

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Diverzita vodních organismů nepřírodního stanoviště
v závislosti na velikosti nádrže – doporučení pro
rekonstrukci krajiny**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Petra Kalinová

Obor studia: Rozvoj venkovského prostoru

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

© 2019 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Diverzita vodních organismů nepřírodního stanoviště v závislosti na velikosti nádrže – doporučení pro rekonstrukci krajiny" 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 12.4.2019

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Mgr. Vladimíru Vrabcovi, Ph.D. za odborné vedení mé práce, cenné rady, konzultace, poskytnutý materiál a také za determinaci zkoumaného materiálu. Díky patří i ostatním odborníkům, kteří se na determinaci druhů podíleli. Dále bych chtěla poděkovat svým přátelům za jakoukoli pomoc a podporu, kterou mi nejednou poskytlí.

Diverzita vodních organismů nepřírodního stanoviště v závislosti na velikosti nádrže – doporučení pro rekonstrukci krajiny

Souhrn

Studie byla realizována v Severočeských dolech, konkrétně v předpolí Dolů Bílina a Dolů Nástup Tušimice a také na Radovesické výsypce. Výzkum byl zaměřen na faunu vodních brouků (Coleoptera) a ploštic (Heteroptera) na nepřírodních stanovištích. Sběr materiálu probíhal v období 2017-2018. K odběru byla použita metoda ručního sběru za pomoci cedníku. Organismy byly usmrceny na místě 75% ethanolem. Materiál byl posléze roztříděn, vypreparován a předán k odborné determinaci. Po určení byly sestaveny seznamy nalezených taxonů na jednotlivých lokalitách. Vodní nádrže byly rozděleny do dvou skupin dle velikosti (plochy) na „velké“ a „malé“, přičemž jako malé nádrže byla výhradně klasifikována náhradní stanoviště vybudovaná pro obojživelníky. Tyto nádrže pak byly hodnoceny podle počtu zjištěných taxonů vodních brouků a vodních ploštic ve dvou obdobích, a to v delším období 2010-2018 (10 velkých nádrží a 12 malých nádrží) a kratším období 2017-2018 (12 velkých nádrží a 20 malých nádrží), které bylo hodnoceno primárně. Ke statistickému vyhodnocení diverzity byl použit dvouvýběrový t-test. Podobnost jednotlivých lokalit byla hodnocena pomocí Jaccardova indexu podobnosti. Závislost mezi velikostí plochy vodní nádrže a počtem zjištěných taxonů byla posouzena za pomoci lineární regrese.

Pro srovnávání stanoviště velkých a malých nádrží dohromady bylo v období 2010-2018 zjištěno celkem 70 taxonů vodních brouků (41 determinováno na úroveň druhu) a 35 taxonů vodních ploštic (30 determinováno na úroveň druhu), pro kratší období hodnocení 2017-2018 bylo zjištěno celkem 42 taxonů vodních brouků a 20 taxonů vodních ploštic, na úroveň druhu bylo určeno celkem 20 vodních brouků a 16 vodních ploštic. Byly zjištěny následující významné druhy vodních brouků Červeného seznamu: *Cybister lateralimarginalis* a *Laccophilus poecilus** (NT). U vodních ploštic to pak byly tyto druhy: *Aquarius najas** (NT), *Gerris lateralis* (VU), *Hesperocorixa moesta* (EN) a *Micronecta minutissima** (VU). Některé druhy (*) však vyžadují revizi determinace.

Hlavním cílem mé práce bylo potvrdit/vyvrátit hypotézu: „Vyšší druhová pestrost dané zkoumané skupiny je v nádržích o větší rozloze.“ Za nejvýznamnější zjištění studie lze považovat to, že při hodnocení hypotézy je třeba uvážit časový aspekt, protože v krátkodobém hledisku (období 2017-2018) hypotéza, že velké nádrže vykazují vyšší diverzitu, než malé byla vyvrácena, ale za delší časové období kontinuálního sledování (období 2010-2018) tuto hypotézu vyvrátit nelze. Může to být způsobeno tím, že u déle existujících velkých nádrží probíhá sukcese, která se odráží na změnách fauny, takže byt je počet taxonů krátkodobě nižší, dlouhodobou existencí velké nádrže a sukcesními změnami v ní se navyšuje.

Klíčová slova: vodní organismy, diverzita, Radovesická výsypka, rekonstrukce krajiny

Diversity of water inhabitants in non-native habitat depending on pond size – recommendations for landscape reconstruction

Summary

This study was conducted in Severočeské doly mining area, specifically in the foreground of Doly Bílina and Doly Nástup Tušimice, and also on the Radovesice dump. The research was focused on fauna of water beetles (Coleoptera) and water bugs (Heteroptera) in non-natural habitats. The aquatic insects were collected during in the period 2017-2018. Hand netting method was used for material sampling. Captured specimens were preserved in 75 % ethanol. The collected material was then sorted, pinned or pointed and submitted for expert determination. After identification, lists of found taxa were compiled for individual locations. The water reservoirs were divided into two groups according to their size (area) to „large” and „small”, as „small” were classified manmade ponds constructed specially for amphibians. These reservoirs were then evaluated according to the number of taxa of water beetles and water bugs in two periods – longer period 2010-2018 (10 large reservoirs and 12 small reservoirs) and shorter period 2017-2018 (12 large reservoirs and 20 small reservoirs), which has been evaluated primarily. A two-sample t-test was used for evaluating diversity statistically. The similarity of individual sites was evaluated using Jaccard's similarity index. The relationship between the size of the water reservoir area and the number of taxa detected was assessed using linear regression.

In total, 70 taxa of water beetles (41 determined species) and 35 taxa of water bugs (30 determined species) were found in the water reservoirs in the period 2010-2018. In the period 2017-2018, 42 taxa of water beetles and 20 taxa of water bugs were found, a total of 20 identified species of water beetles and 16 identified species of water bugs. The following Red list species of water beetles were found: *Cybister lateralimarginalis* and *Laccophilus poecilus** (NT). For water bugs, the following rare species were found: *Aquarius najas* * (NT), *Gerris lateralis* (VU), *Hesperocorixa moesta* (EN) and *Micronecta minutissima* * (VU). However, some species (*) require a revision of the determination.

The main aim of this thesis was to confirm/disprove following hypothesis: „Species diversity of monitored groups is higher in the large water reservoirs.” The most important finding of the study is that the time aspect needs to be considered when evaluating the hypothesis, because in the short term (2017 -2018) the hypothesis that large reservoirs exhibit higher diversity than small ones have been disproved, but this hypothesis cannot be disproved over a longer period of continuous monitoring (2010-2018). This may be due to the fact that the longer existing large water reservoirs are undergoing succession, which is reflected in the changes of fauna composition, so that even if the number of taxa is lower in the short term, the number of taxa increases with long-term existence of a large reservoir and succession changes it goes through.

Keywords: aquatic organisms, diversity, Radovesice dump, landscape reconstruction

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíl práce	9
3 Literární rešerše	10
3.1 Povrchová těžba hnědého uhlí	10
3.1.1 Vliv povrchové těžby hnědého uhlí na krajinu	10
3.1.2 Výsypky	10
3.2 Mostecká pánev	11
3.2.1 Geomorfologie lokality	12
3.2.2 Klimatické podmínky	12
3.2.3 Hydrologická charakteristika	13
3.2.4 Těžební činnost	13
3.3 Rekonstrukce krajiny	15
3.3.1 Hydrická rekultivace	16
3.3.2 Rekultivace v české legislativě	18
3.3.3 Přirozená obnova.....	18
3.4 Sledované organismy	22
3.4.1 Vodní brouci (Coleoptera)	22
3.4.2 Vodní ploštice (Heteroptera).....	29
3.5 Vliv vlastností vodních nádrží na diverzitu vodních brouků a ploštic	39
3.5.1 Velikost nádrže.....	39
3.5.2 Uměle vytvořené vodní nádrže.....	40
3.5.3 Vliv sukcesního stádia nádrže na osídlení.....	42
3.6 Metody sběru, konzervace a preparace vodních brouků a ploštic	45
3.6.1 Sběr a konzervace.....	45
3.6.2 Preparace	46
4 Materiál a metody	48
4.1 Charakteristika sledovaných lokalit	48
4.1.1 Velké nádrže.....	48
4.1.2 Malé nádrže	53
4.2 Metodika	61
4.2.1 Způsob sběru dat	61
4.2.2 Způsob zpracování dat	61
4.3 Statistické vyhodnocení	62
4.3.1 Jaccardův index podobnosti	62
4.3.2 Dvouvýběrový t-test	62
4.3.3 Lineární regrese.....	63

5	Výsledky	64
5.1	Přehled taxonů a statistické vyhodnocení za období 2010-2018	64
5.1.1	Vodní brouci	64
5.1.2	Vodní ploštice	67
5.1.3	Vodní brouci a ploštice dohromady	68
5.2	Přehledy taxonů v jednotlivých vodních nádržích a statistické vyhodnocení za krátké období 2017-2018.....	73
5.2.1	Zjištěné taxony vodních brouků na jednotlivých lokalitách	73
5.2.2	Zjištěné taxony vodních ploštic na jednotlivých lokalitách.....	78
5.2.3	Srovnání velkých a malých vodních nádrží	82
5.2.4	Přehled zjištěných taxonů za období 2017-2018	93
5.3	Srovnání podle období sledování (2010-2018 vs. 2017–2018).....	95
6	Diskuze	97
6.1	Zhodnocení zjištěných taxonů za dlouhé období 2010-2018	98
6.1.1	Vodní brouci	98
6.1.2	Vodní ploštice	98
6.2	Zhodnocení zjištěných taxonů za krátké období 2017-2018	99
6.2.1	Vodní brouci	99
6.2.2	Vodní ploštice	99
6.3	Zhodnocení diverzity jednotlivých lokalit	100
6.3.1	Vyhodnocení podobnosti malých a velkých nádrží v období 2017-2018 pomocí Jaccardova indexu	101
6.4	Srovnání diverzity pomocí dvouvýběrového t-testu.....	101
6.5	Stanovení závislosti mezi velikostí plochy nádrže a počtem zjištěných taxonů pro obě sledovaná období	102
6.6	Druhy významné z hlediska ochrany zjištěné v období 2017-2018	102
7	Závěr.....	104
8	Seznam literatury	105

1 Úvod

Těžba nerostných surovin patří v České republice k tradičním odvětvím hospodářství (Řehounek & Hátle 2010). Představuje však, společně s dalšími antropogenními aktivitami, jeden z nejzásadnějších zásahů do krajiny (Luka et al. 2016). Severní Čechy jsou spojeny zejména s těžbou hnědého uhlí povrchovým způsobem. Podkrušnohoří je déle, než sto let ovlivňováno intenzivní důlní a průmyslovou činností (Vráblíková 2010).

Těžba hnědého uhlí a její následky však nemusí mít na přírodu a krajinu vždy jen negativní dopad (Prach 2009). Celá řada studií potvrdila biologický význam výsypek či lomů vzniklých v důsledku těžební činnosti, tedy především jejich sukcesních ploch. Tato nepřirodní stanoviště mohou fungovat jako refugia pro řadu ohrožených druhů organismů, včetně těch, co z „nedotčené“ krajiny rapidně ubývají (Vojar et al. 2012). Velmi cenné jsou mokřady, které se na výsypkách poměrně rychle formují, a to jak ve sníženinách, tak i na úpatích. Mohou být přímo „rájem“ pro mnoho druhů hmyzu, obojživelníků i ptáků (Prach 2009).

Ve většině případů jsou u nás však výsypky kompletně rekultivovány. Dochází k urovnání členitého povrchu, odvodnění a následnému zemědělskému či lesnickému obhospodařování. Často jsou tak zcela zbytečně zničeny rozsáhlé biologicky hodnotné plochy srovnatelné se zvláště chráněným územími. Tyto operace jsou finančně i časově náročné a je dosaženo pouze další degradace biotopů, ekosystémů i celé krajiny (Vojar et al. 2012). Pojem rekonstrukce krajiny Klimeš (1981) definuje jako „navrácení původních vlastností, obnovení do původní podoby“, což v praxi často neodpovídá a je otázkou, zdali je původní stav krajiny nutný.

Velkým problémem rekultivace na výsypkách je, že namísto četných drobných tůní jsou zakládány nebo ponechávány zpravidla větší nádrže. Na technicky nereakultivovaných částech výsypek lze napočítat vodní plochy po stovkách. Důležitá je převaha menších tůní bez významnějšího podílu ryb, protože ryby výrazně snižují diverzitu vodních bezobratlých. Navíc jsou si díky vyššímu počtu jednotlivá jezírka navzájem blízká, což umožňuje organismům lepší migraci (Vojar et al. 2012).

Obnově každé lokality zasažené lidskou činností musí předcházet kvalifikovaný biologický průzkum. V něm není možné opomínat bezobratlé živočichy, přestože je jejich průzkum většinou náročnější než u rostlin či obratlovců. Vzhledem ke značně různorodým nárokům bezobratlých živočichů, často odlišným od ostatních skupin organismů, je nezbytné zahrnout do průzkumů i následného monitoringu alespoň některé dobře prozkoumané skupiny (Tropek & Řehounek 2012).

Tato práce se věnuje dvěma skupinám vodních organismů v rámci vodních nádrží předpolí a rekultivovaných ploch Dolů Bílina a Dolů Nástup Tušimice a také Radovesické výsypky. Vodní brouci (Coleoptera) a vodní ploštice (Heteroptera) jsou skupinami sladkovodních bezobratlých zahrnující jak predátory, tak i herbivory a detritovory. Vyskytují se hojně téměř ve všech typech sladkovodních ekosystémů, jako jsou mokřady, jezera, potoky, řeky, tůně atd. Mezi faktory, které mají pozitivní vliv na jejich diverzitu, patří stálost vodního prostředí, bohatost vegetace a absence zastínění. To vše z nich dělá dobré bioindikátory kvality prostředí a v nedávné době se začali využívat při hodnocení stanovišť v rámci jejich ochrany (Turić et al. 2017).

2 Vědecká hypotéza a cíl práce

Cílem studie je základní výzkum diverzity vybrané skupiny vodních organismů na nepřírodním stanovišti Radovesické výsypky a posouzení vztahu velikost nádrže – stupeň osídlení organismy. Výstupem budou mimo jiné doporučení pro budování systému tůní a vodních nádrží ve vztahu k žádoucí pestrosti nově vznikající krajiny.

Testována bude hypotéza: „Vyšší druhová pestrost dané zkoumané skupiny je v nádržích o větší rozloze.“ Aby bylo možno lépe testovat předpokládanou hypotézu, bylo hodnocení souhrnně provedeno včetně dalších vodních biotopů Dolů Bílina a Dolů Nástup Tušimice, odkud byla k dispozici data.

3 Literární rešerše

3.1 Povrchová těžba hnědého uhlí

3.1.1 Vliv povrchové těžby hnědého uhlí na krajinu

Povrchová těžba se zdánlivě vyznačuje mnoha přednostmi. Především ekonomickými a kapacitními, a je účelná i z hledisek nutnosti racionálně hospodařit s přírodními zdroji, neboť dokáže odtěžit prakticky veškeré zásoby uhlí oproti těžbě hlubinné, jejíž výtěžnost je maximálně 50 % (Štýs 1996).

Povrchový způsob těžby však za účelem dobývání nerostných surovin přetváří původní přírodní krajinu (Bejček & Šťastný 2000). Zdaleka nejrozsáhlejší krajinné devastace vznikají při těžbě hnědého uhlí v povrchových lomech (Štýs 1996). Mezi hlavní problémy povrchové těžby hnědého uhlí patří destrukce ekosystémů a postupné vytváření antropogenní krajiny, která se potýká se změnami reliéfu, odlišným mezo a mikroklimatem a hydrologickými poměry (Bejček & Šťastný 2000). V krajině devastované povrchovou těžbou je většina funkcí dočasně utlumena. Negativní důsledky spočívají především v likvidaci ekologicky hodnotných ekosystémů, dočasném úbytku zemědělské a lesní půdy, ve změnách osídlení a snížení estetické a rekreační hodnoty území (Sklenička 2003).

Těžba mění nejen litosféru a krajinu jako celek, nadmořskou výšku a horninové složení, ale i atmosféru změnou kvality ovzduší a klimatických hodnot, hydrosféru změnou vodního režimu a kvality vod, pedosféru degradací půd toxickými látkami, vodními a větrnými erozemi, přesušením či přemokřením povrchu a biosféru například vyhubením přirozené fauny a flóry a ztížením možností jejich migrace (Lapčík & Lapčíková 2010).

Ne vždy však musí být dopady na krajinu zcela negativní. Člověkem extrémně pozměněná a narušená místa se na druhou stranu stávají útočištěm celé řady, mnohdy vzácných, drobných živočichů a hrají tak významnou roli v zachování jejich existence (Konvička 2012).

3.1.2 Výsypky

Výsypky jsou zpravidla rozsáhlé útvary vznikající sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědého uhlí (Vojar et al. 2012). V České republice jich najdeme téměř 70 a jsou situované zejména v oblasti Podkrušnohoří (Mostecko a Sokolovsko), dále pak na Příbramsku, Ostravsku a Kladensku (Prach 2010; Vojar et al. 2012).

Výsypky dělíme podle místa ukládání vytěženého materiálu na vnější (mimo těžební prostor lomu) a vnitřní (vytěžený prostor lomu) (Bejček et al. 2003). Vnější převýšené výsypky jsou zakládány mimo oblast lomového pole a jsou vrstveny do výše 60 i více metrů nad okolní terén (Patejdl & Šantora 1970). Vhodnější je varianta výsypek vnitřních, jelikož nedochází k záboru další půdy. Z ekonomického hlediska jsou také vhodnější díky kratší přepravní vzdálenosti (Prach 2010). Vnitřní výsypky však lze vytvořit až po vyuhlení některých prostor s dostatečnou manipulační plochou (Patejdl & Šantora 1970).

Největšími problémy výsypek jsou: intenzivní zvětrávání, dlouhodobé sesedání hmoty a častá nestabilita. Tvoří je různorodá směs hornin a zemin bez vrstvy humusu na povrchu, zpočátku tak nemají žádnou půdu (Bejček et al. 2003). Jedinečnost jejich klimatických podmínek spočívá v ohřívání holých ploch bez vegetace. Ta se na nich uchycuje až během

několika let, účinkem toho dojde ke zpevnění povrchu, omezení vodní a větrné eroze a snížení teploty povrchových vrstev půdy a přízemního vzduchu (Procházka et al. 2011).

Výsypky poskytují díky své členité morfologii rozmanitá stanoviště pro různé druhy organismů. Takovým stanovištěm jsou i jezírka vznikající v terénních depresích díky nepropustnému podloží. Vodní plochy vznikají také u pat výsypek – obrovský tlak nasypávaného materiálu vytlačuje vodu a tím vznikají zavodněné lemy, které jsou zásadní z hlediska osidlování výsypek organismy. Dalšími vodními plochami na výsypkách mohou být zatopené příkopy, odvodňovací strouhy a hojné tůňky vytvořené působením těžké techniky (Vojar et al. 2012).

3.2 Mostecká pánev

Mostecká neboli dříve Severočeská hnědouhelná pánev je jednou ze tří podkrušnohorských hnědouhelných pánví (obrázek 1) a rozkládá se na území okresů Ústí nad Labem, Teplice, Most, Chomutov a Louny. Od konce 19. století je tato oblast ovlivňována intenzivní těžební a průmyslovou činností. Neustále více zatěžovaná krajina podkrušnohorských pánví byla vědomě obětována zájmům stoupající těžby hnědého uhlí. Svého maxima dosáhla v období 80. let 20. století, kdy se oblast SHP v rozsahu cca 300 km² s navazujícími elektrárnami stala součástí tzv. „Černého trojúhelníku“ nejvíce devastovaných oblastí ve střední Evropě (Vráblíková & Vráblík 2010).

Obrázek 1: Mapa podkrušnohorských hnědouhelných pánví (Valášek 1998)

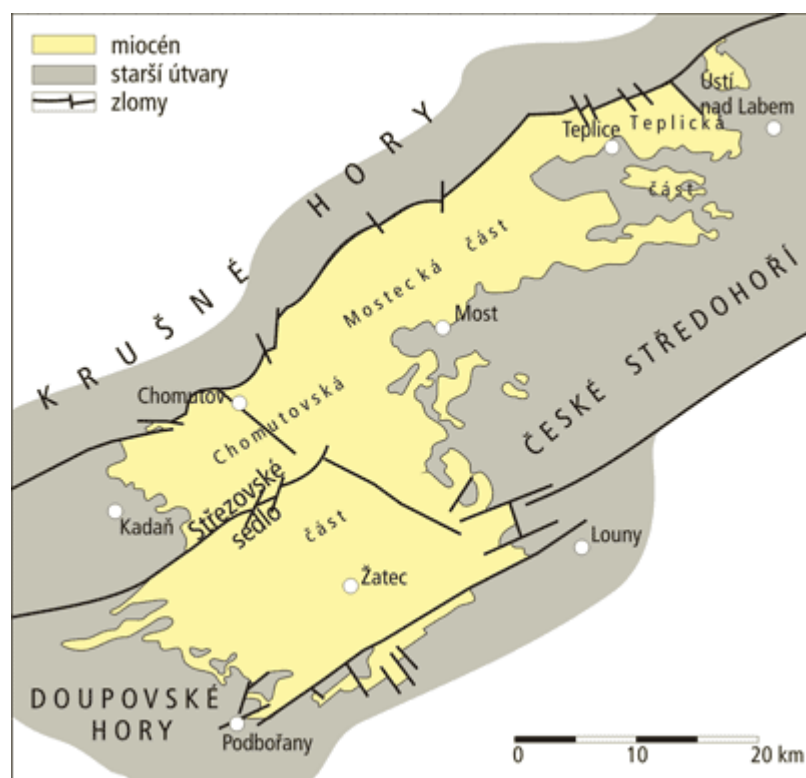


3.2.1 Geomorfologie lokality

Mostecká pánev je největší a těžebně nevýznamnější hnědouhelnou pánví v České republice (Vráblíková & Vráblík 2010). Nachází se v rozsáhlé kotlině, která je ohraničena geomorfologickými celky Krušných a Doupovských hor a Českým středohořím, viz obrázek 2 (Petránek et al. 2016). Mostecká pánev má rozlohu 1420 km², z nichž je 850 km² uhlonosných. Je lokalizována v území od Kadaně po Ústí nad Labem. Dlouhá 80 km, široká od 2,5 do 16 km. Je zde vyvinuta 10 až 50 m mocná hnědouhelná sloj miocenního stáří, která se západním směrem štěpí (Štýs et al. 2014).

Na severozápadě je Mostecká pánev ohraničena Krušnými horami, jejichž vrcholová část je charakteru ploché pahorkatiny rozčleněné mělkými údolími potoků. Jižní část pánve protíná údolí řeky Ohře se systémem čtvrtohorních teras. České středohoří a Doupovské hory jsou vulkanického původu, odtud jejich členitý reliéf. Reliéf Mostecké pánve byl však původně plochý, jeho zásadní přeměna byla způsobena především již zmiňovanou těžbou hnědého uhlí. V současné době krajině pánve dominují výsypky a jámy povrchových dolů (Bejček et al. 2003).

Obrázek 2: Mostecká (Severočeská hnědouhelná) pánev (Petránek et al. 2016)



3.2.2 Klimatické podmínky

Severočeská pánev a její okolí náleží z hlediska teplot do třech různých klimatických oblastí. Oblast Krušných a Doupovských hor a Českého středohoří s nadmořskou výškou do 600 m. n. m. spadá do mírně teplé klimatické oblasti. Vrcholy Krušných hor a Českého středohoří pak náleží k chladné klimatické oblasti (Bejček et al. 2003). Mostecká pánev s nadmořskou výškou do 300 m. n. m. leží v mírně teplé a suché oblasti s převážně mírnou

zimou (Štýs et al. 2014). Charakteristickým jevem pro pánevní oblasti je teplotní inverze (Bejček et al. 2003). Převládají zde větry západního kvadrantu – SZ až JZ (Štýs et al. 2014).

Srážky jsou závislé na nadmořské výšce a členitosti terénu ve vztahu k převládajícím západním větrům a vykazují tak velkou proměnlivost. Nejvyšší roční srážkové úhrny jsou na vrcholcích Krušných hor, naopak nejnižší jsou v okolí Tušimic a na Žatecku (Bejček et al. 2003). Průměrný roční úhrn srážek v Mostecké pánvi je 450-600 mm (Štýs et al. 2014). Průměrná teplota se pohybuje kolem 6-9 °C (Bejček et al. 2003).

3.2.3 Hydrologická charakteristika

Oblast je dominantně zásobována srážkovou vodou z Krušných hor a dalších okolních orografických celků. Je odvodňována řekou Ohří a ve východní části řekou Bílinou. Oba tyto toky jsou pak levostrannými přítoky Labe, do jejíhož povodí území náleží. Řeka Bílina je v průmyslové oblasti pánve zčásti vedena umělými koryty nebo potrubím. I když se poslední desítky let čistota toků v celém území velmi zlepšila, voda řeky Bíliny patří mezi nejvíce znečištěné v ČR, což se v Mostecké pánvi projevuje nepříznivě v rámci hydrologických rekultivací, kdy se přistupuje k dotacím čisté vody z povodí Ohře (Štýs et al. 2014).

Hydrologická situace je dlouhodobě ovlivňována nutností odvodňovat dobývací prostory, což si vynucuje přemísťování vodotečí, likvidaci a výstavbu nových retenčních a akumulčních nádrží (Štýs et al. 2014). Větší přirozené stojaté vody se v oblasti nenacházejí, lokálně se vyskytují pouze vodní plochy vzniklé zatopením uhelných lomů. Pitnou a průmyslovou vodu zajišťují četné přehrady, největší z nich je nádrž Nechranice na Ohři (Bejček et al. 2003). Významným aspektem je pak i problematika ochrany zdrojů vody v lázeňských místech jako jsou Teplice a Bílina (Štýs et al. 2014). Podzemní vody jsou ovlivňovány těžební činností podobnou mírou jako ty povrchové (Bejček et al. 2003).

3.2.4 Těžební činnost

V Mostecké pánvi je v současnosti těžba realizována:

- v rámci SD – **Severočeské doly, a.s.**, která provozuje lomy Tušimice a Bílina
- těžební společnosti **Vršanská uhelná, a.s.**, která provozuje lom Vršany
- společnosti **Severní energetická, a.s.**, která provozuje lom ČSA – Československé armády (Štýs et al. 2014)

3.2.4.1 Severočeské doly a.s.

SD, a.s., mají v pánevní oblasti vymezeny dva prostorově oddělené územní celky: Doly Nástup Tušimice těží úsek krajiny na severu ohraničený jižním úpatím Krušných hor a městy Kadaň a Chomutov. Doly Bílina těží v bílinsko-duchcovské části revíru. V teplické části již těžba dozněla (Štýs 1996).

3.2.4.1.1 Lom Bílina

Lom Bílina (příloha I) těží hluboko uloženou sloj v Duchcovsko-Bílinské části Mostecké pánve. Roční těžba lomu Bílina je kolem 10 mil. tun uhlí, při skrývce nadloží 50 až 70 mil. m³. Jeho porubní fronta je delší než 5 km a těží 40 m mocnou sloj kvalitního uhlí v hloubce cca 220

až 240 m (Štýs et al. 2014). Kvalita uhlí spočívá ve velkém rozsahu výhřevnosti a nízkém obsahu síry a jiných škodlivin. Těžební prostor postupuje na západ směrem ke Krušným horám, předpokládané ukončení těžby je stanoveno na rok 2035 (Bejček et al. 2003), nicméně jedná se o prodloužení. Nadložní substráty byly lokalizovány do prostorů vnějších výsypek (Střimická, Radovesická, Pokrok) a nyní pouze na vnitřní výsypku lomu Bílina (Štýs et al. 2014).

Předpolí lomu Bílina je lokalizováno jihovýchodně od města Litvínov v Ústeckém kraji nedaleko obcí Lom, Mariánské Radčice a na území zrušené obce Libkovice. Tato oblast je ovlivňována ekonomickými aktivitami (kulturními lesy, zahradami a poli), povrchovou těžbou a stavební činností. Oblast je mírně zvlněného charakteru s nadmořskou výškou od 235 do 285 m. Nachází se zde různě stará sukcesní stádia a jsou zde potvrzeny nálezy různých vzácných druhů živočichů (Vrabec et al. 2010).

3.2.4.1.2 Radovesická výsypka

Radovesická výsypka (obrázek 3) je situovaná mezi městem Bílina a obcemi Kučlín, Kostomlaty pod Milešovkou a Světec. Na celkové výměře cca 1 500 ha bylo uloženo kolem 0,5 mld. m³ zemin (Štýs et al. 2014). Jde o největší výsypku v ČR vůbec (Bejček et al. 2003). Při její tvorbě bylo od konce 70. let až donedávné doby zasypáno celé údolí na okraji Českého středohoří a s ním i několik vesnic (Prach 2010). Byla částečně zrekultivována, ale část o rozloze asi 54 ha tvoří plocha vyhrazená ke spontánní sukcesi, rozdělená do dvou částí. Výsypka přímo sousedí s CHKO České středohoří, čemuž byla věnována pozornost i při rekultivaci. Zeminy na výsypce jsou mineralogicky i fyzikálně nevhodné pro rekultivaci, proto byly vylepšeny slínovci z předpolí nebo převrstveny úrodnou spraší a ornici (Bejček et al. 2003).

