

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Srovnání fauny vodních brouků mezi předpolím
a rekultivací v krajině ovlivněné těžbou**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Adéla Vostalová

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

© 2017 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Srovnání fauny vodních brouků mezi předpolím a rekultivací v krajině ovlivněné těžbou" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13. 4. 2017

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Mgr. Vladimíru Vrabcovi, Ph.D. za vedení mé diplomové práce, pomoc při terénním sběru a determinaci. Díky patří také ostatním odborníkům, kteří se podíleli na determinaci druhů. Poděkování v neposlední řadě náleží zejména mé rodině za morální a finanční podporu po celou dobu mého studia.

Srovnání fauny vodních brouků mezi předpolím a rekultivací v krajině ovlivněné těžbou

Souhrn

Problematika nápravy antropogenních zásahů do krajiny je jedním z diskutovaných témat dnešní doby a to nejen v odborných kruzích, ale i mezi veřejností, jelikož těžba nerostných surovin probíhá na mnoha místech České republiky. Stále více se začínají prosazovat přírodě blízké způsoby obnovy na úkor donedávna převládajících technických rekultivací. Kromě otázky, jak vytěžená místa znovu využít či obnovit, se také zkoumá, jaký má celý proces vliv na místní faunu a floru.

Cílem této diplomové práce bylo kvalitativní srovnání vodních brouků mezi předpolím Dolů Bílina a rekultivacemi výsypek Radovesice a Pokrok v Severočeském kraji. Bylo hodnoceno 16 vodních nádrží v předpolí a 15 nádrží na výsypkách. Celkem bylo nalezeno 36 taxonů, z nichž 19 bylo určeno až na druhovou úroveň. Nejvíce taxonů se nacházelo na stanovišti R9 v předpolí, na 4 lokalitách se nevyskytoval žádný. Nejhojnější byl rod *Haliphus*.

Sběr proběhl standardním hydrobiologickým odběrem pomocí cedníku. Materiál byl uchován v lihu, poté roztříděn, preparován a nakonec determinován. Získaná data byla vyhodnocena a srovnána pomocí Jaccardova indexu podobnosti.

Testována byla hypotéza: „Vzhledem k dobrým disperzním schopnostem vodních brouků je zastoupení druhů na předpolí stejné s druhovým složením v nově vzniklých nádržích na rekultivacích.“ Výpočet Jaccardova indexu mezi lokalitami předpolí a výsypek dosáhl nejvyšší hodnoty podobnosti 66,7 %, ovšem přes hodnotu 50 % se pohyboval pouze v 7 případech ze 465 možných kombinací, čímž byla hypotéza vyvrácena.

Nalezené taxony byly také vyhodnoceny z hlediska ochrannářského statusu dle Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky. Takto byl zjištěn pouze jeden druh, *Laccophilus poecilus*, spadající do kategorie VU – zranitelný. Určení je nutno prověřit.

Klíčová slova: Coleoptera, vodní brouci, povrchová těžba, předpolí, rekultivace

Comparison of water beetles fauna between forefield and reclamation of the landscape affected by mining

Summary

The issue of redress anthropogenic interference with the landscape is one of the discussed topics today not only in professional groups but also among the public, because mineral mining takes place in many places in the Czech Republic. More and more are beginning to promote near-natural methods of renewal at the expense of recently prevalent technical reclamation. Except for question, how the exhausted places reuse or renew also researches, how the whole process has an impact on the local fauna and flora.

The aim of this thesis was a qualitative comparison of water beetles among the forefield Bílina Mine and reclamation dumps Radovesice and Pokrok in North Bohemia province. It was evaluated 16 reservoirs in forefield and 15 reservoirs of dumps. A total of 36 taxa were found from which 19 were determined only at the species level. The most of taxa were located at post R9 in the forefield, at 4 locations there were none of them. The most abundant was genus *Halipilus*.

The collection took place using standard hydrobiological sampling by sieve. The material was preserved in alcohol, then separated, prepared and finally determined. The obtained data were evaluated and compared using the Jaccard's index of similarity.

It was tested hypothesis: "Due to the good dispersion ability of water beetle is representation of species in the forefield the same as constitution of species in the newly ponds at reclamations." Calculation Jaccard index between locations of forefield and dump reached the highest value of similarity 66,7 %, but over of the value 50% moved only in 7 cases out of 465 possible combinations, thereby hypothesis was disproved.

Found species were also evaluated from point of view conservation status according to the Red list of threatened species in the Czech Republic. This way was detected only one species, *Laccophilus poecilus*, falling into the category VU - vulnerable. The determination must be examined.

Keywords: Coleoptera, water beetles, opencast mining, forefield, reclamation

Obsah

1 Úvod	8
2 Cíl práce	9
2.1 Hypotéza	9
3 Přehled literatury	10
3.1 Těžba nerostných surovin	10
3.1.1 Vznik a těžba hnědého uhlí.....	10
3.1.2 Těžba a její dopad v krajině.....	10
3.1.3 Výsypky	12
3.2 Oblast Severočeské hnědouhelné pánve	13
3.2.1 Geomorfologická charakteristika.....	13
3.2.2 Klimatické podmínky	13
3.2.3 Hydrologická charakteristika	14
3.2.4 Doly Bílina.....	14
3.2.5 Výsypky Radovesice a Pokrok	14
3.3 Obnova lokalit	15
3.3.1 Sukcese	17
3.3.1.1 Osidlující vegetace	18
3.3.1.2 Osidlující živočichové.....	18
3.3.2 Rekultivace	19
3.3.2.1 Technická rekultivace	20
3.3.2.2 Zemědělská rekultivace.....	20
3.3.2.3 Lesnická rekultivace.....	21
3.3.2.4 Hydrická rekultivace	21
3.3.2.5 Ostatní rekultivace	22
3.3.3 Specifika ekologické obnovy z hlediska vodních brouků	23
3.4 Vodní brouci	23
3.4.1 Taxonomie	24
3.4.2 Morfologie	24
3.4.3 Anatomie.....	26
3.4.4 Vývoj	27
3.4.5 Vybrané čeledi	28
3.4.5.1 Podřád Adephaga	28
3.4.5.2 Podřád Polyphaga.....	29
3.4.5.3 Podřád Myxophaga	30
3.4.6 Vodní brouci na postindustriálních stanovištích.....	30
3.4.7 Vodní brouci mimo postindustriální stanoviště	31

3.5	Ochrana.....	32
3.6	Metody studia a zpracování vodních brouků	33
3.6.1	Sběr	33
3.6.1.1	Kvalitativní metody - individuální sběr	34
3.6.1.2	Kvantitativní metody.....	34
3.6.2	Usmrcování.....	35
3.6.3	Preparace.....	35
3.6.4	Určování.....	36
3.6.5	Úprava sbírky.....	36
4	Materiál a metody	37
4.1	Charakteristika zkoumaných lokalit.....	37
4.1.1.1	Jednotlivá stanoviště předpolí	37
4.1.1.2	Jednotlivá stanoviště výsypek	40
4.2	Vlastní sběr a zpracování materiálu.....	45
4.3	Zpracování výsledků.....	46
4.4	Statistické vyhodnocení	46
4.4.1	Jaccardův index podobnosti.....	46
5	Výsledky	47
5.1	Zjištěné taxony	47
5.2	Červený seznam ohrožených druhů	50
5.3	Jaccardův index.....	50
6	Diskuse	53
7	Závěr.....	57
8	Seznam literatury	58
9	Samostatné přílohy	65

1 Úvod

Těžba na území České republiky ovlivnila přibližně 700 km² (bez historické těžby), tedy asi 0,89 % rozlohy, proto si obnova těchto míst jistě zaslouží pozornost (Prach a kol., 2009). Těžbou pozměněná území mají „nepříznivou povahu“, a to jak z hlediska přírodních podmínek, tak i v souvislosti s představou lidí o využívání a vzhledu krajiny (Bejček a kol., 2003). Estetika patří mezi základní hodnoty, jež u krajiny vnímáme. Problémem může být, že pod pojmem „krásný“ či „estetický“ je možné si představit celou řadu někdy rozmanitých až protichůdných řešení (Gremlica a kol., 2013).

Je však třeba zmínit, že těžba a její následky nemusí mít na přírodu vždy jen negativní dopad (Prach a kol., 2009). O biologickém významu ploch dotčených těžbou nerostných surovin je již v současné době mezi odbornou veřejností značné povědomí. Zjištění, že výsypky mohou fungovat jako refugia pro řadu ohrožených druhů organismů by nemělo být tedy překvapením (Vojar a kol., 2012). Odlišné podmínky prostředí sukcesních a rekultivovaných částí výsypek se odrážejí ve složení druhů, jež je osidlují. Zatímco na rekultivacích najdeme spíše druhy běžné, pro sukcese jsou typické vzácné a ohrožené druhy (Prach, 2003; Hendrychová et al., 2008).

Přestože celá řada našich i zahraničních studií potvrdila biologický význam sukcesních ploch vzniklých v důsledku těžební činnosti, jsou u nás výsypky stále ještě ve většině případů kompletně rekultivovány podle znění zákona. Stává se, že jsou tak zničeny rozsáhlé biologicky hodnotné plochy, jež mohou být srovnávány se zvláště chráněnými územími (Wiegleb et Felinks, 2001; Kabrna, 2011). Stejně důležitým zájmem, jako je navrácení produkčních funkcí zemědělsky a lesnický rekultivovaným plochám či vytváření míst pro sport a rekreaci, je tak i ochrana nově vznikajících cenných biotopů na výsypkách (Vojar a kol., 2012).

Studium vodních brouků na postindustriálních stanovištích v České Republice bylo donedávna novou záležitostí. Dříve sice docházelo i k průzkumům na těchto lokalitách, ale spíše v rámci projektů zaměřených na mnohem širší téma (Tropek a Řehounek, 2012). Od devadesátých let minulého století započal jejich intenzivní průzkum, a to především v souvislosti se založením sekce pro výzkum vodních brouků při České společnosti entomologické. Úsilí vyvrcholilo shrnutím poznatků v Katalogu vodních brouků České Republiky (Boukal a kol., 2007), ve kterém byl také stanoven bioindikačním význam pro jednotlivé druhy, a v Červeném seznamu ohrožených druhů (Farkač a kol., 2005), který rozdělil druhy podle kategorií a kritérií IUCN (Boukal, 2012).

2 Cíl práce

Cílem studie je porovnat faunu vodních brouků předpolí povrchového dolu s faunou rekultivovaného území především z hlediska druhového složení a potvrdit či vyvrátit hypotézu.

2.1 Hypotéza

„Vzhledem k dobrým disperzním schopnostem vodních brouků je zastoupení druhů na předpolí stejné s druhovým složením v nově vzniklých nádržích na rekultivacích.“

3 Přehled literatury

3.1 Těžba nerostných surovin

3.1.1 Vznik a těžba hnědého uhlí

Energie se v současnosti vyrábí především z neobnovitelných zdrojů, jelikož obnovitelné zatím nemohou pokrýt potřeby lidstva. Základní energetickou surovinou pro Českou republiku je stále uhlí (Bejček a kol., 2003). Jeho vznik se datuje od období karbonu, éry druhohor (před 360 – 286 miliony let). V té době se střídala období sucha a vlhka, kdy záplavy ničily bujné porosty vegetace. Na trouchnivějících zbytcích rostlinstva vyrůstaly nové porosty až do doby, kdy přišly další záplavy. Vrstvily se na sebe nánosy organické hmoty bez přístupu kyslíku, až se stlačená spodní hmota postupně měnila. Nejprve se měnila v rašelinu a během dalších tisíciletí za přispění vrstev písku a jílu se vytvářelo hnědé uhlí, ze kterého později dozrávalo uhlí černé.

Podle obsahu uhlíku se uhlí klasifikuje na:

- lignit (měkká forma, nejmladší hnědé uhlí), nejméně kvalitní druh;
- hnědé uhlí (60 – 75 % obsah C);
- hnědo-černé uhlí (přechodný typ);
- černé uhlí (75 - 90% C);
- antracit (90 – 97 % C) (Hykyšová, 2008; Biagini, 2016).

Hnědé uhlí se dobývá povrchově, kdy se nejprve odstraní veškeré nadložní horniny a poté uloží poblíž na tzv. výsypku. Skrývka se provádí různými typy rýpadel (lopatové, kolesové, korečkové). Pro dopravu horniny se využívá širokého pásového dopravníku, často o délce několika kilometrů. Pomocí rýpadel se provádí také samotná těžba uhlí. To se nakonec nakládá na velkokapacitní nákladní automobily. Z důvodu obrovského množství přemísťované zeminy oblast povrchového dobývání získává vzhled měsíční krajiny (Hykyšová, 2008).

3.1.2 Těžba a její dopad v krajině

Povrchové dobývání hnědého uhlí se významně podílí na rozvoji severozápadních Čech, avšak jeho průběh není možný bez prvotních negativních dopadů. Vlivy těžby jsou v krajině velmi výrazné a v některých místech vedou zcela k její devastaci. Týká se to právě zejména povrchové těžby hnědého uhlí a jiných užitkových nerostů. Krajinu však neovlivňuje jen vlastní povrchová těžba, ale i jevy přímo s ní související. Všechny závody, které uhlí

zpracovávají, se zákonitě staví v co největší blízkosti surovinového zdroje (Bejček a kol., 2003).

Negativní vlivy spočívají v úbytku zemědělské a lesní půdy (Bradshaw, 1997). Snižuje se obsah živin (hlavně dusíku) a naopak se zvyšuje kyselost půdy. Dochází také k znečištění těžkými kovy či vázání fosforu (Bradshaw et Hüttl, 2001). Dále těžba vede ke změně reliéfu krajiny, jejího vodního režimu a mikroklimatu, zvýšení prašnosti a hlučnosti, vodní a větrné erozi, k odstranění celých ekosystémů a v ochuzení estetických hodnot krajiny. V této souvislosti roste význam rekultivací, jimiž se krajina postupně vrací opět k zemědělskému, lesnímu, vodohospodářskému či rekreačnímu využití (Císař a kol., 1987).

Důlní společnosti mají ze zákona danou povinnost následky průběžně odstraňovat, krajinu obnovovat a vracet jí její původní funkce, proto je pro ně nezbytné stanovení finančních rezerv na rekultivace po skončení báňské činnosti (Bejček a kol., 2003). Rekultivace zahrnuje i rozvoj mechanismů akumulace živin (Schaaf, 2001). Činnost by měla být však organizována tak, aby jejím výsledkem nebyla pouze tvorba půdy či ozelenění, ale vznik nových ekosystémů a obnova celé krajiny (Bradshaw et Hüttl, 2001).

Pro zlepšení a ochranu ovzduší se provádí opatření vedoucí ke snížení množství prachu (bezprašné cesty, průmyslové vysavače). Při těžbě by měl být kladen důraz na snížení objemu plyných zplodin znečišťujících atmosféru. Je třeba se vyvarovat vzniku otevřených důlních požárů nebo vznícení a hoření uhlí pod povrchem. Mezi preventivní opatření patří zejména uzavírání starých důlních hlubinných štol a převrstvování míst náchylných k samovznícení vhodným materiálem (Bejček a kol., 2003; Jarolimova et al., 2015).

Kromě ovzduší je třeba také chránit vodní prostředí kvalitním čištěním vod, jež mohou být těžební činností znečištěny. Důlní vody do dolu vtékají z okolí a jsou z něj odváděny zpravidla čerpáním. Tyto vody jsou často velmi kyselé, mají zvýšený obsah některých kovů a unášejí s sebou nerozpustné látky. Základním opatřením je úprava povrchových vod. Vlastní úprava důlních vod se pak provádí v usazovacích jímkách a v čistírnách důlních vod, které pracují na principu okysličení a neutralizace znečištěné vody. Průmyslové odpadní vody vznikají i například při mytí aut a pomocné mechanizace (Bejček a kol., 2003).

Hluk, jehož zdrojem je velkstrojová technika a doplňková důlní mechanizace, lze snižovat řadou technických opatření a budováním protihlukových ochranných valů či lesních pásů. Valy z navršené zeminy osázené stromy nebo několik desítek metrů široké pásy vysázených rychle rostoucích stromů (např. topolů) pohlcují hluk a pomáhají také zachytávat prach z ovzduší (Bejček a kol., 2003; Jarolimova et al., 2015).

Dopady na krajinu nemusí být ovšem jen zcela negativní. Člověkem extrémně narušená a pozměněná místa, která nejen bývalá, ale i současná generace stále pokládá za vzor odstrašující devastace přírody, se na druhou stranu stávají útočišti celé řady drobných živočichů a hrají významnou roli v jejich přežití (Konvička, 2012).

3.1.3 Výsypky

Výsypky jsou zpravidla rozsáhlé útvary vzniklé sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědého uhlí. Vyplňují značnou část podkrušnohorských pánví na Mostecku a Sokolovsku (Vojar a kol., 2012). Dle místa ukládání materiálu se dělí na vnější (mimo prostor lomu) a vnitřní (vytěžený prostor lomu). Vnitřní výsypky lze pokládat za výhodnější, jelikož při nich nedochází k záborům půdy mimo těžební prostor, a také za ekonomičtější, protože se zkracuje přepravní vzdálenost (Bejček a kol., 2003; Prach, 2015).

Hnědouhelné výsypky jsou v České republice nejrozšířenějším typem území s ukončenou těžbou. Společně s haldami hlušiny po těžbě černého uhlí zaujímají kolem 270 km² (Prach et al., 2011). Tato plocha je srovnatelná s rozlohou všech národních přírodních rezervací (279 km²). Z toho důvodu by se tedy neměl ochranný potenciál výsypek podceňovat (Vojar a kol., 2012).

Velkým problémem výsypek je, že podléhají intenzivnímu zvětrávání, jejich hmota dlouhodobě sesedá a na mnoha místech jsou nestabilní. Jsou tvořeny různorodou směsí hornin a zemin, na jejímž povrchu není vytvořena humózní vrstva, a proto zpočátku nemají žádnou půdu. Takto těžbou pozměněná území jsou také jedinečná ve vztahu k přízemním a místním vlastnostem klimatu, jelikož holé plochy se více ohřívají. Během několika let se však na nich uchytí přirozená vegetace, která zpevňuje povrch a omezuje tak působení větru a vody. Zároveň také snižuje teploty povrchových vrstev půdy a přízemních vrstev ovzduší (Bejček a kol., 2003; Procházka et al., 2011).

