $p = 0,000077$, tato hodnota je nižší než stanovená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž je nulová hypotéza zamítnuta. Na zmíněné hladině významnosti $\alpha = 0,05$ přijímáme alternativní hypotézu, podle které existuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna.

Tabulka č. 37: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Vojna) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 202,71, sv = 63,000			
	Část	{1} (22,241)	{2} (6,3077)	{3} (4,2727)
1	Pata		0,000403	0,002101
2	Část č. 1	0,000403		0,916839
3	Část č. 2	0,002101	0,916839	

Na stanovené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ byl zjištěn statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů v úsecích mezi patou a částí č. 1 a poté mezi patou a částí č. 2.

Tabulka č. 38: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Vojna) Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 202,71, sv = 63,000			
	Část	Jedinci (Průměr)	1	2
3	Část č. 2	4,27273	****	
2	Část č. 1	6,30769	****	
1	Pata	22,24138		****

Průměry s „hvězdičkami“ ve stejném sloupci se statisticky významně neliší, kde jsou „hvězdičky“ v různých sloupcích, tam se naopak průměry významně odlišují. Mezi patou a částí č. 1 a poté mezi patou a částí č. 2. se tedy tyto průměry významně liší.

Tabulka č. 39: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduchého třídění

(Zdroj: vlastní)

	Testy homogenity rozptylu (Rozdělení na části Vojna) Efekt: Část				
	Hartley. (F-max)	Cochran. (C)	Bartl. (Chí-kv.)	SV	p
Jedinci	37,66959	0,922846	58,91885	2	0,000000

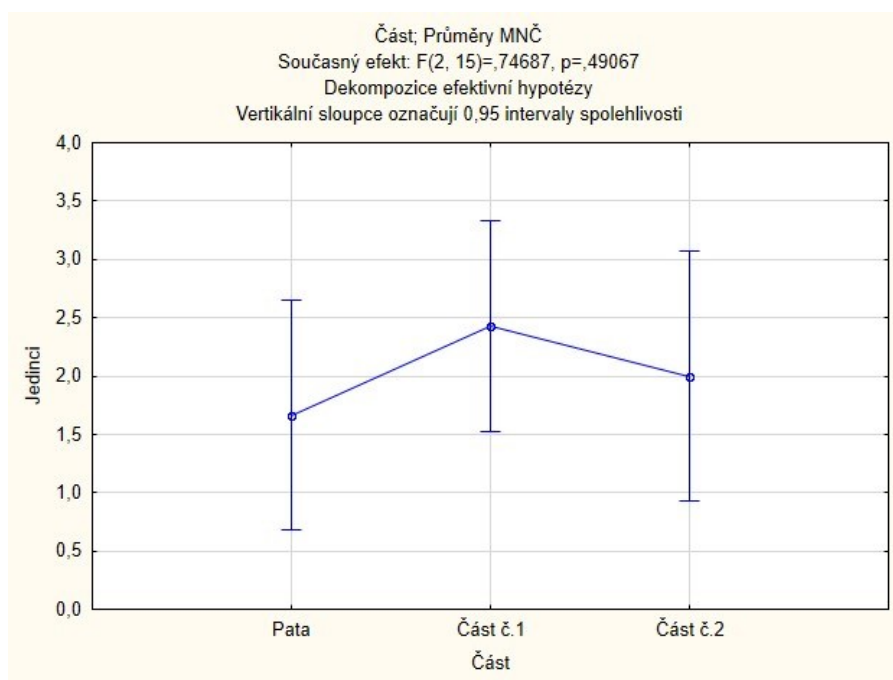
Vypočtená hladina významnosti $p = 0,000000$ je nižší než zvolená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž zamítáme nulovou hypotézu o homogenitě rozptylu. Rozptyly proto považujeme za průkazně rozdílné. Výsledek analýzy rozptylu je zatížen chybou, způsobenou nehomogenitou rozptylu.

Hypotézy

H0: Neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi rozdělenými úseky (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná.

Obrázek č. 29: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rozdělenými úseky (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná

(Zdroj: vlastní)



Tabulka č. 40: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná

(Zdroj: vlastní)

Jednorozměrné testy významnosti pro Jedinci (Rozdělení na části Kamenná) Sigma-omezená parametrizace Dekompozice efektivní hypotézy					
Efekt	SČ	Stupně (volnosti)	PČ	F	p
Abs. člen	72,91500	1	72,91500	57,42056	0,000002
Část	1,89683	2	0,94841	0,74688	0,490669
Chyba	19,04762	15	1,26984		

Hodnota F-testu je 0,74688 Vypočtená hladina významnosti $p = 0,490669$, tato hodnota je vyšší než stanovená hladina významnosti $\alpha = 0,05$, tudíž je nulová hypotéza přijata. Neexistuje statistický významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi rozdělenými úseky (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná.

Tabulka č. 41: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Kamenná) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 1,2698, sv = 15,000			
	Část	{1} (1,6667)	{2} (2,4286)	{3} (2,0000)
1	Pata		0,462777	0,877858
2	Část č.1	0,462777		0,795556
3	Část č.2	0,877858	0,795556	

Na stanovené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi úseky Kamenná.