Obrázek 3: Radovesická výsypka v roce 2015 (www.geoportal.cuzk.cz)



3.3 Rekonstrukce krajiny

Bez následné úpravy by bylo území postižené těžbou dlouhodobě technogenní pustinou podobnou pouštím či „měsíční krajině“. Tato alternativa nepřichází v úvahu, nedílnou součástí báňské činnosti je proto rekultivace, která navrácí přírodě i lidem krajinu v podobě nových zemědělských pozemků a lesů, vodních ploch, toků a řady dalších kultur s rekreační funkcí (Štýs 1996). Vráblíková (2010) definuje rekultivaci krajiny jako: „řízený proces obnovy krajiny postižené těžbou případně i jinou lidskou činností“. Zahrnuje práce technického, ale i biologického charakteru. Dle Štýse et al. (1981) rekultivace představuje: „soubor opatření a úprav na zúrodnění půdy znehodnocené přírodní či antropogenní činností, přispívá k obnově produkčnosti a funkčnosti krajiny.“

Pokud je plocha již natolik degradovaná, že je kvůli introdukci rostlin a živočichů nutné změnit její fyzikální a chemické podmínky, je nezbytné přistoupit k rekultivaci (Štýs et al. 1981). Před začátkem vlastních rekultivačních prací se musí zjistit a rozhodnout, jak bude plocha využita. Rozhodnutí závisí na celé řadě kritérií, vychází se například z posouzení výsypkové zeminy podle vypracované klasifikace zemin, určující jejich vhodnost k rekultivaci (Patejdl & Šantora 1970). Vybírá se v podstatě z alternativ zemědělsky, lesnicky, hydrologicky, rekreačně či ekologicky orientovaných rekultivací, přičemž jejich krajinotvorná účinnost závisí rovněž na optimálním rozmístění jednotlivých rekultivačních akcí v prostoru krajiny (Štýs 1996).

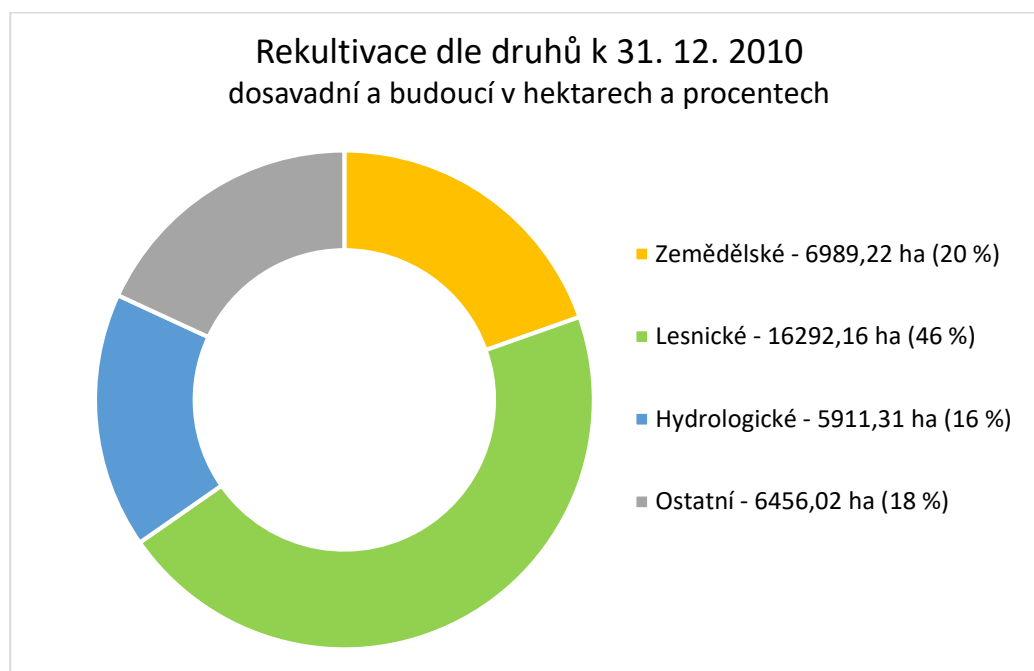
Úspěch každé rekultivační akce je závislý především na technologickém postupu. Etapa přípravy a realizace těžby zahrnuje: průzkum nadložních hornin, který se organizuje tak, aby dokázal tyto horniny charakterizovat i z hledisek jejich vhodnosti k rekultivaci. Vlastní „odkliz“ nadložních hornin je prováděn selektivně, čímž se zeminy úrodné, úrodyschopné či melioračně hodnotné vyčleňují a využívají k půdotvornému zkvalitnění výsypkového povrchu. Výsypky jsou tvarovány podle potřeb následné rekultivace se snahou, aby byly nejen přístupné, ale i trvale stabilní. Dávána je přednost jejich umístování do krajině extenzivních území (v období rozvoje lomu výsypky vnitřní). Navazující etapou je ekotechnická, která obsahuje: skupinu prací technické povahy (s náplní terénních úprav povrchu území, navážek rekultivačně vhodných zemin, výstavbou komunikací, hydromeliorační a hydrotechnické úpravy s doplňkem provozně nutných staveb) a skupinu biotechnických prací obsahově orientovanou na specifické rekultivační technologie cílené na tvorbu zemědělských půd, výsadbu speciálních zemědělských kultur (ovocných sadů), založení lesních porostů, doprovodné meliorační či ekologicky orientované zeleně (Štýs 1996).

Biotechnické fáze se dle Vráblíkové (2010) člení na:

- zemědělskou rekultivaci (orná půda, louky, pastviny, zahrady, vinice, sady jako součásti zemědělského půdního fondu),
- lesnickou rekultivaci (ozelenění i dřevní porosty),
- hydrickou rekultivaci (tekoucí a stojaté vody),
- ostatní (sportoviště, hipodromy, autodromy, řízená sukcese apod.).

Zastoupení jednotlivých druhů rekultivací na území severozápadních Čech k 31. 12. 2010 můžeme vidět na obrázku 4.

Obrázek 4: Zastoupení jednotlivých druhů rekultivací (dosavadní a budoucí) v severozápadních Čechách (Štýs 2012).



Neméně důležitou je etapa postrekultivační, ve které se rekultivované plochy zařazují do běžného ošetřování, obhospodařování, revitalizace a následné resocializace – návrat člověka do krajiny. Revitalizací je nutné podpořit funkční zapojení rekultivované plochy do krajiny. Měla by zajistit vytvoření estetického krajinného fenoménu, obnovení ekosystémových funkcí, a zároveň umožnit plné využití území v souladu s územním plánem (Vráblíková 2010).

Rekultivace, která byla provedena kvalitně by měla být ekologicky vyvážená, zdravotně a hygienicky nezávadná, efektivně i potenciálně produktivní, esteticky a rekreačně působivá. Výsledkem by měla být pestrá krajinná struktura s vhodným zastoupením zemědělských, lesních, vodohospodářských a rekreačních ploch (Vráblíková 2010).

3.3.1 Hydrická rekultivace

Těžbou je výrazně ovlivňován celý prostor hydrosféry a všech ostatních částí krajiny, které funkčně se strukturou a funkcí vody souvisí. Rekultivace naopak vytvářejí prostor pro tvorbu nových hydrologických poměrů, a to obnovou struktury vodotečí, vodních nádrží, rybníků a mokřadů. Těžbou proměněný reliéf vyžaduje komplexní úpravu odtokových poměrů (Štýs et al. 2014).

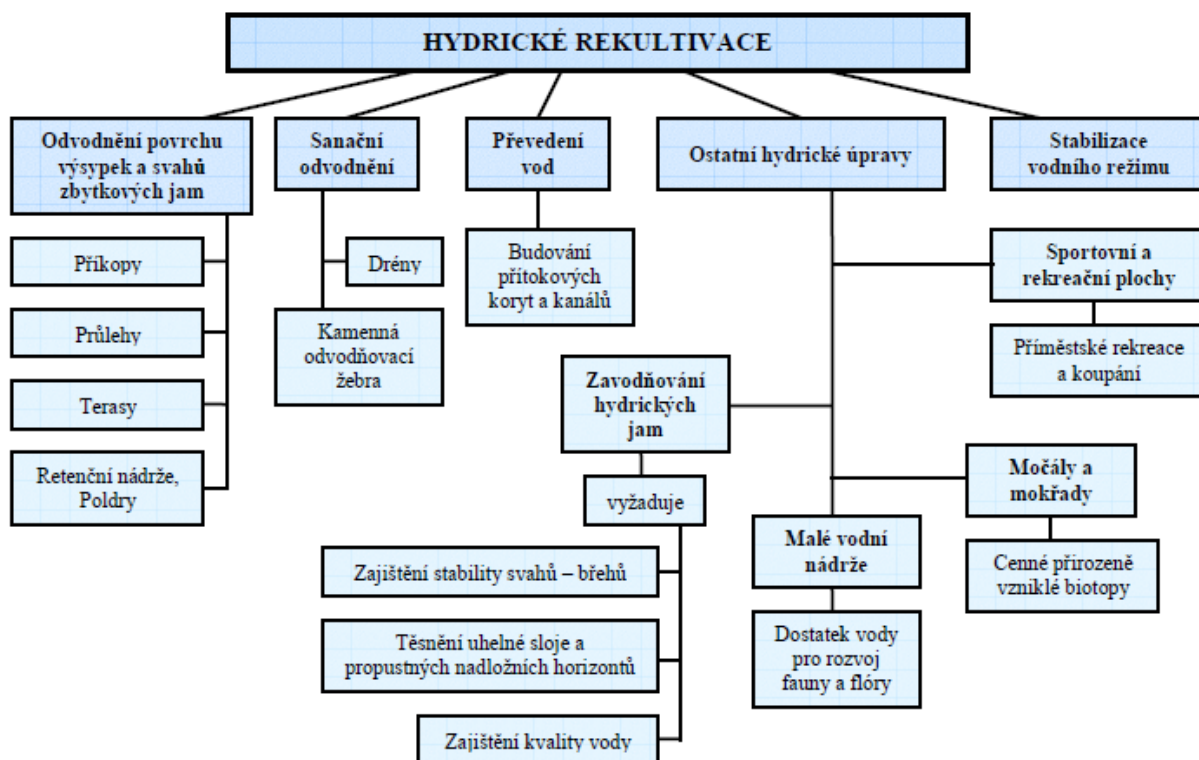
Význam hydrických rekultivací neustále stoupá, jelikož je potřeba vyřešit problém zbytkových lomových jam (Vráblíková 2010). Stupeň exploatace ložisek hnědého uhlí v Mostecké i Sokolovské pánvi již postoupil do konečné fáze existence jednotlivých lomů, po nichž zůstávají zbytkové jámy, pro jejichž zasypaní již není dostatek zemin. Jejich rekultivace je proto koncipována s orientací na hydrologickou alternativu zaplavení, s cílem tvorby vodních nádrží – lomových jezer s akumulací, retenčními, ekologickými, sportovně rekreačními a dalšími funkcemi (Štýs et al. 2014).

Až dosud vznikaly nové vodní plochy na Mostecku jak na poddolovaných pozemcích, tak na výsypkách a zbytkových jámách malolomů. Po naplnění všech zbytkových jam se odhaduje, že objem těchto jezer bude dosahovat cca 2 miliardy m³, což představuje nesmírné bohatství, neboť voda bude v tomto století hlavním ekologickým problémem. Významná je i ochranná protipovodňová funkce těchto vodních děl v období přivalových dešťů, v suchých obdobích budou zdrojem vody pro závlahy. Hydrologický program rekultivací je historickou šancí pro obě podkrušnohorské, dosud těžební oblasti (Štýs et al. 2014).

Břehová linie, zejména pak její tvar, délka a sklonové poměry hrají významnou roli pro funkčnost jezer. Pro vlastní jezero je vhodná nepravidelná morfologie dna s rozdílnou hloubkou vody. Doporučuje se hlavně při ústí přítoků do jezera vybudovat rozsáhlé mělčiny, mokřadní plochy zarostlé rostlinami (makrovegetací), které mohou poutat živiny a tím snižovat jejich nežádoucí přísun do jezera – podpoření protieutrofiční a samočisticí funkce (Pecharová et al. 2011). Dalším důležitým úkolem je zajistit dostatečný a trvalý zdroj kvalitní vody pro naplnění nádrží, a hlavně zajištění podmínek udržení této kvality v již vzniklých jezerech (Vráblíková et al. 2009). Struktura hydrických forem rekultivací je popsána na obrázku 5.

Z hlediska biodiverzity je hydrická rekultivace nejpřínosnější ze všech typů rekultivací vůbec, z hlediska ekosystémových funkcí jsou na 2. místě hned po rekultivacích lesnických. Hydrické rekultivace tvoří v současné době cca 57,8 % z celkového počtu vodních ploch v ČR, v roce 2037 bude 62,4 % počtu vodních ploch tvořeno hydrickými rekultivacemi (Říhová Ambrožová & Ivanovová 2013).

Obrázek 5: Struktura hydrických forem rekultivací (Vráblíková et al. 2009)



3.3.2 Rekultivace v české legislativě

Zásadní vliv na těžbu nerostných surovin a následnou rekultivaci zasažené krajiny mají zákon č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství, zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 175/2006 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb. a zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí (Luka et al. 2016).

Z české legislativy vychází povinnost zrekultivovat území zdevastovaná těžbou nerostných surovin a dalšími antropogenními činnostmi. Cílem je navrátit území po těžbě do původního stavu. Tuto povinnost ukládá především zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon). Požadavkem zákona o ochraně ZPF je co nejmenší narušení zemědělské půdy. Po ukončení činnosti musí být neprodleně provedena příprava území k rekultivacím terénními úpravami tak, aby bylo schopné plnit další funkce v krajině. Velký význam má skrývka vrchní kulturní vrstvy a zemin schopných zúrodnění (Vráblíková 2010). Pro povolení těžby je nejprve potřeba udělení souhlasu s odnětím zemědělských či lesních pozemků ze zemědělského půdního fondu (ZPF) a pozemků určených k plnění funkcí lesa (PUPFL), to může být trvalé či jen dočasné. Dle zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a zákona č. 289/1995 Sb., o lesích by k trvalému odnětí mělo docházet pouze v případech, kdy pozemkům nelze navrátit jejich původní funkci. V naprosté většině případů tak dochází k pouze dočasnému odnětí, jež je ukončeno navrácením pozemků do ZPF či PUPFL. Tomu nutně předchází rekultivace narušeného území, u ZPF je to především rekultivace zemědělská, ale i lesnická či hydrická (Luka et al. 2016). Na zákon o ochraně ZPF navazuje vyhláška MŽP ČR č. 13/1994 Sb., kde jsou uvedeny konkrétní podmínky pro provádění rekultivací (Vráblíková 2010).

Mnohokrát novelizovaný a doplňovaný zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon) stanovuje těžařům povinnost sanace dotčeného území včetně rekultivace a také povinnost vytvářet na tyto činnosti finanční rezervu. Důlní organizace vypracují plány otvirky, přípravy a dobývání ložisek, jejichž součástí je i vyčíslení předpokládaných nákladů na vypořádání škod a na sanaci a rekultivaci dotčených pozemků. Zahrnují i návrh výše a způsobu vytvoření potřebné finanční rezervy. Podrobnosti o těchto plánech stanovuje Český báňský úřad obecně závazným právním předpisem (Vráblíková 2010).

Rekultivaci nelze považovat pouze za povinnost vyplývající ze zákona, je nejen klíčovým prostředkem k obnově ekologicky stabilní krajiny, ale i morální povinností vůči příštím generacím a přispívá k udržitelnému rozvoji území (Vráblíková 2010).

3.3.3 Přírozená obnova

Část území uvolněného z procesu těžby je účelné ponechat bez rekultivačního zásahu s funkcí renaturalizace a ponechat jej spontánní přírodní sukcesi, s předpokladem rozvoje pestřejší biodiverzity. Takováto území by měla povahu nevyužívané „divočiny“, ponechané pouze přírodním funkcím (Štýs et al. 2014).

Mechanicky uplatňované rekultivační postupy mohou dle Řehounka & Hátleho (2010) snižovat biologickou diverzitu dotčeného území a jsou ve většině případů v rozporu

s požadavky orgánů ochrany přírody. Lesnická či zemědělská rekultivace totiž mnohdy nenávratně likviduje vzácné a chráněné druhy rostlin a živočichů usídlených v těžebním prostoru. V ČR existuje dlouhodobý tlak odborníků, nevládních organizací, a dokonce i představitelů těžebních firem na vyšší zastoupení přírodě blízké obnovy těžebních prostorů a průmyslových deponií. Argumentem je fakt, že převažující způsoby rekultivace ničí biodiverzitu na všech úrovních, vedou ke vzniku uniformních společenstev se sporným ekonomickým přínosem a nevyužívají unikátní příležitost krajiny naopak obohatit (Řehounek & Hátle 2010). Technická obnova může být dle Pracha & Hobbse (2008) ospravedlněna v případech, kdy existují velmi nepříznivé abiotické podmínky, po jejichž vyvážení může být lokalita ponechána spontánní sukcesi.

Již v minulosti byly některé výsyvky po jejich nasypání ponechány bez dalších zásahů, ale bylo to spíše z jiných důvodů, než že by byly účelně vyhrazeny na spontánní sukcesi. V současné době je napůl oficiálně vymezeno pouhých 60 ha výsypek s cílem jejich ponechání spontánní sukcesi. Řehounek & Hátle (2010) dále konstatují, že technické rekultivace výsypek prováděné způsobem jako dnes na našem území, jsou až na některé výjimky (místa ohrožená erozí, sousedství sídel nebo komunikací, sportovní a rekreační využití) z hlediska obnovy krajiny negativní a drahou aktivitou.

Většina výsypek má potenciál pro obnovu spontánní sukcesí nebo jinými formami přírodě blízké obnovy. Nejjednodušším a nejlevnějším způsobem obnovy je spontánní sukcese (Prach 2010). Spontánní neboli přirozená sukcese probíhá na ploše, kde není vytvořena půda. Vývoj ekosystémů je tak závislý na biologických a fyzikálních procesech. Rozvoj biotopů je řízen fyzikálními a chemickými podmínkami nově vzniklých ploch. Nejdůležitější je biologický proces akumulace živin, obzvláště dusíku obsaženého v organické hmotě, který se z půdy uvolňuje dekompozicí. Lze tedy předpokládat, že tam kde není vyvinuta půda, tam bude i nedostatek dusíku. Limitujícím faktorem rychlosti rozvoje ekosystému je tak akumulace živin (Vráblíková 2010).

Použití spontánní sukcese je hájeno obzvláště tam, kde nejsou podmínky prostředí extrémní a neočekávají se žádné doprovodné negativní jevy jako sesuvy půdy, eroze, kontaminace vody či půdy (Prach & Hobbs 2008). Gremlica et al. (2013) jsou však toho názoru, že velkoplošná neřízená sukcese ovšem není dobrou alternativou současného stylu rekultivací. Je jen pravým opakem těžkých technických rekultivací. Sukcesi je podle nich potřeba řídit, jelikož její přirozený chod na výsyvkách známe, známe i možnosti, jak ji připravit a naočkovat vhodnými biotopy, a jak do ní zasahovat a modulovat ji.

Pokud se však v rekultivovaném území nacházejí pozemky ZPF či PUPFL komplikuje to začlenění sukcesních ploch do rekultivačních plánů. Je to především kvůli znění zákona o ochraně ZPF a zákona o lesích, jež požadují obnovu původní funkce pozemků v případě jejich dočasného odnětí. Dle zákona 334/1992 Sb. mohou být zemědělské pozemky rekultivovány i jiným než zemědělským způsobem (zalesněním či zřízením vodní plochy). Jde např. o tvorbu retenčních nádrží a lesnické rekultivace na výsyvkách či zatápení zbytkových jam lomů. Paradoxem je však, že odvody z dočasného odnětí pozemků ze ZPF či PUPL není možné ukončit, pokud zde podobné typy stanovišť vzniknou spontánně a zadarmo, přestože tyto sukcesní plochy bývají často biologicky hodnotnější. Některé úřady se proto s ohledem na znění těchto zákonů zdráhají považovat rozvolněný spontánně vzniklý lesní porost v členitém terénu za plnohodnotnou formu rekultivace (Doležalová et al. 2012; Gremlica et al. 2013).

Sukcesní plochy je tedy dle Doležalové et al. (2012) potřeba zahrnout již do žádosti o povolení hornické činnosti, plán otvírky, přípravy a dobývání (POPD) včetně následných plánů sanace a rekultivace. Dále do dokumentace posuzování vlivů záměrů a koncepcí na životní prostředí (EIA, SEA) a do žádostí o odnětí pozemků ze ZPF a PUPFL. Dodatečná změna těchto dokumentů je sice možná, ale v případě nesouhlasu dotčených orgánů značně komplikovaná. Pokud se v budoucnu nezmění znění legislativy, je lepší sukcesní plochy umísťovat mimo pozemky spadající do ZPF či PUPFL. Zvýší o tak značně vyhlídky na úspěšné schválení (Doležalová et al. 2012).

Prach (2010) považuje také za ideální situaci, kdy se se spontánní sukcesí předem počítá a podmínky pro ni se připravují již během plánování a v průběhu těžby, např. cíleným vytvářením členitějšího povrchu výsypek, především vytvářením zvodnělých depresí. Členitý reliéf podmiňuje vznik pestrého prostředí i diverzitu druhů (Gremlica et al. 2013). Mozaika různorodých biotopů také výrazně zvyšuje prostupnost krajiny i osidlování těchto území, což platí zejména pro okrajové partie výsypek včetně jejich svahů (Doležalová et al. 2012). Dle Pracha (2010) by rovněž bylo žádoucí ponechávat v sousedství výsypek během jejich tvorby přírodní společenstva, která mohou poskytovat zdrojové organismy vhodné ke kolonizaci. Sukcesi lze v místech výskytu ohrožených druhů hmyzu vázaných na otevřená stanoviště cíleně blokovat nebo vracet kácením náletových dřevin. Disturbance tohoto druhu obecně udržují biotopovou pestrost, jelikož vedle sebe pak existují různě stará sukcesní stádia (Prach 2010).

Pro sukcesní plochy je dále důležitý jejich monitoring. Na základně něj se pak zhodnotí význam sukcesní plochy pro organismy. Pokud se velký význam takové plochy potvrdí, je velmi vhodné začlenit ji do ÚSES, případně zajistit její ochranu vyhlášením obecně či zvláště chráněného území. Je tu také možnost výkupu či pronájmu pozemků soukromými osobami nebo nevládními organizacemi (např. pozemkové spolky), které potřebnou péči zajistí (Doležalová et al. 2012). Dle Doležalové et al. (2012) sukcesní plochy výrazně přispívají k obnově ekologických funkcí krajiny a kompenzují tím ztráty biotopů původní krajiny i úbytek řady druhů.

Přestože jsou výhody spontánní sukcese oproti rekultivacím zřejmé, rekultivace těžebních jam a výsypek je dle Vojara et al. (2012) v řadě případů opodstatněná. Krajina byla naprosto pozměněna a teď jí dáváme novou tvář. Pochopitelně by měly být zohledněny i potřeby lidí, kteří zde žijí. Rekultivace do podoby, jakou si sami zvolíme, je dle jejich názoru obrovskou příležitostí. Dále však nepopírají důležitost zájmů ochrany přírody a souhlasí s názorem, aby 20 % území po těžbě bylo ponecháno přirozené sukcesí. Jde podle nich o vysoce rozumný kompromis mezi ohledy na člověka a ostatními organismy (Vojar et al. 2012).

Štýs et al. (2014) zase považují takovéto požadavky na ponechání několika desítek procent hektarů z rekultivací za extrémní. Argumentem je nejasnost ve sféře legislativní, majetkové a uživatelské, ochrany těchto území před vypalováním, divokými skládkami apod. Také podotýkají, že aby tato území plnila určenou sukcesní funkci, musela by být veřejně nepřístupná, což je podle nich v praxi nereálné (Štýs et al. 2014).

Průběh spontánní sukcese na Mostecku

Potenciál spontánní obnovy výsypek na Mostecku byl odhadnut až na 100 %. Pověst Mosteckých výsypek je velmi negativní, vzniklá krajina je často označována jako „měsíční“. Takto ale vypadají jen krátce po nasypání – v podstatě okamžitě začíná proces primární

sukcese. Již při procesu zakládání se sem dostávají semena rostlin (větrem, živočichy i člověkem). Mostecko je poměrně suchou a teplou krajinou, uplatnění dřevin je menší, s pokryvností kolem 30 % i v pozdních stádiích sukcese. Po zhruba 20 letech sukcese s vytváří mozaika jakési antropogenní lesostepi s dlouhou vytrvalostí, jak lze pozorovat na nejstarší, nerektifikované Albrechtické výsypce staré něco přes 50 let (Prach 2010).

Odlišný průběh sukcese je ve zvodněných depresích výsypek. Velmi cennými ekosystémy jsou mokřady tvořící se ve sníženinách i na úpatích výsypek. Takovéto mokřady jsou přímo rájem pro řadu druhů hmyzu, obojživelníků i ptáků. Na bohatě vertikálně členěných výsypkách se vytvářejí tzv. „nebeská jezírka“, jejich počet může být značný. Například na Hornojiřetínské výsypce o ploše cca 200 ha je jich více než 200. Takovéto lokality jsou svým významem důležitější než ty v okolní krajině a jsou unikátní i v celorepublikovém měřítku (Prach 2010).

V průměru do 15. roku spontánní sukcese se vytváří víceméně souvislý vegetační kryt a po 20. roce je vegetace na výsypkách již dobře stabilizovaná (obrázek 6). Argumentem pro technické rektifikace bývá pomalejší průběh spontánní sukcese, avšak vezme-li v potaz, že při klasických rektivacích je potřeba počkat obvykle 8 let, než si výsypkový substrát sedne, časově se sobě v podstatě vyrovnají (Prach 2010). Usměrnování spontánní sukcese tak podle Pracha (2010) není nutné.

Prach (2010) hodnotí snahu přenechat alespoň část výsypek spontánní sukcesi jako pozitivní. Jak již bylo zmíněno, na Radovesické výsypce bylo vymezeno 60 ha pro spontánní sukcesi, což je však nepatrná rozloha vzhledem k tomu, že celá Radovesická výsypka má rozlohu asi 1 250 ha, o rozloze dalších výsypek na Mostecku nemluvě. Dle Pracha (2010) je Mostecko v neochotě akceptovat ekologické principy obnovy krajiny na tom nejhůře z celé ČR.

Obrázek 6: Spontánní sukcese na Radovesické výsypce (www.hrobcice.cz).



3.4 Sledované organismy

3.4.1 Vodní brouci (Coleoptera)

Brouci jsou prastarým, druhově nejpočetnějším, řádem hmyzu, známým z fosilního záznamu již od spodního permu (vymřelá skupina Protocoleoptera). Dělí se do 4 podřádů, dohromady s asi 360 000 druhy: Archostemata – zástupci se nevyskytují se ve střední Evropě (30 recentních druhů – v 5 čeledích), Myxophaga (téměř 100 druhů řazených do 4 čeledí), Adephaga (asi 36 000 druhů v 11 čeledích, z nichž 6 žije ve vodě) a Polyphaga (335 000 druhů ve 153 čeledích) (Hůrka 1980; Darilmaz et al. 2018).

Vodní brouci jsou v dnešní době již celkem dobře prozkoumaní bezobratlí živočichové využívání při hodnocení stavu vodních prostředí. V České republice má jejich výzkum dlouhou tradici, kdy nejstarší údaje pocházejí již z konce 18. století. Většího zájmu odborníků se jim však začalo dostávat až v 90. letech 20. století, kdy byla založena Českou společností entomologickou (ČSE) sekce pro jejich výzkum. Katalog vodních brouků od Broukala a kol., 2007 představuje shrnutí těchto poznatků (Boukal 2012).

Celkem 18 čeledí brouků řadíme jako vodní a v ČR je z těchto čeledí známo 402 druhů – 39 z nich na našem území pravděpodobně vyhynulých a dalších 150 je v různém stupni ohrožení (Farkač et al. 2005; Boukal et al. 2007). Vodní brouci se se svými nároky vyskytují v podstatě ve všech typech vodních biotopů v ČR, řada druhů se však specializuje na relativně úzce vymezené podmínky prostředí. Z tohoto důvodu jsou vhodnou skupinou organismů pro hodnocení významu a ohroženosti jednotlivých typů vodního prostředí i jednotlivých lokalit a pro plánování další péče motivované jejich zachováním pro českou přírodu (Boukal 2012).

Vodní brouci většinou obývají mělké, stojaté nebo mírně tekoucí vody s bohatou vodní vegetací. Často bývají citliví k eutrofizaci – obohacování vod živinami (zejména dusíkem a fosforem), znečištění postřiky a hnojivy i nevhodným zásahům do režimu jednotlivých toků a vodních ploch (úpravy břehů, regulace toků apod.). Nejohroženější jsou druhy vázané na mladá stadia sukcese, např. na přirozeně narušované břehy řek. Tito brouci obvykle bývají přizpůsobeni rychlým změnám prostředí, z toho plyne i jejich poměrná krátkověkost. Dospělci nakladou vajíčka, ze kterých se brzy líhnou larvy s rychlým vývojem, a velká část dospělců opět vyhledává nově vzniklý biotop v širším okolí. Tyto druhy bývaly typické především pro břehy velkých řek, z nichž se přirozenou erozí odplavovalo velké množství materiálu, čímž docházelo k neustálé obnově těchto krátkodobých stanovišť. Jsou přímo závislá na přirozené dynamice vodních toků, takže v dnešní době po masivní regulaci většiny řek i potoků již mohou přirozeně vznikat jen na velmi omezených plochách, a proto se i na ně specializovaní brouci stávají čím dál vzácnějšími (Boukal 2012).

Obdobným případem jsou i různé typy dočasných vodních biotopů, jako např. podmáčené jarní louky. Ke všemu jsou dnes zbytky těchto stanovišť často velmi daleko od sebe, proto většina vodních brouků nemůže mezi nimi přeletovat. To pro tyto izolované populace znamená postupné genetické ochuzování a větší riziko zániku celé populace i při krátkodobě nevhodných podmínkách. Dospělci některých druhů vodních brouků jsou totiž často nelétaví, nebo létají jen značně neochotně a neefektivně, což v dnešní ochuzené krajině velmi restringuje nejen výměnu jedinců mezi vzdálenými místy, ale i potenciální šíření na nově vznikající vhodné biotopy (Boukal 2012).