Členitá morfologie výsypek podmiňuje rozmanitost stanovišť. V terénních depresích (sníženinách) se na nepropustném podloží vytvářejí jezírka různých tvarů a velikostí. Výše položené partie mají naopak charakter stepí či polopouští. Kromě těchto jezírek vznikají vodní plochy při patě výsypky, kde je voda vytlačována na povrch obrovským tlakem nasypaného materiálu. Zavodněné lemy kolem výsypek mají zásadní význam při jejich osidlování. Rozmanitost vodního prostředí dále zvyšují zatopené příkopy, odvodňovací strouhy a četné drobné vodní plochy vytvářené pojezdy těžké techniky (Vojar a kol., 2012).

3.2 Oblast Severočeské hnědouhelné pánve

Severočeská hnědouhelná pánev (SHP) je největší podkrušnohorskou pánví o rozloze asi 1 105 km². Část pánve, považovaná za území možné těžby, se označuje jako Severočeský hnědouhelný revír (SHR) (Pešek a Sivek, 2012).

3.2.1 Geomorfologická charakteristika

SHP je uložena v rozsáhlé kotlině ohraničené geomorfologickými celky severozápadních Čech - Krušnými horami, Doupovskými horami, Českým středohořím a Mosteckou pánví. Mezi údolím pánve a náhorní částí Krušnohorského masívu je výškový rozdíl přibližně 250 – 900 m (Štýs a Helešicová, 1992).

Severozápadní část regionu tvoří Krušné hory, jejichž vrcholová část má charakter ploché pahorkatiny rozčleněné mělkými údolními potoky. Příčinou členitého reliéfu Českého středohoří a Doupovských hor je jejich vulkanický původ. Mostecká pánev, původně s plochým reliéfem, byla zásadně přeměněna lidskou činností, zejména zmiňovanou těžbou hnědého uhlí. V současnosti jsou dominantními útvary oblasti výsypky a jámy povrchových dolů. Jižní část oblasti protíná údolí řeky Ohře s vyvinutým systémem čtvrtohorních teras (Bejček a kol., 2003).

3.2.2 Klimatické podmínky

Klimatické podmínky oblasti jsou ovlivněny nadmořskou výškou, členitostí a charakterem povrchu a expozicí ve vztahu k převládajícímu směru atmosférického proudění. Z hlediska teplot se zde nachází tři rozdílné oblasti: Mostecká pánev s nadmořskou výškou do 300 m n. m. spadající do teplé klimatické oblasti; Krušné hory, Doupovské hory a České středohoří s nadmořskou výškou do 600 m n. m. patřící do mírně teplé klimatické oblasti; vrcholy Krušných hor a Českého středohoří náležící k chladné klimatické oblasti. Pro pánevní oblast jsou charakteristickým jevem teplotní inverze (Bejček a kol., 2003).

Srážky vykazují velkou proměnlivost a jsou závislé na nadmořské výšce a členitosti terénu ve vztahu k převládajícím západním větrům. Největší roční srážkové úhrny jsou ve vrcholových partiích Krušných hor, nejmenší naopak na Žatecku a v okolí Tušimic. V těžební oblasti pod Krušnými horami dosahují průměrné roční srážky 500 – 600 mm a průměrná teplota se pohybuje kolem 6 – 9 °C (Štýs a Helešicová, 1992; Bejček a kol., 2003).

3.2.3 Hydrologická charakteristika

Území náleží do povodí Labe. Jižní částí oblasti protéká řeka Ohře a centrální částí řeka Bílina. Do obou se vlévá řada menších říček a potoků (Štýs a Helešicová, 1992). Větší přirozené nádrže stojatých vod se v oblasti nenacházejí. Hydrologická síť byla silně narušena lidskou činností. Řeka Bílina, protékající průmyslovou krajinou pánve, je v části svého toku vedena umělými koryty či potrubím. Pro zajištění dostatečného množství pitné a průmyslové vody byla postavena řada přehrad, z nichž největší je Nechranická nádrž na řece Ohři. Lokálně se vyskytují rybníky a vodní plochy vzniklé zatopením uhelných lomů. Režim podzemních vod je podobně jako u vod povrchových značně ovlivněn činností dolů (Bejček a kol., 2003; Orendt et al., 2012).

3.2.4 Doly Bílina

Předpolí Dolů Bílina se nachází jihovýchodně od Litvínova, v blízkosti obcí Lom, Mariánské Radčice a bývalých Libkovic (Vrabec et al., 2010). Doly produkují uhlí s velkým rozsahem výhřevnosti a s nízkým obsahem síry a jiných škodlivin. Těžební prostor povrchového lomu postupuje západním směrem k masivu Krušných hor a při předpokládaných ročních těžbách zhruba 8 milionů tun by byl provoz lomu ukončen v roce 2035. Odtěžená nadložní zemina (materiál nad vrstvou uhlí) se zakládá převážně do vnitřních výsypek, pouze malá část se zakládá na vnější (Bejček a kol., 2003).

3.2.5 Výsypky Radovesice a Pokrok

Při tvorbě Radovesické výsypky bylo od konce 70. let donedávna zasypáno jedno celé údolí na okraji Českého středohoří, včetně několika vesnic (Prach, 2015). Oblast o výměře přibližně 1 200 ha se nachází mezi městem Bílina a obcemi Kučlín, Kostomlaty a Světec. Jedná se o největší vnější výsypku v České republice. Na části z ní byla provedena rekultivace a zbytek byl ponechán spontánní sukcesi. Povrch mineralogicky i fyzikálně nevhodných zemin byl vylepšen slínovci z předpolí nebo převrstven úrodnou spraší a ornici dle následných požadavků. Při rekultivaci byla věnována pozornost propojení ploch s územím Chráněné krajinné oblasti České středohoří, se kterým výsypka přímo sousedí (Bejček a kol., 2003; Štýs, 2014).

Výsypka Pokrok se nachází v sousedství města Duchcov. Z části se jedná o vnitřní výsypku bývalého stejnojmenného lomu. V současné době je vnější výsypkou Dolů Bílina

o rozloze téměř 800 ha. Proběhly zde zemědělské, lesnické i hydrické rekultivace (Bejček a kol., 2003; Vrba, 2017).

3.3 Obnova lokalit

Zhruba od 80. let 20. století se začal formovat obor „restoration ecology“, který se česky nazývá ekologie obnovy. Ekologická obnova je proces podpory obnovy ekosystémů, které byly degradovány, poškozeny či zničeny. V následujícím přehledu jsou uvedeny hlavní používané výrazy, které s ní souvisejí:

- **restauroace** (restoration) – obnova původního stavu (před narušením) včetně téhož druhového složení a dalších znaků původního ekosystému;
- **rehabilitace** (rehabilitation) – částečná obnova směrem k původnímu stavu;
- **remediace** (remediation) – vylepšení (bez ohledu na směr), jde spíše o technologickou manipulaci, např. zlepšení vlastností půdy;
- **rekultivace** (reclamation) – obnova stavu umožňujícího využití člověkem, zdůrazňuje hlavně praktický cíl, vztahuje se většinou k silně narušeným stanovištím (po těžbě);
- **revitalizace** (revitalisation) – zlepšení stavu ekosystému („oživení“).

Všechny tyto termíny lze zahrnout pod pojem obnova (Prach, 2009).

Degradované ekosystémy ztrácejí svou strukturu a funkci. Je třeba zvážit, zda taková místa obnovit, nahradit nebo zda je nejlepší ponechat je svému osudu (Bradshaw, 1990). Smyslem ekologické obnovy je dosažení struktury, funkce, diverzity a dynamiky cílového ekosystému (Primack, 2001). Při optimálním způsobu obnovy postindustriálních stanovišť jsou v maximální míře využívány přírodní procesy (ekologická sukcese) (Tropek a Řehounek, 2012). V takovém případě je po skončení těžební činnosti lokalita ponechána svému vývoji, který může být opatrně usměrňován tak, aby se na dané lokalitě vyvinula ochránářsky cenná a zároveň estetická stanoviště (Bradshaw, 1997) Protikladem jsou technické rekultivace, kdy je cílový stav předem vyprojektován a uměle vytvořen. Pokud těmto místům není ovšem věnována náležitá pozornost, osidlují je nepůvodní a synantropní druhy, z nichž vznikají společenstva, která jsou neproduktivní, netypická pro okolní krajinu, bezcenná z hlediska ochrany přírody a esteticky nepřitažlivá (Primack, 2001).

Četné odborné studie ukazují, že ekologická obnova je nejen možná na drtivé většině postindustriálních stanovišť, je také rovněž významně levnější a dává vzniknout nesrovnatelně cennějším stanovištím často osídlovaným ohroženými druhy organismů (Cílek a kol., 2008; Tropek a Řehounek, 2012; Zahawi et al., 2014). Jinak řečeno, většina těžbou

narušených území má velký potenciál obnovit se samovolně v časovém horizontu, který není o mnoho delší než realizace klasických rekultivací. Nejvhodnějšími alternativami rekultivací tedy jsou tzv. přírodě blízké způsoby obnovy založené na využívání přirozené (spontánní) či usměrňované ekologické sukcese (Prach a kol., 2009; Gremlica a kol., 2013).

Přestože jsou výhody spontánní sukcese oproti rekultivacím zřejmé, rekultivace těžebních jam a výsypek je v řadě případů opodstatněná. Ne vždy totiž podmínky dovolují pouze čistě ekologickou obnovu. Dle podmínek daných rozlohou a charakterem území může být řešením vhodně kombinovat klasické rekultivace s přírodě blízkými způsoby obnovy, jako je sukcese, což znázorňuje Obrázek 1 (Vojar a kol., 2012). Odborníci navrhují, aby až 20 % území po těžbě bylo ponecháno přirozené sukcesí (Cílek a kol., 2008; Řehounek a kol., 2015).

Obrázek 1: Radovesická výsypka - horní část vzniklá spontánní sukcesí, spodní část výsledek technické rekultivace (Vojar a kol., 2012).



Při morfologické technické rekultivaci by měly být terénní úpravy omezeny pouze na základní bezpečnostní opatření proti sesuvům. Erozní rýhy, deprese i haldy mohou zásadním způsobem obohacovat morfologickou diverzitu terénu. Při biologické rekultivaci jsou pak k případné výsadbě používány místní dřeviny zhruba v podmínkách daných rekonstrukční mapou přirozené vegetace (Cílek a kol., 2011).

Obecně lze shrnout, že je cílem nalézt ekonomické postupy trvale stabilizující půdní povrch, zabraňující půdní erozi, zlepšující vzhled stanoviště a obnovující produktivní hodnotu půdy. Ekologové pak rozvíjí způsob obnovy původních společenstev z hlediska druhové

diverzity, druhového složení, vegetační struktury a funkcí ekosystémů. Při tom všem se musí brát v úvahu také rychlost obnovy, náklady, spolehlivost výsledků a schopnost výsledného společenstva přežít s malou nebo žádnou další podporou (Primack, 2001).

3.3.1 Sukcese

Sukcese je postupný proces změny struktury druhového složení, společenstva a fyzikálních charakteristik, které se objevují v průběhu času po přirozeném nebo člověkem způsobeném narušení prostředí. Proces se vyskytuje bez aktivního lidského zásahu (Primack, 2001; Zahawi et al., 2014). Na počátku je sterilní stanoviště kolonizováno dobře se šířícími pionýrskými druhy. Ty jsou postupně vytlačovány druhy silnějšími, které se šíří pomaleji. Raná sukcesní stadia jsou typická rozsáhlejšími plochami holého substrátu s řídkým pokryvem bylin. Tyto nesouvislé trávníky se postupně spojují a časem přerůstají křovinami a stromy. Nejstaršími sukcesními stadii jsou tedy ve vhodných podmínkách husté pralesy. Přirozená i umělá narušení vrací sukcesi zpět do mladších stadií. V extrémních podmínkách je dlouhodobě nebo dokonce i trvale blokována. Jelikož má každé sukcesní stádium své specializované druhy rostlin i živočichů, má každé sukcesní stádium svou nezastupitelnou hodnotu (Tropek a Řehounek, 2012).

Čerstvě opuštěná postindustriální stanoviště se nacházejí v raných fázích sukcesního vývoje, jsou tudíž kolonizována konkurenčně slabými pionýrskými druhy, které se dokáží uplatnit pouze v takto mladých společenstvech, a vyhraněnými specialisty, kteří tyto extrémy vyžadují. Za extrémní podmínky se považuje pohyblivý substrát, extrémní mikroklima (výchřevnost, vysychavost), nedostatek živin a chemismus substrátu (nadbytek nebo naopak nedostatek některých prvků). Jaké zde budou žít druhy závisí na historii lokality, přítomnosti druhů v okolní krajině, přírodních podmínkách dané lokality i jejího širšího okolí a konečně i na interakcích mezi kolonizujícími druhy (Konvička, 2012).

Je-li určité území ponecháno dostatečně dlouhou dobu bez vnějších rušivých vlivů, dosáhnou společenstva konečného vyváženého stadia klimaxu (Císař a kol., 1987; Bejček a kol., 2003). Sukcesní stadia dlouhodobě stabilizovaná vnějšími podmínkami není tedy správné označovat jako trvalá společenstva, protože nepředstavují závěrečné stadium (Cílek a kol., 2011). Znaky klimaxových společenstev jsou velká druhová rozmanitost s dobře vyvinutou specializací ekologických nik, vysoký stupeň vzájemných vztahů mezi organismy, složité potravní řetězce, dobré uchování a cirkulace živin a především velká odolnost proti vnějším rušivým vlivům. Sukcesní společenstva mají znaky opačné (Císař a kol., 1987).

U přírodních ekosystémů vzniklých sukcesí není zcela vyloučeno jejich využívání k zemědělským a lesnickým účelům. Ani v případě, že se nejedná o pozemek určený k plnění funkcí lesa, není jeho lesnické obhospodařování znemožněno, protože v našich podmínkách je klimaxovým stadiem ekologické sukcese les, který postupně vznikne i na lokalitách ponechaných přirozenému vývoji. Plochy vzniklé přírodě blízkými způsoby obnovy nevyžadují kontinuální přísun dodatkových energií v podobě závlah, průmyslových hnojiv, pesticidů a další údržby, jako je tomu u zemědělských, lesnických a rekreačních ploch (Gremlica a kol., 2013).

3.3.1.1 Osidlující vegetace

Na výsypkách se objevuje relativně vysoký počet rostlinných druhů. Bohaté druhové složení má dvě hlavní příčiny. První je ta, že výsypky jsou většinou tvarovány tak, že v členitém reliéfu vzniká řada odlišných biotopů, které svými podmínkami vyhovují různým druhům rostlin. Dále také ta, že na výsypkách jsou druhové soubory obohacovány z bohatých porostů z blízkého okolí (Bejček a kol., 2003).

První vegetace se vyvíjí na holých půdách, tedy na stanovištích výrazně odlišných od stanovišť původních nebo přirozených. Semena rostlin se dostávají na výsypky pomocí větru, živočichů i člověka. Toto rostlinstvo má bezprostřední vliv na humifikaci zemin a působí také na snižování větrné a vodní eroze, zpevňování svahů a zachycování tuhých a plyných imisí (Bejček a kol., 2003; Biswas et al., 2014).

Během přirozeného osidlování se ve společenstvech výsypek dokonce objevují i rostliny vzácné, ohrožené a jen zřídka se vyskytující. Prvními vegetačními pionýry jsou většinou lebeda, merlík, rdesna, třtina, pelyněk, hadinec, vratič, bodlák a další (Kabrna, 2011). Plochy dále postupně zarůstají keři (s převahou bezu černého) a stromy (bříza, olše, jíva, osika). Co se týče vodní a vlhkomilné vegetace, v biotopech se daří orobinci, sítině, rákosu a dalším, ze stromů se většinou uchytí vrby a topoly (Bejček a kol., 2003; Prach, 2015).

3.3.1.2 Osidlující živočichové

Počet živočišných druhů je velmi úzce vázán na vývoj vegetačního pokryvu. Složení společenstev je zprvu velmi jednoduché. Lze na nich nalézt druhy schopné snášet širokou škálu životních podmínek, ale zároveň i druhy, které mimo extrémní stanoviště nežijí a jsou v rámci regionu vzácné. Čím je výsypka starší, tím více druhů se na ní vykytuje. Některé sice ustupují, ale řada jiných se nově objevuje (Bejček a kol., 2003; Kabrna, 2011).

Spontánně vznikající jezírka zásobována srážkovou vodou mají zvláštní význam pro obojživelníky a bezobratlé. Většina z nich jsou mělká, nezarybněná a zároveň nevysychající, což jsou důležité faktory pro jejich rozmnožování (Bejček a kol., 2003).

Savci osidlují výsyvky, jakmile se uchytí první vegetace. Vesměs jde o druhy nenáročné, jako je například myšice křovinná či hraboš polní. Z ptáků vyhledávají taková území například linduška úhorní, bělořit šedý či strnad zahradní (Prach, 2015).

Bylo několikrát zmíněno, že výsyvky mají pro nemálo druhů významnou roli útočiště. Je však třeba neopomenout, že vzhledem k dynamice změn souvisejících s procesy ekologické sukcese, se jedná pro řadu druhů o roli pouze dočasnou (Bejček a kol., 2003).

3.3.2 Rekultivace

Provádění rekultivací je náročné nejen na vložené finanční prostředky, ale také na pracovní síly a čas (Císař a kol., 1987). Žádoucím výsledkem je pestrá mozaikovitá krajina s vysokou ekologickou stabilitou. Absence přírodních ekosystémů zásadním způsobem snižuje tuto stabilitu krajiny. V důsledku toho je podstatně narušena schopnost přírodního prostředí poskytovat tzv. komplexní ekologický servis, který zahrnuje ochranu proti klimatickým vlivům, stálé fyzikálně-chemické podmínky, přírodní koloběh vody, zdroje látek, přirozenou dekontaminaci, fertilitu půdy, zdroje energie, biologické zdroje, opylování entomogamních druhů rostlin, životní prostor aj. (Gremlica a kol., 2013).