Tabulka č. 42: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu

(Zdroj: vlastní)

Č. buňky	Tukeyův HSD test; proměnná Jedinci (Rozdělení na části Kamenná) Homogenní skupiny, alfa = ,05000 Chyba: meziskup. PČ = 1,2698, sv = 15,000		
	Část	Jedinci (Průměr)	1
1	Pata	1,666667	****
3	Část č.2	2,000000	****
2	Část č.1	2,428571	****

Tabulka č. 43: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduchého třídění

(Zdroj: vlastní)

	Testy homogenity rozptylu (Rozdělení na části Kamenná) Efekt: Část				
	Hartley. (F-max)	Cochran. (C)	Bartl. (Chí-kv.)	SV	p
Jedinci	1,406250	0,389370	0,119944	2	0,941791

Fauna se neliší mezi rekultivovanými a nereakultivovanými haldami. Fauna se značně liší mezi porovnávanými úseky transektu jednotlivých hald a o něco bohatší jsou paty hald. Na základě výše uvedených zjištění vyvracím hypotézu navrženou v cílech práce, že se na rekultivovaných a nereakultivovaných haldách liší zastoupení denních motýlů.

7 DISKUZE

Diplomová práce hodnotí *Lepidoptera: Rhopalocera hald* na Příbramsku, jako jedny z nejvýznamnějších indikátorů pro zjištění kvality příslušných ekosystémů, a to díky tomu, že denní motýli jsou za posledních 100 let nejlépe prozkoumanými taxony a podrobné údaje o nich a jejich rozšíření jsou vhodným modelovým datasetem pro studium obecnějších ekologických a ochranných zákonitostí (Konvička et al. 2006). Proto se stali motýli vhodnou skupinou druhů pro všeobecné analýzy poklesu biodiverzity bezobratlých živočichů. Tento fakt dokázala studie Wenzela (2006), který na základě svých dlouhodobých pozorování od roku 1972 až do roku 2011 prováděných na území jihozápadního Německa zjistil, že došlo k poklesu u všech druhů, a to o více než 50 %. Při tom je velice alarmujícím faktem, že by bylo možné spíše přepokládat nárůst v počtu jedinců přítomných druhů, ale to studie Wenzela (2006) nepotvrzuje. Proto je velice důležitý výběr druhů, které jsou ukazateli ekologického hodnocení a ochrany životního prostředí. Rákosy (2011) dokázal svojí studií potvrdit, že daleko citlivější na jakékoliv nepříznivé změny jsou denní motýli. Studie k monitoringu vybraných stanovišť byla postavena na vybraných zástupcích denních a nočních motýlů, protože jsou vhodnými indikátory pro hodnocené změny v otevřené krajině.

Úbytek lokalit je považován za největší hrozbu pro biologickou rozmanitost (Wilcove et al. 1998). Ztráty přirozeného prostředí ovlivňují celou plejádu druhů, a to včetně hmyzu. K největším ztrátám druhů včetně hmyzu dochází v důsledku ničení biotopů a fragmentací krajiny. Ke klíčovým prvkům přírodních ekosystémů patří opylovači (Kevan, 1999 in Adamski et al. 2010). Právě denní motýli patří mezi velice významné opylovače, proto bude mít jejich pokles negativní dopad na krajinu (Potts et al., 2010). Ochrana ekosystému se stává nutností pro zachování biologické rozmanitosti v Evropě (Schtickzelle et al. 2007). Nejvýznamnější příčiny rozdílů v druhovém bohatství denních motýlů jsou přičítány především změnám v ekosystémech, a to díky znatelnému úbytku xerothermních stanovišť, který má za následek úbytek druhů, jež jsou na stanoviště vázány (Panigaj 2003). Jednotlivé schopnosti druhů přizpůsobit se měnícímu se životnímu prostředí vedou ke ztrátě genetické variability, což zvyšuje riziko vyhynutí. Toto posouzení genetické variability k zachování druhové variability není však bráno v úvahu při udělování statusu ohrožených druhů na Červeném seznamu IUCN (Laiker 2010). Obecně je ale citlivost a ohrožení fauny posuzováno dominantně dle úbytku stanovišť. V této práci je ale situace jiná. K dispozici jsou zcela nově vzniklá stanoviště nepřirodního původu, která jsou cennými druhy a

společenstvy motýlů kolonizována a pokud by se potvrdil jejich význam, bylo by možno je hodnotit jako refugia a poskytnout jim územní ochranu?

Studovaná území se nacházejí na antropogenních (post-těžebních) plochách po hornické činnosti (těžba uranu). Celá studovaná oblast vznikla vlivem činnosti člověka.

I když je stále na těchto lokalitách volena technická rekultivace, současný pohled na tyto lokality se začíná měnit a při volbě rekultivací se počítá i se spontánní sukcesí, která je vhodná pro biologickou rozmanitost (Tropek et al. 2010). Významní ekologové Jiří Řehounek a Miroslav Hátle (2010) jsou zastánci vyšší míry přírodně blízké obnovy těžebních porostů. Tato stanoviště dokáží za určitých podmínek suplovat biotopy, které v krajině mizí, či již dokonce zcela vymizely. Tím poskytují refugia ustupujícím druhům vázaným na dlouhodobě blokovaná sukcesní stanoviště. Odborníci jasně dokládají a ukazují, že převažující způsoby stávající rekultivace ničí biodiverzitu na všech úrovních. Je to z důvodu, že rekultivace mají za následek vznik uniformních společenstev.