Velkým problémem dnešní doby obecně je přirozené zarůstání a tím způsobené zastínění mělkých vodních plošek – klíčových pro řadu vodních brouků. Zastíněním je totiž ovlivněna teplota, osvětlení, růst odlišných druhů řas apod. Na lokalitách s dřevinami a vysokými bylinami je proto často zásadní udržet nezastíněné podmáčené plochy. K zániku podmáčených ploch došlo zejména v důsledku jejich odvodnění kvůli lepší hospodářské využitelnosti a významnému omezení přirozených záplav regulacemi toků. Všechny tyto zásahy vedly nejen k odvodnění většiny mokřadů, ale i k místním poklesům hladiny spodní vody, což dnes brání jejich obnově. Ze zachovalých rozsáhlejších trvalých či krátkodobých mokřadů zbyla zpravidla pouze špatně využitelná místa. Z tohoto důvodu na nich dlouhodobě chybí i jakýkoli management, což vede k zarůstání dřevinami a celkovému nežádoucímu zastínění (Boukal 2012).

3.4.1.1 Morfologie

Stavba těla všech brouků je v podstatě jednotná. Jako všichni členovci mají vnější kostru, jakýsi krunýř, který je chrání před vysycháním i nepřítelem a jsou na něj upevněny vnitřní orgány, svaly atd. Krunýř je tvořen z chitinové látky, která je složena z aminopolysacharidů (vlastní chitin), glykoproteinů a vosků (Pradáč & Hrbák 1982). Na rozdíl od všech ostatních živočichů mají členovci článkované nejen části svého těla, ale i přívěsky těchto článků. Tyto přívěsky plní v důsledku vývoje a přeměny různé funkce. Tykadla či cerky se stala smyslovými orgány, z přísavek v okolí ústního otvoru se utvořila často velmi komplikovaná ústní ústrojí, hrudní a zadečkové končetiny získaly pohybovou funkci a na utváření vnějších pohlavních orgánů se podílejí přívěsky posledních zadečkových článků (Hůrka 1980).

Pro dospělce – imaga – brouků jsou charakteristickým znakem krovky (elytrae) – rýhované či hladké, sklerotizovaný první pár křídel, který v klidovém stavu zakrývá značnou část zadečku. Stejně tak kryjí i 2. pár složených blanitých křídel sloužících k létání, ten však může být redukován (Franciscolo 1979; Hůrka 1980).

Tělo brouků je složeno ze tří hlavních částí – hlavy, hrudi a zadečku. Na hlavě jsou upevněny hlavní zevní orgány – složené oči, tykadla (sloužící k čichu a hmatu) a kousací ústní ústrojí (Hůrka 1980). Ústní ústrojí je tvořeno odshora směrem dolů: horním pyskem (labrum), kusadly (mandibuly), čelistmi (maxilly) sloužícími k rozmělnění potravy a nesoucími dvou až pětičlenná párovitá makadla, dolním pyskem (labium) nesoucími další dvě dvou – až tříčlenná makadla. Tykadla se zpravidla skládají z 11 někdy však i z 10 nebo 12 článků (Pokorný 2002). Často bývají redukována až na 2 články. První článek tykadla je nazýván násadec (scapus). Tykadla jsou pro různé skupiny brouků vzhledově odlišná – jejich tvar, velikost a délka jsou často pro danou skupinu charakteristické. Nejjednodušší, tzv. nitkovitá tykadla mají potápníkovití. Růžencovitá tykadla jsou charakteristická kratšími a širšími články. Pilovitá tykadla připomínají tvarem svých článků pilu. Hřebenitá tykadla mají zase extrémně protažené články na jednu stranu. Hojně zastoupená u různých skupin brouků jsou tykadla paličkovitá, které mají např. vodomilovití (Pradáč & Hrbák 1982). Dalšími uváděnými druhy tykadla jsou například: štětínovitá, kyjovitá, lomená, vějířovitá, zpeřená a nepravidelná (Pokorný 2002). Čichové orgány na tykadlech slouží především při vyhledávání samic, které lákají samce specifickými vábíci látkami (atraktanty) (Pradáč & Hrbák 1982).

Hrud' (thorax) můžeme rozdělit na tři části: předohrud' (prothorax), středohrud' (mesothorax) a zadohrud' (metathorax). Středohrud' je typicky sklerotizovaná a tvoří tzv. štít. Při pohledu shora je ze středohrudí patrný jen trojúhelníkovitý štítek a hřbetní štít. Každá část hrudi nese jeden pár nohou. Středohrud' a zadohrud' jsou srostlé a na každé z nich je umístěn jeden pár křídel (Franciscolo 1979).

V zadečku chráněném krovkami je ukryta většina vnitřních orgánů, je složen z několika článků (sternitů), z nichž poslední je nazýván pygidium. (Pokorný 2002). Na břišních ploškách zadečkových článků jsou umístěny dýchací otvory (spiracula) (Pradáč & Hrbák 1982). Některé larvy vodních brouků mívají na zadečku tracheální žábry (Hůrka 1980).

Rozeznáváme dva typy nohou: pětičlánekové adephagoidní nebo čtyřčlánekové nohy, u nichž se holeň a chodidlo spojují v tibiotarsy. Do hrudi brouků jsou vsazeny kyčle (coxa). Nohy dále tvoří: příkyčlí (trochanter), stehna (femur), holeně (tibia) a článkovaná chodidla (tarsus). Stehna jsou různorodá – někdy ztloustlá či s podivnými zářezy. Holeně jsou často vybaveny lištami, chloupky či kartáčky k čištění ústního ústrojí. Chodidla, a především počet a tvar jejich článků, jsou důležitým znakem pro určování. Poslední článek chodidel je zakončen drápkou. Nohy mohou být dle jejich účelu např. kráčivé, běhavé, skákavé, šplhavé či hrabavé. Zadní pár nohou u potápníkovitých brouků je přizpůsoben k veslování (Pradáč & Hrbák 1982).

Brouci jsou různě zbarveni, to může být způsobeno buď obsaženými pigmenty, nebo interferencí světla. Jedinci některých druhů mohou mít na svém těle oba typy zbarvení. Mnohé druhy nemají zbarvení příliš výrazné. Ve zbarvení se mohou lišit i jedinci téhož druhu s odlišným pohlavím (Zahradník 2008).

3.4.1.2 Anatomie a fyziologie

Krevní oběh u brouků je otevřený, krev (haemolympha) je bezbarvá. Hřbetem těla vede jediná céva nazývaná srdce, jejích přední část (aorta) vyúsťuje u mozku. Po stranách této cévy jsou umístěny párové otvory s chlopněmi, kterými krevní tekutina vniká dovnitř, nikoliv však ven (Javorek 1968; Friday 1988).

Vzdušnice (trachea) zajišťují dýchání. Rozvětvují se po celém těle a volně přivádějí kyslík k jednotlivým buňkám. Ústí zpravidla po stranách článků. Oxid uhličitý je odváděn z buněk haemolymphou a následně uvolňován povrchem těla. U některých vodních druhů brouků, např. potápníků, najdeme také tzv. plastron – přídatný aparát, který je tvořen hydrofobními chloupky. Vodní brouci mohou přijímat v omezené míře i rozpuštěný kyslík, vydrží tak pod vodou několikanásobně déle v závislosti na jejich velikosti a množství rozpuštěného kyslíku ve vodě. Druhy menší velikosti jsou někdy schopny přijímat kyslík celým povrchem těla (Kehl & Dettner 2009).

Trávicí soustava je tvořena trubicí, která se vpředu rozšiřuje v tzv. požerák. Potrava rozmělněna kusadly a smáčena slinami postupuje jícnem do volete a odtud do žvýkacího (svalnatého) žaludku. Následuje střední střevo (žláznatý žaludek), v jehož lalocích probíhá hlavní trávení. Dále se napojuje mnohem tenčí zadní neboli tenké střevo, které vyúsťuje na posledním zadečkovém článku řitním otvorem (Javorek 1968).

Na rozhraní středního a zadního střeva jsou napojeny hlavní exkreční orgány – malpighické žlázy, které ústí do trávicí soustavy. Podobně jako u vyšších živočichů ledviny, zbavují organismus nepotřebných a škodlivých látek z krve, především kyselinu močovou.

Nefrocyty – buňky se schopností hromadit v sobě škodlivé látky jsou pak vyměšovacími ústrojími (Javorek 1968; Beutel & Haas 2000).

Nervovou soustavu brouků tvoří tři systémy. Centrální systém je složen ze zauzliny mozkové, podjícnové a na spodní straně těla umístěných dvou souběžných řad zauzlin (ganglií). Viscerální systém inervuje vnitřnosti. Pod povrchem těla je umístěn obvodový neboli periferní systém, jenž tvoří hustá síť jemných nervových vláken (Javorek 1968). Orgány smyslové jsou napojeny na nervový systém. Jsou to čidla hmatová, tlaková, chemická (chuť a čich), sluchová, vlhkostní a elektrická. Některá z těchto čidel bývají zakončena na povrchu těla útvary podobnými chloupkům (Pradáč & Hrbák 1982).

Hmatové ústrojí je tvořeno kratšími či delšími hmatovými štětkami. Ústrojí čichu je umístěno na tykadlech a je velmi citlivé, jelikož některé druhy dokáží vnímat vůně na velké vzdálenosti. Ve výstelce dutiny ústní najdeme ústrojí chuťové. Ke zraku slouží složené oči. Sluchové ústrojí bývá umístěno různě. Například u potápníka je v člancích chodidel, u jiných druhů může být třeba na zadečku. K vnímání různých atmosférických stavů jsou brouci vybaveni tzv. sensilami (Javorek 1968).

Žlázy vylučující antimikrobiální sekret a žlázy ke zlepšení hydrodynamických vlastností jsou dalšími příklady adaptací na podvodní život (Kolář & Boukal 2015).

Pohlavní orgány (gonády) jsou vyvedeny samostatně (Pradáč & Hrbák 1982). Pohlavní soustavu tvoří samčí a samičí reprodukční orgány, pohlaví lze rozlišit díky vyvinutému pohlavnímu dimorfismu. U samců některých druhů se vyskytují rozšířená chodidla s přilnavými chloupky či přísavkami a často i modifikované přední drápky umožňující lepší přichycení k samici během kopulace (Friday 1988; Kolář & Boukal 2015). Zábranou mezidruhového křížení je pro každý druh charakteristické utváření vnějšího pohlavního ústrojí (zejména u samců) (Pradáč & Hrbák 1982).

3.4.1.3 Rozmnožování a ontogenetický vývoj

Brouci patří mezi hmyz s proměnou dokonalou (holometabolie), která probíhá ve čtyřech fázích: vajíčko → larva → kukla → dospělec (imago) (Franciscolo 1979; Gerstmeier 1996). Množení obvykle probíhá na jaře (Kolář & Boukal 2015). Samice kladou vajíčka vždy poblíž zdroje potravy pro budoucí larvy a obvykle nedlouho po oplození, ke kterému dochází i okamžitě po výlezu z kukly (Pokorný 2002; Javorek 1968). Dle druhu se liší jak místo kladení (předměty, vegetace), tak množství vajíček a způsob jejich kladení. Volně kladoucí druhy nakladou vajíček podstatně více (až v řádu stovek) oproti druhům starajícím se o potomstvo po vylíhnutí, které kladou obvykle pouze desítky vajíček (Pokorný 2002).

Larvy se z vajíček líhnou poměrně brzy (obvykle za 1–2 týdny). Objevují se však i případy, kdy vajíčka přezimují a líhnou se až zjara (Kolář & Boukal 2015). Líhnutí larev je často zprostředkováno pomocí různě utvářených vaječných zubů. Hlavová kapsule je ve většině případů dobře vytvořena, na ní navazují 3 hrudní články a zpravidla 10 článků zadečkových. Po stranách hlavy bývají jednoduchá očka (stemma), která však mohou chybět. Hlava obvykle nese 3-4 článková tykadla. Ústní ústrojí larev je kousací. U potápníkovitých jsou kusadla upravena k sání mimotělně natrávené kořisti. Rozeznáváme celkem 4 typy larev dle jejich tvaru: kampodeoidní (shora zploštělé, dlouhé hrudní nohy, smyslovými chlupy opatřené urogomfy, velice pohyblivé, většinou predátoři), eruciformní (houseskovité válcovité tělo, nohy krátké,

urogomfy chybí nebo malé, pomalejší, býložravé), ponravovité (ve tvaru písmene C, urogomfy chybí, žijí v půdě nebo trouchu), apoidní (redukované hrudní nohy, urogomfy chybí a redukované ústní ústrojí a tykadla, žijí v půdě, nebo v pevných rostlinných tkáních) (Hůrka 1980). Hlavní činností larev je přijímat potravu pro rychlý růst a následné svlékání (Kolář & Boukal 2015). Larvální stádia (instary) bývají různě dlouhá a nejčastěji jsou 3, ani 4 však nejsou výjimkou a u některých skupin se můžeme setkat i s větším počtem instarů (6 i více) kolísajícím v závislosti na podmínkách prostředí (Hůrka 1980). V prvních instarech kořist tvoří zooplankton, larvy jepic, komárů, pakomárů a dalšího vodního hmyzu. Pozdní instary a dospělci velkých druhů pak dokáží ulovit pulce, rybí potěr i větší larvy hmyzu (Kolář & Boukal 2015). Larvy některých druhů brouků se kuklí brzy a mají během jednoho roku i více generací – v našich podmínkách obvykle dvě. Larvální stádium však může trvat i několik let, kdy se larvy mohou ukrývat v půdě či ve dřevě (Javorek 1968).

Před zakuklením v úkrytu si dospělé larvy kolem sebe vytváří kokon (Pokorný 2002). Naprostá většina vodních brouků se kuklí na souši v půdní komůrce (Hůrka 1980). Kukly tvoří nehybné stádium bez příjmu jakékoliv potravy a dochází zde k procesu kompletní přestavby těla z larvy na dospělého jedince (Franciscolo 1979). Dochází k rozrušení tkání téměř všech orgánů, jež pak zregenerují na změněnou formu (Javorek 1968). Brouci mají tzv. kuklu volnou (*puppa libera*) na níž lze rozeznat již všechny základní tvary těla dospělého, jako jsou nohy, rohy, tykadla, kusadla a podobně (Franciscolo 1979). Zakuklené stádium trvá pár týdnů (zpravidla 3-4 týdny), ale může dojít i k přezimování kukly. Schopnost některých druhů tzv. přežít znamená, že dospělci vyletují až po roce (Pokorný 2002; Hůrka 1980).

Až do několika dnů po vylíhnutí jsou dospělci světle zbarvení (bělavě žlutí, načervenalí, světle hnědí) a měkkí, proto přetrvávají ve svých úkrytech. Teprve pak dochází ke ztvrdnutí těla a získání příslušné barvy. Po vylíhnutí již dále nerostou. Délka jejich života je relativně krátká – samci hynou brzy po kopulaci, samice po naklazení vajíček. Některé druhy brouků jsou schopni přezimovat (Pokorný 2002). Dospělci bývají okřídlení, některé druhy však létají pouze v omezeném období života (po vylíhnutí) a jiné nelétají vůbec, což je v dnešní fragmentované krajině velký problém z pohledu migrace a osídlování nových biotopů (Boukal et al. 2007; Boukal 2012).

Samci aktivně vyhledávají samici k páření pomocí feromonů vyloučených samicí. K tomu jim slouží čichové orgány umístěné na tykadlech, jež mají větší a mnohem složitěji utvářena než samice (Hůrka 1980)

3.4.1.4 Vybraní zástupci vodních brouků

3.4.1.4.1 Podřád Adephaga

Čeď potápníkovití Dytiscidae (Leach, 1815)

Nejrozmanitější skupina vodních brouků v rámci podřádu Adephaga. Na našem území žije v současné době 132 druhů. Jejich tělo je oválné nebo vejčité, hydrodynamické a dorzoventrálně zploštělé, přizpůsobené k trvalému životu ve vodním prostředí. Dospělci středoevropských druhů dorůstají velikosti 1,7 – 44 mm a vyskytují se jak ve stojatých, tak i v tekoucích vodách (Kolář & Boukal 2015). Dýchají výhradně vzdušný kyslík uchovávaný v prostoru mezi krovkami a zadečkem. Dýchání celým povrchem těla se vyskytuje u malých larev (Boukal et al. 2007). Draví jsou dospělci i larvy, příležitostně se mohou stát mrchožrouty.

Víceletá imaga zpravidla přezimují v substrátu mimo vodní prostředí. Druhý pár křídel je dobře vyvinut, a tak jsou velmi mobilní (Pokorný 2002; Bejček et al. 2003).

Teplomilný potápník *Nebrioporus canaliculatus* (Lacordaire, 1835) je Boukalem (2012) uváděn jako významný druh postindustriálních stanovišť, je typickým zástupcem pionýrských druhů mělkých kaluží a tůňek bez vegetace. Je však vázán na nejranější stádia sukcese bez zastínění, proto s postupným zarůstáním z lokalit mizí. Příbuznými potápníky s podobnými nároky jsou *Nebrioporus depressus* (Fabricius, 1775) nebo zranitelný *Hygrotus nigrolineatus* (Steven, 1808) a další.

Čeľad' vírníkovití Gyrinidae (Latreille, 1810)

Středoevropské druhy vírníkovitých jsou drobnější, dosahují velikosti 3-8 mm. Z našeho území známe celkem 11 druhů. Vyznačují se svou dobrou pohyblivostí jak pod vodou, tak i na hladině (Pokorný 2002; Boukal et al. 2007). K životu na vodní hladině mají uzpůsobena tykadla, která jsou zkrácena a také složené oči rozdělené horizontálně na dvě poloviny. Tvar těla je většinou oválný a dorzoventrálně zploštělý. Chytání kořisti z hladiny umožňuje prodloužený přední pár končetin, zbývající dva páry jsou naopak zkráceny. Dospělci dýchají vzdušný kyslík. Jsou schopni letu. Vyskytují se převážně ve stojatých nebo tekoucích vodách, kde často i přezimují (Bejček et al. 2003; Hájek 2007).

Čeľad' plavčíkovití Haliplidae (Aubé, 1836)

Další z menších čeledí jsou plavčíkovití, jejichž velikost se pohybuje v rozmezí 1,5-5 mm. V ČR se vyskytuje 18 druhů této čeledi. Jednotlivé druhy jsou si velmi podobné, poznávacím znakem je žlutočerná kresba a vyklenuté tělo (Pokorný 2002; Bejček et al. 2003). Jejich končetiny jsou k plavání uzpůsobeny pouze částečně, čímž se liší od ostatních příbuzných čeledí. Na druhou stranu jsou schopni přijímat i ve vodě rozpuštěný kyslík díky bublinám vzduchu uložených pod velkými krytkami zadních kyčlí. Proto se nemusí vynořovat k hladině tak často. U některých druhů je přítomen stridulační aparát. Jejich migrace je značně omezena, protože dospělci létají málo či nelétají vůbec. Jsou to druhy často citlivé k eutrofizaci. Obývají přirozená stanoviště mělkých stojatých či mírně tekoucích vod bohatá na vegetaci. Jejich potravu tvoří většinou vodní řasy (Friday 1988; Boukal et al. 2007).

3.4.1.4.2 Podřád Polyphaga

Čeľad' vodomilovití Hydrophilidae (Latreille, 1802)

Druhy rozmanitě veliké, v rozmezí 1-50 mm. ČR v současnosti obývá 77 druhů. Charakteristickým znakem této čeledi jsou paličkovitá tykadla a čelistní makadla. Někdy se u nich vyskytují plovací brvy na středních a zadních končetinách. Různé druhy se od sebe vzhledově poměrně liší. Obývají většinou příbřežní oblasti stojatých vod. Výjimkou však nejsou zástupci žijící v rozkládajícím se organickém substrátu, ve výkalech savců a ptáků, v hrabance či v plodnicích vyšších hub. Stanoviště larev se neliší od dospělců. Co se liší je však potravu – larvy jsou dravé, kdežto dospělci jsou saprofágní živící se rostlinnými zbytky (Pokorný 2002; Boukal et al. 2007).

Čeď mokřadníkovití Scirtidae (Fleming, 1821)

V současné době je v ČR doloženo celkem 22 druhů této čeledi. Předpokládaný výskyt dalších 2 druhů zatím nebyl spolehlivě potvrzen. Velikost střeoevropských druhů se pohybuje v rozmezí 2-6 mm. Tvar těla je oválný, mírně dorzoventrálně zploštělý. Povrch je jen slabě sklerotizovaný, zbarven jednobarevně v odstínech žluté až po černou. Tykadla jsou dlouhá, většinou s jednoduchými či výjimečně pilovitými články. Jejich schopnost letu je převážně dobrá. Během roku mají povětšinou jen jednu generaci a mohou přezimovat jako larvy i jako dospělci. Larvy těchto brouků živící se detritem obývají tekoucí i stojaté vody. Dospělci jsou suchozemští (Friday 1988; Boukal et al. 2007).

Čeď vodanovití Hydraenidae (Mulsant, 1844)

Čeď zahrnují velmi malé vodní brouky s délkou těla 1,4-2,7 mm (Pokorný 2002). Na našem území se vyskytuje 51 druhů. Jejich protáhlé, oválné tělo s poměrně dlouhými končetinami je plně přizpůsobeno k životu ve vodě. Důležitou roli u druhů žijících blízko vodní hladiny hrají při dýchání krátká paličkovitá tykadla, která jsou pro tuto čeď charakteristická. Dýchání dospělců probíhá pomocí plastronu se vzduchovou bublinou, která zabezpečuje výměnu plynů s okolím (Friday 1988; Boukal et al. 2007). Dospělci i larvy jsou býložraví, proto vyhledávají tekoucí či stojaté vody bohaté na rostlinný detrit nebo makrofyty (Farkač et al. 2005). Mnohé druhy jsou dobrými bioindikátory prostředí, jsou citliví na znečištění a špatnou schopnost šíření (Boukal et al. 2007).

3.4.1.4.3 Podřád Myxophaga

Čeď kulovníčkovití Sphaeriusidae (Erichson, 1845)

Velmi malí brouci o velikosti asi 0,7 mm. Tělo je tmavé, lesklé, kulovitěho tvaru s krátkými nohama (Pokorný 2002). Mezi typické znaky čeledi patří jedenáctičlenná tykadla s trojčlennou paličkou na konci. Dále mají krátkou předohrud' a zvětšenou zadohrud', která je srostlá se středohrudí. Zadní křídlo je komplikovaně skládané a jeho boční strana je obrvená. Druhy vyskytující se v Evropě obývají vlhký písčité substrát na březích tekoucích i stojatých vod. S největší pravděpodobností jsou larvy i dospělci herbivorní, živí se řasami. Jediný střeoevropský druh *Sphaerius acaroides* Waltl, 1838 je sice široce rozšířen, ale jeho životní cyklus není dosud prozkoumán. Je to pravděpodobně způsobeno jeho malými rozměry a specifickým způsobem života (Boukal et al. 2007; Hájek 2007).

3.4.1.5 Vodní brouci Mostecké pánve

Detailním studiem vodních brouků severozápadních Čech se od 70. let 20. století zabýval Táborský (1981) z Oblastního muzea v Mostě. Při svém prvním průzkumu rašelinišť Krušných hor našel hned několik vzácných druhů. Nejvýznamnějším nálezem z roku 1979 byl pak potápníček *Hydroporus longicornis*, nový druh pro českou faunu (Táborský 1981). Zajímavější jsou potom nálezy z roku 1985, které pochází přímo z okolí antropogenně ovlivněných míst Mostecké pánve, nově pro tuto oblast bylo hlášeno celkem 17 druhů (Táborský 1988). Za zmínku stojí faunistický průzkum brouků dopravního koridoru Komořany-Chomutov (tzv. Ervěnický) mezi povrchovými lomy Jan Šverma a ČSA z roku 2003 zaměřený na čeledi

Noteridae, Dytiscidae a Hydrophilidae. Čeleď Dytiscidae je důležitá z hlediska bioindikace, hojně se využívá k posuzování kvality mokřadů a v ochranářské praxi. Vyskytovaly se zde druhy s širší ekologickou valencí a druhy schopné osidlovat antropogenně ovlivněná stanoviště (eurytopní druhy). Šlo o široce rozšířené taxony vyskytující se na mnoha místech Mostecké pánve s výjimkou *Agabus chalconotus*, který byl doposud znám pouze z jedné lokality. Druhovú diverzita byla tak na daném místě velmi nízká (Táborský 2003). Shrnutí dosavadních znalostí pak Táborský (2008) poskytuje v historickém přehledu prokázaných druhů vybraných čeledí z Mostecké pánve. Tato studie slouží k posuzování kvalitativních změn ve duhové skladbě hmyzu Mostecké pánve, a to jak ve smyslu snižování druhové diverzity, tak i při opačném trendu ve vývoji fauny pánve, tedy ve spontánní revitalizaci devastovaných ploch. Výstupem jsou tabulky, které reprodukuji v přílohách (příloha II-V).

Celkový počet druhů (taxonů) vodních brouků Mostecké pánve je dle Táborského (2008) 82. Tento počet by byl vyšší, kdyby byla bývala v minulosti zdokumentována fauna největšího českého slatiniště Jezerní louka, které vzniklo na ploše někdejšího Komořanského jezera.

Další studie Táborského (2010) navazuje na výše zmíněný historický přehled druhů Mostecké pánve. Úkolem bylo zjištění co nejširší části druhového spektra antropogenních mokřadních systémů, které vznikly především v souvislosti s povrchovou těžbou hnědého uhlí, aby bylo možné zhodnotit jejich stupeň revitalizace. Cílem bylo vytipovat lokality, u nichž by nebylo vhodné provádět rekultivační či jiné zásahy a kde by měla statní ochrana přírody intervenovat pro jejich ponechání v původním stavu, aby nebyla přerušena zdárně probíhající sukcese. Jako modelové skupiny vodní fauny byly zvoleny čeledi Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae a Dytiscidae. Oblast byla rozdělena do pěti úseků – Ústeckého, Chabařovicko-Teplického, Mosteckého, Chomutovského a Tušimického. Výstupem studie jsou tabulky se zjištěnými taxony rozdělené dle jednotlivých úseků (příloha VI).

Vrabec et al. (2009) zkoumali nádrže v okolí Dolů Nástup Tušimice. V letech 2007-2009 Vrabec et al. (2010) prozkoumávali předpolí Lomu Bílina. Další práce ohledně fauny vodních brouků v okolí těžebních lokalit v Mostecké pánvi jsou od Zvěřinové (2013) a Vostalové (2017). Shrnutí všech nalezených druhů vodních brouků z těchto průzkumů je uvedeno v příloze VII.

O dalším významném druhu z Mostecké pánve pojednává Kolář et al. (2015), přesněji o (v té době ještě) kriticky ohroženém druhu křepčíka obroubeného (*Cybister latermarginalis*), jehož hojnější výskyt byl v Čechách do této doby spíše ojedinělý. Během průzkumu vodních bezobratlých v umělých i spontánně vzniklých tůních na mosteckých hnědouhelných výsypkách zaznamenali autoři jeho relativně početnou populaci. Jednalo se o lokality Hornojřetínské, Radovesické, Růžodolské, Kopistské a Velebudické výsypky.

3.4.2 Vodní ploštice (Heteroptera)

Ploštice jsou podřádem patřícím do řádu Hemiptera – polokřídla a řadí se k hmyzu s proměnou nedokonalou (paurometabolii), vnější základy křídel se u nich zpravidla objevují až po druhém svlékání nymfy. Tento podřád je velmi starobylý, známý již z permu a na začátku mesozoika – triasu, byly v něm zřetelně rozlišeny dvě skupiny ploštic, z níž jedna žila na souši a druhá ve vodě, stejně jako je tomu i dnes. Mnoho zbytků různých vodních ploštic se zachovalo

z jury a lze je zařadit do současných čeledí Naucoridae (bodulovití), Notonectidae (znakoplavkovití), Nepidae (splešťulovití) a Belostomatidae (mohutnatkovití) (Lellák et al. 1972).

Během svého evolučního vývoje se ploštice úspěšně adaptovaly na různé podmínky prostředí. Typická je pro ně vysoká biologická rozmanitost a široká škála osidlovaných biotopů (Javorek 1978). Jejich rozšíření je kosmopolitní – najdeme je na všech kontinentech s výjimkou Antarktidy (Schuh & Slater 1995). Z celkově známých 40 000 druhů ploštic zařazených do 73 čeledí (Macek 2001), žije asi 900 z nich na našem území (Zahradník 2007). Většina z těchto druhů je suchozemských, jen asi 15 % je uzpůsobeno k semiakvatickému či akvatickému způsobu života (Lellák et al. 1972). Ploštice jsou rozdělovány do osmi infrařádů, dva z nich jsou úzce vázány na vodní prostředí – vodní ploštice Nepomorpha a semiakvatické ploštice Gerromorpha (Havemann et al. 2018).

Vodní ploštice můžeme dle způsobu života rozdělit do tří skupin na: bentické, nektonní a hladinové (Soukup 2006).

Bentické ploštice žijí na dně zpravidla stojatých vod a jsou dravé. Svou kořist loví pomocí tzv. loupeživých nohou – předních končetin speciálně upravených k jejímu zachycení. Kořist je poté nabodnuta a vysávána za současného pronikání silně toxického sekretu slinných žláz, ten rozrušuje tělní tkáň kořisti a představuje tak jakýsi primitivní způsob extraintestinálního trávení. Dýchání probíhá pomocí dlouhých dýchacích trubiček vysunovaných k hladině. Hlubenka skrytá *Aphelocheirus aestivalis* (Fabricius, 1794) žijící trvale na dně tekoucích vod dýchá prostřednictvím plastronu. Dalšími zástupci bentických ploštic jsou splešťule blátivá (*Nepa cinerea*) a jehlanka válcovitá (*Ranatra linearis*) (Soukup 1998; Soukup 2006).