Rekultivační metody jsou členěny na etapy. Přípravná etapa probíhá v podobě průzkumných, koncepčních a projektových činností již během těžby a je orientována na vytváření vhodných podmínek pro vlastní rekultivaci (Bejček a kol., 2003). Například ze studií stěn dolu a regionálního proudění podzemních vod lze předpovědět změnu kyselosti vody a takové studie mohou vést k návrhům pro lepší plánování nakládání s důlními vodami (Werner et al., 2001).

Při realizačních etapách jsou různou úpravou území vytvářeny co nejlepší podmínky ve prospěch stanoveného rekultivačního cíle, jako například vhodné umístování a tvarování výsypek apod. Teprve po dokončení základní výsypky je zahajována ta část rekultivací, která má pro výsledný efekt celého cyklu rozhodující význam (Bejček a kol., 2003).

První skupinou rekultivačních úprav jsou práce technické, na které navazují práce biologické. Jedná se o tři podskupiny prací, a to o práce s lesními dřevinami (zakládání lesů, lesoparků, parků, doprovodné zeleně apod.), se zemědělskými plochami, kdy je v rámci rekultivací obnovován zemědělský půdní fond tvorbou polí, luk, ovocných sadů či zahrad,

a o práce spojené s úpravou ploch spojených s rekreační činností (okolí vodních nádrží, hřišť, sportovišť) (Bejček a kol., 2003).

3.3.2.1 Technická rekultivace

K dosažení úspěšného obnovení musí půda projít sanací. Pojmem sanace se rozumí odstranění všech škod v krajině ovlivněné těžbou nerostných surovin i škod vzniklých dalšími antropogenními aktivitami (Bradshaw, 1997). V klasickém pojetí zahrnuje technickou rekultivaci spočívající v provedení komplexních náročných terénních úprav území, díky kterým může být povrch účinně využit (Cooke et Johnson, 2002). Při úpravách terénu výsypek po těžbě hnědého uhlí jsou přemísťována ohromná množství skrývkových zemin (haldoviny). Odstraňováním zvýšených a vyplňováním snížených ploch se vytvářejí rozsáhlá rovná nebo jen mírně zvlněná místa na temenech těles. Tím jsou zároveň budováním teras s odvodňovacími kanály výrazně zmírňovány svahy výsypek jako opatření proti potenciálním sesuvům (Štýs, 1990; Gremlica a kol., 2013).

Zásadním nedostatkem plošných technických rekultivací je jak samotný vzhled, tak i funkce krajiny, jelikož dochází ke zcela nevhodnému extrémnímu snížení morfologické diverzity terénu a úplné devastaci hodnotných biotopů, které se vytvořily v průběhu delšího období mezi zahájením těžby a započatím rekultivačních prací. Technické rekultivace jsou ve většině případů předimenzované a tím také velmi nákladné (Gremlica a kol., 2013).

3.3.2.2 Zemědělská rekultivace

Pokud byly plochy dříve využívány jako zemědělské a cíle předpokládají opětovné navrácení k původní funkci, navazuje na provedené technické úpravy terénu zemědělská rekultivace. Technologický postup je ovlivněn požadovaným výsledkem, kterým může být orná půda, trvalé travní porosty, ale i další druhy zemědělsky obhospodařovaných pozemků, jako jsou vinice, ovocné sady apod. (Gremlica a kol., 2013). Zemědělská rekultivace je zejména orientována tak, aby jejím výsledkem byla nová zemědělská půda (Cooke et Johnson, 2002). Obvyklý způsob realizace zemědělských rekultivací spočívá v navezení a rozprostření organické hmoty, následuje orba, vláčení, smykování, setí přípravných plodin, jejich zaorání, hnojení a v konečné etapě pěstování cílových plodin nebo zatravnění pozemků (Bejček a kol., 2003; Gremlica a kol., 2013).

Z hlediska budoucí potravinové bezpečnosti státu je vhodné na lokalitách zaručujících kvalitní výsledek rekultivačních prací zemědělské plochy obnovovat, avšak s ohledem na

požadavky ochrany přírody a krajiny, které jsou rovněž veřejným zájmem. Je třeba si uvědomit, že takto získané zemědělské plochy jsou však většinou jen nepříliš kvalitní náhradou za vysoce kvalitní půdy, o které přicházíme v důsledku neregulovaného růstu měst a dopravní infrastruktury. Také nově vytvářené trvalé travní porosty svým druhovým složením často neodpovídají potenciální přirozené vegetaci (Gremlica a kol., 2013).

3.3.2.3 Lesnická rekultivace

Zakládání lesních porostů bývá častou možností, pokud nejsou svahy výsypek jiným způsobem úsporně rekultivovatelné (Bejček a kol., 2003). Lesnickou rekultivaci charakterizují dvě fáze, z nichž první trvá 1 - 3 roky. Tvoří ji mechanická a chemická příprava půdy a vlastní výsadba dřevin. V průběhu první fáze jsou paradoxně likvidovány ekologicky velmi hodnotné porosty přirozených náletových dřevin, které by nově vysazované kultury výrazně obohatily (Gremlica a kol., 2013). V celém procesu lesnické rekultivace hraje důležitou roli správně zvolená druhová skladba zakládaných porostů ve vztahu ke stanovištním podmínkám jednotlivých výsypek (Chaulya et al., 2000). Místo výsadby monokultur jehličnatých stromů by se mělo směřovat k postupné obnově přirozené druhové skladby lesů v České republice, ve které převládají stromy listnaté (Bejček a kol., 2003; Gremlica a kol., 2013).

Druhou fází je pak následná pěstební péče realizovaná po dobu 6 - 8 let, která se skládá z vylepšování provedených výsadeb, hnojení, okopávání, ožínání, ochrany proti zvěři, závlah a podle potřeby z prořezávek a případných tvarových řezů (Gremlica a kol., 2013).

3.3.2.4 Hydrická rekultivace

Dalším typem je hydrická rekultivace, která pomocí stavebně-technických opatření vytváří nový vodní režim v rekultivované krajině (Gremlica a kol., 2013). Úpravy vodního režimu probíhají přetvářením terénu tak, aby byl umožněn odtok srážkových vod nebo naopak bylo zajištěno jejich zadržování formou rybníčků, nádrží a mokřadů. Dochází také k zaplavování zbytkových jam lomu, kdy takto vytvořená jezera se označují jako jezera zbytkových jam lomů či lomová jezera (Bejček a kol., 2003). Běžně jsou také budována menší vodohospodářská díla, jako nezpevněné i zpevněné záchytné příkopy, drény, odvodňovací kanály aj. Významnou součástí nové hydrické sítě jsou retenční nádrže regulující odtok vody a zachycující erozní sedimenty (Hendrychová a kol., 2012). Retenční nádrže i velká rekultivační jezera zadržují vodu v krajině, významně přispívají ke změně

mikroklimatu i lokálního klimatu a hrají dále důležitou roli jako protipovodňová opatření. Vzhledem k horším podmínkám pro rozvoj planktonu a bentosu je jejich zarybnění relativně malé a slouží tak většinou zejména k rekreačním a sportovním účelům (Gremlica a kol., 2013).

Zásadním nedostatkem vytváření velkých rekultivačních jezer je absence přírodních a přírodě blízkých ekosystémů a tím také nízká ekologická stabilita nově vytvářené kulturní krajiny v okolí jezer. Dalším negativním faktorem je likvidace většiny malých tůní v těžebních jámách i jejich okolí při rozsáhlých terénních úpravách. Tyto stálé i periodické malé vodní nádrže v těžební krajině totiž využívají nejen bezobratlí živočichové, ale také obojživelníci při rozmnožování. Jejich úbytek při realizaci rekultivací není při finálních úpravách krajiny v okolí jezer dostatečně zohledněn (Gremlica a kol., 2013).

3.3.2.5 Ostatní rekultivace

Ostatní rekultivace zahrnují zejména vytváření krajino tvorných prvků zeleně rostoucí mimo les s převážně rekreační a estetickou funkcí. V urbanizovaném území jsou zakládány parky, na okrajích měst a obcí pak příměstské zeleně. Na svazích výsypek ohrožených erozí se vysazují keře a v některých lokalitách i ovocné sady. Do rekultivované krajiny jsou dále začleňována stromořadí podél cest a vodotečí. Také pro naprostou většinu projektů ostatních rekultivací je typická absence přírodních ekosystémů a v důsledku toho velmi nízká ekologická stabilita nově vytvořené kulturní krajiny (Hendrychová a kol., 2012; Gremlica a kol., 2013). Patří sem i výstavba nových komunikací, kterými je rekultivované území propojeno s okolní komunikační strukturou, což umožňuje řádné obhospodařování a užívání území (Bejček a kol., 2003).

Ve spojitosti s rekultivacemi se využívá také malých intervencí v krajině. Pod pojmem malé intervence se v krajinářství rozumí drobný, laciný a obnovitelný zásah, který zvyšuje diverzitu prostoru. Nejběžnější intervencí je vytvoření několika malých vodních ploch o hloubce pěti až deseti decimetrů a ploše několika čtverečních metrů. Plochu těžebny podle typu stanoviště mohou výrazně obohatit dále např. hromady kamení jako útočiště pro hmyz a plazy, padlé stromy nebo ve vodních nádržích mrtvé dřevo. Techniku malých intervencí je nutné používat jen v omezené míře, a to zejména na těch plochách, kde očekáváme, že dojde k samovolnému vytvoření ohniska biodiverzity nebo návratu vytěsněných druhů. Tato metoda pracuje s jednoduchostí, malým měřítkem a kontrastem stanovišť (Gremlica a kol., 2013).

3.3.3 Specifika ekologické obnovy z hlediska vodních brouků

Při umělé modelaci terénu po ukončení těžby je nutno z hlediska vodních brouků preferovat tvorbu mělkých tůní a kaluží (Boukal, 2012). Základním problémem technických rekultivací je zarovnání a odvodnění povrchu výsypky. Původně pestré prostředí zaniká a je nahrazeno urovnanou plání, kdy namísto četných drobných tůní jsou zakládány nebo ponechávány jednotlivé větší nádrže. Na technicky nerekvultivovaných částech výsypek lze naproti tomu nalézt nesčetně více vodních ploch, přičemž převažují menší tůně bez významnějšího podílu ryb (Vojar a kol., 2012). Díky vysokému počtu jsou si vodní plochy navzájem blízké a tím lépe dostupné při disperzních letech brouků (Kabrna, 2011).

Dle Boukala (2012) se jako příznivé pro výskyt vodních brouků jeví pozvolné zarůstání mělkých vod rostlinstvem a mechy. V takových vodách se vyskytuje jejich nejpočetnější druhové spektrum. Některé druhy ovšem preferují biotopy naopak holé, bez rostlinstva, v prvních fázích sukcese. U další skupiny druhů je známa jejich vazba na porosty rašeliníku, proto v místech, kde se v blízkosti nově vytvářených biotopů vyskytují, je vhodné se pokusit o umělé vysazení několika trsů rašeliníku a připravit tak biotop do budoucna i pro tyto druhy.

Prostředí nerekvultivované výsypky se postupně mění a to včetně vodních ploch. Je proto zřejmé, že kromě zajištění samotné perspektivy zachování alespoň částí výsypek přirozené sukcese, by se mělo do budoucna počítat i s odpovídajícím managementem těchto území. Ten by měl být zaměřen především na odstraňování zastiňujících náletových rostlin (rákos, orobinec) a odbahnění, aby na lokalitě zůstaly mělké, silně prohřáté a osluněné vody. Pokud bychom některé druhy chtěli na lokalitě udržet trvale, bylo by nutno uměle udržovat první fáze sukcese různými zásahy narušujícími povrch (Vojar a kol., 2012).

3.4 Vodní brouci

Brouci jsou nejpočetnějším řádem hmyzu s ohledem na druhy a rody (Javorek, 1968; Pokorný, 2002). Z ČR je dnes známo 18 čeledí vodních brouků s celkem 402 druhy, z čehož 39 druhů na našem území již pravděpodobně vyhynulo a dalších 150 druhů je uvedeno ve zmíněném Červeném seznamu (Boukal, 2012; Kolář a kol., 2016).

Většina z nich obývá přirozené, mělké, stojaté nebo mírně tekoucí vody s bohatou vodní vegetací. Často jsou citliví k postupnému obohacování vod o živiny (zejména o dusík a fosfor), znečištění postřiky a hnojivy a nevhodným zásahům do prostředí (úpravy břehů). Na

postindustriálních stanovištích se proto setkáváme především s druhy, které primárně osídlují první stadia sukcese (Boukal, 2012).

3.4.1 Taxonomie

Brouci jsou systematicky řazeni následovně:

- Říše: živočichové (Animalia)
- Kmen: členovci (Arthropoda)
- Podkmen: vzdušnicovci (Tracheata)
- Třída: hmyz (Insecta)
- Řád: brouci (Coleoptera)
- Podřád: Adephaga (masožraví)

Polyphaga (všežraví)

Myxophaga

Archostemata (Hůrka, 2005).

Vodní brouci náleží zejména do podřádů Adephaga a Polyphaga, v menší míře i do Myxophaga (Friday, 1988; Hájek, 2007). Jsou dále řazeni do čeledí: kulovníčkovití (Sphaeriusidae), vírníkovití (Gyrinidae), plavčíkovití (Haliplidae), čluníkovití (Noteridae), plovatcovití (Hygrobiiidae), potápníkovití (Dytiscidae), proužníkovití (Helophoridae), zeměkopovití (Georissidae), splašníkovití (Hydrochidae), kolibáčovití (Spercheidae), vodomilovití (Hydrophilidae), vodanovití (Hydraenidae), mokřadníkovití (Scirtidae), vodnářovití (Elmidae), nohatcovití (Dryopidae), pobřežníčkovití (Limnichidae), hrabníkovití (Heteroceridae) a vejčitcovití (Psephenidae) (Boukal, 2012).

3.4.2 Morfologie

Brouci jsou jedni z nejdokonalejších bezobratlých živočichů, jejichž tělo je rozčleněno na řadu článků a je opatřeno značně pohyblivými orgány a vyvinutými smysly (Javorek, 1968). Dospělci mají hydrodynamické, oválné a většinou dorzoventrálně zploštělé tělo (Kolář a Boukal, 2015). Stejně jako u jiného hmyzu se skládá ze tří hlavních částí – hlavy, hrudi a zadečku (Friday, 1988).

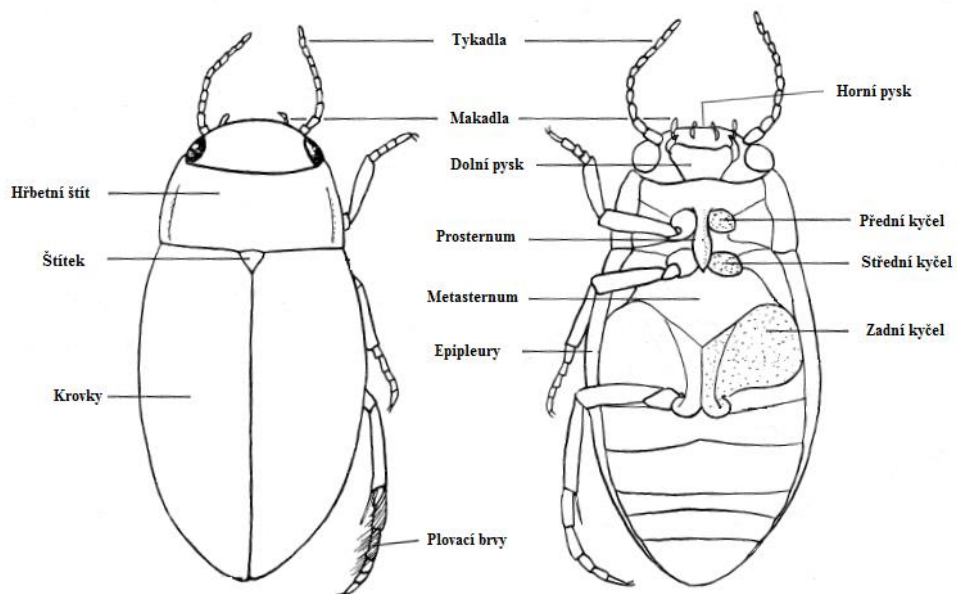
Hlava (*caput*) je poměrně málo pohyblivá a nese kousavé ústní ústrojí, které je u dravců přizpůsobené k přijímání potravy. Tvoří jej horní pysk (*labrum*), ostrá kusadla prvního páru (*mandibuly*), menší kusadla druhého páru (*maxily*) a dolní pysk (*labium*) (Hůrka a Čepická, 1980; Pokorný, 2002). Na maxilách a spodním pysku je ještě po jednom páru

makadel. Nejnápadnější na hlavě jsou tykadla, která mají rozmanitý tvar a nesou orgány čichu a hmatu. Brouci však smyslovými buňkami na tykadlech dokáží vnímat i různé stavy ovzduší, jako vlhkost, elektrické napětí apod. Oči jsou velké, složené z mnoha jednotlivých oček (*facet*), a umístěny po stranách hlavy (Javorek, 1968).

Hrud' (*thorax*) se skládá také ze tří částí. Předohrud' (*prothorax*) nese vespod první pár nohou a nahoře tvoří hřbetní štít (*pronotum*). Středohrud' (*mesothorax*) nese vespod druhý pár nohou a nahoře jeden pár tvrdých chitinózních křídel (krovek). Drobná část středohrudi nese trojúhelníkový štítek (*scutellum*). Zadohrud' (*metathorax*) pak nese vespod třetí pár nohou a nahoře jeden pár blanitých křídel, která jsou v klidu složena pod krovkami (Friday, 1988; Pokorný, 2002). U některých druhů mohou být blanitá křídla zakrnělá a krovky jsou srostlé. Nohy se k hrudi kloubí kyčlemi a příkyčlím. Jednotlivé části jsou stehno, holeň a chodidlo, které je zpravidla zakončeno drápkou (Javorek, 1968). Končetiny jsou svou stavbou přizpůsobeny prostředí, ve kterém se živočich vyskytuje. Zadní pár u vodních brouků bývá přizpůsoben k plavání. Končetiny jsou zploštělé, často s výraznými plovacími brvami (Kolář a Boukal, 2015).

Zadeček (*abdomen*) ukrývá většinu vnitřních orgánů a shora ho kryjí krovky. Je složen původně z jedenácti až dvanácti článků (*sternitů*) bez končetin, z nichž poslední se nazývá *pygidium* (Javorek, 1968; Pokorný, 2002).