Domnívám se, že tato práce přináší dostatečně průkazná data, která mohou nový odborný názor na antropogenní (post-těžební) stanoviště podpořit. Z dat vyplývá, že studované lokality (haldy) na Příbramsku, které byly ponechány přirozenému vývoji a sukcesi, nabízejí pestrá stanoviště pro denní motýly. Post-těžební stanoviště na Příbramsku jsou z hlediska biodiverzity velice zajímavými lokalitami, proto nahlížení na post-těžební lokality, jako na jizvy krajiny je chybná úvaha.

Bohužel je stále nutné respektovat technickou rekultivaci pro účely využití území společnostmi a přitom hledat kompromis mezi využitím území a ochranou antropogenních lokalit. Technická rekultivace má svůj význam pro ochranu před erozí, kontaminací toxickým materiálem v okolí. I přes tyto skutečnosti by hlavním a nejvyšším principem mělo být vytváření stanovišť pro ohrožené druhy organismů či zachování antropogenních lokalit (Tropek et al. 2009; Prach et al. 2010; Řehounek a Hátle, 2010; doplněno o názor autora).

Je možné se setkat s názorem a obavami, že antropogenní lokality, které jsou ponechány přirozenému vývoji a sukcesi, se mohou stát původcem šíření invazivních druhů rostlin či živočichů do okolí. Tento názor se nepotvrdil, a pokud dojde na těchto stanovištích k výskytu invazivních druhů, potom sem pronikly z blízkého okolí, ale to nesnižuje ochranný význam těchto lokalit. Při objevu invazivních druhů je nutné uvažovat o možnostech zásahů, které by vedly k jejich potlačení až k eliminaci, ale přitom je nutné zajistit, aby nedošlo k přílišnému narušení přirozené sukcese.

Zásah by měl být veden velice pečlivě a uváženě, aby lokalita neztratila svůj ochrannářský potenciál (Prach a kol., 2010; doplněno o názor autora).

Velice častý názor, se kterým je možné se setkat, je ten, že ohrožený hmyz je závislý na té které vzácné rostlině, a to je největší důvod k selekci jednoho nebo druhého druhu. Přesto zpravidla ohrožený hmyz není vázán na vzácnost živých rostlin či na druhové složení vegetace a nebývá touto skutečností omezen. Pro zachování přirozené vegetační skladby na stanovišti je pro velkou část ohrožených druhů nutnou podmínkou, ale není to jediná podmínka. Jakýkoliv druh je vázán na specifická mikrostaniště. Jestli je vhodné či nevhodné souvisí více s architekturou vegetace (zapojením), než s jeho druhovým složením. Vhodné či ideální podmínky na stanovišti trvají jen omezenou dobu. Z toho lze jasně prokázat, že každá lokální populace dříve či později zanikne. Proto je přežití druhu v rozsáhlejších oblastech vázáno na cyklické a neustálé vznikání nových stanovišť a jejich kolonizaci migrujícími jedinci. Proto jsou antropogenní lokality ochrannářsky významnými. V současné době se v naší krajině velice těžko hledají stanoviště, která jsou v rané sukcesní fázi a dokáží poskytnout migrujícím jedincům vhodné podmínky k životu. Z tohoto hlediska jsou post-těžební lokality vhodnými stanovišti. Jejich velikost a častokrát i blokující sukcese dokáží po dlouhou dobu poskytnout ochranu mizejícím druhům nebo druhům, u kterých populace celkově klesá (Konvička et al. 2006; doplněno o názor autora).

8 ZÁVĚR

Po tříletém sběru dat (2014-2016) je možné považovat stav biodiverzity a zachovalost biotopů na sledovaných lokalitách za velice uspokojující. Na třech zkoumaných lokalitách vyšla zachovalost biotopů velice příznivě a díky dostatečnému množství dat, a především splnění podmínek metodiky (Hodnocení kvality biotopů na základě zastoupení motýlích druhů jako indikátorů, viz kapitola 6.5), zasluhují naši pozornost. Jde o lokality Halda č. 15, Lešetice a Vojna. Nejhůře dopadla zkoumaná lokalita Kamenná, u které se potvrdilo, že je za hranicí únosnosti. Lokalita je silně antropogenně ovlivněna a ruderalizována. Výsledky Shannonova - Weaverova indexu jasně potvrzují, že zkoumané lokality mají střední až vyšší diverzitu. Proto se nebojím vyslovit teorii, že vybraná antropogenní stanoviště na Příbramsku si možná zasluhují zákonnou ochranu a je nutné přistupovat k nim jako k cenným stanovištím, která si i nadále zaslouží podrobnější průzkum.

Hlavní hypotézou práce bylo zjistit, jestli se liší výskyt denních motýlů na rekultivovaných a nerekulitovaných haldách na Příbramsku. Výzkum potvrdil, že neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení denních motýlů mezi rekultivovanými a nerekulitovanými haldami. Zde jsme narazili na jeden zásadní problém u haldy Vojna (č. 2), která patří do skupiny rekultivovaných hald. Důvodem je patrně to, že nejvíce denních motýlů bylo nalezeno na patě haldy a poté v části č.1a. Část č.1a je součástí rekultivované části č. 1, ale protože se zde neuchytila rekultivace, došlo k přirozené sukcesi, jako u hald, které nebyly rekultivovány. Další významná hypotéza, a to že neexistuje statisticky významný rozdíl v početním zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami, se potvrdila.