Nektonní ploštice se pohybují volně ve vodním sloupci. Často se ukrývají v porostech vodních rostlin pomalu tekoucích a stojatých vod. Plování je zabezpečeno hustě obrveným zadním párem nohou. V případě potřeby vystupují pro kyslík k povrchu hladiny. Většinou se jedná o dravé druhy, výjimkou jsou býložravé klešťanky, které se živí vodními řasami. K nejběžnějším nektonním plošticím se řadí znakoplavka obecná (*Notonecta glauca*), bodule obecná (*Ilyocoris cimicoides*), člunovka obecná (*Plea atomaria*), klešťanka obecná (*Sigara falleni*), k. velká (*Corixa punctata*) (Soukup 1998; Soukup 2006).

Pleustonní neboli hladinové ploštice se pohybují po povrchu hladiny stojatých a pomalu tekoucích vod. Ploštice tohoto typu jsou dravé a živí se mrtvým nebo topícím se hmyzem. Otřesy vodní hladiny způsobené pádem kořisti na hladinu jsou registrovány pomocí speciálních smyslových orgánů. Ploštice pak přicestují ke kořisti, kterou nabodávají a vysávají. Po povrchu vodní hladiny buď kráčejí nebo se klouzají za pomoci nesmočitelných obrvených nohou. Typickými zástupci hladinových ploštic jsou bruslařka obecná (*Gerris lacustris*), b. rybniční (*G. paludum*), vodoměrka štíhlá (*Hydrometra stagnorum*), hladinatka člunohřbetá (*Velia caprai*) (Soukup 1998; Soukup 2006).

Při přemnožení v rybnících mohou dravé ploštice působit škody na rybím plůdku. Na druhou stranu, menší druhy ploštic (zejména klešťanky) se mnohdy stávají potravou pro ryby i vodní ptactvo. V České republice se vyskytuje okolo 60 druhů vodních ploštic (Soukup 1998).

3.4.2.1 Morfologie

Ploštice se vyznačují rozmanitostí tvarů svého těla. To je ve většině případů zploštělé, jen výjimečně klenutější, mnohdy velmi tenké a dlouhé (Javorek 1978).

Stavba těla ploštic je podobná jako u všech hmyzích řádů. Vnější kostra (exoskelet) kryje tělo členěné na hlavu (caput) tvořenou šesti srostlými články, hrud' (thorax) se třemi články a článkovaný zadeček (abdomen). Destičky (sklerity) pak kryjí jednotlivé tělní články, břišní se nazývají ventrity a hřbetní tergity (Macek 2001).

Hlava, povětšinou volná, nese tykadla, dvě složené oči a zpravidla dvě jednoduchá očka (ocelli) a bodavě savé ústní ústrojí (Lellák et al. 1972). Bodec je u dravých druhů vysunut vpřed, naopak u druhů fytofágních je v klidovém stavu složen pod tělem (Dmitrijev, 1987). Ústní ústrojí tvoří vícečlenný spodní pysk (labium) složený ze 3-4 článků a obrácený zpravidla dolů a dozadu. Horní pysk (labrum) je výrazně vyvinutý, např. u splešťulí (Nepidae) je ve tvaru trojúhelníku (Lellák et al. 1972; Javorek 1978). U čeledí znakoplavkovití (Notonectidae) a klešťankovití (Corixidae) jsou ústní orgány umístěny na břišní straně a obličejová partie hlavy je obrácena dopředu (Lellák et al. 1972). Ve spodním pysku jsou uloženy 2 páry štětů – mandibulární (bodací orgán, tenké, dlouhé, se zpětnými zoubky) a maxilární (hladké, těsně k sobě přiléhají). Přimykáním štětů vznikají dva drobné kanálky, předním ploštice vysávají tkáň rostlinného či živočišného původu a zadním proudí do rány sliny obsahující trávicí enzymy (Papáček 2001). Články labia se při nabodnutí skládají a mají pouze opornou funkci pro štěty, které vnikají do kořisti či rostliny (Macek 2001).

Ploštice mají tykadla dvojího typu, dle kterých je lze rozdělit na dva podřady (Bouchard 2004). Suchozemské ploštice (Gymnocerata), kam patří i přechodné tzv. subakvatické pleustonní druhy, mají tykadla dlouhá, 4-5 členná, volná, mnohdy lomená. Pravé nektonní vodní druhy ploštic (Cryptocerata) nesou tykadla zpravidla krátká, 1-4 členná, umístěna na spodní straně hlavy, od které nikdy neodstávají, a tak nejsou při pohledu shora patrná – odtud také název skrytorozí (Lellák et al. 1972; Javorek 1978).

Hrud' (thorax) se, stejně jako u brouků, skládá z předohrudi (prothorax), středohrudi (mesothorax) a zadohrudi (metathorax). Dva poslední hrudní články jsou spojeny velmi těsně a vytváří tzv. pterothorax. Vpředu na něj nasedá velký volný prothorax, jehož hřbetní destička tvoří tzv. štít (pronotum) a vzadu první břišní článek. Středohrud' mezi kořeny křídel vytváří trojúhelníkový štítek (scutellum) (Lellák et al. 1972). Každý z těchto tří článků je zespodu dobře patrný a nese po jednom páru nohou, středohrud' a zadohrud' i po jednom páru křídel (Javorek 1978).

Původně jednoduché, kráčivé nohy byly u mnohých čeledí i druhů různým způsobem modifikovány a specializovány. Co se týče vodních čeledí, je kráčivý tvar nohou zachován u splešťulovitých žijících na dně. Zadní pár nohou je u ostatních čeledí (znakoplavkovití, klešťankovití, bodulovití) přeměněn v často obrvené plovací nohy, kterými při plavání pohybují oběma současně. Tento způsob pohybu z nich dělá víceméně dobré plavce a dle stupně adaptace jsou nohy různě morfologicky upraveny. Znakoplavkovití mají holeně a chodidla v průřezu okrouhlá, kdežto bodulovití a klešťankovití mají chodidla i holeně zadních nohou zploštělé, veslovité. Jak již bylo zmíněno, dravé druhy ploštic mají přední nohy často přeměněny v tzv. loupeživé, které jsou utvářeny tak, že se holeně zavírá do žlábků na vnitřní straně stehna (jako nůž do střenky). Pro spolehlivější zachycení kořisti jsou okraje stehen

i holení opatřeny trny, ostny či pevnými štětinami (Lellák et al. 1972). Chodidla ploštic jsou nejčastěji tříčlenná, poslední článek je zpravidla zakončen drápkou (Javorek 1978). Pleustonní ploštice lovící kořist na hladině, jako například bruslařky a hladinatky jsou mimořádně obratné a dokáží se pohybovat po povrchové blance vodní hladiny pouze pomocí středního a zadního páru nohou. Přední pár používají k uchvácení a přidržení kořisti. Pouze vodoměrky kořist nabodávají bez jejího přidržení nohama a využívají k pohybu všechny tři páry. Jejich nohy jsou zvláště specializovány k pohybu a pobytu na hladkém a nestálém povrchu vodní hladiny: kyčle jsou (u všech čeledí) od sebe oddáleny – nohy široce do stran pro zajištění dobré stability těla. Poslední chodidlový článek nohou nese hustě obrvený hydrofobní výrůstek (Lellák et al. 1972).

Pterothorax nese zpravidla dva páry křídel. Charakteristickým znakem celého řádu je přední pár křídel modifikován v tzv. polokrovky (hemelytrae), které kryjí větší část zadečku. Báze polokrovek je asi do 2/3 kožovitá a silně sklerotizovaná. Okraj polokrovek a zadní pár křídel je blanitý. Mohutnější stavba středohruď než zadohruď a její vybavenost silným létacím svalstvem je důkazem, že polokrovky ploštic jsou velmi dokonalým a funkčním orgánem letu, na rozdíl od krovek brouků (Lellák et al. 1972). V rámci jednoho druhu se u ploštic mohou vyskytnout formy s dlouhými křídly (makropterní), zkrácenými křídly (brachypterní), krátkými křídly (mikropterní) i formy bezkřídle (apterní) (Ditrich & Papáček 2008). Často je s tímto jevem spojen pohlavní dimorfismus – okřídlení bývají zpravidla samečci, bezkřídle samičky. Navzdory funkčnosti svých křídel, ploštice létají jen zřídkakdy. Oba páry křídel vytváří za letu jedinou plochu tím, že se zadní křídlo zachycuje za zadní okraj polokrovky. Jehlanka válcovitá (*Ranatra linearis*) se řadí mezi dobré letce ve skupině vodních ploštic – dokáže uletět až 100 km. Podstatná část jedinců populací našich druhů splešťule blátivé (*Nepa cinerea*) a bodule obecné (*Ilyocoris cimicoides*) není schopna letu (Lellák et al. 1972).

Většina ploštic je zbarvena nenápadně dle prostředí, ve kterém žijí. Převládající barvou je okrově šedá, odstíny hnědé, zelené až černé. Některé vodní ploštice, zejména nymfy znakoplavek mají nápadně bíle zbarvený hřbet, to je způsobeno ukládáním bílých zrníček solí kyseliny močové v hypodermální vrstvě. Melaniny způsobují tmavě hnědé až černé zbarvení, xanthopterin (žlutý) a anthocyan (modrý) zbarvení zelené. Obecně platí, že čím je jedinec starší, tím jsou barvy sytější a tmavší (Lellák et al. 1972).

3.4.2.2 Anatomie a fyziologie

Vodní ploštice mají až na některé výjimky otevřený tracheální systém – dýchají atmosférický kyslík, pro který buď vystupují k hladině nebo k ní vysunují dlouhé dýchací trubičky (bentické druhy). Dýchací otvory (stigmata) mohou být u různých čeledí různě modifikovány, často bývají ponořeny hluboko pod povrch kutikuly. V některých případech je vytvořen tzv. plastron fungující jako fyzikální plíce. Uzavřený tracheální systém se vyskytuje pouze u prvního a druhého instaru klešťanek rodu *Corixa* a u všech nymf rodu *Sigara*. Ty dýchají buď celým povrchem těla, nebo prostřednictvím konečniku s trachejemi. Příkladem druhu, který dýchá pomocí plastronu je hlubenka skrytá (*Aphelocheirus aestivalis*) žijící trvale na dně (Lellák et al. 1972; Soukup 1998). Značně variabilní je u různých čeledí i úprava dýchacích orgánů a způsob získávání vzdušné rezervy, její doplňování a výměna. Čeled' klešťanky (Corixidae) mají vytvořeny v hrudních člancích velké dorsální a laterální vzdušné

komory. K hladině vystupují hlavou napřed, prorazí povrchovou blanku a nabírají vzduch do hřbetních komor, odkud se pak vzduchová bublina posouvá dále při zanořování. Podobné uspořádání komor má čeled' bodulovití (Naucoridae), ale k hladině vystupují napřed zadečkem, kdy je vzduch přiváděn posledním párem dýchacích otvorů do hlavních tracheálních větví a do hřbetní komory pod křídly. Znakoplavkovití (Notonectidae) také proráží hladinu zadečkem, vylíhlá nymfa nejprve naplní u hladiny svůj tracheální systém vzduchem a tím překompenzuje své tělo tak, že od této chvíle do konce života je pasivně vynášeno k vodní hladině. Stigma na konci zadečku je pod vodou uzavřeno třemi dlouze obrvenými ploškami, odtud je vzduch rozváděn. Tenký film vzduchu držený hydrofobními chloupky kryje téměř celý povrch jejího těla a způsobuje stříbřitý lesk. Spotřeba vzduchu je kontrolována pomocí tykadel, pokud se bublina kolem nich zmenší na určitou velikost, dávají signál k vyplutí. Čeled' člunkovití (Pleidae) mají vytvořen velký vzdušný vak pod silně vyklenutými polokrovkami, mimo něj je vzduch zadržován na povrchu těla také pomocí hustého povlaku jemných hydrofobních chloupků. Splešťule blátivá (*Nepa cinerea*) má odlišný způsob dýchání. Konec zadečku nymf je protažený v krátký výběžek. Pochvy křídel ukrývají vzdušnou komoru, do níž ústí první pár břišních stigmat a druhý pár stigmat hrudních. Dýchání dospělců je zajištěno dlouhou rourkou, která je složena ze dvou podélných žlábků přiložených k sobě. Zalití rourky zabraňuje věnec hydrofobních chloupků na jejím konci. Poslední pár dýchacích otvorů ústí na konci osmého břišního článku a u dospělých splešťulí jako jediný přivádí atmosférický vzduch do tracheálního systému. Vzduch je současně veden do prostoru mezi abdomenem a křídly a posléze do postranních vzdušných komor v hrudi se dvěma páry hrudních stigmat. Podobný mechanismus dýchání využívá i jehlanka válcovitá (*Ranatra linearis*) (Lellák et al. 1972).

Trávicí soustava ploštice se příliš neliší od té brouků, ale určité zvláštnosti zde najdeme (Javorek 1978). Trávicí trubici můžeme rozdělit do 3 úseků – předního (stomodeum), středního (mezenteron) a zadního střeva (proctodeum). Stomodeum začíná ústy, navazuje hltanem, jícnem a končí svalnatým předžaludkem (proventrikulus) (Macek 2001). Hltan se vyznačuje pružností, svalovitostí a jeho vrchní strana má schopnost postupného zvedání se odpředu dozadu – funguje jako „čerpadlo“, kterým jsou nepřetržitě přiváděny šťávy do jícnu. U druhů bylinosavých (fytosugních) je jícen mnohem užší než u druhů sajících krev. Nikdy není rozšířen ve volátko. Od mezenteronu je jícen oddělen zvláštní chlopní (Javorek 1978). Střední střevo se skládá ze žláznatého žaludku a slepých výběžků (coeca) se symbiotickými mikroorganismy (Macek 2001). Jejich význam spočívá v odstraňování cizích organismů z trávicí soustavy. Tyto symbiotické mikroorganismy jsou přenášeny ze samic na potomstvo, jsou obsaženy v sekretu či v cystách na povrchu sneseného vejce. K nasávání mikroorganismů nymfami dochází ihned po jejich vylíhnutí. Ploštice s trávicí soustavou bez výběžků zastává jejich funkci zvláštní orgán na konci zadečku. Chlopeň odděluje taktéž střevo střední od zadního (Javorek 1978). Zadní střevo je rozděleno na 3 části: trubicovité střevo (ileum), vakovitý konečník (rektum) a řitní otvor (anus). Na přechodu mezi středním a zadním střevem ústí do střeva tzv. malpighické trubice (zpravidla 4), které vyměšují exkret tvořený například kyselinou močovou, ionty draslíku či sodíku (Pokorný & Šifner 2004). Povětšinou krátká zadní část trávicího ústrojí se dozadu váčkovitě rozšiřuje v rektum (Javorek 1978).

Vodní ploštice jsou většinou dravé. Živí se různými vodními živočichy, větší druhy jsou schopny ulovit i pulce či menší rybky. Slinné žlázy vstříkují při nabodnutí kořisti jedovaté sliny, které jí způsobí omráčení až smrt. Potrava je poté vysávána a silně toxický sekret slinných žláz

zároveň pomáhá s jejím mimotělním natrávením. Kanibalismus není u dravých ploštic neobvyklý, často požírají slabší příslušníky svého druhu či vlastní nymfy a vajíčka (Lellák et al. 1972). Toxicitu slin dokazuje i bolestivost bodnutí některých ploštic. Kupříkladu bodule (*Ilyocoris* spp.) je označována jako „vodní včela“ (Soukup 1998).

Jak již bylo zmíněno, mezi herbivorní ploštice řadíme čeled' klešťankovití, jež jsou specializovány na sladkovodní řasy. Jejich rostrum je velmi krátké a mají zkrácené přední nohy sloužící ke shrabování řas k ústům. Nenasávají tak pouze tekutinu, ale i celý obsah rostlinných buněk – hltan má funkci žvýkacího žaludku. U vodoměrek (*Hydrometra* spp.) a klešťanek (*Corixa* spp.) se potrava mísí se slinami, které mají na rostlinné tkáni leptavý či rozpustný účinek (obsahují např. fermenty štěpící škrob) (Lellák et al. 1972; Javorek 1978).

Nervovou soustavu ploštic tvoří mozková ganglia – nadjícnová a podjícnová nervová uzlina. Na ty navazuje břišní nervová páska tvořena různými vzájemně propojenými splývajícími ganglii (Schuh & Slater 1995). Nervové uzliny ploštic jsou nahloučené ve větší celky a posunuty směrem k přední části těla (Javorek 1978).

Orgány zraku ploštic jsou většinou dvojího typu – složené oči s velkým počtem ommatidií a jednoduchá očka (ocelli), která mohou u některých ploštic chybět. Složené oči u některých vodních ploštic mohou mít horní polovinu přizpůsobenou k vidění nad vodou a spodní polovinu k vidění pod vodou (Lellák et al. 1972; Javorek 1978). Tykadla nesou na svých člancích orgány čichu (Javorek 1978). Splešťule blátivá má čichové orgány na předních nohách a slouží k rozpoznávání kořisti, jedná se o tzv. chemoreceptorické sensily (Lellák et al. 1972). Hmat je zprostředkováván pomocí štětín na končetinách, tykadlech či na jiných částech těla (Javorek 1978). Vodní ploštice mají vyvinut smysl pro rovnováhu – smyslové brvy, které se opírají o zásobárnu vzduchu (Javorek 1978). Řada druhů má zřejmě i schopnost sluchu zprostředkovanou tympanálními orgány, jedná se například o klešťanky, splešťule, znakoplavky, bodule, člunovky aj. Receptory ořesů vzduchu mají zase například bruslařkovití, umístěné na příkyčlích všech párů noh (Lellák et al. 1972).

Schopnost vydávat zvuky pomocí stridulačních orgánů je u vodních ploštic poměrně běžná. Tyto orgány jsou vytvořeny speciální modifikací kutikuly, zvuky jsou vytvářeny třením sklerotizovaných útvarů na nějaké části těla o jiné kutikulární zařízení (hrany, hřebínky) nacházející se na těle poblíž. Vyluzované zvuky jsou skřípavé či pískavé a některé mohou být mimo oblast registrace lidským sluchem. Stridulace může být u některých druhů pouze výsadou sameček (hladinatky, klešťanky, bodule obecná) (Lellák et al. 1972).

3.4.2.3 Rozmnožování

Ploštice se páří a kladou vajíčka ve většině případů již v březnu a mohou pokračovat až do června. Vodní ploštice mají obvykle za rok jednu generaci, u klešťanek a hladinových druhů to mohou být až dvě generace do roka (Soukup 1998). Vývoj od vajíčka až po poslední svlékání trvá zhruba dva měsíce. Páření probíhá několikrát denně (Javorek 1978). U vodních ploštic je kopulace obdobná jako u ostatního hmyzu, samčí sperma se dostává do kopulačních orgánů samice (Lellák et al. 1972).

Samice ploštic kladou vajíčka většinou pod vodu ve skupinách. Pomocí výměšku přídatných žláz pohlavních orgánů je lepí na rozmanitý podklad (vodoměrkovití, bruslařkovití), do rostlinných tkání či do půdy (splešťulovití, znakoplavkovití). Některé naše ploštice zůstávají

s vajíčky až do jejich vylíhnutí. Za jak dlouho se larvy vylíhnou, závisí na teplotě vody (Javorek 1978; Soukup 1998).

Nymfy prvního stadia jsou velmi drobné, obalené jemnou chitinozní blanitou košilkou, kterou protrhávají a svlékají již během líhnutí (výjimkou znakoplavky) (Lellák et al. 1972).

Nymfy procházejí postupnou přeměnou – paurometabolií, živí se obdobně jako dospělci, liší se pouze menší velikostí, mají jen dva články chodidel a nižší počet tykadlových článků, chybí jim jednoduchá očka a z křídel mají pouze základy (Lellák et al. 1972). Pro paurometaboliu je typická absence stadia kukly. Po každém svlékání se jednotlivá stadia nymf více podobají imagu (Javorek 1978). Většina ploštic prochází 5 nymfálními instary. Zcela výjimečné jsou např. 4 instary u bruslařek z čeledi Veliidae. U některých druhů žijí mladší instary nymf pohromadě (Hůrka 1980). Někdy se během svlékání může stát, že se nový instar nedokáže zbavit kutikuly a hyne. Tak u ploštic vznikají i různé abnormality, zejména na tykadlech, hrudi, abdomenu i nohách. Během ekdyse probíhá rychlý růst jedince, jelikož mu to dovolí nová, ještě slabá a málo chitinozní kutikula (Lellák et al. 1972).

3.4.2.4 Vybraní zástupci vodních ploštic

3.4.2.4.1 Infrařád Nepomorpha

Infrařád Nepomorpha zahrnuje ploštice nektonní žijící pod hladinou ve vodním sloupci a ploštice bentické žijící na dně. Lze je nalézt v různých typech habitatu, v malých rybnících až po jezera, řeky i brakické vody (Klementová et al. 2015).

Čeď znakoplavkovití Notonectidae (Latreille, 1802)

Znakoplavka obecná *Notonecta glauca* (Linnaeus, 1758) dorůstající velikosti asi 1,5 cm je jednou z našich nejdravějších ploštic vůbec. Hojně se vyskytuje v tůních, rybnících a u jezerních břehů s bohatou vegetací. Plave pod hladinou břišní stranou vzhůru, tzv. naznak, od toho je také odvozen český název celé čeledi. Díky svému zajímavému zbarvení je velmi dobře chráněna před ostatními predátory – tmavá břišní strana totiž při pohledu shora splývá s hladinou, stejně tak jako světlá záď při podhledu zdola splývá s oblohou (Dmitrijev 1987). Znakoplavky se dokonce s oblibou živí i rybím potěrem. Jsou to výborní letci, kteří dokáží překonat velké vzdálenosti mezi jednotlivými vodními plochami (Javorek 1978).

Čeď klešťankovití Corixidae (Leach, 1815)

Na našem území žije celkem 28 druhů z této čeledi (Bellmann 2015). Většinou bývají nejpočetnější skupinou vodního hmyzu v různých sladkovodních ekosystémech (Hädicke et al. 2017). Za svůj název vděčí klešťovitému tvaru předních končetin. Jedním ze známých druhů je klešťanka velká *Corixa punctata* (Illiger, 1807) dorůstající velikosti 1,5 cm. Jsou velmi podobné znakoplavkám, plavou však hřbetem vzhůru a z vody pro se pro vzduch vynořují přední částí těla. Lopatkovitě rozšířená chodidla předních končetin jsou tvořena pouze jedním článkem. Díky své dobré létací schopnosti snadno osidlují nové vodní plochy. Při stridulaci vydávají pro nás těžko zachytitelné zvuky třením předních končetin o hlavu (Bellmann 2015). Klešťanky jsou herbivorní, některé druhy např. vysávají vodní řasy (Panizzi & Grazia 2015).

Čeď splešťulovití Nepidae (Latreille, 1802)

V ČR se vyskytují pouze 2 druhy z této čeledi. Obývají mělké zarostlé vody. Jedná se o splešťuli blátivou *Nepa cinerea* (Linnaeus, 1758) a jehlanku válcovitou *Ranatra linearis* (Linnaeus, 1758). Tyto dva druhy jsou vzhledově diametrálně odlišné, společným znakem je na zadečku umístěná dvojice dlouhých dýchacích trubiček, tzv. sifon. Při pohybu ve vodě jsou konce trubiček trvale nad hladinou. Velikostně je řadíme mezi naše největší vodní ploštice, bez sifonu měří splešťule asi 2 cm a jehlanka až 4 cm (Javorek 1978). Rozlišovacím znakem splešťule blátivé jsou silné loupeživé končetiny sloužící k lapání potravy a mohutné ploché tělo. Naproti tomu jehlanka má tělo velmi štíhlé, protáhlé s dlouhými končetinami a je mnohem lepším letcem než splešťule, naopak hůře plave a většinu času se tak ukrývá na povrchu vodních rostlin (Reichholf-Riehmová 1997).

Čeď bodulovití Naucoridae (Leach, 1815)

Naším hojně se vyskytujícím druhem je bodule obecná *Ilyocoris cimicoides* (Linnaeus, 175), která tvarem svého těla připomíná brouka potápníka a vyznačuje se bolestivým bodnutím, proto jí někdy náleží označení „vodní včela“ (Macek 2001). Má silné lapací končetiny sloužící k lovu vodního hmyzu, ploštěnek či drobných korýšů. Zadní pár končetin má přeměněn na veslovitý orgán, díky jemuž je výborným plavcem. Pod hladinou vydrží velmi dlouhou dobu, jelikož má pod polokrovkami umístěné hrudní komůrky, do kterých nasává vzduch. Její křídla mají slabě vyvinutou muskulaturu, proto není schopna letu (Bellmann 2015).

Čeď hlubenkovití Aphelocheiridae (Fieber, 1851)

Vzácné druhy žijící na dně tekoucích vod a jezer, z celkových 3 evropských zástupců se u nás vyskytuje pouze hluběnka skrytá *Aphelocheirus aestivalis* (Fabricius, 1794). Zvláštností tohoto druhu je způsob dýchání plastronem, při němž dochází k výměně plynů mezi vodou a vrstvou vzduchu umístěnou na spodní straně těla. Řadíme je mezi bioindikátory čistoty vod – potřebují čisté dobře okysličené prostředí (Reichholf-Riehmová 1997; Papáček & Soldán 2008).

Čeď člunovkovití Pleidae (Fieber, 1851)

Jediným evropským zástupcem této čeledi je člunovka obecná *Plea minutissima* (Leach, 1817). Vyznačuje se drobnou velikostí asi 2 mm, nepohyblivou hlavou a klenutým hřbetem (tělo vyšší než širší). Patří mezi dravé druhy ploštic. Stejně jako znakoplavky, plave břichem k hladině, naznak. Obývá hustě zarostlé stojaté vody, kde se ukrývá ve vegetaci (Bellmann 2015).

3.4.2.4.2 Infrařád Gerromorpha

Zástupci infrařádu Gerromorpha jsou výjimeční svou schopností pohybovat se po povrchu vodní hladiny. Od této schopnosti je odvozen výstižný anglický název „Jesus bug“ používaný pro bruslačky. Umožňují jim to hydrofobní chloupky rozprostřeny po celém těle těchto ploštic. Na celém světě se vyskytuje asi 1 300 takových druhů obsazujících různé vodní habitáty. Obývají v podstatě všechna rozsáhlejší území s volným povrchem vody – rybníky, potoky, řeky, nádrže, jezera i louže. Pokud není přítomen dostatek vody, většina druhů brzy hyne (Andersen 1976).

Čeď vodoměrkovití Hydrometridae (Billberg, 1820)

Typickým zástupcem našich vod je vodoměrka štíhlá *Hydrometra stagnorum* (Linnaeus, 1758) měřící 1-1,3 cm. Tento dravý druh obývá hladiny stojatých vod, především na vegetaci bohaté mělčiny. Po vodní hladině „kráčí“ (Bellmann 2015). Nejvíce aktivní je za soumraku. Charakteristickými znaky jsou prodloužená hlava, tenké dlouhé končetiny a zkrácená křídla či jejich úplná absence (Damgaard 2008). Přezimuje na břehu, kam se uchyluje během podzimu (Reichholf-Riehmová 1997). Kořist tvoří spíše méně pohyblivý hmyz, k jeho vyhledávání jí slouží čich. Pokud se cítí být v ohrožení, mají schopnost strnout a předstírat smrt (Macek 2001).

Čeď bruslařkovití Gerridae (Leach, 1815)

Na našem území se vyskytuje celkem 10 druhů zastupující 3 rody patřící do této čeledi, jde o rod *Limnopus* (Stål, 1868), *Aquarius* (Schellenberg, 1800) a rod *Gerris* (Fabricius, 1794) (Jeziorski et al. 2012). Velmi hojným zástupcem je bruslařka obecná *Gerris lacustris* (Linnaeus, 1758) dorůstající velikosti asi 1-2 cm. Obývá jak tůně, tak zátoky řek a potoků. Od vodoměrky, se kterou bývá laicky často zaměňována, se liší hned v několika zásadních znacích: nemá protaženou hlavu, tělo má kratší a širší, a především přední pár končetin se vůbec nedotýká vodní hladiny, neboť je přizpůsoben k přidržování ulovené kořisti (Reichholf-Riehmová 1997). Její pohyb je také zcela odlišný, rychlý a trhavý, kdy se odráží třetím párem končetin a tím opravu připomíná bruslení (Panizzi & Grazia 2015). Je takto schopna na jeden odraz překonat až metrovou vzdálenost (Macek 2001). Vyvinutím křídel se liší jedinec od jedince, někteří mají křídla plně vyvinuta, jiní je mohou mít úplně zakrnělá (Jeziorski et al. 2012). Během jednoho roku má vždy dvě generace (Reichholf-Riehmová 1997).

Čeď hladinatkovití Vellidae (Brullé, 1836)

Hojně rozšířená na našem území je hladinatka člunohřbetá *Velia caprai* (Tamanini, 1947), která se pohybuje jak po vodní hladině menších toků, tak po souši (Bellmann 2015). Je schopna pohybu i po spodní straně povrchové blanky vodní hladiny (Macek 2001). Na hladinu vybíhá pouze kvůli lovu kořisti, kterou si pak odnese zpět na břeh. Její tělo je oproti ostatním příbuzným druhům podsaditější s černočervenými skvrnami svrchu, spodní strana je bílá. Křídla ve většině případů úplně chybí. Aktivitu projevuje i za špatného počasí, někdy dokonce i v zimě, což je pro vodní plošnice spíše neobvyklé (Bellmann 2015). Výjimečný je její způsob přezimování, kterým se liší od příbuzných druhů. Přezimování probíhá jak ve stádiu imaga, tak ve stádiu vajíček, kdy jim pro rychlý vývin stačí už teplota nad 10 °C a pro pomalý i 4 °C. Vajíčka přilepuje na vegetaci vzdálenou až 70 cm od vody. Adaptovala se tak na životní podmínky, jelikož by při jarním tání mohlo dojít k zvednutí hladiny toků a následnému odplavení nakladených vajíček (Ditrich & Papáček 2008).