Obrázek 2: Popis částí těla (Friday, 1988).



3.4.3 Anatomie

Kostra brouků je vnější a tvořena chitinovými ploténkami. Chitinové trámce vybíhají do hlavy a do hrudi, tudíž je tělo pevné a odolné vůči vnějším nárazům. Tato vnější kostra ovšem znemožňuje růst. Z toho důvodu jsou brouci od vylíhnutí z kukly až do konce života stejně velcí (Javorek, 1968).

Dýchání probíhá prostřednictvím vzdušnic. Jemné spirálovitě vyztužené vzdušnice se rozvětvují po celém těle a ústí navenek zpravidla po stranách tělních článků. U potápníků a dalších druhů k dýchání dospělcům slouží také přídatný aparát - plastron, který je tvořen hustými hydrofobními chloupky. Brouci přijímají vzdušný kyslík a vydechují oxid uhličitý. Mohou v omezené míře přijímat i rozpuštěný kyslík. Díky tomu brouk vydrží pod vodou několikanásobně déle v závislosti na velikosti druhu a množství kyslíku rozpuštěného ve vodě, které se mění s teplotou. Některé malé druhy dokonce přijímají kyslík celým povrchem těla a plastron u nich není vyvinut (Kehl et Dettner, 2009).

Co se týče trávicí soustavy, je potrava rozmělněná kusadly a smáčená výměšky slinných žláz. Dále postupuje jícnem do volete a odtud do žvýkacího (svalnatého) žaludku, jehož stěny jsou vyztuženy opět chitinovými ploténkami. Následuje střední střevo (žláznatý žaludek) a mnohem tenčí zadní neboli tenké střevo, ústící na posledním zadečkovém článku řitním otvorem (Javorek, 1968).

Krevní oběh je otevřený, což znamená, že bezbarvá krev obíhá v těle volně a omývá jednotlivé orgány. Na hřbetní straně těla vede jediná dorzální céva, zvaná někdy též srdce, přičemž přední část této cévy je aorta. Céva je po stranách opatřena párovými otvory, jejichž chlopně umožňují krevní tekutině vnikat dovnitř, nikoliv však ven (Javorek, 1968; Friday, 1988).

Hlavními exkrečními orgány jsou malpigické žlázy ústící do trávicí soustavy na rozhraní středního a zadního střeva. Odstraňují z krve škodlivé a nepotřebné látky, zejména kyselinu močovou. Vyměšovací ústrojí jsou pak tzv. nefrocyty, shluky charakteristických buněk, jež mají schopnost hromadit v sobě škodlivé látky (Javorek, 1968; Beutel et Haas, 2000).

Nervová soustava je tvořena třemi systémy. Systémem ústředním (centrálním), jenž je složen ze zauzliny mozkové, podjícnové a dvou souběžných řad zauzlin, umístěných na spodní straně těla. Systémem viscerálním, který inervuje vnitřnosti. A systémem obvodovým neboli periferním, jenž je tvořen hustou spleť jemných nervových vláken uložených pod povrchem těla (Javorek, 1968).

Pohlavní soustava je tvořena samčími a samičími reprodukčními orgány. Pohlaví lze rozlišit díky vyvinuté pohlavní dvojtvárnosti (dimorfismu). Samci některých druhů mají rozšířená přední chodidla s přilnavými chloupky (někdy i přísavkami) a navíc často i modifikované přední drápky, které jim umožňují lépe se přichytit k samici během kopulace (Friday, 1988; Kolář a Boukal, 2015).

Brouci disponují také smyslovým ústrojím. Ústrojí hmatu představují hmatové štětinky, ústrojí čichu je umístěno na tykadlech, ústrojí chuti pak ve výstelce ústní dutiny. Ústrojí zraku jsou již zmíněné složené oči. Ústrojí sluchové bývá umístěno na různých místech těla, např. u potápníka je v chodidlových člancích (Javorek, 1968).

Další adaptací na život pod vodou jsou žlázy vylučující antimikrobiální sekret, který umožňuje lépe odolávat infekcím, a žlázy ke zlepšení hydrodynamických vlastností (Kolář a Boukal, 2015).

3.4.4 Vývoj

Vývoj prochází proměnou dokonalou a probíhá ve čtyřech fázích – vajíčko, larva, kukla, dospělec (imago) (Friday, 1988; Pokorný, 2002). K množení obvykle dochází na jaře (Kolář a Boukal, 2015). Vajíčka kladou oplozené samice vždy poblíž zdrojů potravy pro budoucí larvy (Javorek, 1968). Místa kladení se liší dle druhu (předměty, vegetace), stejně tak množství vajíček a způsob jejich kladení. Druhy kladoucí vajíčka volně nakladou podstatně více vajíček oproti druhům, které se o potomstvo starají a pro vylíhlé larvy zabezpečují potravu (Pokorný, 2002).

Larvy se líhnou poměrně brzy, některé již za týden, jiné za 14 dní. V některých případech vajíčka přezimují a líhnou se až zjara. Larvy přijímají potravu, rychle rostou a nakonec se svlékají. Procházejí obvykle třemi různě dlouhými růstovými stadii (instary). Kořist tvoří v prvních instarech zooplankton, larvy jepic, komárů, pakomárů a dalšího vodního hmyzu. Pozdní instary a dospělci velkých druhů dokáží ulovit pulce, rybí potěr i větší larvy hmyzu (Kolář a Boukal, 2015). Podle druhu mohou být larvy pohyblivé, téměř nepohyblivé i beznohé. Často mají vyvinuté oči a zřejmě přijímají z vody také chemické a jiné signály (vlnění, otřesy) (Pokorný, 2002). Některé se brzy kuklí a mají během roku i více generací. Jiné naopak mohou v larválním stadiu setrvat i několik let (Javorek, 1968).

Před kuklením si vytváří okolo sebe kokon. Kukly potravu již nepřijímají, tvoří nehybné stádium, ve kterém dochází ke kompletní přestavbě těla z larvy na dospělce. Nastává rozrušení tkání téměř všech orgánů, jež pak znovu regenerují ve změněnou formu (Javorek,

1968). U brouků se jedná o tzv. kuklu volnou (*puppa libera*), na níž jsou již rozpoznatelné všechny základní tvary těla dospělé (Pokorný, 2002).

Dospělci jsou zpočátku světle zbarvení a měkcí. Jejich tělo tvrdne a získává příslušnou barvu až po několika dnech, do té doby zůstávají v úkrytech. Po vylíhnutí pak už dále nerostou (Pokorný, 2002). Co se týče jejich šíření, jsou dospělci okřídlení. U některých druhů však létají pouze v omezeném období života (disperzní let po vylíhnutí) a imaga jiných druhů mohou být dokonce i nelétavá, což v dnešní fragmentované krajině velmi omezuje jejich migraci včetně případného osídlení obnovovaných biotopů (Boukal a kol., 2007; Boukal, 2012).

3.4.5 Vybrané čeledi

3.4.5.1 Podřád Adephaga

3.4.5.1.1 Čeleď Dytiscidae – potápníkovití

Jedná se o nejrozmanitější skupinu vodních brouků v rámci tohoto podřádu. Z ČR je známo 132 druhů. Oválným či vejčitým, hydrodynamickým, dorzoventrálně zploštělým tvarem těla jsou uzpůsobeni k trvalému životu ve vodním prostředí. Imaga středoevropských druhů dosahují velikosti 1,7 – 44 mm a obývají stojaté i tekoucí vody (Kolář a Boukal, 2015). Dýchají pouze vzdušný kyslík, který uchovávají v prostoru mezi krovkami a zadečkem. Malé larvy dýchají celým povrchem těla (Boukal a kol., 2007). Larvy i dospělci jsou draví či příležitostní mrchožrouti. Imaga jsou víceletá a přezimují zpravidla v substrátu mimo vodní prostředí. Mají dobře vyvinutý druhý pár křídel, díky čemu jsou velmi mobilní (Pokorný, 2002; Bejček a kol., 2003).

Významným druhem postindustriálních stanovišť je teplomilný potápník *Nebrioporus canaliculatus* (Lacordaire, 1835) jako typický zástupce skupiny pionýrských druhů mělkých kaluží a tůňek bez vegetace. S postupným zarůstáním lokality však mizí, protože je vázán pouze na nejranější stadia sukcese bez zastiňujícího rostlinstva (Boukal, 2012).

3.4.5.1.2 Čeleď Gyrinidae – vírníkovití

Z ČR je známo 11 druhů (Pokorný, 2002). Dospělci se velmi dobře pohybují jak pod vodou, tak na vodní hladině. Středoevropské druhy dosahují velikosti 3 – 8 mm (Boukal a kol., 2007). Tělo je většinou oválné a dorzoventrálně zploštělé, mezi přizpůsobení k životu na hladině patří zkrácená tykadla a rozdělení složených očí na ventrální a dorsální část. Přední pár končetin je prodloužen a uzpůsoben pro chytání kořisti z hladiny. Zadní dva páry jsou

naopak zkrácené. Imaga dýchají opět vzdušný kyslík a jsou schopni letu. Žijí výhradně ve vodě stojatých nebo tekoucích vod, taktéž ve vodě zpravidla i přezimují (Hájek, 2007; Bejček a kol., 2003).

3.4.5.1.3 Čeleď Haliplidae – plavčíkovití

Jsou jednou z menších čeledí, kdy velikost jedinců se pohybuje mezi 1,5 – 5 mm. Z území ČR je známo 18 druhů. Jejich vzhled vyklenutého těla se žlutočernou kresbou je značně uniformní (Pokorný, 2002; Bejček a kol., 2003). Na rozdíl od ostatních blízce příbuzných čeledí mají končetiny uzpůsobené k plavání jen částečně. Charakteristickým znakem jsou velké krytky zadních kyčlí, pod které si ukládají bubliny vzduchu, které jim umožňují přijímat také kyslík rozpuštěný přímo ve vodě, nemusí se tedy tak často vynořovat k hladině pro čerstvý vzduch. Některé druhy mají na krovkách vyvinut stridulační aparát. Většina obývá přirozené, mělké, stojaté nebo mírně tekoucí vody s bohatou vegetací, a proto jsou často citliví k eutrofizaci. Imaga jsou buď nelétavá či létavá jen omezeně, což značně omezuje jejich migraci. Larvy i dospělci se živí především řasami (Friday, 1988; Boukal a kol., 2007).

3.4.5.2 Podřád Polyphaga

3.4.5.2.1 Čeleď Hydrophilidae – vodomilovití

Celkem je z ČR doloženo 77 druhů. Brouci jsou velcí 1 – 50 mm. Jsou pro ně charakteristická paličkovitá tykadla, čelistní makadla a někdy plovací brvy na středních a zadních končetinách. Celkový vzhled je poměrně různorodý. Většina druhů žije v litorální zóně a při břehu zejména stojatých vod. Někteří zástupci však obývají také rozkládající se organický substrát, výkaly saveců a ptáků, hrabanku či plodnice vyšších hub. Larvy pak obývají stejná stanoviště jako dospělci. Co se týče potravy, imaga jsou saprofágní živící se zbytky rostlinného původu, larvy naproti tomu dravé (Pokorný, 2002; Boukal a kol., 2007).

3.4.5.2.2 Čeleď Scirtidae - mokřadníkovití

V současnosti je z ČR spolehlivě známo 22 druhů, přičemž další 2 druhy nejsou zatím doloženy spolehlivými nálezy. Tato čeleď se vyznačuje suchozemskými dospělci a vodními larvami, které obývají tekoucí i stojaté vody, kde se živí detritem. Středoevropské druhy jsou poměrně malé, velikost se pohybuje mezi 2 – 6 mm. Mají oválné, mírně dorzoventrálně zploštělé a slabě sklerotizované tělo s dlouhými tykadly s jednoduchými nebo výjimečně

i pilovitými články. Zbarvení je jednobarevně žlutavé až černé. Většina druhů má jednu generaci za rok a přezimují jako larvy či dospělec. Většinou jsou to dobří letci (Friday, 1988; Boukal a kol., 2007).

3.4.5.2.3 Čeled' Hydraenidae - vodanovití

Tato čeled' zahrnuje drobné brouky o velikosti 1,4 – 2,7 mm (Pokorný, 2002). V ČR je známo 51 druhů. Jsou plně přizpůsobeni k životu ve vodě. Tělo je protáhlé, oválné s poměrně dlouhými končetinami. Charakteristická jsou jejich krátká paličkovitá tykadla, která hrají důležitou roli při dýchání u druhů žijících blízko vodní hladiny. Imaga dýchají pomocí plastronu, ve kterém drží vzduchovou bublinu, skrze kterou probíhá výměna plynů s okolím (Friday, 1988; Boukal a kol., 2007). Žijí v tekoucích nebo stojatých vodách s bohatým rostlinným detritem nebo makrofyty, jelikož jsou býložraví (včetně larev) (Farkač a kol., 2005). Mnoho druhů lze využít jako indikátory prostředí. Mají všeobecně nízkou schopnost šíření a jsou zároveň citliví na znečištění (Boukal a kol., 2007).

3.4.5.3 Podřád Myxophaga

3.4.5.3.1 Čeled' Sphaeriusidae – kulovníčkovití

Jedná se o velmi malé, asi 0,7 mm velké brouky kulovitěho tvaru s krátkýma nohama a tmavým lesklým tělem (Pokorný, 2002). Typickými znaky jsou jedenáctičlenná tykadla zakončená trojčlennou paličkou, krátká předohrud', zvětšená zadohrud' srostlá se středohrudí a komplikovaně skládané zadní křídlo s obrvenou boční stranou. Evropské druhy žijí ve vlhkém písčitém substrátu na březích tekoucích i stojatých vod. Jak larvy, tak dospělci se živí pravděpodobně řasami. Životní cyklus jediného střeoevropského druhu *Sphaerius acaroides* Waltl, 1838 není znám (Boukal a kol., 2007). Přestože se jedná o široce rozšířený druh, díky malým rozměrům a specifickému způsobu života uniká pravděpodobně pozornosti (Hájek, 2007).

3.4.6 Vodní brouci na postindustriálních stanovištích

Postindustriální stanoviště jsou člověkem uměle vytvořená (antropogenní) místa, která jsou postupně osidlována různými organismy. Jelikož na nich ustala nebo byla alespoň významněji omezena průmyslová činnost, přicházejí na řadu přírodní procesy a tvoří se specifická společenstva (Tropek a Řehounek, 2012).

Stanoviště jako opuštěné lomy a jiné těžebny surovin, důlní výsypky nebo třeba dálniční násypy jsou často osidlovány unikátními živočišnými společenstvy, dokonce s velkým zastoupením vzácných a ohrožených druhů. Najdeme zde především druhy s extrémně vyhraněnými nároky. Jsou u nás dokonce i bezobratlí, které jinde než na postindustriálních lokalitách prakticky nenajdeme. Chybí v běžné kulturní krajině, tedy v lesích, na loukách či v polích, ale někdy dokonce i v chráněných územích s poměrně dobře zachovalými přírodními podmínkami (Konvička, 2012).

Vztah vodních brouků k různým typům stanovišť je poměrně dobře znám a jejich výskyt ovlivňuje řada faktorů. Největší vliv na složení druhových společenství má sukcesní stádium, stáří a morfologie vodních těles a samozřejmě také fyzikálně-chemické vlastnosti vody, především pH, vodivost a úživnost (Boukal a kol., 2007).

Bionomie vodních brouků je přizpůsobena rychlým změnám. Jelikož dochází k degradaci přirozeného prostředí, stávají se i přes svoji přizpůsobivost dynamice změn břehů řek v dnešní krajině vcelku vzácní. Dříve se tyto druhy vyskytovaly především u břehů velkých řek, které erozně ovlivňovaly své okolí a vznikala tak krátkodobá stanoviště k životu vodních brouků. Dnes druhotně využívají právě plochy narušené těžbou. S regulací řek jejich erozní činnost prakticky zmizela a takto specializovaní vodní brouci jsou tedy nuceni pro své přežití využívat různé typy biotopů uměle vytvořenými člověkem. Nejvýznamnější druhy obývají osluněné mělké okraje vod, litorálů a jejich nejbližšího okolí. Řadu druhů lze označit jako pionýrské, protože osidlují mladé vodní plochy, kaluže nebo biotopy periodicky vysychající, a to často ještě před ukončením těžby (Boukal, 2012; Heneberg et al., 2016).

3.4.7 Vodní brouci mimo postindustriální stanoviště

Vodní brouci patří mezi významné organismy proudících vod, malých periodických tůň i litorálního pásma našich rybníků. Většina těchto vodních ploch ČR však neposkytuje pro vzácné vodní brouky (a další vodní hmyz) příhodné místo pro život. Důvodů je několik: eutrofizace rybníků související s intenzivním chovem ryb, narušování přirozených břehových partií mokřadního charakteru a jejich zarůstání náletovými dřevinami, narovnávání říčních toků včetně betonování koryt řek a přímý vliv ryb (převážně kaprů) jako vrcholových predátorů v daném ekosystému (Kolář a Boukal, 2015). Většina skupin vodního hmyzu má v nádržích s rybami nižší početnost či se tam vůbec nevyskytuje. Dochází k tomu nejen díky přímé predaci, ale také kvůli zcela změněnému prostředí, jako je chybějící litorální vegetace,

snížená potravní nabídka daná kompeticí ze strany ryb či omezená schopnost najít kořist v zakalené vodě (Gee et al., 1997).

Vyjmenované komplikace neplatí naštěstí pro všechny vodní plochy, některým vzácnějším druhům vodních brouků se v nich stále daří. Jedná se ale přitom spíše o dočasná stanoviště čerstvě vyhrnutých rybníků nebo o plůdkové rybníky, které se svým charakterem nejvíce blíží přirozeným tůním, případně o dobře zarostlé zátoky velkých rybníků, které svým charakterem představují spíše mokřad. Obecně lze tvrdit, že některé druhy mohou žít i v intenzivně obhospodařovaných rybnících, ale druhová diverzita i početnost populací rapidně klesá s mírou hospodaření (Kolář a kol., 2016).