Z význačných druhů jsem na haldách zjistil druhy z červeného seznamu (Farkač et al. 2005): *Aporia crataegi*, *Hesperia comma* a *Leptidea sinapis* (tyto druhy byly započítány jak do statistiky, tak i do výpočtů indexů; jejich přítomnost i bez determinace jedinců podle genitálií lze považovat za jistou), *Apatura iris* a *Papilio machaon*, na které se vztahuje ochrana podle dle vyhlášky č. 395/1992 Sb. a zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v aktuálním znění.

Po tříletém výzkumu je možno dojít k závěru, že zkoumaná stanoviště jsou z hlediska ochrannářského velmi důležitá a je patrné, že si zaslouží další podrobnější bádání, které by se mělo zaměřit na okolí těchto stanovišť (paty hald). Určitě je nutné zaměřit se i na rostliny, které se vyskytují na korunách hald a v jejich okolí, stejně jako se zaměřit na další výzkumy kmenu *Arthropoda*.

9 POUŽITÁ LITERATURA

Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C. et Pontanier R., 1993: Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. II. Case Studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon. *Restoration Ecology* 1: 168-187.

Bajer T., Horáková E., Jech J., Klepáčová V., Lundáková I., Smetena J., Smetana R., Škvor K., Šára M. et Tomášek J., 2000: Analýza rizik při sanaci uranového ložiska Příbram (nepublikováno). Dep.: Diamo, Příbram.

Bambas J., 1990: Březohorský rudní revír. Komitét symposia Hornická Příbram ve vědě a technice, Příbram.

Banks D., Younger P. I., Arnesen R. T., Iversen E. R et Banks S. B., 1997: Mine-Water Chemistry: The Good, the Bad and the Ugly. *Environmental Geology* 32: 157-174.

Beneš J., Fric Z. et Konvička M., 2010: Ochrana denních motýlů v České republice – Analýza stavu a dlouhodobá strategie. PŘF Jihočeské univerzity a Entomologickým ústavem BC AV ČR, Praha.

Beneš J., Kepka P. et Konvička M. 2003: Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17, 1058–1069.

Beneš J., Konvička M. et Kuras T., 2000: Limestone excavation as a tool for conservation: Lepidopteran diversity of the Skalka quarry near Mladeč, Central Moravia. *Časopis Slezského Muzea Opava (A)* 49, 221–228.

Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V. et Weidenhoffer Z., 2002: Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I., II. Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I., II. - SOM, Praha, 857 p.

Bogusch P., Heneberg P., Chuman T., Konvička M., Lepšová A., Novák J., Stárka L. et Zavadil V., 2010: kamenolomy. In: Řehounek J., Řehouňková K. et Prach K., (ed.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice. p. 37-61.

Brabenec V., Šařecová P., Ladýřová R., et Hošková P., 2000: Cvičení a přednášky z biometriky s řešenými příklady pro AF a ITSZ. Provozně ekonomická fakulta ČZU v Praze ve vydavatelství Credit Praha.

Bradshaw A.D. et Shu J. 1995: The containment of toxic wastes: I. Long term metal movement in soils over a covered metalliferous waste heap at Parc lead-zinc mine, North Wales. *Environmental Pollution* 90: 371-377.

Bradshaw A.D. et Hüttl R. H., 2001: Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecological engineering* 17: 87-90.

Bradshaw A.D. et Chadwick M. J., 1980: *The Restoration of Land: The Ecology and Reclamation of Derelict and Degraded Land.* University of California Press, Berkeley and Los Angeles.

Bradshaw A.D., 1997: Restoration of mined lands - using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255-269.

Brychta V, Černoch V., Jech J., Komínek J., Staněk V. et Škvor K., 1995: Závěrečná zpráva ložisek Příbram část I–II (nepublikováno). Dep.: Diamo, Příbram.

Cejpek J., Kuráž V. et Frouz J., 2013: Hydrological Properties of Soils in Reclaimed and Unreclaimed Sites after Brown-Coal Mining. *Polish Journal of Environmental Studies* 22: 645-652.

Cejpek J., Kuráž V. et Frouz J., 2013: Hydrological Properties of Soils in Reclaimed and Unreclaimed Sites after Brown-Coal Mining. *Polish Journal of Environmental Studies* 22: 645-652.

Cooke J. A. et Johnson M.S., 2002: Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews* 10: 41-71.

Čelechovský A., 1998: Motýli (Lepidoptera) Na Prostějovsku: Vápenice a Státní lom. *Přírodovědné studie Muzea Prostějovska* 1, 117–124.

Čelechovský A., 2002: Motýli (Macrolepidoptera) lomu Kotouč u Štramberka. *Časopis Slezského Muzea Opava (A)* 51, 207–212.

Číla P. et Skyva J., 1993a: Výsledek průzkumu vybraných čeledí motýlů v hl. m. Praze. *Natura Pragensis, Studie o přírodě Prahy* 10, 3–51.

Číla P. et Skyva J., 1993b: Výsledek faunistického průzkumu motýlů (Lepidoptera) na území Prahy – 1. část. *Klapalekiana* 29, 71–86.

Daily G. C., 1995: Restoring Value to the World's Degraded Lands. *Science (New York, N. Y.)* 269: 350-354.

Del Moral R., Walker L. R. et Bakker J. P., 2007: Insights Gained from Succession for the Restoration of Landscape Structure and Function. In: Walker L. R., Walker J.

& Hobbs R. J. (ed.): Linking Restoration and Ecological Succession. Springer Science+Business Media, LLC, New York. p. 19-44.