Další zástupci infrařádu Gerromorpha

V České republice žijí i další zástupci tohoto infrařádu jako například: rašenilatka drobná *Hebrus pusillus* (Fallén, 1807) z čeledi rašenilatkovitých Hebridae (Amyot & Serville, 1843) žijící u břehů vod a v mokřadech či nártnice evropská *Mesovelia furcata* (Mulsant & Rey, 1852) z čeledi nártnicovitých Mesoveliidae (Douglas & Scott, 1867) (Bellmann 2015).

3.4.2.5 Vodní plošnice Mostecké pánve

Fauně vodních ploštic severozápadních Čech, obzvláště Mostecké pánve, nebylo věnováno příliš pozornosti. Plošticím v severních Čechách se podrobněji věnoval Roubal (1957; 1967), ale spíše v oblasti Liberecka. Na Ústecku deklaroval několik nálezů ploštic čeledi Corixidae (Roubal 1957).

Většina současných (publikovaných) nálezů v okolí této oblasti pochází spíše ze západní části Krušných hor (Sychra & Kment 2009; Malenovský et al. 2014). Bryja & Kment (2006) se zabývali plošticemi CHKO Kokořínsko na pomezí severních a středních Čech. Kment & Kejval (2011) prováděli inventarizaci fauny ploštic v Českém lese na Tachovsku. Malenovský et al. (2014) zase zkoumali plošnice v okolí Přebuzi v Krušných horách, deklarují celkem 27 druhů vodních ploštic.

Vrabec et al. (2009) sledovali biologické oživení nádrží v rekultivované krajině Dolů Nástup Tušimice. Vrabec et al. (2010) zkoumali vodní faunu předpolí lomu Bílina v průběhu let 2007-2009. V rámci průzkumu tůní a vodních nádrží na Radovesické výsypce, předpolí lomu Bílina a na Tušimicku byly zpracovány práce Zvěřinové (2013), Kvirencové (2015) a Bubeníkové (2017). V příloze VIII je uvedeno shrnutí všech nalezených druhů vodních ploštic z výše zmíněných prací.

3.5 Vliv vlastností vodních nádrží na diverzitu vodních brouků a ploštic

Dle Hassall (2014) trpí sladkovodní biotopy větším poklesem biodiverzity než biotopy terestrické, což může být způsobeno nepřiměřenou biologickou rozmanitostí vodních systémů ve vnitrozemí. Ohrožení těchto stanovišť je obvykle důsledkem pěti klíčových faktorů: invaze nepůvodních druhů, degradace stanovišť, znečištění vod, nadměrné využívání území a jeho úpravy (Hassall 2014).

Druhové složení vodních brouků může být ovlivňováno mnoha faktory prostředí jako je pH, vodivost, permanence nádrží, vegetační složení a zastínění (Bloechl et al. 2010). Některé druhy brouků jsou také velmi citlivé na znečištění vodního prostředí (Buss et al. 2002). Z tohoto důvodu považují někteří autoři vodní brouky (obzvláště Hydradephaga) jako vhodné bioindikátory prostředí. Na druhou stranu vodním plošticím nebyla ve studiích nikdy věnována taková pozornost jako vodním broukům. Nicméně různé publikace naznačují, že některé druhy čeledi Corixidae mají jasně definované nároky na prostředí. Například bylo zjištěno, že distribuce klešťanek souvisí s obsahem organického materiálu v sedimentech, vodivostí a tvarem vodní plochy, tvrdostí vody a složením vegetace. Přesto jsou vodní ploštice považovány za méně vhodné indikátory prostředí než vodní brouci kvůli nižší druhové diverzitě a široké ekologické valenci některých druhů (Bloechl et al. 2010). Studie Wollmann (2000) zaměřena na čeleď Corixidae v prostředí kyselých důlních vod (pH <3) na území regionu Lužice v Německu prokázala, že se některé druhy z této čeledi mohou vyskytovat i v takto extrémně kyselém vodním prostředí.

Akvatické a semiakvatické ploštice infrařádu Nepomorpha jsou považovány za druhy s neobvykle širokou ekologickou tolerancí. Některé druhy jsou pionýry nově vzniklých vodních prostředí a většina z nich toleruje střední až vysoké organické i anorganické znečištění. Ačkoli je lze nalézt ve všech typech vodních ploch, preferují stojaté či mírně tekoucí vody s bohatou vegetací. Semiakvatické druhy ploštic žijící na povrchu vodní hladiny preferují své vlastní mikro niky uvnitř vhodných prostředí. Proto se i malé změny habitatu odrazí ve změně složení populace, zatímco stále hydrologické podmínky vedou ke stálé populaci během celého roku. Semiakvatické druhy ploštic tak mohou být užitečné pro sledování změn hydrologických a hydromorfologických podmínek ve vodních nádržích (Olosutean & Ilie 2014).

3.5.1 Velikost nádrže

Mnoho autorů současných studií se shoduje na důležitosti drobných stojatých vod především v ohledu na ekologickou stabilitu a druhovou rozmanitost na lokální úrovni (Bloechl et al. 2010; Hassall 2014; Olosutean & Ilie 2014; Deacon et al. 2018). Dříve byla pozornost věnována spíše větším hydrologickým celkům, jako jsou jezera a řeky, které jsou však z pohledu krajiny jako celku spíše heterogenní a tato stejnotvárnost se projevuje i v druhové skladbě organismů osídlujících tyto ekosystémy (Hassall 2014; Deacon et al. 2018). Přestože mnoho jednotlivých tůň a rybníčků obývá relativně málo druhů (α -diverzita), tyto stanoviště představují obrovskou rozmanitost abiotických a biotických podmínek. Tato rozmanitost podmínek prostředí vytváří souběžnou diverzitu v ekologických komunitách (β -diverzita), což zase vede k většímu přínosu k biodiverzitě na úrovni krajiny (γ -diverzita) než je tomu u velkých více homogenních mokřadů. Nedávné studie ukázaly, že drobné stojaté vody přispívají velkým

dílem k regionální biodiverzitě – jsou součástí sítě habitatů a zároveň usnadňují pohyb druhů napříč krajinou. Stejně tak přetrvává velká biologická rozmanitost v urbanizovaných prostředích, kde jsou synantropní komunity doplněny o druhy, které prosperují v narušených prostředích (Hassall 2014). Ku příkladu tůň jsou malá a mělká vodní tělesa náchylná k různým vlivům prostředí, jako jsou např. dlouhá zima či vyschnutí. Po odstranění tohoto narušení však nastává zanedlouho opětovné oživení tůň. Může ovšem dojít až k vymizení původní fauny a jejímu nahrazení zcela novými druhy (Konvičková 2008).

Olosutean & Ilie (2014) tvrdí, že ekosystémy drobných stojatých vod jsou nejdůležitějšími jak z hlediska biodiverzity, tak jako součást zemědělské krajiny. Jejich vysoká hydromorfologická a ekologická komplexita a hojnost vodní a příbřežní vegetace vedou k vytvoření velkého počtu mikro nik poskytujících útočiště a zdroj potravy pro četné taxony. Přírodní podmínky (chemické a fyzikální) v malých vodních nádržích silně kolísají dle klimatu daného území, což má vliv na strukturu a velikost populací bezobratlých. Preference jednotlivých druhů vymezují složení populace v určitém čase (Olosutean & Ilie 2014). V antropogenně ovlivněných oblastech s malým počtem přírodních nádrží mohou umělé vodní rezervoáry poskytovat refugia pro vzácné a ohrožené druhy organismů (Deacon et al. 2018).

Názor na velikost drobných stojatých vod se různí, Deacon et al. (2018) je definuje jako vodní nádrže do velikosti 2 hektarů. Velký význam mají však především mozaiky – seskupení či sítě drobných stojatých vod, v angličtině tzv. pondscares. Z ochrannářského pohledu jsou důležité, jelikož podporují vyšší diverzitu celé oblasti než jedna větší vodní plocha (Hassall 2014; Deacon et al. 2018).

Deacon et al. (2018) tvrdí, že velikost vodní nádrže a její hloubka jsou méně důležité pro kolonizaci vodními brouky a plošticemi. Většina z nich je v dospělosti vysoce mobilní a většinou obývají mělké břehy nehledě na velikost vodní plochy. Ačkoli velikost a hloubka zřejmě nejsou tak důležitými faktory jako složení vegetačního pokryvu, větší a často i hlubší umělé nádrže jsou obývány všeobecně rozšířenými druhy. Je to z části proto, že velká vodní plocha znamená větší pravděpodobnost jejího objevení letuschopnými a potenciálně kolonizujícími jedinci pohybujícími se napříč krajinou. (Deacon et al. 2018)

3.5.2 Uměle vytvořené vodní nádrže

V dnešní době je (nejen) v ČR obtížné nalézt přirozeně vzniklé tůně, jelikož jsou vzhledem ke svému relativně malému objemu a mělkému dnu náchylné k degradaci. Je to způsobeno především znečištěním a odvodňováním okolní krajiny. Do popředí zájmu ekologů se tak dostávají sekundární – druhotně a uměle vzniklé mokřady. Jejich původ je často spojen s průmyslovými a dalšími antropogenními aktivitami. Oživení obvykle nastává brzy po jejich vzniku a mohou se tak stát cenným stabilizačním prvkem silně narušeného prostředí (Konvičková 2008).

Bloechl et al. (2010) říká, že uměle vytvořené vodní plochy mohou dosahovat vysoké druhové diverzity již po pár letech jejich existence. Konvičková (2008) tvrdí, že doba kolem pěti let je dostačující pro to, aby se v tůních vytvořilo velmi pestré a bohaté společenstvo makrozoobentosu. Proto jsou nově vytvořené malé vodní nádrže ideální ke studii kolonizace vodních bezobratlých (Bloechl et al. 2010).

Umělé nádrže konstruované pro zadržování vody mohou nahradit přírodní mokřady a tůňky, zvláště v zemědělské a urbanizované krajině. V porovnání s přírodními jsou často nedávného vzniku. Přesto mohou podporovat nezanedbatelnou diverzitu vodních organismů a stejně jako ty přírodní, mohou rozšiřovat areál výskytu mnohých akvatických druhů. Často také podporují výskyt vzácných druhů, které by se jinak na daném místě nevyskytovaly (Deacon et al. 2018).

Ve studii Deacon et al. (2018) obývaly umělé i přírodní nádrže díky podobným podmínkám podobné skupiny organismů, obdobné početnosti i druhové diverzity, což dokazuje ochranný význam umělých nádrží. Důležité je však zdůraznit, že pro podporu diverzity je potřeba celého systému vodních nádrží s různými environmentálními podmínkami. Není to způsobenou jedinou určitou podmínkou, ale právě souborem abiotických a biotických podmínek. Ideálem by samozřejmě bylo tohoto dosáhnout pouze s přírodními nádržemi, nicméně umělé rezervoáry podporují lokální početnost většiny vodních druhů. Čtvrtina odchylených druhů obývala pouze přírodní nádrže, což zdůrazňuje jejich důležitost pro zachování celé lokální diverzity. Přesto, umělé rezervoáry jako součást funkčního systému drobných stojatých vod v rozsáhlých koridorech ochrany zlepšují diverzitu a početnost vodních organismů, což přispívá ke zlepšení odolnosti vůči změně klimatu a využívání půdy (Deacon et al. 2018).

Umělé nádrže tak fungují dobře v udržování velikostí lokálních populací, rozšiřují osídlenou plochu a zlepšují funkční konektivitu. Stejně důležitý je však krajinný kontext, jelikož mnoho druhů vyžaduje plochy vzdálené od vody k dokončení vývojových cyklů, vyhledávání potravy, spánku a hibernaci (Deacon et al. 2018).

Uměle vytvořené vodní plochy mohou být vhodným refugiem pro ohrožené druhy vodních brouků a ploštic. Především drobné stojaté vody jsou velmi důležité z hlediska ochrany přírody. Vodní plochy vytvořené člověkem mají potenciál nahrazovat zničené či ztracené přírodní vodní plochy. Neznáme však dlouhodobou variabilitu úspěšných vzorců na nově vytvořených vodních plochách nebo jak různé přírodní poměry ovlivňují ekologickou stabilitu (Bloechl et al. 2010). Dle Bloechl et al. (2010) je potřeba zohlednit další faktory jako predaci a složení substrátu.

Umělé vodní nádrže na výsypkách

Větší vodní nádrže budovány na výsypkách bývají především retenční funkce, většinou však mají nevhodné vlastnosti, které jejich biologický význam výrazně snižují. Jedná se například o pravidelné tvary a strmé břehy, které zabraňují litorálu v jeho rozvoji. Doležalová et al. (2012) doporučuje pro zlepšení nevysypávat břehy po celém obvodu hrubým šterkem a kameny, ale ponechat je z části přírodní a s mírným sklonem (do 1:10). Tím se podpoří rozvoj litorální vegetace, která je důležitá pro mnoho druhů organismů, vodní bezobratlé nevyjímaje. Okraje nádrže by měly být spíše členité tak, aby vznikaly mělčí zátoky či úplně samostatné tůně obtížně dostupné pro ryby. Vysazování a intenzivní chovy ryb představují jednu z podstatných příčin ubývání vodních bezobratlých. Dále je důležité v okolí nádrží ponechávat či zakládat tůňky a přirozeně zarůstající místa. Nejlepší je souvislý pás kolem celé nádrže (především u zemědělsky rekultivovaných pozemků).

Počáteční stadia sukcese na výsypkách či v lomech s výskytem řady ohrožených a vzácných druhů kompenzují úbytek těchto biotopů v okolní krajině. Pokud vodní plocha zarůstá

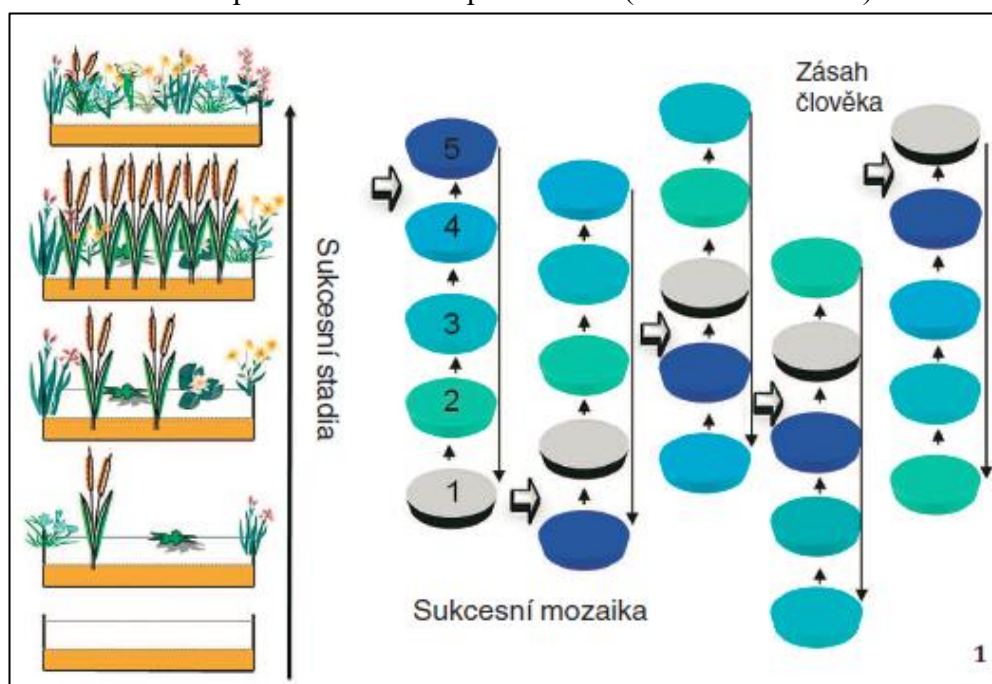
litorální vegetací, je vhodné kosení na začátku června před počátkem metání květenství. Pro zvýšení oslunění vodní hladiny a zpomalení zazemňování tůň opadem listů lze doporučit prosvětlení břehových porostů. Jestliže dojde k úplnému zazemnění tůň, je vhodné ji odbahnit. Mokřady a vodní plochy vznikající u pat výsypek jsou mimořádně významné pro kolonizaci nového území a měly by tak být zachovány, pokud to podmínky dovolí (Doležalová et al. 2012).

3.5.3 Vliv sukcesního stádia nádrže na osídlení

Společenstvo organismů se mění jak v prostoru, tak i svou strukturou a vývojem čase. Dnes se sukcese definuje jako: „nesezónní, směrový a spojitý proces kolonizace a zániku populací jednotlivých druhů v určitém místě“. Změny v druhovém složení probíhají postupně dle určitého sukcesního řádu a působením různých mechanismů (obrázek 7). Předpokládaná konečná fáze sukcese, ke které může vývoj směřovat, je nazývána klimax. Jedná se o stabilní stav společenstva, avšak stabilitou rozumíme pouze to, že v po měrně dlouhém časovém úseku dochází k méně významným změnám (Konvičková 2008).

Ke studiu sukcese organismů je důležité poznat jejich schopnost kolonizovat vzniklé biotopy a jejich šíření. Biotopy sladkovodních bezobratlých často představují samostatné jednotky obklopené nehostinným terestrickým prostředím. Jejich disperze je zajištěna pomocí různých aktivit i pasivních mechanismů, v případě hmyzu nejčastěji letem (Konvičková 2008).

Obrázek 7: Rotační model sukcese – simuluje dynamiku společenstva malých vodních těles v mokřadních biotopech v různém stupni sukcese (Konvičková 2008)



Ve studii Bloechl et al. (2010) byly zkoumané vodní nádrže obývány populacemi vodních brouků (Haliplidae, Hygrobiidae, Noteridae, Dytiscidae, Hydrochidae, Hydrophilidae) a vodních ploštic (Corixidae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae). Nejméně druhů bylo nalezeno v nejmladších vodních nádržích na počátku sukcese. Starší vodní nádrže vyšších sukcesních stadií byly obecně obývány více jedinci. Závislost mezi počtem druhů a stádiem sukcese/věku vodní nádrže však nebyla prokázána (Bloechl et al. 2010).

Prvními organismy obsazujícími nové vodní nádrže byly ploštice z čeledi Corixidae. Jedinci z této čeledi byly v nových vodních nádržích pozorovány už pár týdnů po vytvoření. Klešťanky *Sigara lateralis*, *S. iactans* a *S. falleni* mohou být považovány za pravé pionýrské druhy, jelikož mizí s postupnou sukcesí vegetace, pravděpodobně protože jsou nahrazovány lepšími konkurenty. Někteří autoři však uvádějí *S. falleni* jako druh všudypřítomný. Mnoho dalších druhů vodních ploštic nalezených v nejmladších nádržích jsou také označovány za všudypřítomné, například *Notonecta glauca* a *Corixa punctata*. Tyto organismy byly nalezeny i ve starších nádržích, nebyly vázány na určité sukcesní stádium. Tři druhy ploštic z rodu *Hesperocorixa* (*H. castanea*, *H. linnaei* a *H. sahlbergi*) se objevovaly především v nádržích s bohatou vegetací (Bloechl et al. 2010). *Hydrometra stagnorum* a *Gerris lacustris* preferují více volné vodní hladiny s plovoucí vegetací a bez vegetace emergentní. *Gerris lacustris* je velmi adaptabilním druhem a lze ji nalézt v různých lentických ekosystémech, od malých louží až po velká jezera, dokonce i ta silně znečištěná, ale preferuje otevřenou hladinu ve velkém heterogenním prostředí. Druhy rodu *Mesovelina* spp. obývají většinou stojaté nebo mírně tekoucí vody s velkým množstvím volné hladiny a jejich přítomnost se zdá být podmíněna přítomností subemergentní a plovoucí vegetace. *Gerris thoracicus* preferuje periodické menší nádrže s volnou hladinou bez subemergentní vegetace. Další druhy (*Hebrus p. pusillus*, *Gerris odontogaster*, *G. Argentatus* a *Microvelia reticulata*) jsou spojeny s bohatou vegetací. *Microvelia reticulata* preferuje absenci emergentní vegetace a větší množství vegetace subemergentní nebo plovoucí, to bylo pozorováno i u *Gerris argentatus*, *G. odontogaster* a *G. asper*. *G. argentatus* a *Microvelia* spp. se často vyskytují společně, jsou pravděpodobně spojeny s plovoucí či subemergentní vegetací (Olosutean & Ilie 2014).

Ve studii Konvičkové (2008) společenstvo ploštic bylo velmi podobné na všech lokalitách a nevykazovalo žádný sukcesní trend. V nejmladších tůňích zcela chyběly typické pionýrské druhy vodních ploštic – klešťanka vlnkovaná (*Sigara nigrolineata*) a znakoplavka *Notonecta maculata*, stejně jako další druhy, které jsou v pionýrských lokalitách běžné – klešťanka zdobená (*S. lateralis*) a bruslařka *Gerris thoracicus*. Naopak zde byly druhy, které dávají přednost zarostlým lokalitám – klešťanka *Hesperocorixa linnae*, bodule obecná (*Ilyocoris cimicoides*) a člunovka *Plea minutissima*. Konvičková (2008) říká, že společenstvo ploštic na dané lokalitě pravděpodobně nebylo přímo závislé na stáří jednotlivých míst a patrně vzniklo osídlením hlavně z nejbližších tůň a přeskočilo počáteční fázi obvyklé druhové sukcese tak, jak k ní dochází na lokalitách dostatečně oddělených, resp. vzdálených.

Zásadním faktorem rozšíření vodních ploštic je procento volné vodní hladiny – kombinace věku, plochy a intenzity využívání. Některé druhy preferují vodní plochy s vysokým procentem volné vodní hladiny a s postupující sukcesí migrují nebo jsou nahrazeny jinými druhy, zatímco ostatní druhy osídlují především vodní plochy s bohatou vegetací. Především mnohé druhy čeledi Corixidae preferují určité množství vegetace (Bloechl et al. 2010).

V mladších vodních nádržích se objevují především vodní plošnice, zatímco početnost a diverzita vodních brouků se zvyšuje s postupující sukcesí. Na rozdíl od klešťanek a znakoplavek, závisí výskyt masožravých vodních brouků na ustálené populaci jejich kořisti. Navíc, mnoho druhů vodních brouků potřebuje vodní rostliny ke kladení vajíček či k úkrytu. Pouze některé euryekní druhy vodních brouků s nízkými požadavky na prostředí se nacházely v brzkých sukcesních stádiích. Druhy čeledi Hydrophilidae jsou převážně býložraví, a proto ve většině případů obývají nádrže s bohatou vegetací. Nicméně, úzký pás břehové vegetace se zdá být dostačující pro druhy *Helophorus minutus*, *Anacaena lutescens* a *Helochares obscurus*/*H. punctatus*, ty se vyskytovaly i v časných sukcesních stádiích. Velmi početné druhy *Noterus crassicornis* a *Helophorus minutus* byly chyceny v nádržích středních sukcesních stádií s rozšířenou populací zblochanu vzplývavého. Pro mnoho druhů vodních brouků je rozšíření vodní vegetace málo důležitým faktorem prostředí (Bloechl et al. 2010).

Konvičková (2008) také zaznamenala ve starších tůních větší počet vodních brouků, ale podotýká, že v mladších tůních bylo více druhů s nižší početností. Říká, že nově vytvořené tůně mohou rychle získat stejný počet druhů jako starší lokality ve stejném regionu. Naopak považuje vodní brouky za rychlé kolonizátory nově vytvořených tůní. Potápníkovití dle jejího názoru nemají přesné požadavky na stáří lokalit, rody *Dytiscus*, *Hydroporus*, *Hygrotus* a *Ilybius* však prý preferují starší lokality a jejich větší početnost se tam skutečně objevila. Plavčíkovití dávají přednost lokalitám s průměrným stářím kolem 15 let. Druhy *Haliphus fulvus* a *H. ruficollis* se na 15leté lokalitě vyskytly také. Vodomilovití byli zjištěni pouze po jednotlivých kusech, a to jen v pětileté tůni (Konvičková 2008).

Dle Deacon et al. (2018) jsou otevřené habitaty vhodné pro kolonizaci vodními brouky a plošnicemi. Diverzita druhů vodních brouků v umělých nádržích byla však v pozitivní korelaci s vyšším pokrytím různými druhy rostlin. Nestejně vysoká vegetace umožňuje čeledím Dytiscidae a Gyrinidae opustit vodu během macerování kořisti, k dokončení životních cyklů a poskytuje jim úkryt proti predátorům. Rákosiny jsou většinou vysoké a zastiňují velkou plochu, velmi málo brouků si vybírá tato stanoviště. Umělé nádrže zarostlé převážně travinami, výrazně měnily druhové složení vodních brouků, důvodem může být přítomnost některých dravých čeledí vodních ploštic (Hebridae, Hydrometridae a Veliidae), které mají silnou preferenci k zarostlým břehům, jelikož se pohybují po povrchu a vyžadují emergentní vegetaci jako refugium (Deacon et al. 2018).

Dle Konvičkové (2008) kolonizace nově vzniklých vodních těles závisí především na jejich dostupnosti z okolních biotopů, schopnosti alespoň jedné samičky na nově vytvořené lokalitě naklást vajíčka a na úspěšném vývoji přes larvální stadium k dospělci.

3.6 Metody sběru, konzervace a preparace vodních brouků a ploštic

3.6.1 Sběr a konzervace

Metody sběru vodního hmyzu lze dělit na kvalitativní a kvantitativní. Kvalitativní metody mají za úkol zachytit vybrané druhy či celé druhové spektrum vyskytující se na zkoumané lokalitě. Kvantitativními metodami se pak zjišťuje početnost (abundance) jednotlivých druhů (Boukal et al. 2007). Pro dlouhodobé studie biodiverzity je doporučováno kombinovat různé metody sběru pro dosažení co nepřesnějších výsledků (Turić et al. 2017).

Základní vybavení ke sběru vodních brouků a ploštic je především cedník, vodní síťka a čajové sítko (Boukal et al. 2007). Ruční sběr pomocí těchto nástrojů poskytuje dobré informace o duhové pestrosti a složení populací, navíc je rychlý a levný (Turić et al. 2017). Pro základní sběr je autory doporučován cedník z pevného materiálu s oky kolem 0,5 mm. Nejmenší druhy žijící v kalužích či při břehu se pak snáze loví malým čajovým sítkem s jemnými oky. V rychleji tekoucích vodách se většinou používá vodní síťka, jelikož cedník je v tomto případě neefektivní kvůli vymývání. Části rostlin nahromaděné v síťce či cedníku je vhodné prozkoumat vyklopením na světlou misku nebo plachtu (Boukal et al. 2007). Pro sběr organismů se používá měkká a pružná pinzeta, která je nerozdrťí. Některé speciální pinzety mají na koncích drobné dutiny připomínající dvě proti sobě ležící kulaté lžičky (Pokorný 2002).

Ke sběru jsou také potřeba uzavíratelné plastové lahvičky či skleničky s širokým hrdlem o obsahu kolem 50-200 ml. V těchto nádobách probíhá i samotné usmrcování organismů. Jsou naplněny buď octanem ethylnatým, což je způsob klasičtější nebo zředěným lihem, jak tomu je u většiny hydrobiologických vzorků. Použít lze i denaturovaný líh, ale vzorky v něm příliš tvrdnou a špatně se preparují (Javorek 1968).

Larvy vodního hmyzu a další členovce fixujeme 70% etanolem. Měkké živočichy je lepší nejprve fixovat ve 4% roztoku formaldehydu a teprve poté převést do etanolu, jinak se příliš smršťují (Mourek & Lišková 2010).

Kvalitativní metody – individuální sběr

Ve stojatých vodách se při sběru prosmýkávají trsy příbřežní vegetace, kořeny rostlin ve vodě a také dno. Nejvíce organismů se nachází v blízkosti břehů. V tekoucích vodách používáme metodu rozhrabávání dna, jelikož řada druhů žije pod kameny, ve šterku, písku či v trsech mechu. I v případě tekoucích vod je důležité nevynechat příbřežní vegetaci. Prohlíží se i ponořené kusy dřeva – můžeme ho z vody vyzvednout a nechat oschnout, tím organismy vyprovokujeme k pohybu (Boukal et al. 2007).

Kvantitativní metody

Mezi kvantitativní metody sběru vodního hmyzu řadíme např. krabicovou past, vrše (s návnadou/bez návnady), metodu rozhrabávání dna, srovnatelné úsilí, světelný lapač a odchyt na polarizované světlo (Boukal et al. 2007).

3.6.2 Preparace

Usmrcené větší brouky a ploštice je nejlepší preparovat ihned, dokud nejsou vysušené a křehcí. U jedinců větších než ca 1 cm používáme napíchnutí na entomologický špendlík, který zapichujeme do pravé krovky ve vzdálenosti asi 1/3 od štítu, nikdy přímo do štítu či mezi krovky. Všechny jedince napichujeme ve stejné výšce, nejlépe 2,5 cm (2/3 výšky špendlíku). K tomu nám pomůže preparační stupínek – „výškáček“ z tvrdého dřeva (Mourek & Lišková 2010). Pod napíchnutými jedinci musí zůstat dostatek prostoru pro determinační a lokalitní štítek. K preparaci se používají měkká média – destičky z lisované rašeliny, kork nebo polystyren. Po napíchnutí se upravují končetiny tak, že první pár nohou směřuje dopředu a další dva dozadu. Nohy se dále srovnají pod tělo, kvůli riziku ulomení. Stále by však měly být dobře viditelné, protože se na nich nachází řada určovacích znaků. Pokud jsou tykadla delší, srovnají se podél boků těla (Javorek 1968; Pokorný 2002).