3.5 Ochrana

Ochrana vodních brouků byla v minulosti v České republice značně opomíjena a potřeba aktualizovat a zintenzivnit ji je v posledních letech více než patrná díky mizejícím druhům hmyzu. Zákon rozlišuje druhy kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené (Pokorný, 2002). Podle stávajícího zákona (Příloha č. III vyhlášky ministerstva životního prostředí č. 395/1992 Sb.) je v kategorii „silně ohrožený“ chráněn jediný zástupce vodních brouků – potápník široký (*Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758), dnes pravděpodobně na našem území již vyhynulý. Rovněž v Červené knize ohrožených a vzácných druhů jsou v kategorii „ohrožený“ uvedeny pouze dva zástupci vodních brouků – již zmiňovaný potápník široký a vodomil černý (*Hydrophilus piceus* (Linnaeus, 1758)), přičemž zmíněny jsou ještě i další druhy (Boukal a kol., 2007).

Červené seznamy obsahují většinou prosté přehledy ohrožených druhů zařazených do jednotlivých skupin podle stupňů jejich ohrožení. Tyto seznamy IUCN jsou vydávány pravidelně. Většina druhů vodních brouků byla do seznamu zařazena především s ohledem na ochranu mizejících biotopů, na které jsou vázány. Červené knihy lze pak označit též za „anotované seznamy“, které obsahují další základní údaje týkající se konkrétních druhů (bionomie, rozšíření, opatření navržená ke zmírnění stupně ohrožení) a vyobrazení druhu (Boukal a kol., 2007; Polášková, 2011).

Seznam obsahuje tyto základní kategorie taxonů:

- **vyhynulý (EX)** - taxon vyhubený, pokud neexistují žádné pochybnosti, že uhynul poslední jedinec;
- **vyhynulý v přírodě (EW)** - druh existuje v kultuře, v zajetí nebo jako vysazená populace mimo svůj původní areál;

- **kriticky ohrožený (CR)** - druh, který čelí krajně velkému nebezpečí vyhubení ve volné přírodě;
- **ohrožený (EN)** - druh má vysokou pravděpodobnost vyhynutí v blízké budoucnosti ve volné přírodě a může se stát kriticky ohroženým;
- **zranitelný (VU)** - druh, který má vysokou pravděpodobnost vyhynutí ve volné přírodě, ve střednědobé budoucnosti a může se stát ohroženým;
- **téměř ohrožený (NT)** - druh je blízko kategorie „zranitelný“, téměř splňuje příslušná kritéria nebo je pravděpodobně v blízké budoucnosti splní;
- **málo dotčený (LC)** - druh není považován za ohrožený, ani za potenciálně ohrožený;
- **taxon, o němž nejsou dostatečné informace (DD)** - pro stanovení stupně ohrožení daného druhu neexistují adekvátní informace, v mnoha případech nebyl druh spatřen po mnoho let či desetiletí, neboť se ho nikdo nesnažil najít;
- **nevyhodnocený (NE)** - druh ještě nebyl ohodnocen z hlediska své ohroženosti.

Vedle celostátních červených seznamů a knih vycházejí rovněž červené seznamy a červené knihy regionální (Farkač a kol., 2005).

3.6 Metody studia a zpracování vodních brouků

V průběhu těžby a těsně po jejím ukončení, před zahájením sanačních a rekultivačních prací, musí být v předemných lokalitách provedeny podrobné biologické a ekologické průzkumy (Gremlica a kol., 2013). Vodní brouci jsou velmi různorodou skupinou z hlediska nároků na biotop, což se promítá i do spektra používaných metod sběru (Boukal a kol., 2007).

3.6.1 Sběr

Odběrové metody lze rozdělit na kvalitativní a kvantitativní. Cílem kvalitativních metod je zachycení vybraných druhů nebo celého druhového spektra vyskytujícího se na lokalitě. Pomocí kvantitativní metody se pak zaznamenává početnost (abundance) jednotlivých druhů (Boukal a kol., 2007).

K základnímu vybavení pro sběr vodních brouků patří cedník, čajové sítko a vodní síťka. Optimální cedník pro základní sběr by měl být z pevného materiálu s oky kolem 0,5 mm. Pro lov nejmenších druhů v kalužích nebo při břehu je vhodné použít malé čajové sítko s jemnými oky. Vodní síťka se používá zejména v rychleji tekoucích vodách, jelikož obsah cedníku je proudem vymýván a efektivita sběru výrazně klesá. Výhodné je také využívat světlou misku nebo plachtu, na které lze v terénu rozebírat rostlinný detritus

nahromaděný při sběru v síťce (Drost et al., 1992; Schwörbel, 1994; Boukal a kol., 2007). Pro sběr drobných brouků se používá také pinzeta, která by měla být měkká a pružná, aby je nerozdrtila. Existují i speciální pinzety, které mají na koncích drobné dutiny, které připomínají dvě proti sobě ležící kulaté lžičky (Pokorný, 2002).

3.6.1.1 Kvalitativní metody - individuální sběr

Při sběru ve stojatých vodách se prosmýkávají zejména trsy vegetace u břehu, kořeny rostlin visící do vody a dno. Nejvíce brouků se nachází právě v bezprostřední blízkosti břehů. V tekoucích vodách žije ve štěrku, písku, trsech mechu a pod kameny řada druhů, které lze nejspíše získat metodou rozhrabávání dna. Opět je třeba věnovat pozornost pobřežní vegetaci. Dále se také prohlíží ponořené kusy dřeva. Dřevo je možné z vody vyzvednout a nechat oschnout, čímž se brouci a larvy vyprovokují k pohybu (Boukal a kol., 2007).

Semiakvatické druhy lze nalézt poblíž břehu tekoucích vod ve vlhku pod kameny a v hrubém štěrku. Tyto druhy žijící těsně mimo vodu se získávají z prosevů velmi vlhkého detritu z těchto habitatů (Boukal a kol., 2007). Materiál se umísťuje v několika vrstvách do tzv. fotoeklektoru. Jedná se v podstatě o bednu, která má ve dně díru, pod kterou se umístí nádoba s vodou nebo navlhčenou vatou. Jak prosev pozvolna vysychá, hmyz vyhledává vlhčí prostředí a světlo, čímž padá do připravené nádoby (Pokorný, 2002).

Přeletující vodní brouky je možné sbírat metodami obvyklými pro terestrické skupiny, jako je smýkání a sklepávání. U některých druhů se osvědčilo smýkání za soumraku a v podvečer, u jiných lákání na zdroj světla. Další druhy lze také sbírat z různých druhů savčích výkalů, z prosevů listové hrabanky, kompostů nebo shnilé slámy. Dokonce lze i použít zemních pastí s návnadou (Boukal a kol., 2007).

3.6.1.2 Kvantitativní metody

Krabicová past - krychlová krabice bez dna a stropu (délka strany 50 – 70 cm), zhotovená z plechu, plexiskla či jiného pevného materiálu, se zatlačí na vybraném místě do dna a ohraničená plocha se důkladně prosmýká cedníkem. Tato metoda umožňuje poměrně přesně určit populační hustoty jednotlivých druhů a je zaměřena zejména na hmyz stojatých vod.

Pasti na principu vrše - nejjednodušší je lze zhotovit z plastové lahve o objemu 1,5 l odříznutím vrchní části a jejím obrácením zasunutím do spodní části lahve. Aktivně se

pohybující jedinci vplují trychtýřovitě se zužujícím vstupem dovnitř, ale nedokáží najít cestu zpět. Pasti se pokládají blízko břehu v horizontální poloze nejlépe těsně pod hladinou vody.

Metoda rozhrabávání dna - tato metoda se používá v tekoucích vodách s písčítým, šterkovým až kamenitým dnem. Při rozrývání dna a převrácení kamenů se uvolnění jedinci zachytávají (spolu s detritem) do nastavené sítě, kam jsou unášeni proudem. Pokud se tímto způsobem provede standardizovaný odběr na odměřené ploše dna, může se zjistit přibližná populační hustota druhů.

Srovnatelné úsilí - odběry jsou sbírány pomocí sítky či cedníku podobně jako v případě individuálního sběru, ale je věnována pozornost všem mikrohabitatům a odběr se provádí po určitou pevnou dobu. Tato metoda je méně náročná než např. krabicová past, ale poskytuje méně přesné údaje.

Světelný lapač - lov na světlo se používá zejména v tropických oblastech v místech se špatně přístupnými biotopy. Metodu lze využít i v podmínkách střední Evropy. Pomocí světelného lapače se získávají cenné údaje o letové aktivitě mnoha druhů vodních brouků. Řada středoevropských druhů vodních brouků však na světlo nelétá .

Odchyt na polarizované světlo - poněkud pochybnou ale v některých případech efektivní metodou lovu vodních brouků je odchyt na lesklé plochy odrážející polarizované světlo. Tato metoda využívá toho, že některé plochy (např. červená karosérie auta) odrážejí polarizované světlo podobným způsobem jako vodní hladina a lákají letící brouky (Schwörbel, 1994; Boukal a kol., 2007).

3.6.2 Usmrcování

Usmrcování se provádí pokud možno ihned při lovu v širokohrdlých skleničkách o obsahu přibližně 50 - 200 ml. Vodní brouci se buď usmrcují klasickým způsobem za pomoci octanu ethylatého nebo ve zředěném lihu (většina hydrobiologických vzorků), je možno použít i lihu denaturovaného, avšak brouci v něm příliš tvrdnou a špatně se pak preparují (Javorek, 1968). Konečné usmrcení trvá po různě dlouhou dobu dle velikosti brouka a použité chemikálie (Pokorný, 2002).

3.6.3 Preparace

Usmrcení brouci se preparují nejlépe hned, dokud nejsou zcela vysušení a křehcí. Vpich entomologickým špendlíkem se provádí do pravé krovky ve vzdálenosti asi jedné třetiny od štítu, nikdy přímo do štítu nebo mezi krovky (Schwörbel, 1994). Všechny brouky napichujeme ve stejné výšce (nejlépe 25 mm) tak, aby pod nimi zůstal dostatek prostoru pro

umístění lokálního a determinačního štítku. Preparace se provádí na měkkých médiích, jako jsou například destičky z lisované rašeliny, které sají vlhkost, kork nebo polystyren. Poté se upraví končetiny a to tak, že první pár nohou směřuje dopředu, další dva dozadu. Nohy se srovnají pod tělo, aby byly co nejvíce kryty a nehrozilo ulomení, ale aby byly zároveň dobře viditelné, jelikož nesou řadu určovacích znaků. Tykadla, jsou - li delší, se srovnají podél bočních okrajů těla (Javorek, 1968; Pokorný, 2002).

Menší druhy, asi do 1 cm délky, se preparují odlišně. Nalepují se na štítky tvrdého papíru opět do přirozené polohy tak, aby končetiny nepřesahovaly štítek a nehrozilo jejich ulomení (Pokorný, 2002). Štítek by neměl být o mnoho větší než samotný brouk. Lepidlo se nanáší v místě, kde bude zadeček nebo zadohrudí. Štítek s broukem se pak napíchne na špendlík v místě za zadečkem a vpíchne do sběrné krabice. Je velmi důležité, aby byl každý brouk ve sbírce opatřen svým štítkem s datem, místem nálezu a jménem sběratele (Javorek, 1968).

3.6.4 Určování

Určování je nejobtížnějším úkonem při práci s materiálem. Je třeba se důkladně obeznámit s jednotlivými částmi těla a jejich umístěním (Javorek, 1968). Slouží k tomu určovací klíče, podle nichž se postupuje od čeledě k rodu a od rodu k druhu. Záleží nejen na velikosti a barvě brouka, ale také například na tvaru drápků na nohou, zbarvení článku tykadel či na počtu štětín na končetinách (Pokorný, 2002). Pro určování vodních brouků existuje řada publikací (Franciscolo, 1979; Friday, 1988; Drost et al., 1992; Hájek, 2007; Hájek, 2009).

3.6.5 Úprava sbírky

Vypreparovaní a vyschlí brouci se ukládají do sbírkové krabice. Umisťují se dle čeledí, případně rodů, od každého druhu několik exemplářů, nejlépe z různých lokalit (Pokorný, 2002). Všechny sbírky by měly mít jednotnou úpravu. Krabice s dobře přiléhajícími dřevěnými (ne skleněnými) víky o optimálních rozměrech 295 x 232 x 54 mm. Dno je vyloženo lisovanou rašelinou, korkem, polystyrenem či plastizolem a celý vnitřek je vylepen bílým papírem. Do svislých řad se umístí štítky se jmény a brouci se poté napíchávají po pravé straně těchto štítků (Javorek, 1968).

4 Materiál a metody

4.1 Charakteristika zkoumaných lokalit

4.1.1.1 Jednotlivá stanoviště předpolí

- R1**
- zeměpisné souřadnice 50°34'16"N, 13°41'25"E
 - nadmořská výška přibližně 255 m n. m.
 - stojatá vodní plocha s porostem orobince, bez okolních dřevin, v minulosti docházelo ke značným poklesům hladiny, východně od Mariánských Radčic
- R5**
- zeměpisné souřadnice 50°34'23"N, 13°41'08"E
 - nadmořská výška zhruba 255 m n. m.
 - oddělená část plochy R4, část břehu obklopena orobincem a křovinami, východně od Mariánských Radčic
- R8**
- zeměpisné souřadnice 50°33'18"N, 13°40'59"E
 - nadmořská výška 265 m n. m.
 - větší vodní nádrž bohatě zarostlá rákosím, z části obklopená lesem, poblíž silnice Braňany – Mariánské Radčice

Obrázek 3: Stanoviště R8 (autor práce).



R9

- zeměpisné souřadnice 50°33'33"N, 13°41'27"E
- nadmořská výška 265 m n. m.
- přirozeně vzniklá mělká a velmi hustě zarostlá nádrž, obklopená z části lesem

Obrázek 4: Stanoviště R9 (autor práce).

**R16**

- zeměpisné souřadnice 50°34'22"N, 13°41'06"E
- nadmořská výška 255 m n. m.
- nádrž východně od Mariánských Radčic

Mokřad nad R9

- údaje neuvedeny, třeba lokalitu zaměřit

Příkop u R9

- údaje neuvedeny
- uměle vytvořený příkop bez břehové vegetace, dřeviny v okolí

Obrázek 5: Stanoviště Příkop u R9 (autor práce).



Mokřad u R9 - KT1

- údaje neuvedeny
- uměle vytvořená mělká nádrž zarostlá vegetací, v budoucnu se plánuje její zrušení

Obrázek 6: Stanoviště Mokřad u R9 – KT1 (autor práce).



Mokřad u R9 - KT2

- údaje neuvedeny
- uměle vytvořená nádrž velmi hustě zarostlá rákosím a orobincem, špatná dostupnost

- Limity E od Růžodolu** - nově vzniklá tůň, údaje neuvedeny
- MT2 Mariánské Radčice** - zeměpisné souřadnice 50°33'59"N, 13°40'41"E
 - nadmořská výška 255 m n. m.
 - vodní nádrž k vypuštění, jihovýchodně od Mariánských Radčic
- Nádrže NS 1 – 5** - zeměpisné souřadnice 50°35'07"N, 13°40'35"E
 - nadmořská výška 255 m n. m.
 - zhruba 1 m hluboké náhradní tůň pro obojživelníky, uměle vytvořené, částečně zarostlé vegetací, jihovýchodně od města Lom u Mostu

Obrázek 7: Stanoviště NS 1 (autor práce).



4.1.1.2 Jednotlivá stanoviště výsypek

- NS 16 Pokrok** - zeměpisné souřadnice 50°35'41"N, 13°41'43"E
 - nadmořská výška přibližně 250 m n. m.
 - náhradní nádrž západně od Duchcov – Pokrok XI.
- NS 17 Pokrok** - zeměpisné souřadnice 50°35'42"N, 13°41'51"E
 - nadmořská výška cca 250 m n. m.
 - náhradní nádrž západně od Duchcov – Pokrok XI.

- NS 18 Pokrok**
- zeměpisné souřadnice 50°35'34"N, 13°42'28"E
 - nadmořská výška kolem 240 m n. m.
 - náhradní nádrž západně od Duchcov – Pokrok XI.

- Radovesice XVII B**
- zeměpisné souřadnice 50°32'01''N, 13°50'14''E
 - nadmořská výška téměř 400 m n. m.
 - velká hluboká nádrž vzniklá přirozenou sukcesí, hustá vegetace rákosin, orobince i dřevin, východně od Bíliny

Obrázek 8: Stanoviště Radovesice XVII B (autor práce).



- Rado XIII/5**
- zeměpisné souřadnice 50°32'14''N, 13°50'14''E
 - nadmořská výška kolem 400 m n. m.
 - první nádrž nad velkou sukcesí, východně od Bíliny, rekultivovaná, hustě obrostlá rákosím

- Rado XIII/4**
- zeměpisné souřadnice 50°32'13''N, 13°49'39''E
 - nadmořská výška přibližně 400 m n. m.
 - druhá nádrž nad velkou sukcesí, rekultivovaná, hustá vegetace

Obrázek 9: Stanoviště Rado XIII/4 (autor práce).



Rado XIII/3

- zeměpisné souřadnice 50°32'12''N, 13°49'25''E
- nadmořská výška cca 400 m n. m.
- třetí nádrž nad velkou sukcesní, rekultivovaná, hustě obrostlá rákosím

Syčivka

- zeměpisné souřadnice 50°32'24''N, 13°48'34''E
- nadmořská výška téměř 350 m n. m.
- rozlehlá hluboká nádrž, uměle vyhloubena, zarybněná, z části obrostlá vegetací včetně dřevin

Obrázek 10: Stanoviště Syčivka (autor práce).



Rado XIII/1

- zeměpisné souřadnice 50°32'07''N, 13°48'56''E
- nadmořská výška neuvedena
- první spodní nádrž nad Hetovem, obrostlá vegetací rákosu

Hetov

- zeměpisné souřadnice 50°31'49''N, 13°49'28''E
- nadmořská výška 374 m n. m.
- uměle vytvořená hluboká nádrž s hustou vegetací rákosí, severovýchodně od obce Hrobčice

Obrázek 11: Stanoviště Hetov (autor práce).

**Rado XIII/2**

- zeměpisné souřadnice 50°32'02''N, 13°49'23''E
- nadmořská výška 385 m n. m.
- tůň mezi Hetovem a třemi předchozími nádržemi nad velkou sukcesí, hustě obrostlá rákosím

Vršíček

- zeměpisné souřadnice 50°33'12''N, 13°49'36''E
- nadmořská výška 364 m n. m.
- po celém obvodu husté rákosiny, poblíž rozsáhlý les, jihozápadně od vesnice Štrbice

Obrázek 12: Stanoviště Vršíček (autor práce).