Dennis R. L., Hodgson J. G., Grenyer R., Shreeve T. G. et Roy, D. B., 2004: Host plants and butterfly biology. Do host-plant strategies drive butterfly status?. *Ecological Entomology*, 29(1), 12-26.

DIAMO, 2017: Koncepce likvidace odvalů po těžbě uranu na Příbramsku (nepublikováno). Dep.: Diamo, Příbram.

Diamos., 1993: Technické vyjádření k ukládání materiálu z hornické činnosti na odvale R 1. Ostrov, p. 7.

Dudíková T., 2009: Sukcese vegetace na výsypkách po těžbě uranu na Příbramsku. Bakalářská práce (nepublikováno). Dep.: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Ehrenfeld J. G., 2000: Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restoration Ecology* 8: 2-9.

Farkač J., Král D. et Škorpík M., 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí Sv. 1. In: [editor] Král D. a Škorpík M. Farkač J: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: s. 11.

Gremlica T., Vrabec V., Cílek V., Zavadil V., Lepšová A., Volf O., 2013: Industriální krajina a její přirozená obnova. Právní východiska a rekultivační metodika oblastí narušených těžbou. *Novela Bohemica*, Praha, 110 str.

Higgs E. S., 1997: What is Good Ecological Restoration? *Conservation Biology* 11: 338-348.

Hluchý M., Laštůvka Z., Švestka M. et Vítěk P., 2007: Výsledky monitoringu biodiverzity denních motýlů (Lepidoptera: Rhopalocera, Zygaenidae) vinic a sousedících lesostepních biotopů Chráněné krajinné oblasti Pálava.

Hobbs R. J. et Norton D. A., 1996: Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.

Hodačová D. et Prach K., 2003: Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration ecology* 11: 385–391

Hořčíčka L., 2002: Klasifikace a možnost využití odvalových hald na Kladensku. Geologická služba, s. r. o., Chomutov.

Hüttl R. F. et Bradshaw A., 2000: Aspect of Reclamation Ecology. *Landscape and Urban Planning* 51: 73-74.

Jánská M., 2012: Společenstva drobných zemních savců na výsypkách po těžbě uranu na Příbramsku. Diplomová práce (nepublikováno). Dep.: Česká zemědělská univerzita, Praha.

Jarkovský J., Littnerová S. et Dušek L., 2012: Statistické hodnocení biodiverzity. Akademické nakladatelství CERM, Brno: stránky 2, 19.

Jirásek J., Siven M. et Láznička P., 2014: Evidovaná ložiska nerostů České republiky. *Ložiska ČR*. Dostupné z http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:g3qntFBgoz8J:geologie.vsb.cz/loziska/loziska/loziska_cr.html+&cd=1&hl=cs&ct=clnk&gl=cz. Verze z 10. 2. 2017.

Kadlec T., Tropek R. et Konvička M., 2012: Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 275-280.

Kadlec T., Tropek R. et Konvička M., 2010: Liniová nebo časovaná pochůzka – srovnání dvou standardních metod sčítání motýlů na malých plochách. In: [editor] Konvička M. a Beneš J.: Lepidopterologické kolokvium. Sborník abstraktů z konference Sv. 5. ENTÚ BC ČR, České Budějovice: s. 19.

Kevan P.G., 1999: Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity *Agriculture.Ecosystems and Environment*, 74(1–3): 373–393 s. In ADAMSKI et al.: Zmiany fauny owadów zapylających w otoczeniu Zespołu Zbiorników Wodnych Czorsztyn-NiedzicaSromowceWyżne.[W:] R. Soja, S. Knutelski, J. Bodziarczyk (red.), Pieniny– Zapora–Zmiany. Monografie Pienińskie, 2010, 2: p. 185-193.

Konvalinková P et Prach K., 2010: Spontaneous succession of vegetation in mined peatlands: a multi-site study. *Preslia* 82: 423–435.

Konvička M. et Beneš J., 2003: Jak v lomech, včetně činných, chránit motýly, včetně ohrožených. *Minerální Suroviny/Surowce Mineralne* 5, 10–17.

Konvička M. et Beneš J., 2009: Denní motýli: ED: Kučera T., červená kniha biotopů ČR – In: Härtel H., Lončáková J., Hošek M. (eds.), Mapování biotopů v české republice. Východiska, výsledky, perspektivy. Příloha. AOPK ČR Praha 2009.

Konvička M., 2012: Postindustriální stanoviště z pohledu ekologické vědy a ochrany přírody. In: Tropek R. et Řehounek J. (ed.): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. Entomologický ústav AV ČR: 2012 Calla - Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice, p. 11-19.