Odlíšně probíhá preparace menších druhů (asi do 1 cm délky). Nalepují se na trojúhelníkové štítky z tvrdého papíru do přirozené polohy tak, aby opět nehrozilo ulomení končetin, avšak tyto byly co nejvíce viditelné (Pokorný 2002). Velikost štítku se odvíjí od velikosti jedince, neměl by být o mnoho větší než jedinec samotný. Při rychlém zpracování materiálu bez estetické preparace jsou někdy používány štítky trojúhelníkové a exemplář je lepen na špičku trojúhelníku, aby byl dobře pozorovatelný ze všech stran. Lepidlo se nanáší buď na štítek nebo na břišní stranu, kde je zadohrud' či zadeček (Javorek 1968). Táborský (1994) doporučuje použití lepidla značky Herkules. Štítek s nalepeným jedincem se pak napíchně na entomologický špendlík a vpíchně do sběrné krabice. Velmi zásadní je, aby byl každý jedinec ve sbírce opatřen svým štítkem s latinským názvem, datem a místem nálezu a jménem sběratele (Javorek 1968). Preparace je vyobrazena na obrázku 8.

Larvy s výjimkou nymf ploštic dle Winklera (1974) většinou nepreparujeme nasucho, ale ponecháváme v konzervačním médiu (viz výše).

3.6.2.1 Determinace

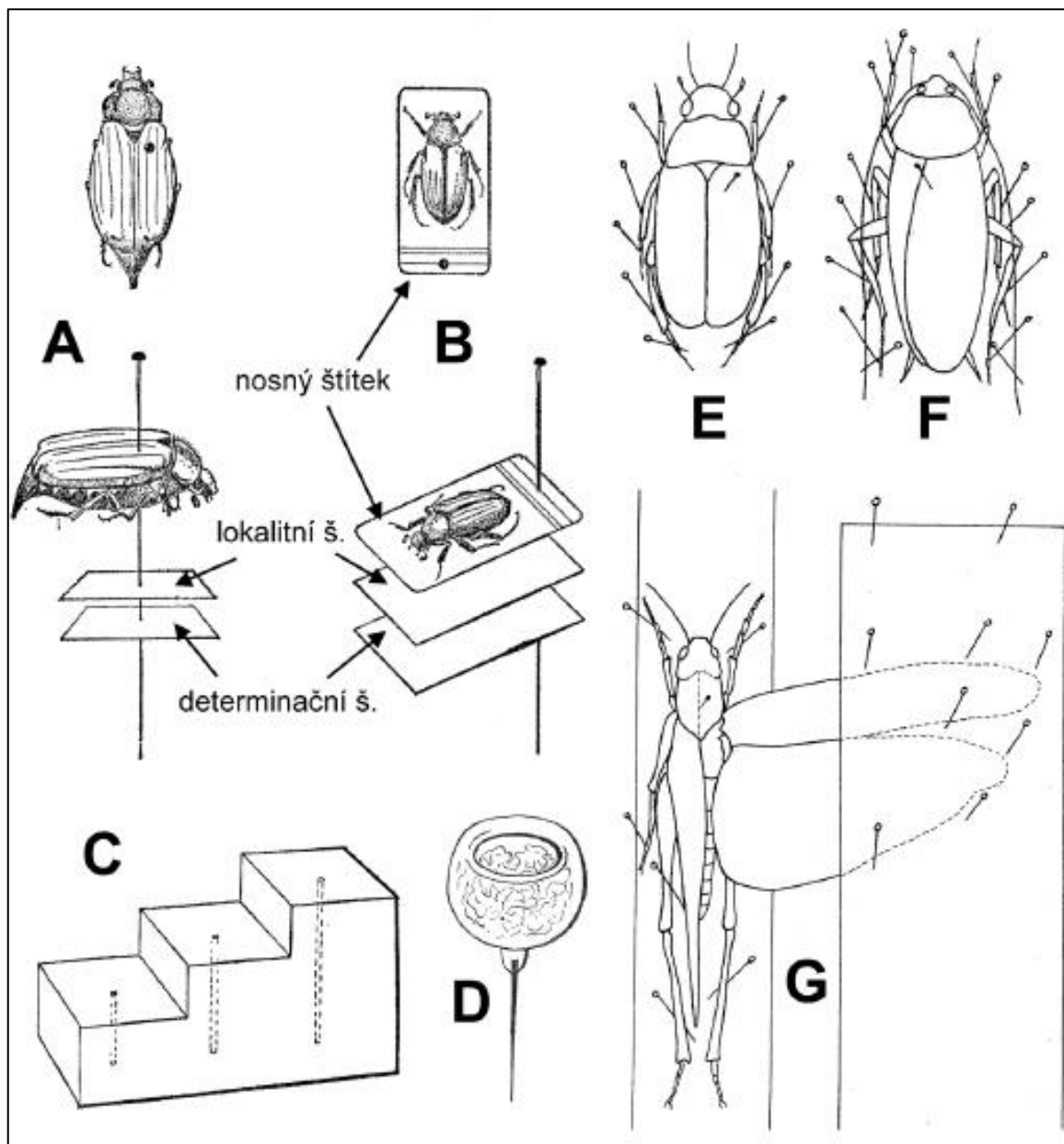
Nejobtížnějším úkonem při práci s materiálem je jeho determinace. K té je potřeba se důkladně obeznámit s jednotlivými částmi těla a jejich umístěním (Javorek 1968). Zásadní je použití určovacích klíčů, kde postupujeme v determinaci od čeledi k rodu až po druh. Nezáleží pouze na velikosti a barvě jedince, ale především na tvaru drápků na nohou, zbarvení článků tykadel nebo na počtu štětín na končetinách (Pokorný 2002). Pro určování vodních brouků existují například tyto publikace: Franciscolo (1979); Friday (1988); Hájek (2007); Boukal et al. (2007); Hájek (2009). U vodních ploštic jsou to pak například: Javorek (1978) a Pokorný (2002). K určování larev byl použit Klíč vodních larev hmyzu od Rozkošného (1980).

3.6.2.2 Úprava sbírky

Řádně vypreparovaný a vyschlý materiál se ukládá do sbírkové krabice. Rozdělujeme jej dle čeledí, popřípadě rodů, nejlépe pokud máme k dispozici od každého druhu několik exemplářů z různých lokalit sběru (Pokorný 2002). Vhodná je jednotná úprava všech sbírek – krabice s dobře přiléhajícími víky optimálně o rozměrech 295 x 232 x 54 mm. Dno krabice je vyloženo polystyrenem, korkem, lisovanou rašelinou nebo plastizolem a vnitřek je vylepen bílým

papírem. Štítky se jmény se umístí do svislých řad a vypreparovaní jedinci se poté umísťují po pravé straně těchto štítků (Javorek 1968).

Obrázek 8: Preparace hmyzu suchou cestou. A – brouk na entomologickém špendlíku; B – brouk nalepený na nosný štítek; C – preparační stupínek („výškáček“); D – kalíšek s insekticidem pro upevnění do muzejky. E, F – úprava větších brouků pomocí lešení ze špendlíků; G – preparace saranče na napínadle (Mourek & Lišková 2010).



4 Materiál a metody

4.1 Charakteristika sledovaných lokalit

Materiál byl sbírán z vodních ploch předpolí Dolů Bílina (DB) a Nástup-Tušimice (DNT), Radovesické výsypky a výsypky Pokrok, vybrané tůně jsou uvedeny pod kódováním, které je dlouhodobě užíváno různými autory pro lokalizaci nálezů (Vrabec et al. 2009 a 2010). Protože do tohoto srovnání nebyla zařazena všechna na dolech odlišovaná stanoviště, nejsou číselné řady kódování souvislé. Byly vybrány nádrže dle období sledování, nejprve pro rok 2010-2018, kde jsou využita data z nádrží, které byly kontinuálně sledovány po co nejdelší dobu. Dále to bylo období pro recentní sběry z let 2017-2018, kam byly zahrnuty v téměř všechny nádrže, pro která jsou dostupná data z tohoto období. Odlišeny byly tedy dvě skupiny vodních stanovišť takto: 1. velké (n=10) a 2. malé (n=12) pro období 2010-2018 a 1. velké (n=12) a 2. malé (n=20) pro období 2017-2018. Nádrže, u kterých byla dostupná potřebná data, jsou společné pro obě období sledování. Za malé nádrže byla považována všechna náhradní stanoviště pro obojživelníky, která byla na lokalitách v průběhu let vyhloubena a mají velikost asi do 80 m² (největší stanoviště). Nebylo však možné změřit všechna stanoviště, jelikož nejnovější dostupné letecké snímky pocházejí z roku 2016 (na serveru www.mapy.cz). Nejmenší vodní plocha řazena do skupiny velkých nádrží pak měla rozlohu 500 m².

4.1.1 Velké nádrže

4.1.1.1 Předpolí DB

R1

- zeměpisné souřadnice 50°34'16.0"N 13°41'25.0"E
- nadmořská výška 234 m n. m.
- Libkovice I., stojatá vodní plocha s rozsáhlými porosty orobince, bez okolních dřevin, v minulosti docházelo ke značným poklesům hladiny, východně od Mariánských Radčic
- plocha 2,86 ha

Obrázek 9: Vodní nádrž R1 (V. Vrabec)



R5

- zeměpisné souřadnice 50°34'24.1"N 13°41'10.2"E
- nadmořská výška zhruba 255 m n. m.
- Jerman voda 2, oddělená část plochy R4 neidentifikovatelného původu, část břehu obklopena orobincem a křovinami, východně od Mariánských Radčic
- plocha 0,6 ha

Obrázek 10: Vodní nádrž R5 (V. Vrabec)



R8

- zeměpisné souřadnice 50°33'18.6"N 13°40'58.6"E
- nadmořská výška 270 m n. m.
- větší vodní nádrž bohatě zarostlá rákosím, z východní části obklopená lesem, poblíž silnice Braňany – Mariánské Radčice
- plocha 1,8 ha

R9

- zeměpisné souřadnice 50°33'30.6"N 13°41'08.6"E
- nadmořská výška 270 m n. m.
- vzdálenější nádrž od odbočky silnice Braňany – Mariánské Radčice, přirozeně vzniklá mělká a velmi hustě zarostlá, obklopená z části lesem
- plocha 0,75 ha

Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma

- zeměpisné souřadnice 50°35'43.6"N 13°44'15.2"E
- nadmořská výška 202 m n. m.
- větší vodní nádrž asi 3 km od města Duchcov, ze všech stran obklopena rákosinami, lesy v blízkosti
- plocha 3 ha

Obrázek 11: Jezero Emma, říjen 2018 (autorka práce).



Jezero Za Pilou

- zeměpisné souřadnice 50°33'56.8"N 13°39'56.1"E
- nadmořská výška 265 m n. m.
- Jezero vzniklo po povrchové těžbě dolu Kohinoor I., hloubka 1 - 4,5 metru, velká vodní plocha, rozdělena silnicí, břehy zarostlé rákosinami, jižně od Mariánských Radčic
- plocha 22 ha

Obrázek 12: Jezero Za Pilou (www.rybareni.cz).



Mapu jednotlivých lokalit lze vidět v příloze IX.

4.1.1.2 Radovesická výsypka

Syčivka

- zeměpisné souřadnice 50°32'23.75"N, 13°48'36.02"E
- nadmořská výška téměř 330 m n. m.
- rozlehlá hluboká nádrž, uměle vyhloubena, zarybněná, z části obrostlá vegetací včetně dřevin
- plocha 2,3 ha

Obrázek 13: Nádrž Syčivka, říjen 2018 (autorka práce).



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
- plocha 0,53 ha

Jiřina

- Zeměpisné souřadnice 50°33'08.1"N 13°48'53.7"E
- nadmořská výška 340 m n. m.
- břehy obrostlé křovinami, obklopena stromy, jihozápadně od vesnice Štrbice
- plocha 0,8 ha

Jirásek

- zeměpisné souřadnice 50°33'29.1"N 13°47'59.2"E
- nadmořská výška 240 m n. m.
- břehy obrostlé křovinami, obklopena stromy, severovýchodně od středu města Bílina
- plocha 1,7 ha

Radovesice XVII B sukcese

- zeměpisné souřadnice 50°32'07"N, 13°50'05"E
- nadmořská výška téměř 400 m n. m.
- největší z nádrží ze soustavy, velká hluboká nádrž vzniklá přirozenou sukcesí, hustá vegetace rákosin, orobince i dřevin, východně od Bíliny
- plocha 2,3 ha

Obrázek 14: Nádrže na sukcesní ploše Radovesice B (www.sdas.cz)



Radovesice jižně od Vršíčku a Jiřiny XI/1

- zeměpisné souřadnice 50°32'46.2"N 13°49'25.6"E
- nadmořská výška 375 m n. m.
- menší podlouhlá nádrž, bez okolních dřevin
- plocha 0,2 ha

Radovesice 2. sukcese XVII A/2

- zeměpisné souřadnice 50°32'48.3"N 13°49'46.7"E
- nadmořská výška 398 m n. m.
- menší nádrž, obklopena dřevinami
- plocha 0,05 ha

Radovesice u 2. sukcese XVII A/3

- zeměpisné souřadnice 50°32'55.7"N 13°49'41.4"E
- nadmořská výška 393 m n. m.
- bez okolních dřevin
- plocha 0,13 ha

Radovesice 2. sukcese XVII A/10

- zeměpisné souřadnice 50°32'43.2"N 13°49'44.5"E
- nadmořská výška 394 m n. m.
- bez okolních dřevin
- plocha 0,34 ha

Mapu jednotlivých lokalit lze vidět v příloze X.

4.1.1.3 Předpolí a rekultivace DNT

N8

- zeměpisné souřadnice 50°24'44.8"N 13°16'09.2"E
- nadmořská výška 364 m n. m.
- Pruněrov VIII, velmi pěkná vodní plocha vzniklá nejspíše již před technickými úpravami s charakterem retenční nádrže v terénní depresi výsypky, po celém okraji s velmi hustým porostem rákosu, prorůstají oba druhy orobince
- plocha 2,65 ha

N9

- zeměpisné souřadnice 50°23'50.9"N 13°19'03.8"E
- nadmořská výška 344 m n. m.
- Merkur VIII, velká vodní plocha založená či částečně přirozeně vzniklá v rekultivovaném prostoru se širokým litorálním pásmem zarůstajícím rákosinami, významné oživení rekultivované krajiny, nádrž je mělká, bude docházet k zazemňování
- plocha 1,7 ha

N10

- zeměpisné souřadnice 50°23'42.1"N 13°18'54.6"E
- nadmořská výška 349 m n.m.

- Merkur VIII, menší sukcesní vodní plocha, spíše spontánně vzniklý mokřad po pravé straně komunikace od velké nádrže Merkur VIII směrem k Merkur V – Tumerity, bohatý porost vodních makrofyt, umožňuje velmi bohaté oživení limnofauny, ekologický prvek navyšující biodiverzitu krajiny
- plocha 0,13 ha

Mapu jednotlivých lokalit lze vidět v příloze XI.

4.1.2 Malé nádrže

4.1.2.1 Předpolí a rekultivace DB

NS1 – NS5

- zeměpisné souřadnice 50°35'7.194"N, 13°40'35.206"E
- nadmořská výška
- Mariánské Radčice – Lom, přirozeně zamokřené louky severovýchodně od silnice vedoucí do zaniklých Libkovic, místo se nachází v povodí Lomského potoka, který byl odkloněn a mělo by zůstat v území ochranných opatření obcí Lom a Mariánské Radčice
- tůňky vybudovány v roce 2013, protože zamokřená plocha je dosti rozlehlá a tato část území není příliš vhodná pro běžnou údržbu kosení, v sezóně 2018 NS 4 a NS 5 během léta vyschly
- plocha každé z tůňek do 0,002 ha (20 m²)

Obrázek 15: Stav nejstarší bagrované tůňky (NS 1) 30. 5. 2018 (V. Vrabec).



NS9, NS10 a NS11

- zeměpisné souřadnice: nádrž 9 nejbliže od plotu 50°36'02.4"N 13°42'47.8"E, 10 prostřední nádrž od plotu 50°36'00.2"N 13°42'47.6"E, 11. nádrž nejdále od plotu 50°35'59.3"N 13°42'48.5"E
- nadmořská výška 251 m n. m.
- Lom – výsypka Pokrok, jde o zamokřené místo pod oplocenkou s provedenou lesní výsadbou, zde byly vyhloubeny tři tůňky spádově nad sebou, nádrže jsou propojeny stružkou a udržely nízkou hladinu i přes letní sucho 2018
- NS 9 plocha 0,003 ha (30 m²), NS 10 plocha 0,0028 ha (28 m²), NS 11 plocha 0,0019 ha (19 m²)

Obrázek 16: Časně jarní (24. 3.) stav tůňky NS 9 v roce 2018 (V. Vrabec).



NS12 a NS13

- zeměpisné souřadnice NS 12: 50°36'28.381"N, 13°42'47.307"E, NS 13: 50°36'30.660"N, 13°42'45.840"E
- nadmořská výška 260 m n. m.
- severní část výsypky Pokrok, zamokřená svodnice, zde vyhloubeny 2 nové nádrže
- NS 12 plocha 0,0079 ha (79 m²), NS 13 plocha 0,0044 (44 m²)

Obrázek 17: Časně jarní pohled na tůňky NS 12 a NS 13 na Pokroku (druhá tůňka je v pozadí u druhého vztyčeného doupného kmene) (V. Vrabec).



NS14 Pokrok

- zeměpisné souřadnice 50°35'59.7"N 13°42'35.2"E
- nadmořská výška 260 m n. m.
- centrální část výsypky Pokrok, zamokřené místo, ale vybagrovaná tůň občas vysychá, naplňuje se v jarním období nebo po vydatnějších deštích, v sezóně 2018 opět vyschla
- plocha 0,0012 ha (12 m²)

NS16 Pokrok

- zeměpisné souřadnice 50°35'41.4"N 13°41'45.8"E
- západní část výsypky Pokrok nedaleko oplocenky, při jarní kontrole 2017 zaplněny vodou bez problému
- plocha 0,0041 ha (41 m²)

Obrázek 18: Jarní aspekt tůňky NS 16 (V. Vrabec).



Mapu jednotlivých lokalit lze vidět v příloze XII.

4.1.2.2 Předpolí a rekultivace DNT

NS1

- zeměpisné souřadnice 50°23'34.621"N, 13°19'6.798"E
- nadmořská výška 340 m n. m.
- nad elektrárnou Tušimice, na kraji pole a lesa, navazuje na přirozeně vzniklý mokřad na druhé straně polní komunikace
- tůňka vyhloubená v roce 2013 navržena jako refugium v místě rozlehlějších louží, udržela vodní hladinu prakticky celou sezónu, vyschla až v říjnu (7. 10. 2018 zde zjištěna pouze vrstva silně vlhkého bláta)
- plocha 0,0004 ha (4 m²)

Obrázek 19: Náhradní stanoviště NS 1, stav 6. 5. 2018 (V. Vrabec).



NS2, NS3 a NS4

- zeměpisné souřadnice 50°23'39.542"N, 13°18'3.208"E
- nadmořská výška 365 m n. m.
- SV od Kadaně, nedaleko umělé nádrže, plocha obtížně zalesnitelná, podmáčená s odumírajícími modřínou, na jednom okraji hraničí se zemědělskou kulturou, na straně druhé by měl být lesní porost, který v důsledku podmáčení neroste a nemá pokryvnost, na téže straně se nachází větší zbudovaná nádrž

- tůňky vyhloubeny 2013, všechny 3 udržely vodu i v extrémně suchém roce 2015, v roce 2018 dvě z tůňek odolávaly relativně dlouho, pouze poslední z nich vyschla

Obrázek 20: Náhradní stanoviště NS 2 stav 6. 5. 2018 (V. Vrabec).



NS5

- zeměpisné souřadnice 50°24'19.667"N, 13°17'6.347"E
- nadmořská výška 334 m n. m.
- severně od Ekometalu (kovošrot), louka, silně podmáčená vedle již existující vodní nádrže, výhodou je zřejmě nepropustný podklad louky, která byla založena na navážce
- vyhloubeno 2013, zde se vodní hladina udržela po celý rok 2018
- plocha 0,0027 ha (27 m²)

Obrázek 21: Náhradní stanoviště NS 5 stav 6. 5. 2018.



NS7

- zeměpisné souřadnice 50°23'32.802"N, 13°24'8.380"E
- nadmořská výška 304 m n. m.
- Březno rekultivace, jedná se o tůňku v podmáčeném okraji velké vodní plochy za vysazeným lesním pásem vzdálenější od silnice, okolí je silně zamokřené, význam tůňky spočívá v tom, že do ní pravděpodobně neproniknou ryby, které se dříve či později objeví ve velké nádrži
- vyhloubeno 2014, zavodněná po celý rok 2018

Obrázek 22: Náhradní stanoviště NS 7 stav 31. 5. 2018 (V. Vrabec).



NS8

- zeměpisné souřadnice 50°25'25.689"N, 13°25'27.854"E
- nadmořská výška 333 m n. m.
- Droužkovice starý hruškový sad
- původně příkop, řádná tůňka upravena v roce 2015, během léta 2018 zcela vyschla

NS9

- zeměpisné souřadnice 50°26'4.700"N, 13°23'40.911"E
- nadmořská výška 331 m n. m.
- Spořice ochranné pásmo
- tůňka navržena k vyhloubení na jaře 2014, která ovšem nevznikla dle původního plánu, nicméně voda je zde přítomna v odvodňovacím příkopu, který její roli převzal, voda se zde udržela po celou sezónu 2018

NS10

- zeměpisné souřadnice 50°26'1.530"N, 13°23'41.120"E
- nadmořská výška 332 m n. m.
- Spořice ochranné pásmo
- tůňka navržena v roce 2014 se nachází v místě již dříve existujícího mokřadu, jehož část byla na hlubší tůň upravena, již funkční tůňka dále odhrabána v roce 2015, v současnosti se jižním směrem od tohoto náhradního stanoviště nachází hlubší příkop, který zabraňuje zamokření přibližovací komunikace po obvodu důlního prostoru – dlouhodobě se zde udržuje vodní hladina, která je rovněž oživena, tůň ohrožena navázkou v souvislosti s komunikací, která vznikla v roce 2018 po okraji důlního prostoru, koncem léta byla hladina vody v tůni velmi nízká (spíše vlhké bahno)

Obrázek 23: Náhradní stanoviště NS 10 stav 6. 5. 2018 (V. Vrabec).



NS12

- zeměpisné souřadnice 50°24'20.008"N, 13°20'30.919"E
- nadmořská výška 298 m n. m.
- Merkur XX, podlouhlá tůň severovýchodně od homogenizační skládky, k jejímuž vybudování bylo využito místo s přetrvávajícími loužemi
- vznikla v červenci 2015, v srpnu 2018 byla úplně vyschlá
- plocha 0,0016 ha (16 m²)

NS14

- zeměpisné souřadnice 50°25'44.472"N, 13°18'1.986"E
- nadmořská výška 317 m n. m.
- Pruněrov IX B, tůňka sestávající ze dvou prohloubenin a s pokračující stružkou, využívající přirozeného hromadění vody pod severním svahem JZ od Málkova, vpravo od komunikace vedoucí hlouběji do dolu
- zřízena v červenci 2015, stanoviště udrželo vodní hladinu po celý rok 2018
- plocha 0,001 (10 m²)

Obrázek 24: Náhradní stanoviště NS 14 stav 6. 5. 2018 (V. Vrabec).



NS16

- zeměpisné souřadnice 50°24'5.238"N, 13°17'29.851"E
- nadmořská výška 338 m n. m.
- Merkur XI, tůň pod Letištěm, vedle instalovaný pařez v místě přirozeného zamokření

- vybudována na podzim 2015, voda se zde udržela po celou sezónu 2018
- plocha 0,0009 ha (9 m²)

Obrázek 25: Náhradní stanoviště NS 16 stav 31. 5. 208 detail (V. Vrabec).



NS17

- zeměpisné souřadnice 50°24'30.839"N, 13°16'36.396"E
- Pruněřov VI, větší tůňka přezdívaná „žabí lázně“
- vyhloubená na podzim 2015 v místě zamokřené modřínové výsadby lesnické rekultivace východně od elektrárny Pruněřov, vodní hladina vydržela po celou sezónu 2018
- plocha 0,0022 (22 m²)

Obrázek 26: Náhradní stanoviště NS 17 stav 31. 5. 2018 (V. Vrabec).



NS26

- zeměpisné souřadnice 50°24'19.324"N, 13°20'2.413"E
- nadmořská výška 287 m n.m.
- Merkur XXIX – 1. část.
- v roce 2017 hloubená tůň v přirozeném mokřadu, vodní plocha se zde udržela po celou sezónu 2018

Obrázek 27: Náhradní stanoviště NS 26 stav 8. 8. 2018 (V. Vrabec).



Mapu jednotlivých lokalit lze vidět v příloze XIII.

4.2 Metodika

4.2.1 Způsob sběru dat

Zpracovávané vzorky vodních brouků a ploštic byly získány jak autorkou práce během roků 2017 a 2018, tak především pracovníky Katedry zoologie a rybářství. Dále byla použita i data již získaná dříve, poskytnuta vedoucím práce k porovnání. Ke sběru materiálu z výše zmíněných lokalit bylo využito standardní hydrobiologické metody za pomoci cedníku. Cílem bylo odebrat co nejvyšší druhovou rozmanitost. Z cedníku byl materiál přesunut měkkou entomologickou pinzetou do připravených malých nádobek (plastových či skleněných) se 75% lihem, které byly ihned označeny datem a místem sběru.

Materiál byl dále tříděn a před preparací vždy položen na savý papír, aby byl osušen od lihu. Po usušení byl hmyz preparován na polystyrenových deskách, přičemž menší jedinci do 1 cm byli lepeni na papírové štítky a větší byli napíchnuti skrz pravou krovku do výšky 2/3 entomologického špendlíku. Při lepení je důležité nezakrýt určovací znaky jedince, což znesnadňuje následnou determinaci. K lepení bylo použito lepidlo značky Herkules, které je vodou ředitelné pro možnost případné pozdější nápravy. Jednotná výška preparátů byla nastavena za pomoci tzv. výskáčku, tak aby pod ním zbyl dostatečný prostor. Každý jedinec byl totiž opatřen štítkem s informacemi o místu a datu sběru a po determinaci i štítkem s latinským názvem taxonu či druhu. Determinaci prováděl vedoucí práce (Mgr. V. Vrabec, PhD.) a případně další odborníci, které požádal o revizi (J. Kurfürst, R. Sejkora, P. Kment, P. Suchá a M. Boukal). Všechny preparáty byly umístěny do sbírkových krabic, larvy byly ponechány v epruvetách v lihu.

4.2.2 Způsob zpracování dat

Zjištěné taxony s konkrétním místem nálezu byly zapsány do souhrnné tabulky v programu Microsoft Excel. Číslem 1 byla vždy zaznamenána přítomnost daného taxonu, nikoli počet nalezených jedinců. Vybrané lokality byly rozřazeny do kategorií dle velikosti (viz výše), byly vytvořeny jednotlivé tabulky pro malé a velké nádrže, zvláště pro vodní plošnice a zvláště pro brouky. K výpočtům však sloužily i tabulky souhrnné. Ve stejném programu pak byly vytvořeny i jednotlivé grafy.

K porovnání byly užity vždy všechny taxony bez rozdílu úrovně determinace (na úroveň čeledi, rodu, druhu), tak jak byly v tabulce uvedeny, je tedy vycházeno z předpokladu, že každý taxon je odlišný, byť ne vždy tomu tak mohlo být. Například taxony nedeterminované na úroveň druhu byly malé larvy rodu, u kterých lze předpokládat, že mohly příslušet některému z determinovaných druhů, nebo také druhu podle imag zatím nezjištěnému apod. Byly porovnány navzájem z hlediska fauny velké a malé nádrže, a to pro dvě časová období, jednak recentní sběry včetně vlastních za roky 2017 a 2018, podruhé za období 2010-2018, kam byly shrnuty druhy zjištěné pro jednotlivá stanoviště za celé toto období. Z tabulek a grafů byly zjištěny počty zjištěných taxonů a druhů, zhodnocena jejich frekvence výskytu a spočteny průměrné počty druhů vodních brouků a ploštic.

U nádrží, kde to bylo možné, byla změřena jejich plocha z leteckých map na serveru mapy.cz s pomocí nástroje „Měření vzdálenosti a ploch“.

Pomocí statistického nástroje PAST 3.x byl vypočítán Jaccardův index podobnosti mezi jednotlivými stanovišti. Dle tohoto indexu byla zhodnocena podobnost v biodiverzitě taxonů a druhů mezi malými a velkými vodními nádržemi.

K ověření hypotézy byl použit dvouvýběrový t-test zpracovaný v programu STATISTICA 12. Dále byla v tomto programu zkoumána závislost počtu zjištěných taxonů na velikosti vodních ploch za pomoci lineární regrese.

Konkrétní druhy zjištěné na lokalitách byly také hodnoceny z hlediska ochranného statusu dle vyhlášky č. 395/1992 Sb. a Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky.

4.3 Statistické vyhodnocení

4.3.1 Jaccardův index podobnosti

Jaccardovým indexem byla hodnocena vzájemná podobnost kvalitativního složení fauny všech vybraných stanovišť dohromady pouze pro sběry z let 2017-2018. Jaccardův index je zřejmě neznámějším indexem pro výpočet podobnosti druhového složení dvou společenstev (β -diverzita). Srovnává počet druhů společných pro obě společenstva s celkovým počtem druhů v jednotlivých společenstev. Má procentuální vyjádření, čím vyšší je hodnota Jaccardova indexu, tím více jsou si stanoviště podobná. Jako podobné jsou potom vyhodnoceny stanoviště, pro které hodnota dosahuje 50 % a více. Vzorec pro výpočet má mnoho různých podob, nejpoužívanějším je následující:

$$Ja = (s \times 100) \div (s_1 + s_2 - s)$$

Kde:

s...počet taxonů/druhů společných pro obě stanoviště

s₁...počet všech taxonů/druhů prvního stanoviště

s₂...počet všech taxonů/druhů druhého stanoviště

Jak již bylo zmíněno výše, v této práci byl Jaccardův index vypočítán za pomoci nástroje PAST 3.x, který disponuje funkcemi pro výpočet ekologických i jiných analýz. Pro použití programu je nutné data uspořádat tak, aby horizontálně v řádcích byly názvy taxonů a vertikálně ve sloupcích jednotlivá stanoviště. Do prázdných oken je potřeba vepsat 0. Byly srovnávány jednotlivé lokality samostatně na výskyt vodních brouků a ploštic, ale i obě skupiny dohromady.