Štěpánov

- zeměpisné souřadnice 50°31'56''N, 13°51'37''E
- nadmořská výška cca 380 m n. m.
- rozsáhlá nádrž s hustou vegetací rákosí, orobince i dřevin

Obrázek 13: Stanoviště Štěpánov (autor práce).



Kostomlaty dolní (I.) - zeměpisné souřadnice 50°32'52''N, 13°51'38''E

- nadmořská výška zhruba 402 m n. m.
- rozsáhlá bahnitá nádrž chudá na vegetaci, pozvolný břeh

Obrázek 14: Stanoviště Kostomlaty dolní (I.) (autor práce).



Duchcov – Pokrok II. - zeměpisné souřadnice 50°34'44''N, 14°46'05''E

- nadmořská výška 202 m n. m.

- nádrž obklopená rákosím a lesy, severozápadně od města Duchcov

4.2 Vlastní sběr a zpracování materiálu

Vzorky vodních bezobratlých byly z jednotlivých stanovišť získány během dvou vlastních návštěv terénu v červenci roku 2016. Zpracován byl však souhrnně také materiál získaný z dřívějších sběrů, které proběhly pod záštitou Katedry zoologie a rybářství v témže roce. Vzorky byly odebírány již dříve popsanou kvalitativní standardní hydrobiologickou metodou (viz kapitola Sběr) pomocí cedníku. Bezobratlí byli z cedníku ihned přenášeni měkkou entomologickou pinzetou do nádobek, které byly označeny datem a místem sběru. V nádobkách byl 70 % líh, čímž byli živočichové ihned usmrceni a zároveň konzervováni.

Z materiálů byla poté vytřízena imaga vodních brouků, na savém papíru osušena a na polystyrenových deskách preparována. Jedinci menší velikosti, zhruba do 1 cm, byli lepeni na hrot papírového štítku. Bylo použito disperzní lepidlo, které je možné ředit s vodou v případě špatného umístění na štítek, kdy by byly tělní znaky zakryty a tím znesnadněna determinace. Větší jedinci byli přímo napíchnuti skrz pravou krovku až do horní třetiny špendlíku. Za pomoci tzv. výškáčku (Příloha 5) byla nastavena jednotná výška exponátů a štítků s informacemi o datu a místu sběru. Na závěr byly všechny preparáty uloženy do sběrných krabic, roztríděny nahrubo po čeledích a předány vedoucímu práce (Mgr. V. Vrabec, PhD.) a dalším odborníkům k provedení přesnější determinace.

4.3 Zpracování výsledků

Seznam zjištěných taxonů byl vložen do programu Microsoft Excel ve formě souhrnné tabulky s informacemi o konkrétních místech nálezů a frekvencí výskytu. Z ní byla poté vytvořena tabulka zvlášť pro lokalitu předpolí Dolů Bílina (Příloha 9) a zvlášť pro výsypky Radovesice a Pokrok (souhrnně pojmenováno „výsypka“, Příloha 10). Vertikálně do sloupců se zapsala jednotlivá stanoviště a horizontálně do řádků objevené taxony. Tyto tabulky poté sloužily jako podklad pro výpočet Jaccardova indexu podobnosti. Pomocí tohoto indexu byla porovnána podobnost diverzity mezi předpolím a rekultivací.

Kromě tabulek byly dále ve stejném programu vytvořeny grafy, které znázorňují počet taxonů na jednotlivých lokalitách a frekvenci výskytů jednotlivých taxonů.

Zjištěné konkrétní druhy byly také vyhodnoceny z hlediska ochrannářského statusu dle Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky.

4.4 Statistické vyhodnocení

4.4.1 Jaccardův index podobnosti

Jaccardův index vyjadřuje podobnost druhového složení dvou společenstev. Porovnává počet druhů společných pro obě společenstva s počtem druhů v jednotlivých společenstvech a je vyjádřen v procentech. Vzorec může nabývat více podob, pro práci byl použit následující dle Lososa s kol. (1985).

$$Ja = (s \cdot 100) / (s_1 + s_2 - s)$$

Kde:

s_1 – počet druhů nalezených na prvním stanovišti,

s_2 – počet druhů nalezených na druhém stanovišti,

s – počet společně se vyskytujících druhů pro obě stanoviště.

5 Výsledky

5.1 Zjištěné taxony

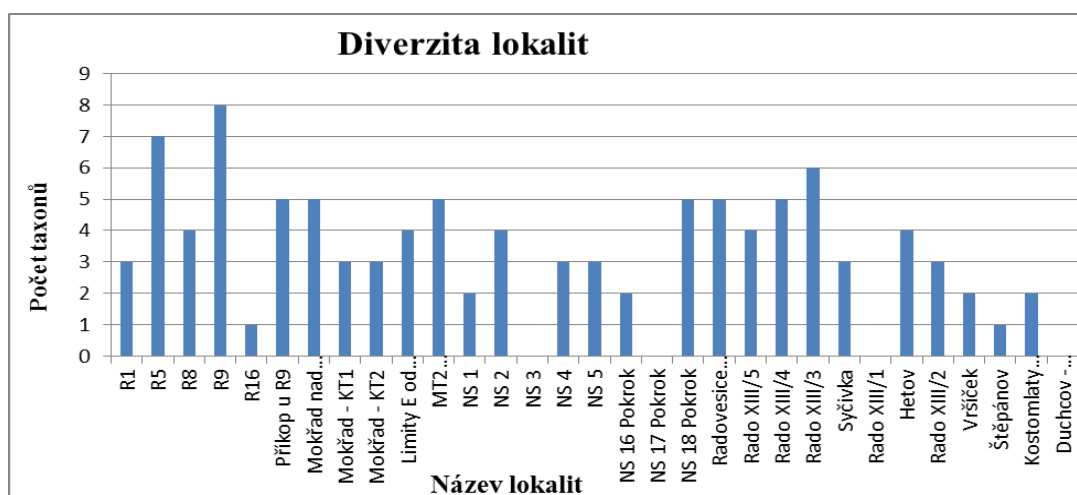
Celkem bylo zkoumáno 31 vodních stanovišť, přičemž 16 na předpolí Dolů Bílina (Příloha 9) a 15 na výsypkách Radovesice a Pokrok (Příloha 10). Seznam taxonů ukazuje Tabulka 1. Nejvíce jich bylo nalezeno na lokalitách R9 (8 taxonů) a R5 (7 taxonů), obě se nalézají na předpolí. Na lokalitách NS 3, NS 17 Pokrok, Rado XIII/1 a Duchcov – Pokrok II. nebyl nalezen žádný (Obrázek 15).

Tabulka 1: Seznam zjištěných taxonů s četností výskytu.

Název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení [%]	Červený seznam
	Předpolí	Výsypka	Celkem		
<i>Acilius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0,98	
<i>Agabus sp.</i>	2	0	2	1,96	
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	1	0,98	
<i>Agabus undulatus</i> (Schrank, 1776)	1	0	1	0,98	
<i>Anacaena globulus</i> (Paykull, 1798)	1	0	1	0,98	
<i>Berosus sp.</i>	2	0	2	1,96	
<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0,98	
<i>Cybister lateralimarginalis</i> (De Geer, 1774)*	1	3	4	3,92	
<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	1	0	1	0,98	
<i>Elodes cf. minuta</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	1	0,98	
<i>Elodes marginata</i> (Fabricius, 1798)	0	1	1	0,98	
<i>Enochrus sp.</i>	1	0	1	0,98	
<i>Graptodytes pictus</i> (Fabricius, 1787)	1	0	1	0,98	
<i>Gyrinus sp.</i>	0	1	1	0,98	
<i>Haliphus sp.</i>	7	6	13	12,75	
<i>Helochares sp.</i>	2	0	2	1,96	
<i>Helophorus sp.</i>	0	1	1	0,98	
<i>Hydaticus sp.</i>	1	0	1	0,98	
<i>Hydraena sp.</i>	1	0	1	0,98	
<i>Hydrobius fuscipes</i> (Linnaeus, 1758)	3	2	5	4,9	
<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)	2	2	4	3,92	
<i>Hydrochara caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0,98	
<i>Hydroporus sp.</i>	5	1	6	5,88	
<i>Hydrovatus cuspidatus</i> (Kunze, 1818)	2	0	2	1,96	
<i>Hygrotus sp.</i>	3	3	6	5,88	
<i>Hygrotus sp.</i>	1	0	1	0,98	
<i>Hyphydrus ovatus</i> (Linnaeus, 1761)	0	5	5	4,9	
<i>Ilybius sp.</i>	2	1	3	2,94	
<i>Laccobius sp.</i>	5	4	9	8,82	

<i>Laccophilus sp.</i>	4	2	6	5,88	
<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)	0	1	1	0,98	
<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	2	4	6	5,88	
<i>Laccophilus poecilus</i> Klug, 1834*	1	3	4	3,92	VU
<i>Peltodytes caesus</i> (Duftschmid, 1805)	0	1	1	0,98	
<i>Rhantus sp.</i>	4	0	4	3,92	
<i>Scirtes sp.</i>	0	1	1	0,98	

Obrázek 15: Graf počtu taxonů na všech zkoumaných lokalitách.



Jak ukazuje Tabulka 1, celkově bylo zjištěno 36 taxonů vodních brouků, z nichž 19 je určeno na druhovou úroveň. Taxony *Cybister lateralimarginalis* a *Laccophilus poecilus* jsou druhy, u nichž by bylo vhodné provést revizi determinace některým ze specialistů na tuto skupinu.

Nejvyšší frekvence výskytu dosáhli zástupci rodu *Haliphus*, který byl nalezen na 13 lokalitách, což odpovídá 12,75 % zastoupení taxonu. Druhými nejpočetnějšími byli zástupci rodu *Laccobius*, nalezení na 9 lokalitách, s 8,82 % zastoupení. Pouze na jediné lokalitě se naopak vyskytovalo 19 taxonů, což znamená 0,98 % zastoupení. Grafické vyjádření těchto výsledků znázorňuje Obrázek 16.

Obrázek 16: Graf frekvence výskytu taxonů na všech zkoumaných lokalitách.



Pokud se zaměříme pouze na předpolí, z celkových 36 taxonů na něm bylo nalezeno 29 taxonů. Průměrný počet taxonů na 1 lokalitu činil 3,75. Nejhojnějším byl opět *Haliplus sp.* vyskytující se na 7 lokalitách z celkových 16. Na 5 lokalitách se pak vyskytovaly *Hydroporus sp.* a *Laccobius sp.*

Na výsypce bylo nalezeno 18 taxonů a i zde byl nejhojnějším taxonem *Haliplus sp.* objevený na 6 lokalitách z celkových 15. Druhým nejčastěji se vyskytujícím byl druh *Hyphydrus ovatus* (5 lokalit). Průměrný počet taxonů na 1 lokalitu byl 2,8.

Po srovnání předpolí a výsypky je patrné, že předpolí vykazuje celkovou vyšší diverzitu. Také počet taxonů na 1 stanoviště vykazuje vyšší hodnotu u předpolí. Taxonů vyskytujících se na stanovištích předpolí a zároveň i stanovištích výsypky bylo zjištěno 11 (viz Obrázek 17)

Obrázek 17: Graf porovnávající výskyt taxonů mezi lokalitami předpolí a výsypky.



5.2 Červený seznam ohrožených druhů

Z nalezených taxonů byl předběžně určen pouze jediný druh spadající do kategorie ohrožených druhů Červeného seznamu (viz Tabulka 1). Konkrétně se jedná o *Laccophilus poecilus* čeledi Dytiscidae (potápníkovití), který je veden jako VU – zranitelný. Zároveň je však jedním z druhů, u kterých je třeba provést zmíněnou revizi determinace. Pokud je naše determinace správná, tak byl nalezen na stanovištích Příkop u R9, NS 18 Pokrok, Rado XIII/5 a Hetov.

5.3 Jaccardův index

Tabulka 2 Jaccardova indexu podobnosti taxonů ukazuje, že nejvíce podobné složením si jsou lokality:

- **66,7 %:** č. 8 – Mokřad u R9 – KT1 (předpolí) s č. 30 – Kostomlaty dolní (I.) (výsypka);
- **66,7 %:** č. 24 – Syčivka (výsypka) s č. 30 – Kostomlaty dolní (I.) (výsypka);
- **60 %:** č. 22 – Rado XIII/4 (výsypka) s č. 27 – Rado XIII/2 (výsypka);
- **50 %:** č. 8 – Mokřad u R9 – KT1 (předpolí) s č. 9 – Mokřad u R9 – KT2 (předpolí);
- **50 %:** č. 8 – Mokřad u R9 – KT1 (předpolí) s č. 24 – Syčivka (výsypka);
- **50%:** č. 10 – Limity E od Růžodolu (předpolí) s č. 20 – Radovesice XVII B (výsypka);
- **50 %:** č. 17 – NS 16 Pokrok (výsypka) s č. 29 – Štěpánov (výsypka).

Lokality č. 14 – NS 3 (předpolí), č. 18 – NS 17 Pokrok (výsypka), č. 25 – Rado XIII/1 (výsypka) a č. 31 – Duchcov – Pokrok II. (výsypka) se neshodovaly s žádnou jinou lokalitou, jelikož na nich nebyl nalezen žádný taxon.

Tabulka 2: Jaccardův index podobnosti taxonů s vyznačenými nejvyššími hodnotami.

	25	26	27	28	29	30	31
25	0	0	0	0	0	0	0
26	16,7	0	0	0	0	25	0
27	10	11,1	0	0	0	28,6	0
28	14,3	16,7	20	0	0	0	0
29	20	10	11,1	12,5	0	11,1	0
30	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0
	0	12,5	0	0	20	0	0
	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0
	0	16,7	20	25	0	66,7	0
	0	16,7	20	25	0	25	0
	0	14,3	0	0	0	20	0
	0	28,6	14,3	16,7	0	16,7	0
	0	20	25	33,3	0	33,3	0
	0	14,3	16,7	20	25	20	0
	0	0	0	0	0	0	0
	0	16,7	20	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	25	0
	0	0	0	0	50	0	0
	0	0	0	0	0	0	0
	0	12,5	0	0	0	0	0
	0	12,5	14,3	16,7	0	16,7	0
	0	33,3	40	0	0	0	0
	0	28,6	60	16,7	0	40	0
	0	0	12,5	14,3	16,7	0	0
	0	16,7	20	25	0	66,7	0
	25	0	0	0	0	0	0
		26	40	20	0	0	0
			27	25	0	25	0
				28	0	33,3	0
					29	0	0
						30	0
							31

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
1	11,1	0	16,7	0	0	0	20	0	40	0	0	0	0	0	20	0	0	0	33,3	0	14,3	0	20
	2	0	15,4	14,3	9,1	9,1	42,9	25	22,2	9,1	12,5	37,5	0	0	25	12,5	0	9,1	9,1	0	20	0	25
		3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16,7	0	0	0	0	12,5	14,3	12,5	11,1	0
			4	0	8,3	0	22,2	22,2	33,3	30	11,1	20	0	10	0	25	0	0	18,5	9,1	8,3	7,7	10
				5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
					6	11,1	0	0	0	0	0	28,6	0	0	14,3	16,7	0	25	0	12,5	11,1	10	0
						7	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
							8	50	40	14,3	25	16,7	0	0	20	25	0	0	14,3	0	33,3	0	50
								9	16,7	33,3	25	16,7	0	0	0	25	0	0	0	0	14,3	0	20
									10	12,5	0	0	0	16,7	16,7	20	0	0	50	14,3	12,5	0	16,7
										11	16,7	12,5	0	0	0	0	0	0	11,1	0	11,1	0	14,3
											12	20	0	0	0	0	0	0	0	0	16,7	0	25
												13	0	0	0	20	0	12,5	0	0	12,5	11,1	16,7
													14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
														15	0	0	0	0	14,3	40	14,3	0	0
															16	0	0	14,3	14,3	0	33,3	0	20
																17	0	0	0	0	0	14,3	0
																	18	0	0	0	0	0	0
																		19	0	12,5	11,1	0	0
																			20	28,6	25	22,2	14,3
																				21	28,6	11,1	0
																					22	10	33,3
																						23	0
																							24

Tabulka 3: Legenda k Jaccardově indexu.

Předpolí	1	R1	Výsypka	17	NS 16 Pokrok
	2	R5		18	NS 17 Pokrok
	3	R8		19	NS 18 Pokrok
	4	R9		20	Radovesice XVII B
	5	R16		21	Rado XIII/5
	6	Příkop u R9		22	Rado XIII/4
	7	Mokřad nad R9		23	Rado XIII/3
	8	Mokřad u R9 - KT1		24	Syčivka
	9	Mokřad u R9 - KT2		25	Rado XIII/1
	10	Limity E od Růžodolu		26	Hetov
	11	MT2 Mariánské Radčice		27	Rado XIII/2
	12	NS 1		28	Vršíček
	13	NS 2		29	Štěpánov
	14	NS 3		30	Kostomlaty dolní (I.)
	15	NS 4		31	Duchcov - Pokrok II.
	16	NS 5			

Dále byla vytvořena tabulka zvláště jen pro určené druhy (Příloha 11). Výsledky jsou odlišné. Nejčastějším druhem byl *Laccophilus minutus* lokalizovaný na 6 stanovištích. Počet neobsazených lokalit se navýšil ze 4 na 13. Dle Jaccardova indexu nejvyšší hodnoty vykazovaly následující lokality:

- **66,7 %:** č. 22 – Rado XIII/4 (výsypka) a č. 27 – Rado XIII/2 (výsypka);
- **50 %:** č. 10 – Limity E od Růžodolu (předpolí) a č. 15 – NS 4 (předpolí);
- **50 %:** č. 6 – Příkop u R9 (předpolí) a č. 19 – NS 18 Pokrok (výsypka);
- **50 %:** č. 15 – NS 4 (předpolí) a č. 21 – Rado XIII/5 (výsypka);
- **50 %:** č. 20 – Radovesice XVII B (výsypka) a č. 23 – Rado XIII/3 (výsypka);
- **50 %:** č. 21 – Rado XIII/5 (výsypka) a č. 26 – Hetov (výsypka);
- **50 %:** č. 21 – Rado XIII/5 (výsypka) a č. 27 – Rado XIII/2 (výsypka).