- Konvička M., Beneš J. et Čížek L., 2005:** Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. © Martin Konvička a Sagittaria, Olomouc: stránky 13-17. — , 2006: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. © Martin Konvička a Sagittaria, Olomouc: stránky 9, 17-18, 34.
- Konvička M., Čížek L. et Beneš J., 2006:** Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management: Sagittaria, Olomouc: 79 s.
- Kuras T., 1995:** Diurnální společenstva motýlů (Lepidoptera) xerothermních stanovišť Olomoucka a Přerovska. Časopis Slezského Muzea Opava (A) 44, 101–110.
- Laikre L., 2010:** Genetic diversity is overlooked in international conservation policy implementation. *Conserv. Genet.* 11, p. 349–354.
- Laštůvka Z. et Marek J., 2002:** Motýli (Lepidoptera) Moravského krasu – diverzita, společenstva a ochrana. Korax, 124 p.
- Němec L., 2005:** Podnebí. In: Cílek V., [ed]: Střední Brdy. Z-ČR, MŽP-ČR, ČSOP Příbram, Kancelář pro otázky ochrany přírody a krajiny, Příbram: 88–97.
- Novotný P., 2015:** Srovnání fauny motýlů vybraných nepřírodních. Bakalářská práce (nepublikováno). Dep.: Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Panigaj Ł., 2003:** "Changes in species richness of butterfly fauna (Lepidoptera, Hesperioidea and Papilionoidea) in the Pieniny Mountains." *Pieniny Przyroda i Człowiek* 8, p. 83-88.
- Pollard E. et Yates T. J., 1992:** The extinction and foundation of local butterfly populations in relation to population variability and other factors. *Ecological Entomology* 17: 249–254.
- Pollard E., 1977:** A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation* 12: 115–134.
- Potts S. G., Biesmeijer J. C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O. et Kunin W. E., 2010:** Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25, p. 345-353.
- Prach K. et Hobbs R. J., 2008:** Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16: 363-366.
- Prach K. et Pyšek P., 2001:** Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62.

Prach K., Marrs R., Pyšek P. et Van Diggelen R., 2007: Manipulation of Succession. In: Walker L. R., Walker J. & Hobbs R.J. (ed.): Linking Restoration and Ecological Succession. Springer Science+Business Media, LLC, New York, p. 121–149.

Prach K., 2008: Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession. *Restoration Ecology*, 16: 730–730.

Prach K., 2010: Ekologie obnovy ukazuje možnosti obnovy cenných biotopů. In: Řehounek J., Řehouneková K. et Prach K., (ed.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, p. 7-9.

Prach k., Bejček V., Bogusch P., Dvořáková H., Frouz J., Hendrychová M., Kabrna M., Koutecká V., Lepšová A., Mudrák O., Polášek Z., Příkryl I., Tropek R., Volf O. et Zavadil V., 2010: výsypky. In: Řehounek J., Řehouneková K. et Prach K., (ed.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, p. 15-61.

Prach K., Pyšek P. et Bastl M., 2001: Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applies Vegetation Science* 4: 83–88.

Prokopová M., 2010: Hodnocení revitalizačních akcí z hlediska biodiverzity a plnění ekosystémových služeb. Disertační práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Příkryl I., 2003: Vody vznikající v souvislosti s těžbou uhlí. Sborník z konference Hnědé uhlí. Most.

Rákosy I. et Schmitt T., 2011: Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats?, *Ecological Indicators*, Volume 11, Issue 5, p. 1040-1045.

Řehounek J. et Hátle M., 2010: Obnova těžebních prostorů v ČR. In: Řehounek J., Řehouneková K. et prach K., (ed.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, p. 11-13.

Řehounek J. et Hátle M., 2010: Obnova těžebních prostorů v ČR. In: [editor] Řehounek J., Řehouneková K. a Prach K.: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. © 2010 Calla, České Budějovice: s. 12. Obnova těžebních prostorů v ČR. In: [editor] Řehounek J., Řehouneková K. a Prach K.: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. © 2010 Calla, České Budějovice: s. 12.

- Řehouňková K. et Prach K., 2006:** Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science* 17: 583–590.
- Shrestha R. K. et Lal R., 2011:** Changes in Physical and Chemical Properties of Soil after Surface Mining and Reclamation. *Geoderma* 161: 168-76.
- Schtickzelle N., Turlure C. et Baguette M., 2007:** Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclossiana eunomia*, *Biological Conservation*, Elsevier.
- Schultze M., Pokrandt K. H., et Hille W., 2010:** Pit Lakes of the Central German Lignite Mining District: Creation, Morphometry and Water Quality Aspects. *Limnologica* 40: 148-155.
- Schulz F. et Wiegand G., 2000:** Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation & Development* 11: 99-110.
- Skala J. et Kadlec T., 2008:** Inventarizační výzkum denních a nočních motýlů ve vybraných maloplošných ZCHÚ v Krkonoších – Přírodní Památka Lom Strážné. Manuskript, depon. in Správa NP Krkonoše, Vrchlabí.
- Skala J., Kadlec T., 2009:** Inventarizační výzkum denních a nočních motýlů ve vybraných maloplošných ZCHÚ v Krkonoších – Černý důl – lom a okolí. Manuskript, depon. in Správa NP Krkonoše, Vrchlabí.
- Šourková M., Frouz J., Fettweis U., Bens O., Hüttl R. F. et Šantrůčková H., 2005:** Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma* 129: 73-80.
- Thomas J. A., Morris M. G. et Hambler C., 1994:** Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B*, 344, 47–54.
- Tischew, S. et Kirmer, A., 2003:** Entwicklung der Biodiversität in Tagebaufolgelandschaften: Spontane und initiierte Besiedlungsprozesse. *Nova Acta Lepold NF* 87 (328): 249-286.
- Tropek R. et al., 2009:** Rekultivace vápencových lomů a bezobratlí živočichové: ochrana přírody nebo její zkáza? In: [editor] Kufan J. a Dvořáčková K.: *Lepidopterologické kolokvium. Program a zborník abstraktů Sv. 4. Ústav ekologie lesa SAV*, Zvolen: s. 17.

Tropek R. et Konvička M., 2008: Can Quarries Supplement Rare Xeric Habitats in a Piedmont Region? Spiders of the Blansky Les Mts, Czech Republic. *Land Degradation and Development* 19: 104-114.