4.3.2 Dvouvýběrový t-test

Dvouvýběrový t-test se používá pro srovnání středních hodnot dvou populací. Pro zjištění, zda se druhová diverzita vodních brouků a ploštic ve velkých a malých nádržích liší, byl použit dvouvýběrový t-test zpracován v programu STATISTICA 12. Vždy byly jako proměnné porovnávány malé a velké nádrže v rámci jednotlivých skupin vodních brouků a ploštic, ale i obě skupiny dohromady. Byly porovnány zvlášť z hlediska fauny ploštic a fauny brouků, pak pro oba taxony dohromady, a to vše pro dvě období sledování: jednak 2017-2018, jednak pro veškerou faunu, která byla zjištěna 2010-2018.

4.3.3 Lineární regrese

Pro stanovení závislosti mezi plochou nádrže a počtem zjištěných taxonů byla vybrána metoda lineární regrese. Je to metoda, při které je soubor bodů v grafu proložen přímkou, neboť předpokládáme, že závislost y na x lze graficky vyjádřit přímkou. Pokud měřené body proložíme přímkou, bude při odečítání z grafu mezi ypsilonovou hodnotou měřeného bodu a ypsilonovou hodnotou ležící na vytvoření přímce odchylka. Podstatou lineární regrese je nalézt právě takovou přímkou, aby součet druhých mocnin zmíněných odchylek byl co nejmenší, jedná se tedy o aproximaci daných hodnot přímkou, a to metodou nejmenších čtverců. Bylo vyhodnoceno jak období 2010-2018, tak i 2017-2018. Vždy byly nejdříve vyhodnoceny taxony brouků a ploštic samostatně a poté i dohromady.

Data byla hodnocena v programu STATISTICA 12, jako nezávislá proměnná (x) byla stanovena plocha nádrže v hektarech a jako závislá proměnná (y) byl vždy počet zjištěných taxonů (vodních brouků a ploštic) v nádrži.

5 Výsledky

5.1 Přehled taxonů a statistické vyhodnocení za období 2010-2018

Pro srovnání s aktuálními výsledky za poslední dva roky bylo vybráno celkem 10 velkých vodních nádrží a 12 malých vodních nádrží (náhradních stanovišť pro obojživelníky), které byly zkoumány v co nejdélším časovém úseku v období let 2010-2018. Vybraná byla co nejstarší náhradní stanoviště s největším počtem záznamů. Malé vodní nádrže jsou vždy označeny v názvu jako „NS“. Jedná se o zkrácený přehled výsledků za období 2010-2018 k porovnání s výsledky z období 2017-2018, které bylo hodnoceno primárně.

5.1.1 Vodní brouci

Za období 2010-2018 bylo zjištěno celkem 70 taxonů vodních brouků, 41 z nich bylo určeno na úroveň druhu (tabulka 1). Nejvyšší frekvence dosáhli jedinci rodu *Haliphus* sp., kteří byli nalezeni na 18 lokalitách, což odpovídá 7,35 % zastoupení taxonu. Druhým nejpočetnějším byl druh *Hydrobius fuscipes* nalezen na 14 lokalitách (zastoupení 5,71 %). Naopak pouze na 1 lokalitě se vyskytovalo celkem 33 taxonů, každý s 0,41 % zastoupením.

Celkem 2 zjištěné druhy náleží do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017), a to zranitelný (VU) *Cybister lateralimarginalis* nalezen na 2 lokalitách (zastoupení 0,82 %) a téměř ohrožený (NT) *Laccophilus poecilus* nalezen na 5 lokalitách (zastoupení 2,04 %). Určení druhů označených * je však nutné podrobit revizi od některého dalšího specialisty.

Tabulka 1: Přehled zjištěných taxonů vodních brouků s frekvencí jejich výskytu v období 2010-2018. Taxon označený * vyžaduje revizi určení.

Latinský název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Acilius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	2	0,82 %	
<i>Agabus</i> sp.	5	7	12	4,90 %	
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	1	0,41 %	
<i>Agabus undulatus</i> (Schrank, 1776)	1	0	1	0,41 %	
<i>Anacaena</i> sp.	2	0	2	0,82 %	
<i>Anacaena globulus</i> (Paykull, 1798)	2	0	2	0,82 %	
<i>Anacaena limbata</i> (Fabricius, 1792)	1	0	1	0,41 %	
<i>Anacaena lutescens</i> (Stephens, 1829)	1	0	1	0,41 %	
<i>Berosus</i> sp.	1	1	2	0,82 %	
<i>Berosus signaticollis</i> (Charpentier, 1825)	1	0	1	0,41 %	
<i>Bidessus</i> sp.	0	1	1	0,41 %	
<i>Colymbetes</i> sp.	0	2	2	0,82 %	
<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0,41 %	
<i>Cybister lateralimarginalis</i> (De Geer, 1774)	2	0	2	0,82 %	VU
<i>Donatia</i> sp.	1	0	1	0,41 %	
Dytiscidae sp.	1	0	1	0,41 %	

Latinský název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Dytiscus</i> sp.	1	1	2	0,82 %	
<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	1	0	1	0,41 %	
<i>Elmis</i> sp.	1	0	1	0,41 %	
<i>Elodes</i> cf. <i>minuta</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	1	0,41 %	
<i>Elodes marginata</i> (Fabricius, 1798)	1	0	1	0,41 %	
<i>Enochrus</i> sp.	1	3	4	1,63 %	
<i>Eubria palustris</i> * Germar, 1818	1	0	1	0,41 %	
<i>Graphoderus</i> sp.	1	0	1	0,41 %	
<i>Graptodytes</i> sp.	1	0	1	0,41 %	
<i>Graptodytes pictus</i> (Fabricius, 1787)	2	0	2	0,82 %	
<i>Gyrinus substriatus</i> Stephens, 1828	2	0	2	0,82 %	
<i>Gyrinus</i> sp.	2	0	2	0,82 %	
<i>Haliplus</i> sp.	9	9	18	7,35 %	
<i>Haliplus fluviatilis</i> Aubé, 1836	1	0	1	0,41 %	
<i>Haliplus immaculatus</i> Gerhardt, 1877	1	0	1	0,41 %	
<i>Haliplus laminatus</i> (Schaller, 1783)	1	0	1	0,41 %	
<i>Haliplus ruficollis</i> (De Geer, 1774)	1	0	1	0,41 %	
<i>Helochares</i> sp.	0	3	3	1,22 %	
<i>Helochares obscurus</i> (O. F. Müller, 1776)	1	0	1	0,41 %	
<i>Helophorus</i> sp.	2	4	6	2,45 %	
<i>Hydaticus</i> sp.	1	2	3	1,22 %	
<i>Hydaticus stagnalis</i> (Fabricius, 1787)	1	0	1	0,41 %	
<i>Hydraena</i> sp.	1	1	2	0,82 %	
<i>Hydrobius fuscipes</i> (Linnaeus, 1758)	5	9	14	5,71 %	
<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)	4	6	10	4,08 %	
<i>Hydrochara</i> sp.	0	3	3	1,22 %	
<i>Hydrochara caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	3	1,22 %	
<i>Hydrochus</i> sp.	1	0	1	0,41 %	
Hydrophilidae sp.	1	1	2	0,82 %	
<i>Hydroporus</i> sp.	5	7	12	4,90 %	
<i>Hydrovatus cuspidatus</i> (Kunze, 1818)	2	0	2	0,82 %	
<i>Hygrotus</i> sp.	4	8	12	4,90 %	
<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1776)	3	0	3	1,22 %	
<i>Hyphydrus</i> sp.	1	1	2	0,82 %	
<i>Hyphydrus ovatus</i> (Linnaeus, 1761)	5	1	6	2,45 %	
<i>Ilybius</i> sp.	3	4	7	2,86 %	
<i>Ilybius ater</i> (De Geer, 1774)	1	0	1	0,41 %	

Latinský název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Ilybius fenestratus</i> (Fabricius, 1781)	1	0	1	0,41 %	
<i>Laccobius</i> sp.	8	4	12	4,90 %	
<i>Laccophilus</i> sp.	5	9	14	5,71 %	
<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)	2	0	2	0,82 %	
<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	7	6	13	5,31 %	
<i>Laccophilus poecilus</i> * Klug, 1834	2	3	5	2,04 %	NT
<i>Laccornis oblongus</i> * (Stephens, 1835)	1	0	1	0,41 %	
<i>Microcara testacea</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	1	0,41 %	
<i>Noterus clavicornis</i> (De Geer, 1774)	5	1	6	2,45 %	
<i>Noterus crassicornis</i> (O. F. Müller, 1776)	1	0	1	0,41 %	
<i>Oreodytes septentrionalis</i> * (Gyllenhal, 1826)	0	1	1	0,41 %	
<i>Peltodytes caesus</i> * (Duftschmid, 1805)	2	1	3	1,22 %	
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0,41 %	
<i>Rhantus</i> sp.	4	7	11	4,49 %	
<i>Rhantus frontalis</i> (Marsham, 1802)	1	0	1	0,41 %	
<i>Rhantus suturalis</i> (MacLeay, 1825)	1	1	2	0,82 %	
<i>Scirtes</i> sp.	1	0	1	0,41 %	

Pokud se zaměříme na velké vodní nádrže, z celkového počtu 70 taxonů vodních brouků v nich bylo zjištěno 63 taxonů. Průměrný počet taxonů na lokalitu činil 13,3. Nejhojněji se vyskytovali jedinci rodu *Halipilus* sp. na 9 lokalitách z celkových 10. Na 7 lokalitách se pak vyskytoval druh *Laccophilus minutus*.

V malých vodních nádržích bylo zjištěno celkem 34 taxonů vodních brouků. Průměrný počet taxonů na lokalitu byl 9,3. Kromě rodu *Halipilus* sp. zde byl nejhojnější i druh *Hydrobius fuscipes* a rod *Laccophilus* sp., všechny na 9 lokalitách. Hojný byl i rod *Hygrotus* sp. vyskytující se na 8 stanovištích.

Po srovnání velkých a malých nádrží v období 2010-2018, je patrné, že velké nádrže vykazovaly vyšší diverzitu vodních brouků. Průměrný počet taxonů na 1 lokalitu byl také vyšší u velkých nádrží. Společných taxonů pro obě skupiny nádrží bylo celkem 27.

5.1.2 Vodní plošnice

Za období 2010-2018 bylo zjištěno celkem 35 taxonů vodních plošnic, z nich 30 bylo určeno na úroveň druhu (tabulka 2). Nejvyššího zastoupení dosáhl druh *Ilyocoris cimicoides* nalezen na 13 lokalitách, což odpovídá 9,42 % zastoupení. Druhým nejpočetnějším druhem byl *Gerris lacustris* nalezen na 11 lokalitách (7,97 % zastoupení). Naopak pouze na 1 lokalitě bylo nalezeno 6 taxonů, což odpovídá 0,72 % zastoupení.

Celkem 6 zjištěných taxonů je zařazeno do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017), a to kriticky ohrožený (CR) *Corixa affinis* na 2 lokalitách (zastoupení 1,45 %), zranitelný (VU) *Gerris lateralis* na 3 lokalitách (zastoupení 2,17 %), ohrožený (EN) *Hesperocorixa castanea* na 4 lokalitách (zastoupení 2,90 %), ohrožený (EN) *Hesperocorixa moesta* na 3 lokalitách (zastoupení 2,17 %), zranitelný (VU) *Micronecta minutissima* na 2 lokalitách (zastoupení 1,45 %) a ohrožený (EN) *Sigara hellensi* na 3 lokalitách (zastoupení 2,17 %). Určení druhů označených * je však nutné podrobit revizi od některého dalšího specialisty.

Tabulka 2: Přehled zjištěných taxonů vodních plošnic s frekvencí jejich výskytu v období 2010-2018. Taxon označený * vyžaduje revizi určení.

Latinský název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Arctocorisa carinata</i> (C. Sahlberg, 1819)	1	2	3	2,17 %	
<i>Corixidae</i> sp.	6	2	8	5,80 %	
<i>Corixa affinis</i> Leach, 1817	1	1	2	1,45 %	CR
<i>Corixa punctata</i> (Illiger, 1807)	1	1	2	1,45 %	
<i>Cymatia coleoprata</i> (Fabricius, 1777)	3	0	3	2,17 %	
<i>Cymatia rogenhoferi</i> (Fieber, 1864)	2	0	2	1,45 %	
<i>Gerris</i> sp.	6	1	7	5,07 %	
<i>Gerris argentatus</i> * Schummel, 1832	3	1	4	2,90 %	
<i>Gerris gibbifer</i> Schummel, 1832	0	1	1	0,72 %	
<i>Gerris lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	6	5	11	7,97 %	
<i>Gerris lateralis</i> Schummel, 1832	2	1	3	2,17 %	VU
<i>Gerris rufoscutellatus</i> (Latreille, 1807)	0	1	1	0,72 %	
<i>Gerris thoracicus</i> * Schummel, 1832	1	0	1	0,72 %	
<i>Hesperocorixa castanea</i> (Thomson, 1869)	1	3	4	2,90 %	EN
<i>Hesperocorixa linnaei</i> * (Fieber, 1848)	3	2	5	3,62 %	
<i>Hesperocorixa moesta</i> (Fieber, 1848)	1	2	3	2,17 %	EN
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> (Fieber, 1848)	5	0	5	3,62 %	
<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	2	1,45 %	
<i>Ilyocoris cimicoides</i> (Linnaeus, 1758)	10	3	13	9,42 %	
<i>Mesovelia furcata</i> Mulsant & Rey, 1852	1	0	1	0,72 %	
<i>Micronecta</i> sp.	1	0	1	0,72 %	

Latinský název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Micronecta minutissima</i> * (Linnaeus, 1758)	2	0	2	1,45 %	VU
<i>Microvelia reticulata</i> (Burmeister, 1835)	1	1	2	1,45 %	
<i>Nepa cinerea</i> Linnaeus, 1758	2	1	3	2,17 %	
<i>Notonecta</i> sp.	3	3	6	4,35 %	
<i>Notonecta glauca</i> Linnaeus, 1758	7	3	10	7,25 %	
<i>Notonecta maculata</i> Fabricius, 1794	0	2	2	1,45 %	
<i>Notonecta viridis</i> Delcourt, 1909	1	8	9	6,52 %	
<i>Paracorixa concinna</i> (Fieber, 1848)	1	0	1	0,72 %	
<i>Plea minutissima</i> Leach, 1817	4	1	5	3,62 %	
<i>Ranatra linearis</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	3	2,17 %	
<i>Sigara</i> sp.	1	2	3	2,17 %	
<i>Sigara falleni</i> (Fieber, 1848)	2	0	2	1,45 %	
<i>Sigara hellensi</i> * (C. Sahlberg, 1819)	2	1	3	2,17 %	EN
<i>Sigara lateralis</i> (Leach, 1817)	4	1	5	3,62 %	

Pokud se zaměříme na velké vodní nádrže, z celkového počtu 35 taxonů vodních ploštic v nich bylo zjištěno 32 taxonů. Průměrný počet taxonů na lokalitu činil 8,9. Nejhojněji se vyskytovali jedinci druhu *Ilyocoris cimicoides* nalezeni na všech 10 lokalitách. Na 7 lokalitách se pak vyskytoval druh *Notonecta glauca*.

V malých vodních nádržích bylo zjištěno celkem 24 taxonů vodních ploštic. Průměrný počet taxonů na lokalitu byl 4,1. Nejhojnějším druhem zde byl *Notonecta viridis* zjištěný na 8 lokalitách z celkových 12. Druhým nejhojnějším druhem byl pak *Gerris lacustris* na 5 stanovištích.

Po srovnání velkých a malých nádrží v období 2010-2018, je patrné, že velké nádrže vykazují vyšší diverzitu vodních ploštic. Průměrný počet taxonů na 1 lokalitu také vyazuje vyšší hodnotu u velkých nádrží. Společných taxonů pro obě skupiny nádrží bylo celkem 22.

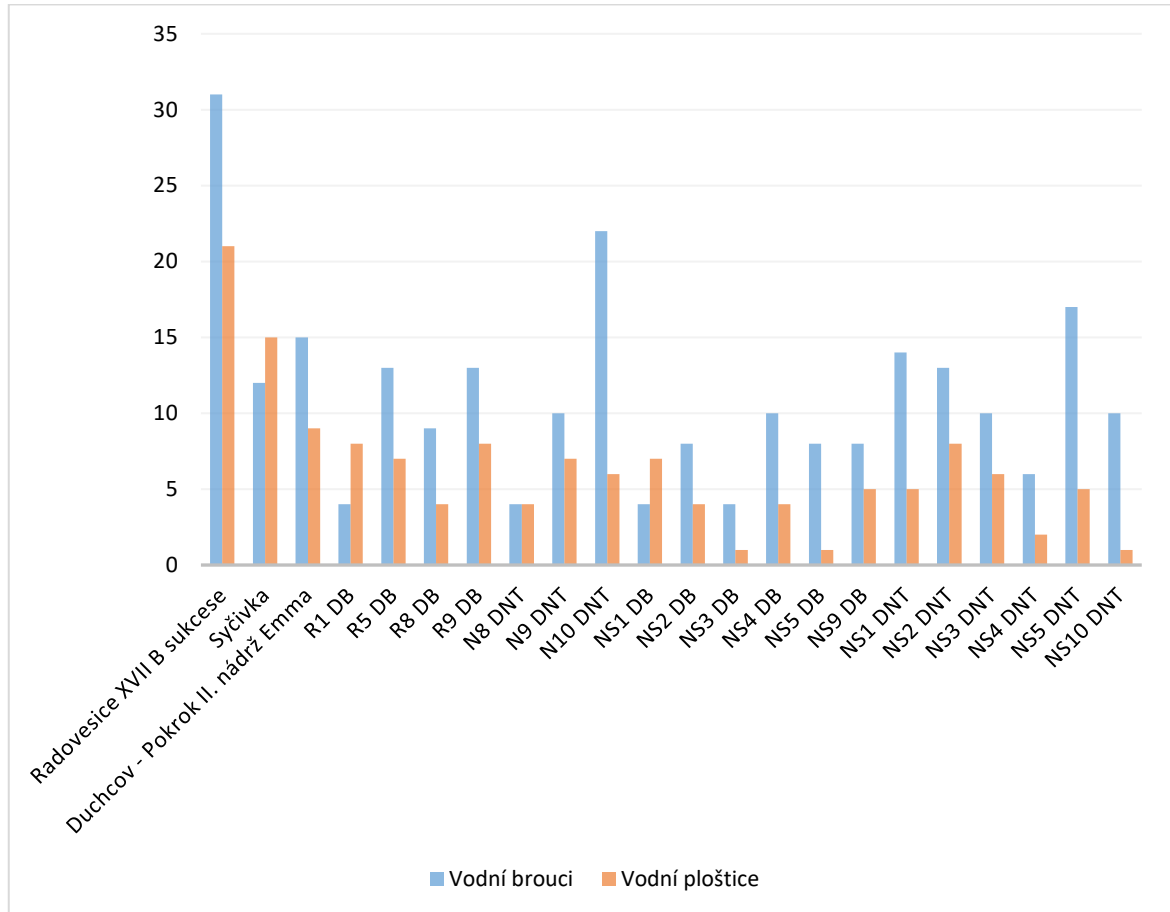
5.1.3 Vodní brouci a ploštice dohromady

Z grafů na obrázku 28 a obrázku 29 je patrné, že zastoupení vodních brouků ve velkých i malých nádržích v období 2010-2018 je vyšší než vodních ploštic. Pouze 2 lokality vykazovaly vyšší četnost vodních ploštic, a to Syčivka a R1 DB, obě náležící do skupiny velkých nádrží.

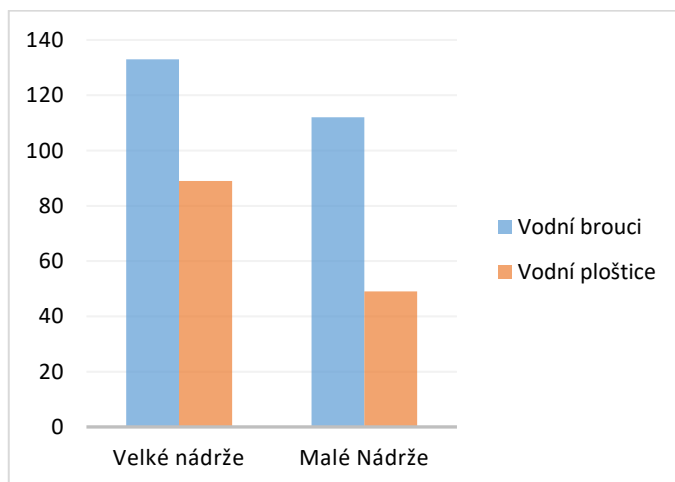
Nejvyšší diverzitu vodních brouků i ploštic vyazuje bezkonkurenčně nádrž Radovesice XVII B sukcese – celkem 31 taxonů vodních brouků a 21 taxonů vodních ploštic. Bohaté na taxony vodních brouků byly dále lokality N10 DNT (22 taxonů) a NS5 DNT (17 taxonů). V již zmíněné Syčivce bylo zjištěno 15 taxonů vodních ploštic. Ve všech nádržích byl zjištěn alespoň 1 taxon vodních ploštic a alespoň 4 taxony vodních brouků. Průměrný počet taxonů vodních brouků a ploštic (na 1 lokalitu) ve velkých nádržích byl 22,2, v malých to bylo pouze 13,4.

Velké vodní nádrže vykazují vyšší diverzitu jak vodních brouků, tak vodních ploštic. Patrnější je rozdíl u vodních ploštic – velké vodní nádrže měly téměř dvojnásobnou četnost než nádrže malé.

Obrázek 28: Zastoupení vodních brouků a ploštic na jednotlivých lokalitách v období 2010-2018.



Obrázek 29: Srovnání celkových četností vodních brouků a ploštic ve velkých a malých vodních nádržích v období 2010-2018.

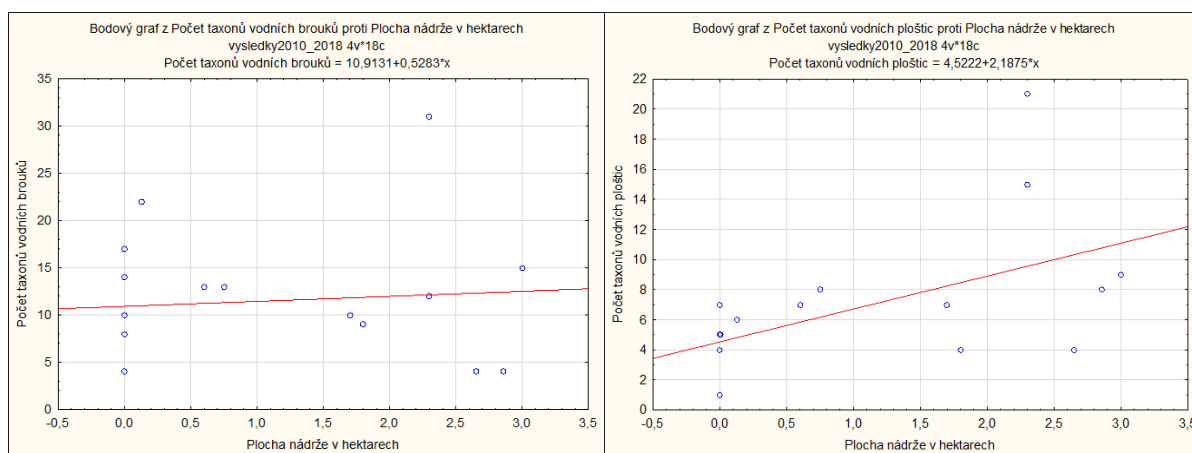


5.1.3.1.2 Stanovení závislosti mezi velikostí plochy a počtem taxonů za pomoci lineární regrese

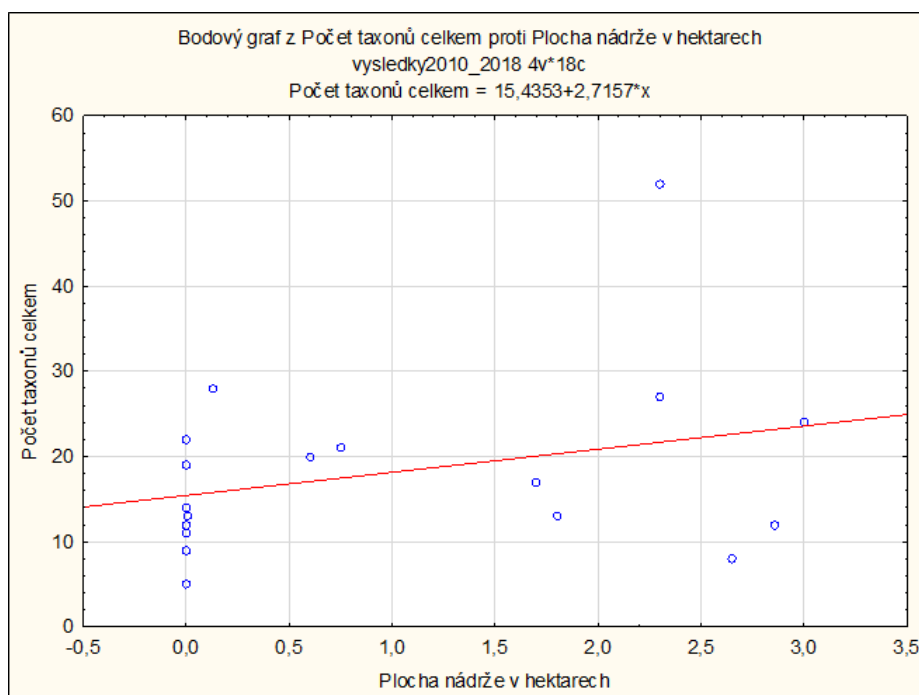
Pro zjištění míry závislosti mezi velikostí vodní plochy a počtem zjištěných taxonů pro období 2010-2018 byly v programu STATISTICA 12 vytvořeny grafy lineární regrese. Byly samostatně hodnoceny taxony vodních brouků a ploštic a následně obě skupiny dohromady. Hodnoceny byly velké nádrže společně s malými (pouze ty, u kterých bylo možné změřit plochu z leteckého snímku).

Pro kontrolu byla regrese i spočítána ve stejném programu. Pro výpočet byla použita hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Testována byla nulová hypotéza H_0 : Neexistuje statisticky významná závislost mezi plochou nádrže a počtem zjištěných taxonů.

Obrázek 31: Grafy lineární regrese závislosti mezi plochou nádrže v hektarech a počtem zjištěných taxonů vodních brouků (vlevo) a vodních ploštic (vpravo) pro období 2010-2018.



Obrázek 32: Graf lineární regrese závislosti mezi plochou nádrže v hektarech a počtem zjištěných taxonů vodních brouků a vodních ploštic dohromady pro období 2010-2018.



Z grafu lineární regrese (obrázek 31, vlevo) je patrné, že pro období 2010-2018 neexistuje statisticky významná závislost mezi plochou nádrže v hektarech a počtem zjištěných taxonů vodních brouků na stanovišti. To platí i pro celkový počet taxonů vodních brouků a ploštic dohromady (obrázek 32). Byla však zjištěna závislost mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních ploštic (obrázek 31, vpravo).

To samé vyplývá i z výsledků regrese spočítané v programu STATISTICA 12, hodnoty p byly pro celkový počet taxonů vodních brouků a celkový počet taxonů vodních brouků a ploštic dohromady větší než $\alpha = 0,05$ (tabulka 4 a 6). Proto v těchto případech s 95 % pravděpodobností proto přijímáme stanovenou nulovou hypotézu. V případě závislosti mezi plochou nádrže a celkovým počtem zjištěných taxonů vodních ploštic byla hodnota p menší než $\alpha = 0,05$ (tabulka 5). Proto s 95 % pravděpodobností zamítáme nulovou hypotézu.

Tabulka 4: Výstup z programu STATISTICA 12 – závislost mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních brouků pro období 2010-2018.

		Výsledky regrese se závislou proměnnou: Počet taxonů vodních brouků R= ,08990231 R2= ,00808243 Upravené R2= ----- F(1,16)=,13037 p<,72277 Směrod. chyba odhadu : 7,1144					
N=18		b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(16)	p-hodn.
Abs.člen				10,91311	2,231015	4,891544	0,000163
Plocha nádrže v hektarech		0,089902	0,248988	0,52829	1,463131	0,361071	0,722769

Tabulka 5: Výstup z programu STATISTICA 12 – závislost mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních ploštic pro období 2010-2018.

		Výsledky regrese se závislou proměnnou: Počet taxonů vodních ploštic R= ,54165430 R2= ,29338938 Upravené R2= ,24922621 F(1,16)=6,6433 p<,02025 Směrod. chyba odhadu : 4,1267					
N=18		b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(16)	p-hodn.
Abs.člen				4,522178	1,294095	3,494471	0,002998
Plocha nádrže v hektarech		0,541654	0,210150	2,187454	0,848686	2,577461	0,020246

Tabulka 6: Výstup z programu STATISTICA 12 – závislost mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních brouků a vodních ploštic dohromady pro období 2010-2018.

		Výsledky regrese se závislou proměnnou: Počet taxonů celkem R= ,29977180 R2= ,08986313 Upravené R2= ,03297957 F(1,16)=1,5798 p<,22683 Směrod. chyba odhadu : 10,506					
N=18		b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(16)	p-hodn.
Abs.člen				15,43529	3,294667	4,684930	0,000248
Plocha nádrže v hektarech		0,299772	0,238503	2,71575	2,160689	1,256890	0,226833

5.2 Přehledy taxonů v jednotlivých vodních nádržích a statistické vyhodnocení za krátké období 2017-2018

Za období let 2017 a 2018 bylo vybráno celkem 32 zkoumaných lokalit, z toho 12 velkých vodních nádrží a 20 malých vodních nádrží (náhradní stanoviště pro obojživelníky). Lokality byly hodnoceny jak samostatně na počty taxonů vodních brouků a ploštic, tak i obě skupiny organismů dohromady.