Po srovnání s Jaccardovým indexem pro všechny taxony vyplývá, že jedinou shodnou dvojicí lokalit s vysokou podobností je stanoviště č. 22 a č. 27, kde dokonce došlo k navýšení hodnoty z 60 % na 66,7 %.

6 Diskuse

Bylo zkoumáno celkem 31 lokalit, z nichž 16 se nalézalo na předpolí a 15 na výsypce, což jsou vyrovnané počty k tomu, aby mezi sebou mohly být navzájem porovnány.

Na lokalitách bylo nalezeno celkem 36 taxonů vodních brouků, ze kterých bylo 19 určeno na druhovou úroveň. Důvody určení jen na vyšší taxon mohou být například takové, že exempláře měli nečitelné tělní znaky, což znesnadnilo determinaci, či byly k dispozici pouze juvenilní jedinci (larvy). Z těchto všech taxonů byl nejhojnějším rod *Haliphus* nalézající se na 13 lokalitách z 31. Zde se ovšem jedná nejspíše o více různých druhů, a protože jde o skupinu taxonomicky obtížnou, bude materiál dále zpracováván. Z určených druhů se pak nejčastěji vyskytoval *Laccophilus minutus* lokalizovaný na 6 stanovištích.

Co se týče samotných stanovišť, největší bohatost na taxony vykazovala lokalita R9 na předpolí, ze které bylo určeno 8 taxonů. S ohledem pouze na druhy se na 3 lokalitách nalézalo shodně nejvíce po 4 druzích. Byla to opět lokalita R9, dále Mokřad nad R9 a Rado XIII/5.

Naopak žádný taxon vodního brouka nebyl zachycen na 4 lokalitách - NS 3, NS 17 Pokrok, Rado XIII/1 a Duchcov – Pokrok II. Při selekci pouze na druhy se počet lokalit bez nálezu navýšil na 13. Kromě již zmiňovaných to byly dále R5, R16, Mokřad u R9 – KT1, Mokřad u R9 – KT2, NS 1, NS 2, NS 16 Pokrok, Štěpánov a Kostomlaty dolní (I).

Tato zjištění mohla být ovlivněna tím, že pro důslednost výsledků by se na každé lokalitě měl materiál odbírat po stejně dlouhou dobu, to však ne vždy bylo striktně dodrženo. Je tedy možné, že na lokalitách s vyšší diverzitou probíhal sběr delší dobu a na lokalitách bez nálezu by byl nějaký objeven, kdyby sběr pokračoval o něco delší dobu.

Dále mohl být výzkum ovlivněn tím, že okolí řady vodních ploch bylo hustě zarostlé neprostupnou vegetací a dostat se ke břehu bylo mnohdy problematické, odběr pak probíhal na omezené ploše (ne po celé linii břehu), čímž se snižuje pravděpodobnost nálezu.

Více než polovina všech taxonů (19 z 36) a druhů (12 z 19) se nalézala pouze na jediné lokalitě (viz Obrázek 16) a přitom žádný z nich nepatřil mezi ohrožené druhy dle Červeného seznamu. Naproti tomu jediný druh *Laccophilus poecilus* ze seznamu, který spadal do kategorie „zranitelný“, se v případě, že určení je správné, nalézal na 4 lokalitách – Příkop u R9, NS 18 Pokrok, Rado XIII/5 a Hetov. Poslední 3 jmenované lokality náleží výsypce, což odpovídá tvrzení Vojara a kol. (2012), že výsypky mohou fungovat jako refugia pro řadu ohrožených druhů. Je však třeba zmínit, že kdyby byly všechny taxony určeny až na druhovou úroveň, zvýšila by se šance na odhalení dalších ohrožených druhů.

Lokality předpolí vykazují oproti výsypce vyšší diverzitu, jelikož na nich bylo celkem nalezeno 29 taxonů z 36, zatímco na výsypce jen 18. Také průměrný počet taxonů na jednu lokalitu je vyšší – 3,75 oproti 2,8. Tyto výsledky potvrzují názor Císaře a kol. (1987) a Tropka a Řehounka (2012), že umělá narušení prostředí vrací ekosystém do mladších stádií sukcese, která se vyznačují právě nižší diverzitou a výskytem dobře se šířících druhů. Lokality předpolí jsou starší a ustálenější, než lokality částečně rekultivované výsypky.

Společných taxonů pro lokality předpolí a zároveň i lokality výsypky bylo zjištěno 11 - *Cybister lateralimarginalis*, *Haliplus* sp., *Hydrobius fuscipes*, *Hydroglyphus geminus*, *Hydroporus* sp., *Hygrotus* sp., *Ilybius* sp., *Laccobius* sp., *Laccophilus* sp., *Laccophilus minutus* a *Laccophilus poecilus*.

Společných druhů pak bylo pouze 5 - *Cybister lateralimarginalis*, *Hydrobius fuscipes*, *Hydroglyphus geminus*, *Laccophilus minutus* a *Laccophilus poecilus*.

Od těchto skutečností se vyvíjel výpočet Jaccardova indexu, podle kterého nejvyšší hodnoty podobnosti taxonů mezi předpolím a výsypkou vykazovaly lokality Mokřad u R9 – KT1 a Kostomlaty dolní (I.) s hodnotou 66,7 %. Dále také vysoké hodnoty 50 % nabyly lokality Mokřad u R9 – KT1 se Syčivkou a Limity E od Růžodolu s Rado XVII B (viz Tabulka 2).

S ohledem pouze na druhy dosahovaly nejvyšší hodnoty 50 % dvojice lokalit Příkop u R9 s NS 18 Pokrok a NS 4 s Rado XIII/5 (Příloha 11).

Obecně největší podobnost taxonů vykazovaly lokality výsypky mezi sebou, kde se nacházely hodnoty 66,7 %, 60 % a 50 %. U předpolí byla pouze jedna hodnota dosahující 50 %. Je tedy zajímavé, že lokality předpolí a výsypky jsou si více podobné, než lokality samotného předpolí mezi sebou. Celkem však Jaccardův index vykázal 465 možných vztahů lokalit mezi sebou, přičemž podobnost 50 a více % byla zjištěna pouze v 7 případech. Fauna stanovišť si tedy rozhodně navzájem není příliš podobná.

Při porovnávání na druhé úrovni je to shodné. Opět největší podobnosti dosahovaly lokality výsypky mezi sebou s hodnotami 66,7 % a třikrát 50 %. Stejně tak u předpolí dosáhla opět pouze jedna dvojice lokalit podobnosti 50 %. Ve většině případů se spolu lokality neshodovaly v žádném procentu. Stalo se tak zejména z toho důvodu, že na stanovišti nebyl nalezen žádný taxon/druh, nebo byl nalezen pouze na jediné lokalitě.

Stanoviště předpolí N1 – N5 se nacházejí mezi sebou v bezprostřední blízkosti, nejvýše několik desítek metrů od sebe, přesto jejich podobnost nebyla vyšší než 20%, dokonce se ve většině případů překvapivě rovnala 0. Vzhledem k jejich blízkosti byl očekávaný výsledek mnohem vyšší.

Podobnost 66,7 % u taxonů a 50 % u druhů mezi lokalitami předpolí a výsypky hodnotím jako vysokou a v souladu s tím, že rekultivované oblasti jsou díky disperzním schopnostem brouků relativně snadno osidlitelné. Nicméně celkové výsledky srovnání podobnosti jsou nedostatečné pro to, aby mohla být potvrzena stanovená hypotéza, jelikož významná podobnost nebyla nalezena jak mezi lokalitami předpolí a výsypky, tak ani zvláště mezi lokalitami samotného předpolí, ani samotné výsypky.

Tyto výsledky mohly být ovlivněny řadou faktorů. Na ploše předpolí dolu i na plochách výsypek se nachází mnohem více vodních stanovišť, než jen pouze ty, které byly navštíveny za účelem této práce, což je patrné z obrázků Přílohy 1 a Přílohy 2. Aby byly výsledky zcela objektivní, bylo by třeba navštívit veškeré dostupné lokality a porovnat je, jelikož není vyloučeno, že na ostatních stanovištích se vyskytují ty taxony, které by výslednou podobnost navýšily nebo takové, které při tomto výzkumu nebyly vůbec zachyceny.

Tuto skutečnost ostatně potvrzují ve své studii Vrabc et al. (2010). Ti provedli výzkum na předpolí Dolů Bílina již během let 2007 – 2009. Při něm byly zkoumány lokality R1, R5, R8, R9 a dalších 10 odlišných stanovišť, přičemž bylo identifikováno 16 druhů.

Shodně se vyskytovalo 7 druhů - *Anacaena globulus*, *Graptodytes pictus*, *Hydroglyphus geminus*, *Hydrobius fuscipes*, *Laccophilus hyalinus*, *Laccophilus minutus* a *Peltodytes caesus*.

Navíc pak ještě objevili druhy *Agabus guttatus* (Paykull, 1798), *Halipilus ruficollis* (De Geer, 1774), *Hydaticus transversalis* (Pontoppidan, 1763), *Ilybius guttiger* (Gyllenhal, 1808), *Laccornis oblongus* (Stephens, 1835), *Noterus clavicornis* (De Geer, 1774), *Noterus crassicornis* (O. F. Müller, 1776), *Platambus maculatus* (Linnaeus, 1758) a *Rhantus suturalis* (MacLeay, 1825).

Naopak druhy *Acilius sulcatus*, *Agabus bipustulatus*, *Agabus undulatus*, *Colymbetes fuscus*, *Cybister lateralimarginalis*, *Dytiscus marginalis*, *Elodes minuta*, *Hydrochara caraboides*, *Hydrovatus cuspidatus* a *Laccophilus poecilus*, nalezené na předpolí v roce 2016, nebyly v jejich výzkumu uvedeny.

Také Táborský (2009) provedl dříve, během období 2006 – 2007, rozsáhlou studii vodních brouků, avšak na vzdálenějších lokalitách Mostecké pánve. Zaměřil se zejména na čeledi Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae a Dytiscidae. Přestože se jednalo o zcela odlišné vodní plochy, 12 druhů z 19 nalezených pro tuto práci se vyskytovalo i na jím zkoumaném území, což koresponduje s vysokou disperzní schopností brouků.

Tyto druhy byly navíc vyhodnoceny z hlediska jejich bioindikačního významu dle katalogu Boukala a kol (2007). Druhy *Acilius sulcatus*, *Agabus bipustulatus*, *Agabus*

undulatus, *Colymbetes fuscus*, *Dytiscus marginalis*, *Graptodytes pictus*, *Hydroglyphus geminus*, *Hyphydrus ovatus*, *Laccophilus hyalinus*, *Laccophilus minutus* se řadí mezi skupinu E - eurytopní druhy, které mají zpravidla pouze omezené nároky na charakter a kvalitu prostředí. Druhy *Cybister lateralimarginalis* a *Peltodytes caesus* patří mezi skupinu A – adaptabilní druhy s širší ekologickou valencí, které osidlují přirozené nebo přirozenému stavu blízké habitaty.

Druhy *Hydrovatus cuspidatus* (Dytiscidae, A) a *Laccophilus poecilus* (Dytiscidae, A) nebyly Tábořským nalezeny, což nás vede k jistým pochybnostem o správnosti naší determinace.

Zbylé druhy náleží čeledím, které Tábořský nemonitoroval, tudíž nelze zhodnotit, zda se shodují - *Anacaena globulus* (Hydrophylidae, E), *Elodes minuta* (Scirtidae, A), *Elodes marginata* (Scirtidae, A), *Hydrobius fuscipes* (Hydrophylidae, E), *Hydrochara caraboides* (Hydrophylidae, E).

7 Závěr

Na ploše předpolí Dolů Bílina a výsypek Radovesice a Pokrok bylo zkoumáno celkem 31 vodních stanovišť, na kterých bylo nalezeno 36 taxonů (19 druhů) vodních brouků.

Nejčastěji se vyskytujícím taxonem byl rod *Haliplus* sp. zaznamenaný na 13 lokalitách, což odpovídá zastoupení 12,75 %. Z druhů vykazoval nejvyšší frekvenci výskytu *Laccophilus minutus* lokalizovaný na 6 stanovištích (5,88 %).

Nejvíce taxonů bylo nalezeno na lokalitě R9 (8 taxonů). Na lokalitách NS 3, NS 17 Pokrok, Rado XIII/1 a Duchcov – Pokrok II. nebyl nalezen žádný. Při selekci pouze na druhy se počet stanovišť bez nálezu zvýšil ze 4 až na 13.

Na předpolí bylo z celkových 36 taxonů objeveno 29 taxonů. Průměrný počet taxonů na 1 lokalitu činil 3,75. Na výsypce bylo nalezeno 18 taxonů a průměrný počet taxonů na 1 lokalitu byl 2,8. Předpolí vykazuje tedy celkovou vyšší diverzitu. Taxonů vyskytujících se společně na stanovištích předpolí i výsypky bylo zjištěno 11, z toho 5 druhů.

Ze všech nalezených druhů by pouze *Laccophilus poecilus* spadal do kategorie ohrožených druhů Červeného seznamu, a to jako VU – zranitelný. Jeho určení je však nutno ověřit.

Podle Jaccardova indexu nejvyšší hodnoty podobnosti taxonů mezi předpolím a výsypkou vykazovaly lokality Mokřad u R9 – KT1 a Kostomlaty dolní (I.) s hodnotou 66,7 %. S ohledem pouze na druhy dosahovaly nejvyšší hodnoty 50 % dvojice lokalit Příkop u R9 s NS 18 Pokrok a NS 4 s Rado XIII/5. Obecně největší podobnost taxonů vykazovaly lokality výsypky mezi sebou. Ve většině případů se spolu však lokality neshodovaly v žádném procentu.

Podobnost 66,7 % u taxonů a 50 % u druhů, a to ještě ve velmi nízkém počtu případů ze všech možností vzájemného porovnání, byla shledána jako nedostatečná pro potvrzení hypotézy. Nemůžeme tedy potvrdit předpoklad, že zastoupení druhů na předpolí je stejné s druhovým složením v nově vzniklých nádržích na rekultivacích. Nutno však podotknout, že v případě, kdyby byly všechny taxony určeny až na druhovou úroveň, by mohly být konečné výsledky rozdílné.

Doporučením pro obdobné studie je zahrnutí co nejvíce dostupných lokalit do výzkumu a dodržování stejného časového rozmezí při sběru na všech stanovištích. Dále nakládat s materiálem tak, aby mohl být určen až na druhovou úroveň v maximální míře. Také sběry během roku opakovat, aby byla do výsledků zahrnuta případná sezónnost druhů.

8 Seznam literatury

Bejček, V., Cibulka, J., Falešník, M., Kazda, J., Kurfürst, J., Macholdová, E., Náprstek, J., Novák, J., Ondráček, V., Řehoř, M., Sixta, J., Suchý, B., Svoboda, I., Štádler, P., Šťastný, K., Štýs, S., Švejda, J. 2003. Obnova krajiny na Bílinsku a Tušimicku: Rekultivace Severočeských dolů a.s. Chomutov. Severočeské doly. 237 s. ISBN: 8021315741.

Beutel, R. G., Haas, F. 2000. Phylogenetic relationships of the suborders of Coleoptera (insecta). *Cladistics – The International Journal of the Willi Hennig Society*. 16 (1). 103-141.

Biagini, E. 2016. Study of the equilibrium of air-blown gasification of biomass to coal evolution fuels. *Energy Conversion and Management*. 128. 120-133.

Biswas, Ch. K., Mishra, S. P., Mukherjee, A. 2014. Diversity and composition of vegetation on aged coalmine overburden dumps in Sonapur Bazari area, Raniganj, West Bengal. *Journal of Environmental Biology*. 35 (1). 173-177.

Boukal, M. 2012. Vodní brouci. In: Tropek, R., Řehounek, J. (eds.). *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. Calla. České Budějovice. s. 95-101. ISBN: 9788086668239.

Boukal D. S., Boukal M., Fikáček M., Hájek J., Klečka J., Skalický S., Šťastný J., Trávníček D. 2007. Katalog vodních brouků České republiky (Coleoptera: Sphaeriusidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Helophoridae, Georissidae, Hydrochidae, Spercheidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limmichidae, Heteroceridae, Psephenidae. *Klapalekiana*. 43. 1–289.

Bradshaw, A. D. 1990. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: Jordan, W. R., Gilpin, M. E., Aber, J. D. (eds.). *Restoration ecology: A Synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. Cambridge. p. 53-74. ISBN: 9780521337281.

Bradshaw, A. D. 1997. Restoration of mined lands - using natural processes. *Ecological Engineering*. 8 (4). 255-269.

Bradshaw, A. D., Hüttl, R. F. 2001. Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecological Engineering*. 17 (2-3). 87-90.

Cílek, V., Gremlica, T., Hátle, M., Kovář, P., Prach, K., Řehounek, J., Řehouňková, K., Tichý, L. 2008. Forum: Stanovisko vědců a odborných pracovníků k problematice obnovy území narušených těžbou. *Živa*. 6. 98.

Cílek, V., Ložek, V., Mudra, P., Kubíková, J., Špryňar, P., Čtverák, V., Schmelzová, R., Obermajer, J., Žák, V., Kubík, M., Gremlica, T., Daněček, V. 2011. *Obraz krajiny: Pohled ze středních Čech*. Dokořán s.r.o. Praha. 310 s. ISBN: 9788073632052.

Císař, V., Číhalík, J., Havránek, J., Kalina, V., Kasalický, V., Kotulán, J., Kvasničková, D., Moldan, B. 1987. *Člověk a životní prostředí*. Státní pedagogické nakladatelství. Praha. 263 s.

Cooke, J. A., 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 (1). 41-71.

Drost, M. B. P., Cuppen, H. P. J. J., van Nieukerken, E. J., Schreijer, M. 1992. *De waterkevers van Nederland*. Uitgeverij K.N.N.V. Utrecht. p. 280. ISBN: 9789050110532.

Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. (eds.) 2005. *Červený seznam ohrožených druhů české republiky*. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 760 s. ISBN: 8086064964.

Franciscolo, M. E. 1979. *Fauna d'Italia: Coleoptera - Haliplidae, Hygrobiidae, Gyrinidae, Dytiscidae*. Calderini. Bologna. 14. p. 804. ISBN: 8870190048.