Tropek R., Černá I., Straka J., Čížek O. et Konvička M., 2013a: Is Coal Combustion the Last Chance for Vanishing Insects of Inland Drift Sand Dunes in Europe? *Biological Conservation* 162: 60-64.

Tropek R., Hejda M., Kadlec T. et Spitzer, L., 2013b: Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management. *Ecological Engineering*, 57, 252-260.

Tropek R., Kadlec T. et Beneš J., 2012: Denní motýli. In Tropek R., Řehounek J. (eds.): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice, 21–33

Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský I., Baňář P., Tuf I. H., Hejda M. et Konvička M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.

Tropek R., Spitzer L. et Konvička M., 2008: Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology* 9, 177–184.

Vacula R., 2005: 60 let těžby a výroby uranu. *DIAMO občasník* 9: 1, 3–4.

Van Andel J. et Aronson J., 2006a: *Restoration ecology: the new frontier*. Blackwell Publishing, Malden.

Van Andel, J. et Grootjans A. P., 2006: Concepts in restoration ecology. Pages 16–28 in J. van Andel and J. Aronson, editors. *Restoration ecology: the new frontier*. Blackwell Publishers, Malden, Massachusetts, USA.

Velfl J., 2003: Příbram v průběhu staletí. Městský úřad Příbram, Příbram.

Velfl J., 2010: *Zmizelé Čechy – Příbram*. Paseka, Praha.

Vrabec V. et Pavlíčko A., 2015: Jak se monitorují duchové, aneb kde je Hipparchia semele z popílkoviště elektrárny Tušimice? p. 18. In: Vrabec V. & Bubová T. (eds) 2015: IX. Lepidopterologické kolokvium. Sborník abstraktů z konference 18. září 2015. FAPPZ, Česká zemědělská univerzita v Praze, 20 str.

Vrabec V., 2004: Zpráva o řešení projektu VaV SL-640-10-03 „Obnova krajiny Kladska narušené dobýváním“ za rok 2004. Část „Zoologicko-botanický výzkum lo-

kalit“ zoologická část (bezobratlí – Lepidoptera). Msc. depon. in Ústav pro ekopolitiku, Praha.

Vrabec V., Starý J., Straka J., Farkač J., Šebková N. et Gremlica T., 2010: Významné nálezy denních motýlů (Lepidoptera: Rhopalocera, Hesperioidea) učiněné v rámci řešení projektu VaV SP/2d1/141/07 „Rekultivace a management nepřírodních biotopů v České republice. In Bryja J., Zasadil P. (eds.): Zoologické dny Praha 2010. Sborník abstraktů z konference 11. – 12. února 2010. Ústav Biologie obratlovců AV ČR, Brno, p. 240–241.

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

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

Walker L.R., Walker J. et Del Moral R., 2007: Forging a New Alliance Between Succession and Restoration. In: Walker L.R., Walker J. et Hobbs R.J. (ed.): Linking Restoration and Ecological Succession. Springer Science+Business Media, LLC, New.

Wenzel M., Schmitt T., Weitzel M. et Seitz A., 2006: The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem, *Biological Conservation*

Wilcove D. S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A. et Losos E., 1998: Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48: 607-615

Internetové zdroje

Anonymus, 2006a: Metodika zpracování. In: Magistrát hlavního města Prahy. Ochrana přírody a krajiny v Hlavním městě Praze. online: <http://www.wmap.cz/opk/mot/metodika.htm>, cit. 15. 2 2015.

anonymus, 201b: Ekologie společenstev (živočichů), Masarykova univerzita, Brno, online: https://is.muni.cz/el/1441/jaro2014/Bi2BP_EKOP/Spolecenstva.pdf, cit. 20.2. 2015.

Geofond, 2016: Archiv Geofond, online: <http://www.geology.cz/extranet/sluzby/archivy/archiv-geofond>. Verze z 15. 11. 2016.

Holčík J., Komenda M., (eds.), 2015: Matematická biologie. E-learningová učebnice, online: <http://portal.matematickabiologie.cz/index.php?pg=analyza-a-hodnoceni>

biologických dat--statistické hodnocení biodiverzity--diverzitní a biotické indexy-- indexy založené na početnosti druhu, cit. 10. 01. 2017.

Plicka I. et Dejmál I., 2016: Přírodní podmínky Příbrami. Příbram, online: www.pribram-city.cz, cit. 28. 9. 2016.

SER., 2004: The SER International Primer on Ecological Restoration, online: http://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser_primer.pdf?hhSearchTerms=%22SER+and+International+and+Primer+and+Ecological+and+Restor%22. Verze z 29. 12. 2016.

Zákony a vyhlášky

Vyhláška č. 395/1992 Sb. zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Zákon č. 157/2009 Sb., o nakládání s těžebním odpadem a o změně některých zákonů.

10 SEZNAM TABULEK

Tabulka č. 1: Deset největších deponií v ČR dle objemu m ³	17
Tabulka č. 2: Hodnocení motýlích druhů jako indikátorů zachovalosti biotopů	43
Tabulka č. 3: Seznam nalezených druhů za vegetační období 2014-2016.....	70
Tabulka č. 4: Výpočet dominance na Haldě č. 15 za období 2014-2016.....	77
Tabulka č. 5: Výpočet dominance Lešetice za období 2014-2016.....	80
Tabulka č. 6: Výpočet dominance Vojna za období 2014-2016.....	83
Tabulka č. 7: Výpočet dominance Vojna za období 2014-2016.....	85
Tabulka č. 8: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Halda č. 15	87
Tabulka č. 9: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Lešetice	88
Tabulka č. 10: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Vojna	89
Tabulka č. 11: Shannonův – Weaverův index pro lokalitu Kamenná	89
Tabulka č. 12: Mediánový test	91
Tabulka č. 13: Leveneův test homogenity	93
Tabulka č. 14: Analýza rozptylu	93
Tabulka č. 15: Turkeyův HSD test	94
Tabulka č. 16: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Halda č. 15.....	95
Tabulka č. 17: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Lešetice	96
Tabulka č. 18: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Vojna.....	97
Tabulka č. 19: Výpočet zachovalosti biotopů na lokalitě Kamenná	98
Tabulka č. 20: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nerektivovanými haldami.....	99
Tabulka č. 21: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nerektivovanými haldami.....	100
Tabulka č. 22: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu	100
Tabulka č. 23: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduchého třídění	101
Tabulka č. 24: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami	102
Tabulka č. 25: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami.....	103
Tabulka č. 26: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu	103
Tabulka č. 27: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduchého třídění	103

Tabulka č. 28: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15	105
Tabulka č. 29: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15	105
Tabulka č. 30: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu	106
Tabulka č. 31: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduché-ho třídění	106
Tabulka č. 32: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice	107
Tabulka č. 33: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice	108
Tabulka č. 34: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu	108
Tabulka č. 35: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduché-ho třídění	109
Tabulka č. 36: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna	110
Tabulka č. 37: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna	110
Tabulka č. 38: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu	111
Tabulka č. 39: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduché-ho třídění	111
Tabulka č. 40: Základní tabulka výstupů analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná	112
Tabulka č. 41: Tabulka podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění pro porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná	113
Tabulka č. 42: Schematické znázornění homogenních skupin podrobnějšího vyhodnocení analýzy rozptylu	113
Tabulka č. 43: Výstupy testu homogenity rozptylu v proceduře analýzy rozptylu jednoduché-ho třídění	113

11 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek č. 1: Propady na žíle Bt4 v oblasti šachty č. 11A v Příbrami	16
Obrázek č. 2: Schématická mapa úložných míst v ČR.....	18
Obrázek č. 3: Rozvezená část haldy štoly č. 8. Různé frakce hlušiny, zbytky dřevěných výztuží	20
Obrázek č. 4: Vyvážení hlušiny pomocí systému lanového podstavníku na vznikající haldu Lešetice č. 4.....	21
Obrázek č. 5: Příbram Březové Hory, rok 1895. Krajina po těžbě a tvorbě hald	27
Obrázek č. 12: Maximální zábor pozemků	50
Obrázek č. 13: Centrální odval – transport.....	51
Obrázek č. 6: Mapa oblasti	52
Obrázek č. 7: Schéma monitorovaného prostoru při průchodu transektem	56
Obrázek č. 8: Halda	59
Obrázek č. 9: Vojna	61
Obrázek č. 10: Lešetice	64
Obrázek č. 11: Halda č. 15	67
Obrázek č. 14: Graf znázorňující zastoupení jednotlivých druhů podle biotopové vazby	71
Obrázek č. 15: Graf znázorňující abundance za celé období na všech transektech	74
Obrázek č. 16: Graf znázorňující abundance na lokalitě Halda č. 15 za celé období 2014-16	76
Obrázek č. 17: Graf znázorňující abundance na lokalitě Lešetice za celé období 2014-16	79
Obrázek č. 18: Graf znázorňující abundance na lokalitě Vojna za celé období 2014-16	82
Obrázek č. 19: Graf znázorňující abundance na lokalitě Vojna za celé období 2014-16	84
Obrázek č. 20: Normální p-graf z počet jedinců: kategorizovaný výskyt.....	91
Obrázek č. 21: Grafické porovnání výsledků proměnně: počet jedinců, pomocí krabicového grafu	92
Obrázek č. 22: Grafické porovnání výsledků proměnné počet jedinců pomocí Kategoriz. histogram	93
Obrázek č. 23: Krabicový graf potvrzující nevýznamné odlišnosti studovaných lokalit	94
Obrázek č. 24: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rekultivovanými a nerektivovanými haldami	99
Obrázek č. 25: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi jednotlivými haldami	102
Obrázek č. 26: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Haldy č. 15.....	104

Obrázek č. 27: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rozdělením úseky (pata, část č. 1, část č. 2) Lešetice	107
Obrázek č. 28: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů na jednotlivých úsecích (pata, část č. 1, část č. 2) Vojna	109
Obrázek č. 29: Grafické porovnání závislosti početního zastoupení motýlů mezi rozdělenými úseky (pata, část č. 1, část č. 2) Kamenná.....	112

12 SEZNAM VZORCŮ

Vzorec č. 1: Shannon-Wienerův index	40
Vzorec č. 2: Maximální hodnota Shannon-Wienerova indexu	41
Vzorec č. 3: Hodnota Shannon-Wienerovy vyrovnanosti.....	41
Vzorec č. 4: Margalefův index.....	42
Vzorec č. 5: Menhinickův index.....	42
Vzorec č. 6: Výpočet indikačního významu druhů.....	44
Vzorec č. 7: Vzorec pro výpočet dominance	47
Vzorec č. 8: Indexy založené na početnosti druhů	86