Friday, L. E. 1988. *A key to the adults of British water beetles*. Field Studies Council. Taunton. p. 151. ISBN: 9781851538898.

Gee, J. H. R., Smith, B. D., Lee, K. M., Griffiths, S. W. 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 7 (2). 91-104.

Gremlica, T., Vrabc, 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 bohemia. Praha. 110 s. ISBN: 9788087683101.

Hájek, J. 2007. Coleoptera: Sphaeriusidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Paelobiidae. Icones Insectorium Europae Centralis. Folia Heyrovskyana. 9B. 1-13.

Hájek, J. 2009. Coleoptera: Dytiscidae. Icones Insectorium Europae Centralis. Folia Heyrovskyana. 11B. 1-32.

Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A. 2008. Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. Journal of Landscape Studies. 1. 169-187.

Hendrychová, M., Kabrna, M., Ondráček, V., Boršiová, J. 2012. Katalog mimoprodukčních biotopů pro rekultivaci území dotčeného těžbou Severočeských dolů a.s. Severočeské doly a.s. Chomutov. 52 s. ISBN: 9788087357132.

Heneberg, P., Hesoun, P., Skuhrovec, J. 2016. Succession of arthropods on xerothermophilous habitats formed by sand quarrying: Epigeic beetles (Coleoptera) and orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea). Ecological Engineering. 95. 340-356.

Hůrka, K. 2005. Brouci České a Slovenské republiky. Kabourek. Zlín. 390 s. ISBN: 8086447111.

Hůrka, K., Čepická, A. 1980. Rozmnožování a vývoj hmyzu. Státní pedagogické nakladatelství. Praha. 224 s. ISBN: 1408581.

Hykyšová, S. 2008. Akta U: po stopách uhlí a záhadných únosů žab. Výzkumný ústav pro hnědé uhlí. Most. 78 s. ISBN: 9788025435465.

Chaulya, S. K., Singh, M. K., Chakraborty, M. K., Tewary, B. K. 2000. Bioreclamation of coal mine overburden dumps in India. Land Contamination and Reclamation. 8 (3). 189-199.

Jarolimova, M., Cechova, D., Sachova, P., Komarek, M., Prochazka, M. 2015. The effect of coal mining on the environment of the town of Bilina and its surroundings. *Science and Technologies in Geology, Exploration and Mining*. 3. 659-666.

Javorek, V. 1968. Kapesní atlas brouků s určovacím klíčem vyobrazených druhů. 2. vyd. Státní pedagogické nakladatelství. Praha. 254 s.

Kabrna, M. 2011. Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies*. 4. 59-69.

Kehl, S., Dettner, K. 2009. Surviving submerged - setal tracheal gills for gas exchange in adult rheophilic diving beetles. *Journal of Morphology*. 270 (11). 1348-1355.

Kolář, V., Boukal, D. 2015. Potápníci – nenápadní predátoři našich vod. *Živa*. 6. 300-303. Dostupné také z <<http://ziva.avcr.cz/2015-6/potapnici-nenapadni-predatori-nasich-vod.html>>.

Kolář, V., Ondáš, T., Boukal, D. 2016. Proč mizí vodní brouci (a jiný velký hmyz) z našich rybníků? *Fórum ochrany přírody*. 3. 30-32. Dostupné také z <<http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/analyzy-komentare/proc-mizi-vodni-brouci-a-jiny-velky-hmyz-z-nasich-rybniku>>.

Konvička, M. 2012. Postindustriální stanoviště z pohledu ekologické vědy a ochrany přírody. In: Tropek, R., Řehounek, J. (eds.). *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. Calla. České Budějovice. s. 9-17. ISBN: 9788086668239.

Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J. 1985. *Ekologie živočichů*. Státní pedagogické nakladatelství. Praha. 320 s.

Orendt, C., Wolfram, G., Adámek, Z., Jurajda, P., Schmitt-Jansen, M. 2012. The response of macroinvertebrate community taxa and functional groups to pollution along a heavily impacted river in Central Europe (Bilina River, Czech Republic). *Biologia*. 67 (1). 180-199.

Pešek, J., Sivek, M. 2012. *Uhlonosné pánve a ložiska černého a hnědého uhlí České republiky*. Praha. Česká geologická služba. 199 s. ISBN: 9788070758007.

Pokorný, V. 2002. Atlas brouků. Paseka. Praha. 132 s. ISBN: 8071854840.

Polášková, A. 2011. Úvod do ekologie a ochrany životního prostředí. Karolinum. Praha. 283 s. ISBN: 9788024619279.

Prach, K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science*. 6 (2). 125-129.

Prach, K. 2009. Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy. *Živa*. 1. 22-25. Dostupné také z <<http://ziva.avcr.cz/2009-1/ekologie-obnovy-narusenych-mist-i-obecne-principy.html>>.

Prach, K. 2015. Výsypky. In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek, R., Prach, K. (eds.). *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla. České Budějovice. s. 15-43. ISBN: 9788087267134.

Prach, K., Frouz, J., Karešová, P., Konvalinková, P., Koutecká, V., Mudrák, O., Novák, J., Řehounek, J., Řehouňková, K., Tichý, L., Trnková, R., Tropek, R. 2009. Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa*. 2. 68-72. Dostupné také z <<http://ziva.avcr.cz/2009-2/ekologie-obnovy-narusenych-mist-ii-mista-narusena-tezbou-surovin.html>>.

Prach K., Řehouňková K., Řehounek J., Konvalinková P. 2011. Ecological restoration of central European mining sites: A summary of a multi-site analysis. *Landscape Research*. 36 (2). 263–268.

Primack, R. B. 2001. *Biologické principy ochrany přírody*. Portál. Praha. 352 s. ISBN: 8071785520.

Procházka, J., Brom, J., Šťastný, J., Pecharová, E. 2011. The impact of vegetation cover on temperature and humidity properties in the reclaimed area of a brown coal dump. *International Journal of Mining Reclamation and Environment*. 25 (4) 350-366.

Řehounek, J., Řehounková K., Tropek, R., Prach, K. (eds.) 2015. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla. České Budějovice. 212 s. ISBN: 9788087267134.

Schaaf, W., 2001. What can element budgets of false-time series tell us about ecosystem development on post-lignite mining sites? *Ecological Engineering*. 17 (2–3). 241–252.

Schwörbel, J. 1994. *Methoden der Hydrobiologie - Süßwasserbiologie*. 4th ed. Gustav Fischer. Stuttgart. p. 368. ISBN: 3825209792.

Štýs, S. 1990. Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů. Státní nakladatelství technické literatury. Praha. 186 s. ISBN: 8085087103.

Štýs, S. 2014. Krajina naděje: proměny území mezi Kadaní a Březnem. Stanislav Srnka. Litoměřice. 237s. ISBN: 9788026058557.

Štýs, S., Helešicová, L. 1992. Proměny měsíční krajiny. Bílý slon. Praha. 256 s. ISBN: 8090129102.

Táborský, I. 2009. Revitalizace mokřadních ekosystémů v Mostecké pánvi (Coleoptera: Carabidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae) – část I. In: Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná 31. Oblastní Muzeum. Most. s. 43-60. ISBN: 9788025480014.

Tropek, R., Řehounek, J. (eds.) 2012. Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. Calla. České Budějovice. 147 s. ISBN: 9788086668239.

Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M. 2012. Hnědouhelné výsyvky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody*. 3. 8-11. Dostupné také z <<http://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-a-krajinu/hnedouhelne-vysypky/>>.

Vrabec, V., Kurfürst, J., Fechtner, J. 2010. Results of limnological survey of Bilina mine forefield during the years 2007 – 2009. In: Kubík, Š., Barták, M. (eds.). Workshop on animal

biodiversity, Jevany. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha. p. 127–152. ISBN: 9788021321465.

Vrba, T. 2017. Jarní rekultivační seminář DB. Hornické listy. 1. 12 – 13. Dostupné také z <<http://www.hornicke-listy.cz/archiv/HL01-2017.pdf>>.

Werner, F., Bilek, F., Luckner, L., 2001. Impact of regional groundwater flow on the water quality of an old post-mining lake. *Ecological Engineering*. 17 (2–3). 133–142.

Wiegand, G., Felinks, B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – chance or necessity. *Ecological Engineering*. 17 (2-3). 199-217.

Zahawi, R. A., Reid, J. L., Holl, K. D. 2014. Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*. 22 (3). 284-287.

9 Samostatné přílohy

Seznam příloh

Příloha 1: Mapa předpolí Dolů Bílina s vyznačenými vodními stanovišti.

Příloha 2: Mapa Radovesické výsypky s vyznačenými stanovišti vod.

Příloha 3: Pomůcky použité při hydrobiologickém sběru.

Příloha 4: Pomůcky použité při zpracování materiálu.

Příloha 5: Výškáček s ukázkou exempláře.

Příloha 6: Sběrná krabice připravená k determinaci.

Příloha 7: *Laccophilus poecilus* vedený jako zranitelný druh.

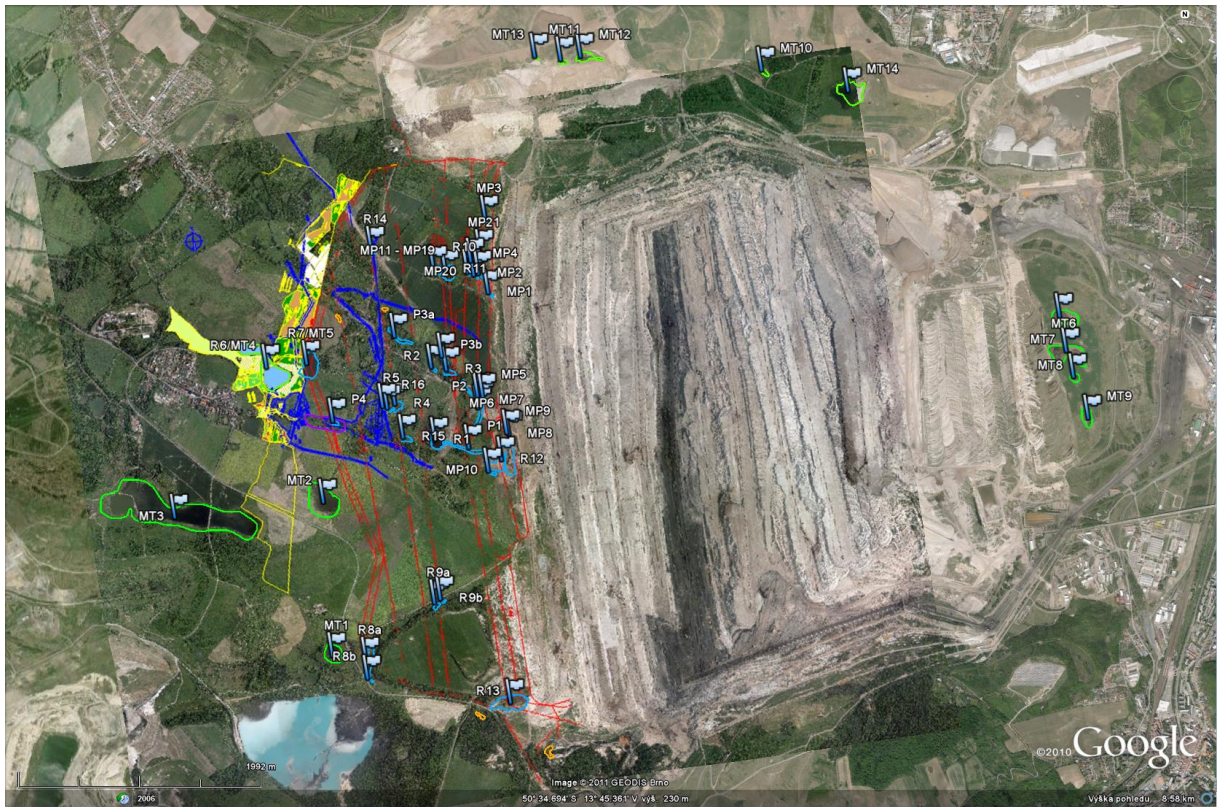
Příloha 8: Zástupce nejfrekventovanějšího taxonu *Haliphus sp.*

Příloha 9: Seznam taxonů nalezených na jednotlivých stanovištích předpolí.

Příloha 10: Seznam taxonů nalezených na jednotlivých stanovištích výsypky.

Příloha 11: Jaccardův index podobnosti druhů.

Příloha 1: Mapa předpolí Dolů Bílina s vyznačenými vodními stanovišti (poskytl V. Vrabec).



Příloha 2: Mapa Radovesické výsypky s vyznačenými stanovišti vod (poskytl V. Vrabec).



Příloha 3: Pomůcky použité při hydrobiologickém sběru (autor práce).



Příloha 4: Pomůcky použité při zpracování materiálu (autor práce).



Příloha 5: Výškáček s ukázkou exempláře (autor práce).



Příloha 6: Sběrná krabice připravená k determinaci (autor práce).



Příloha 7: *Laccophilus poecilus* vedený jako zranitelný druh (www.arkive.org).



Příloha 8: Zástupce nejfrekventovanějšího taxonu *Haliphus sp.* (www.bugguide.net).



Příloha 9: Seznam taxonů nalezených na jednotlivých stanovištích předpolí, „1“ značí přítomnost, nikoliv početnost (autor práce).

Název taxonu	R1	R5	R8	R9	R16	Příkop u R9	Mokřad nad R9	Mokřad u R9 - KT1	Mokřad u R9 - KT2	Limity E od Růžodolu	MT2 Mariánské Radčice	NS 1	NS 2	NS 3	NS 4	NS 5
<i>Acilius sulcatus</i>							1									
<i>Agabus sp.</i>		1			1											
<i>Agabus bipustulatus</i>							1									
<i>Agabus undulatus</i>				1												
<i>Anacaena globulus</i>				1												
<i>Berosus sp.</i>		1														1
<i>Colymbetes fuscus</i>							1									
<i>Cybister lateralimarginalis</i>			1													
<i>Dytiscus marginalis</i>							1									
<i>Elodes cf. minuta</i>			1													
<i>Elodes marginata</i>																
<i>Enochrus sp.</i>															1	
<i>Graptodytes pictus</i>	1															
<i>Gyrinus sp.</i>																
<i>Halipilus sp.</i>		1		1				1	1		1	1	1			
<i>Helochaeres sp.</i>									1		1					
<i>Helophorus sp.</i>																
<i>Hydaticus sp.</i>											1					
<i>Hydraena sp.</i>			1													
<i>Hydrobius fuscipes</i>				1						1					1	
<i>Hydroglyphus geminus</i>						1										1
<i>Hydrochara caraboides</i>						1										
<i>Hydroporus sp.</i>		1		1				1	1	1						
<i>Hydrovatus cuspidatus</i>				1							1					
<i>Hygrotus sp.</i>				1		1							1			
<i>Hygrotus sp.</i>												1				
<i>Hyphydrus ovatus</i>																
<i>Ilybius sp.</i>		1											1			
<i>Laccobius sp.</i>	1	1						1		1						1
<i>Laccophilus sp.</i>	1			1						1	1					
<i>Laccophilus hyalinus</i>																
<i>Laccophilus minutus</i>			1												1	
<i>Laccophilus poecilus</i>						1										
<i>Peltodytes caesus</i>																
<i>Rhantus sp.</i>		1				1	1						1			
<i>Scirtes sp.</i>																

Příloha 10: Seznam taxonů nalezených na jednotlivých stanovištích výsypky, „1“ značí přítomnost, nikoliv početnost (autor práce).

Název taxonu	NS 16 Pokrok	NS 17 Pokrok	NS 18 Pokrok	Radovesice XVII B	Rado XIII/5	Rado XIII/4	Rado XIII/3	Syčivka	Rado XIII/1	Hetov	Rado XIII/2	Vršček	Štěpánov	Kostomlaty dolní (I.)	Duchcov - Pokrok II.
<i>Acilius sulcatus</i>															
<i>Agabus sp.</i>															
<i>Agabus bipustulatus</i>															
<i>Agabus undulatus</i>															
<i>Anacaena globulus</i>															
<i>Berosus sp.</i>															
<i>Colymbetes fuscus</i>															
<i>Cybister lateralimarginalis</i>				1			1					1			
<i>Dytiscus marginalis</i>															
<i>Elodes cf. minuta</i>															
<i>Elodes marginata</i>							1								
<i>Enochrus sp.</i>															
<i>Graptodytes pictus</i>															
<i>Gyrinus sp.</i>							1								
<i>Haliplus sp.</i>						1		1		1	1	1		1	
<i>Helochaeres sp.</i>															
<i>Helophorus sp.</i>			1												
<i>Hydaticus sp.</i>															
<i>Hydraena sp.</i>															
<i>Hydrobius fuscipes</i>				1	1										
<i>Hydroglyphus geminus</i>			1			1									
<i>Hydrochara caraboides</i>															
<i>Hydroporus sp.</i>	1														
<i>Hydrovatus cuspidatus</i>															
<i>Hygrotus sp.</i>	1						1						1		
<i>Hygrotus sp.</i>															
<i>Hyphydrus ovatus</i>				1	1	1	1				1				
<i>Ilybius sp.</i>			1												
<i>Laccobius sp.</i>				1		1		1						1	
<i>Laccophilus sp.</i>				1						1					
<i>Laccophilus hyalinus</i>								1							
<i>Laccophilus minutus</i>					1	1				1	1				
<i>Laccophilus poecilus</i>			1		1					1					
<i>Peltodytes caesus</i>			1												
<i>Rhantus sp.</i>															
<i>Scirtes sp.</i>							1								

Příloha 11: Jaccardův index podobnosti druhů (autor práce).

9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	20	16,7	20	20	0	0	25	25	33,3	0	0	0
0	25	25	0	0	0	20	0	0	0	0	16,7	14,3	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	33,3	0	0	50	0	16,7	20	0	0	0	25	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	33,3	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	25	50	25	0	0	0	33,3	33,3	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	16	0	0	33,3	0	0	33,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	16,7	20	0	0	0	25	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	20	40	20	50	0	0	0	20	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	40	40	16,7	0	0	50	50	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	22	20	0	0	25	66,7	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	2,5	33,3	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	33,3	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31

1	2	3	4	5	6	7	8
1	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0
		3	0	0	0	0	0
			4	0	0	0	0
				5	0	0	0
					6	0	0
						7	0
							8