5.2.1 Zjištěné taxony vodních brouků na jednotlivých lokalitách

5.2.1.1 Velké vodní nádrže

Ve velkých vodních nádržích bylo zjištěno celkem 28 taxonů vodních brouků, pouze 13 z nich bylo určeno do druhu (tabulka 7). Nejčastějším taxonem velkých nádrží byl *Haliphus* sp. s celkem 4 lokalitami nálezů (33 %). Dále každý se 3 lokalitami nálezů (25 %) to byly taxony *Agabus* sp., *Hydroporus* sp. a *Laccophilus* sp. Po 2 lokalitách nálezů (17 %) měly taxony *Cybister lateralimarginalis*, *Dytiscus marginalis*, *Elmis* sp., *Elodes marginata*, *Gyrinus* sp., *Ilybius* sp., *Laccobius* sp. a *Laccophilus poecilus*. Pouze na 1 lokalitě (8 %) byly zjištěny taxony *Acilius* sp., *Berosus* sp., *Colymbetes fuscus*, *Donatia* sp., *Elodes* cf. *minuta*, *Enochrus* sp., *Gyrinus substriatus*, *Helophorus* sp., *Hydaticus* sp., *Hydrobius fuscipes*, *Hydroglyphus geminus*, *Hygrotus* sp., *Hyphydrus ovatus*, *Laccophilus minutus* a *Microcara testacea*.

Tabulka 7: Zjištěné taxony vodních brouků ve velkých nádržích v období 2017-2018. (Symbol „1“ značí přítomnost daného taxonu, nikoliv počet zachycených jedinců.) Taxon označený * vyžaduje revizi určení.

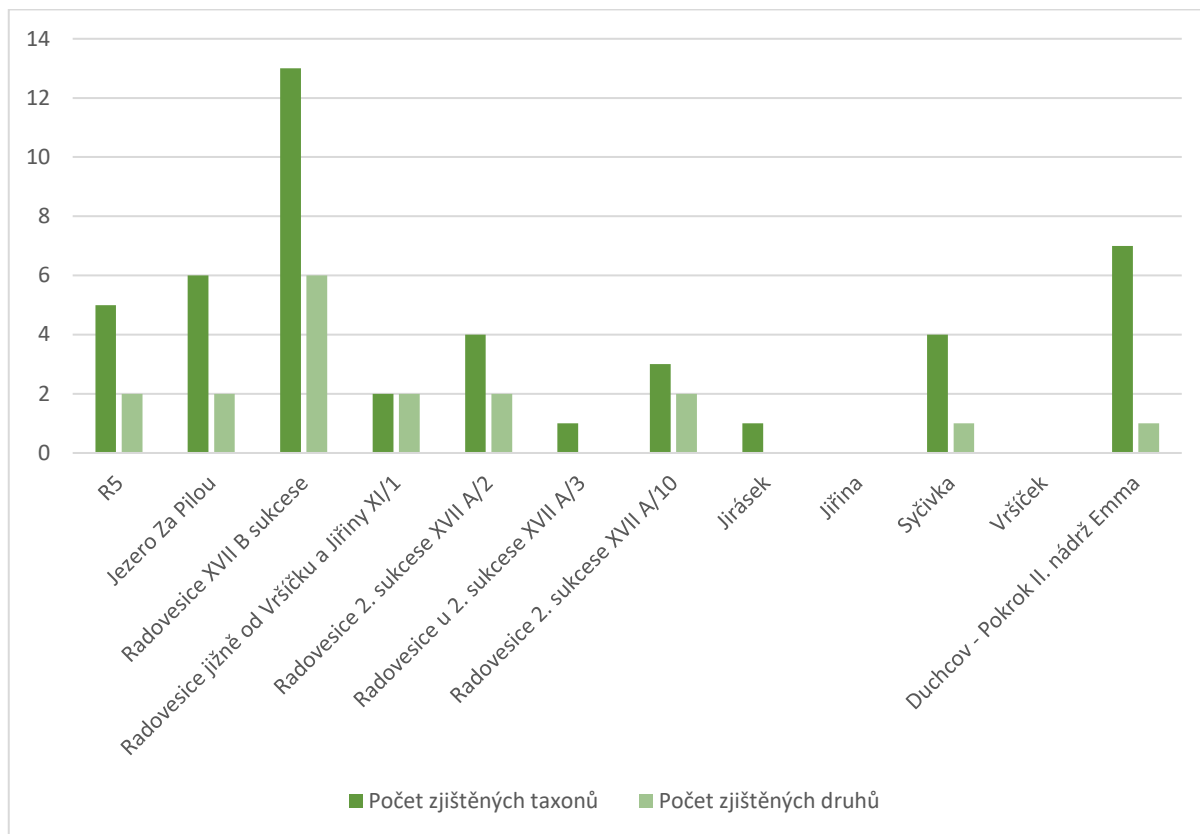
Latinský název taxonu	R5	Jezero Za Pilou	Radovesice XVII B sukcese	Radovesice jižně od Vršičku a Jiřiny XI/1	Radovesice 2. sukcese XVII A/2	Radovesice u 2. sukcese XVII A/3	Radovesice 2. sukcese XVII A/10	Jirásek	Jiřina	Syčivka	Vršicek	Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma	Červený seznam
<i>Acilius</i> sp.		1											
<i>Agabus</i> sp.	1		1							1			
<i>Berosus</i> sp.	1												
<i>Colymbetes fuscus</i>							1						
<i>Cybister lateralimarginalis</i>			1	1									VU
<i>Donatia</i> sp.												1	
<i>Dytiscus marginalis</i>				1			1						
<i>Elmis</i> sp.					1							1	
<i>Elodes</i> cf. <i>minuta</i>		1											
<i>Elodes marginata</i>					1							1	
<i>Enochrus</i> sp.			1										
<i>Gyrinus substriatus</i>			1										
<i>Gyrinus</i> sp.		1					1						
<i>Haliphus</i> sp.		1	1		1					1			
<i>Helophorus</i> sp.												1	

Latinský název taxonu	R5	Jezero Za Pilou	Radovesice XVII B sukcese	Radovesice jižně od Vršičku a Jiřiny XI/1	Radovesice 2. sukcese XVII A/2	Radovesice u 2. sukcese XVII A/3	Radovesice 2. sukcese XVII A/10	Jirásek	Jiřina	Syčívka	Vršíček	Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma	Červený seznam
<i>Hydaticus</i> sp.						1							
<i>Hydrobius fuscipes</i>	1												
<i>Hydroglyphus geminus</i>	1												
<i>Hydroporus</i> sp.			1							1		1	
<i>Hygrotus</i> sp.												1	
<i>Hyphydrus ovatus</i>			1										
<i>Ilybius</i> sp.			1									1	
<i>Laccobius</i> sp.			1					1					
<i>Laccophilus</i> sp.	1	1	1										
<i>Laccophilus minutus</i>			1										
<i>Laccophilus poecilus</i> *			1		1								NT
<i>Microcara testacea</i>			1										
<i>Noterus crassicornis</i>		1								1			
Celkový počet taxonů	5	6	13	2	4	1	3	1	0	4	0	7	0

Průměrný počet taxonů na lokalitu byl 3,8, průměrný počet druhů na lokalitu byl pak 1,5. Srovnání jednotlivých velkých nádrží lze vidět v grafu na obrázku 33. Nevyšší počet taxonů měla nádrž Radovesice XVII B sukcese, kde jich bylo zjištěno celkem 13 (z toho 6 bylo určeno do druhu). Další nadprůměrná stanoviště byla Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma (7 taxonů, z toho 1 druh), Jezero Za Pilou (6 taxonů, z toho 2 druhy) a R5 (5 taxonů, toho 2 druhy). Žádné taxony vodních brouků nebyly nalezeny na stanovištích Jiřina a Vršíček.

Na sledovaných lokalitách byly nalezeny celkem 2 druhy Červeného seznamu (Hejda et al. 2017), a to *Cybister latermarginalis* spadající do kategorie zranitelný (VU) v nádrži Radovesice XVII B sukcese a Radovesice jižně od Vršičku a Jiřiny XI/1 a také téměř ohrožený (NT) *Laccophilus poecilus* také v nádrži Radovesice XVII B sukcese a v nádrži Radovesice 2. sukcese XVII A/2.

Obrázek 33: Graf počtu zjištěných taxonů a taxonů determinovaných na úroveň druhu u vodních brouků ve velkých vodních nádržích v období 2017-2018.



5.2.1.2 Malé vodní nádrže

V malých vodních nádržích bylo zjištěno celkem 29 taxonů vodních brouků, pouze 12 z nich bylo určeno do druhu (tabulka 8). Nejčastějším taxonem náhradních stanovišť byl *Agabus* sp., který se vyskytoval na 13 lokalitách (65 %). Dále to byly taxony *Haliphus* sp., *Hydroporus* sp. a *Laccophilus* sp. s celkem 12 lokalitami výskytu (60 %). Dalším početným taxonem byl *Rhantus* sp. na 11 stanovištích (55 %) a druh *Hydroglyphus geminus* na 9 stanovištích (45 %). Vždy jen na 1 stanovišti (5 %) byly nalezeny tyto taxony: *Acilius sulcatus*, *Agabus bipustulatus*, *Berosus* sp., *Bidessus* sp., *Colymbetes fuscus*, *Hydraena* sp., *Hydrophilidae* sp., *Ilybius fuliginosus*, *Laccophilus poecilus*, *Rhantus suturalis* a *Scarodytes halensis*.

Tabulka 8: Zjištěné taxony vodních brouků v malých nádržích v období 2017-2018. (Symbol „1“ značí přítomnost daného taxonu, nikoliv počet zachycených jedinců.)
Taxon označený * vyžaduje revizi určení.

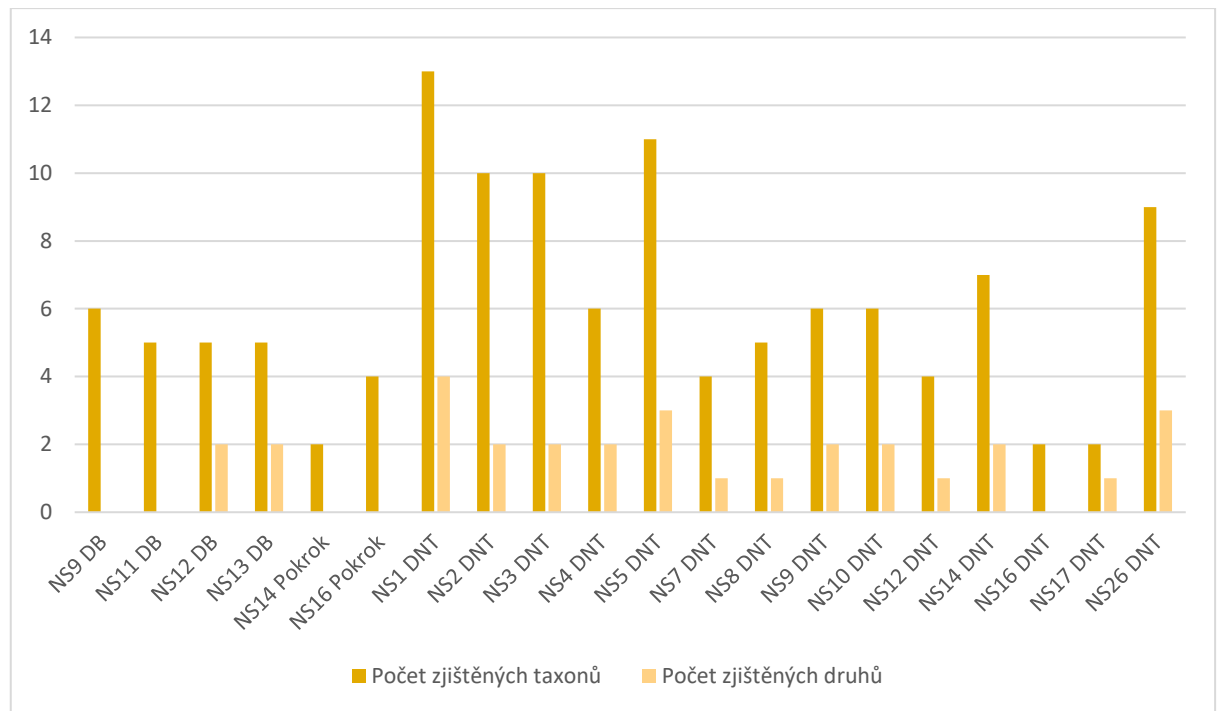
Latinský název taxonu	NS9 DB	NS11 DB	NS12 DB	NS13 DB	NS14 Pokrok	NS16 Pokrok	NS1 DNT	NS2 DNT	NS3 DNT	NS4 DNT	NS5 DNT	NS7 DNT	NS8 DNT	NS9 DNT	NS10 DNT	NS12 DNT	NS14 DNT	NS16 DNT	NS17 DNT	NS26 DNT	Červený seznam	
<i>Acilius sulcatus</i>										1												
<i>Agabus</i> sp.	1	1			1	1	1	1	1	1	1		1			1	1			1		
<i>Agabus bipustulatus</i>															1							
<i>Berosus</i> sp.																				1		
<i>Bidessus</i> sp.											1											
<i>Colymbetes fuscus</i>										1												
<i>Dytiscus</i> sp.														1	1							
<i>Enochrus</i> sp.			1	1			1															
<i>Haliplus</i> sp.	1					1	1	1	1		1	1	1	1	1		1		1			
<i>Helochaers</i> sp.								1	1		1											
<i>Helophorus</i> sp.		1																1				
<i>Hydraena</i> sp.							1															
<i>Hydrobius fuscipes</i>							1	1	1		1		1				1					
<i>Hydroglyphus geminus</i>							1	1	1		1			1	1	1	1				1	
<i>Hydrochara</i> sp.								1	1	1												
<i>Hydrophilidae</i> sp.							1															
<i>Hydroporus</i> sp.	1	1			1	1	1	1	1	1		1	1		1						1	
<i>Hygrotus</i> sp.								1	1		1						1					
<i>Hyphydrus ovatus</i>							1														1	
<i>Ilybius</i> sp.											1		1	1	1		1	1				
<i>Ilybius fuliginosus</i>																				1		
<i>Laccobius</i> sp.	1	1					1							1							1	
<i>Laccophilus</i> sp.	1	1	1	1			1	1	1		1	1				1	1				1	
<i>Laccophilus poecilus</i> *																					1	NT
<i>Noterus clavicornis</i>			1	1			1															
<i>Peltodytes caesus</i> *			1	1								1										
<i>Rhantus</i> sp.	1		1	1		1	1	1	1	1	1					1					1	
<i>Rhantus suturalis</i>											1											
<i>Scarodytes halensis</i>														1								
Celkem taxonů	6	5	5	5	2	4	13	10	10	6	11	4	5	6	6	4	7	2	2	9		

Průměrný počet taxonů na stanoviště byl 6,1, průměrný počet určených druhů na stanoviště byl pak 1,5. Srovnání jednotlivých malých nádrží lze vidět v grafu na obrázku 34. Nejvyšší počet 13 taxonů (z toho 4 druhy) byl zjištěn na lokalitě NS1 DNT. Dalšími nadprůměrnými lokalitami byly NS5 DNT (11 taxonů, z toho 3 druhy), NS2 a NS3 DNT (10 taxonů, z toho 2 druhy), NS26 DNT (9 taxonů, z toho 3 druhy) a NS14 DNT (7 taxonů, z toho

2 druhy). Nejmenší počet 2 zjištěných taxonů byl na lokalitách NS14 Pokrok, NS16 DNT a NS17 DNT.

Na sledovaných lokalitách byl nalezen 1 druh z Červeného seznamu (Hejda et al. 2017), a to téměř ohrožený (NT) *Laccophilus poecilus* v nádrži NS26 DNT, určení tohoto taxon však vyžaduje revizi.

Obrázek 34: Graf počtu zjištěných taxonů a taxonů determinovaných na úroveň druhu u vodních brouků v malých vodních nádržích v období 2017-2018.



5.2.2 Zjištěné taxony vodních ploštic na jednotlivých lokalitách

5.2.2.1 Velké nádrže

Ve velkých vodních nádržích bylo zjištěno celkem 15 taxonů vodních ploštic, z toho 11 z nich bylo určeno do druhu (tabulka 9). Nejčastějším taxonem velkých vodních nádrží byl druh *Ilyocoris cimicoides*, který byl zjištěn na celkem 4 lokalitách (33 %). Dále to byl druh *Micronecta minutissima* se 3 stanovišti výskytu (25 %). Každý po 2 lokalitách nálezu (17 %) měly taxony Corixidae sp., *Gerris* sp., *Gerris argentatus*, *Micronecta* sp. a *Plea minutissima*. Většina taxonů byla pak nalezena pouze na 1 lokalitě (8 %), jde o: *Cymatia coleoprata*, *Cymatia rogenhoferi*, *Gerris lacustris*, *Hesperocorixa linnaei*, *Hesperocorixa moesta*, *Hesperocorixa sahlbergi*, *Notonecta* sp. a *Notonecta glauca*.

Tabulka 9: Zjištěné taxony vodních ploštic ve velkých nádržích v období 2017-2018. (Symbol „1“ značí přítomnost daného taxonu, nikoliv počet zachycených jedinců.)

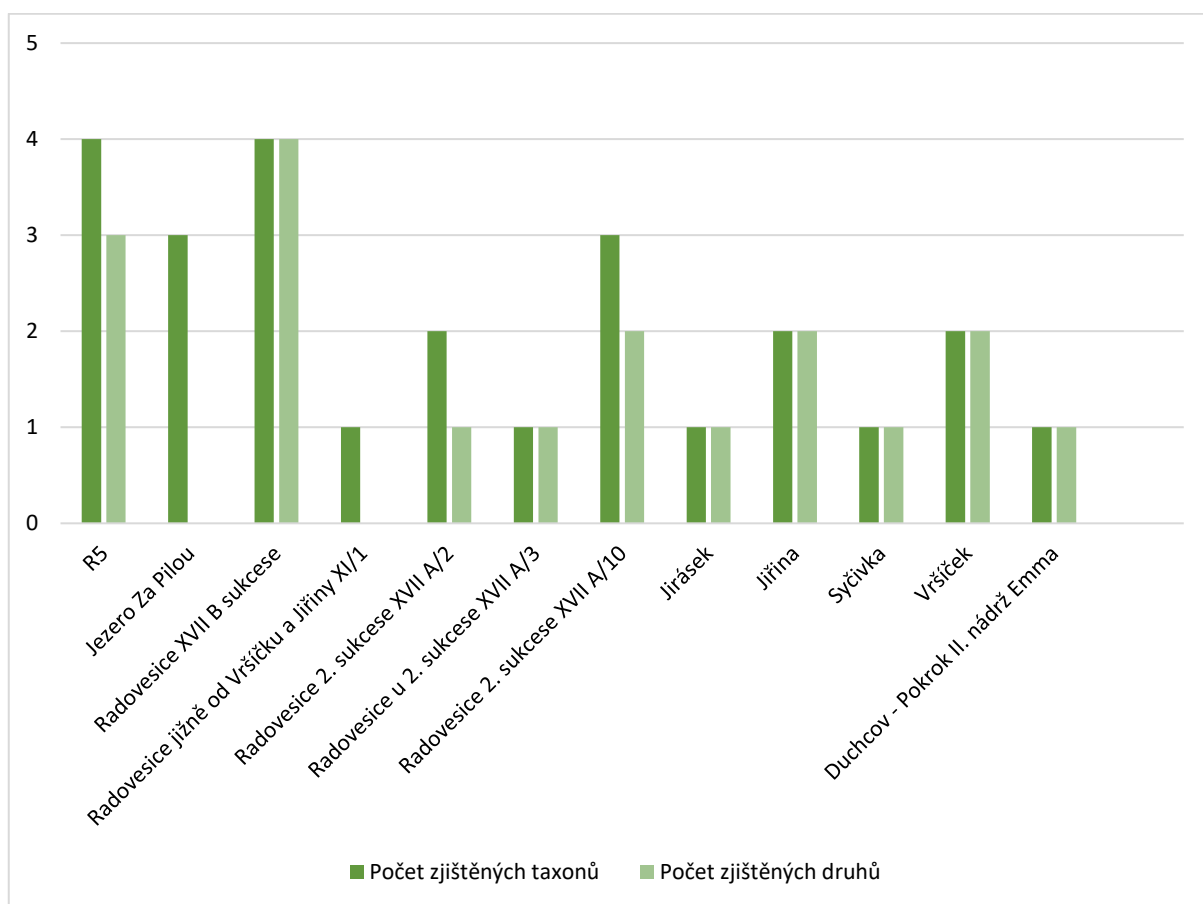
Taxon označený * vyžaduje revizi určení.

Latinský název taxonu	R5	Jezero Za Pilou	Radovesice XVII B sukcese	Radovesice jižně od Vršičku a Jiřiny XI/1	Radovesice 2. sukcese XVII A/2	Radovesice u 2. sukcese XVII A/3	Radovesice 2. sukcese XVII A/10	Jirásek	Jiřina	Syčivka	Vršiček	Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma	Červený seznam
Corixidae sp.		1					1						
<i>Cymatia coleoprata</i>			1										
<i>Cymatia rogenhoferi</i>			1										
<i>Gerris</i> sp.		1		1									
<i>Gerris argentatus</i> *									1			1	
<i>Gerris lacustris</i>											1		
<i>Hesperocorixa linnaei</i>										1			
<i>Hesperocorixa moesta</i>							1						EN
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	1												
<i>Ilyocoris cimicoides</i>			1		1	1	1						
<i>Micronecta</i> sp.	1	1											
<i>Micronecta minutissima</i> *								1	1		1		VU
<i>Notonecta</i> sp.					1								
<i>Notonecta glauca</i>	1												
<i>Plea minutissima</i>	1		1										
Celkem taxonů	4	3	4	1	2	1	3	1	2	1	2	1	

Průměrný počet zjištěných taxonů vodních ploštic na stanoviště byl 2,1, průměrný počet určených druhů na stanoviště byl pak 1,5. Srovnání jednotlivých velkých nádrží lze vidět v grafu na obrázku 35. Nejvyšší počet 4 zjištěných taxonů byl na lokalitách R5 (z toho 3 druhy) a Radovesice XVII B sukcese (z toho 4 druhy). Nadprůměrný počet 3 zjištěných taxonů měly dále lokality Jezero Za Pilou (0 určených druhů) a Radovesice 2. sukcese XVII A/10 (z toho 2 druhy). Pouze 1 zjištěný taxon byl v nádržích Radovesice jižně od Vršíčku a Jiřiny XI/1, Radovesice u 2. sukcese XVII A/3, Jirásek, Syčivka a Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma.

Celkem 2 ze zjištěných druhů ve velkých nádržích jsou zařazeny do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017), a to ohrožený (EN) *Hesperocorixa moesta* v nádrži Radovesice 2. sukcese XVII A/10 a zranitelný (VU) *Micronecta minutissima* na lokalitách Jirásek, Jiřina a Vršíček.

Obrázek 35: Graf počtu zjištěných taxonů a taxonů determinovaných na úroveň druhu u vodních ploštic v malých vodních nádržích v období 2017-2018.



5.2.2.2 Malé nádrže

V malých vodních nádržích bylo zjištěno celkem 15 taxonů vodních ploštic, z toho 13 z nich bylo určeno do druhu (tabulka 10). Nejčastějším taxonem náhradních stanovišť byl druh *Notonecta viridis*, který byl zjištěn celkem na 9 lokalitách (45 %). Dále to byl druh *Gerris lacustris* s 5 stanovišti výskytu (25 %). Těsně za ním potom druhy *Hesperocorixa moesta*, *Ilyocoris cimicoides* a *Notonecta glauca* zjištěné na 4 lokalitách (20 %). Většina taxonů byla opět zjištěna pouze na 1 lokalitě (5 %), jde o: *Aquarius najas*, *Corixa punctata*, *Gerris* sp., *Gerris argentatus*, *Gerris gibbifer*, *Hesperocorixa sahlbergi* a *Notonecta* sp.

Tabulka 10: Zjištěné taxony vodních ploštic v malých nádržích v období 2017-2018.

(Symbol „1“ značí přítomnost daného taxonu, nikoliv počet zachycených jedinců.)

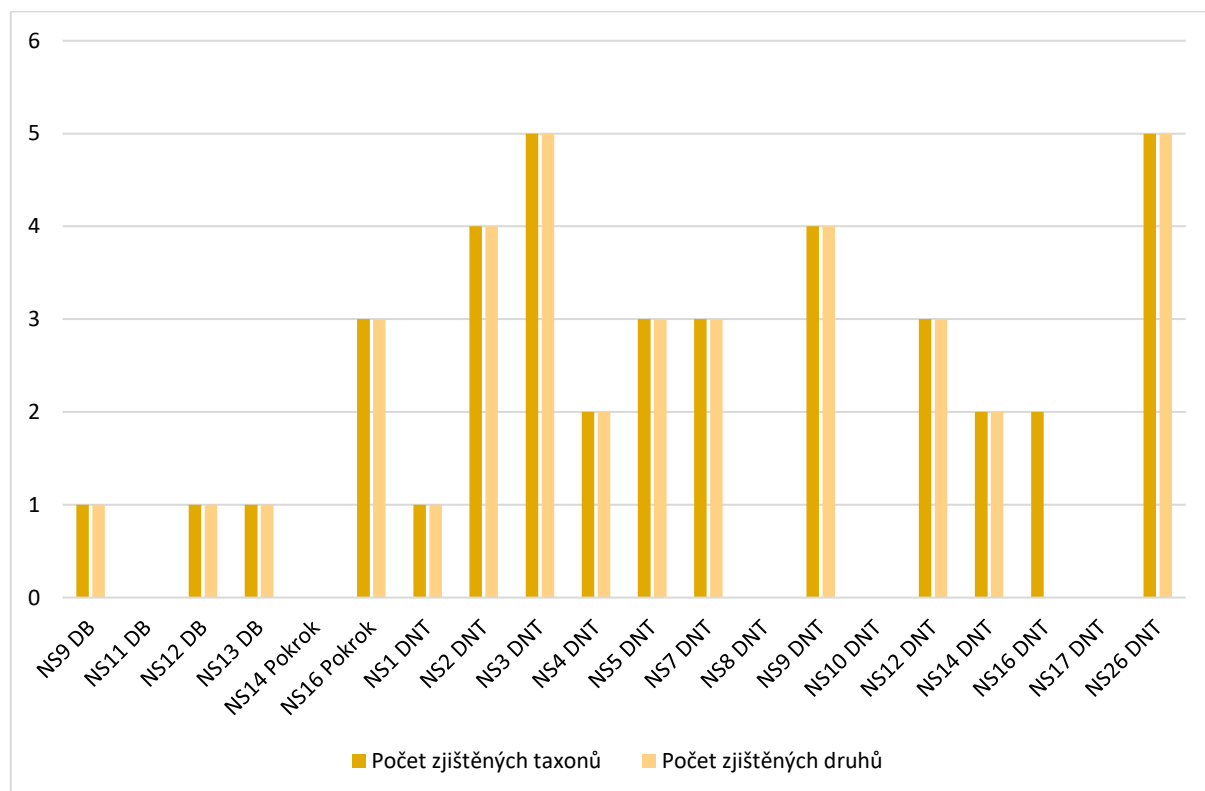
Taxon označený * vyžaduje revizi určení.

Latinský název taxonu	NS9 DB	NS11 DB	NS12 DB	NS13 DB	NS14 Pokrok	NS16 Pokrok	NS1 DNT	NS2 DNT	NS3 DNT	NS4 DNT	NS5 DNT	NS7 DNT	NS8 DNT	NS9 DNT	NS10 DNT	NS12 DNT	NS14 DNT	NS16 DNT	NS17 DNT	NS26 DNT	Červený seznam	
<i>Aquarius najas</i> *														1								NT
<i>Corixa punctata</i>						1																
<i>Gerris</i> sp.																		1				
<i>Gerris argentatus</i> *											1											
<i>Gerris gibbifer</i>										1												
<i>Gerris lacustris</i>								1	1			1		1							1	
<i>Gerris lateralis</i>																1	1					EN
<i>Hesperocorixa linnaei</i>								1	1													
<i>Hesperocorixa moesta</i>						1										1	1				1	EN
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>														1								
<i>Ilyocoris cimicoides</i>								1	1		1	1										
<i>Notonecta</i> sp.																			1			
<i>Notonecta glauca</i>									1					1		1					1	
<i>Notonecta viridis</i>	1		1	1		1	1	1	1	1											1	
<i>Plea minutissima</i>											1	1									1	
Celkem taxonů	1	0	1	1	0	3	1	4	5	2	3	3	0	4	0	3	2	2	0	5		

Průměrný počet zjištěných taxonů vodních ploštic na náhradních stanovištích byl 2, průměrný počet určených druhů byl pak v podstatě shodný – 1,9. Srovnání jednotlivých malých nádrží lze vidět v grafu na obrázku 36. Nejvyšší počet 5 taxonů byl zjištěn na lokalitách NS3 DNT a NS26 DNT. Nadprůměrný počet zjištěných taxonů byl pak na stanovištích NS2 DNT (4 druhy), po 3 zjištěných druzích bylo na lokalitách NS16 Pokrok, NS5 DNT, NS7 DNT a NS12 DNT. Poměrně velký počet náhradních stanovišť bylo bez nálezu vodních ploštic, jednalo se o: NS11 DB, NS14 Pokrok, NS8 DNT, NS10 DNT a NS17 DNT.

Na sledovaných náhradních stanovištích byly nalezeny 3 druhy zařazené do Červeného seznamu, a to téměř ohrožený (NT) *Aquarius najas* na lokalitě NS9 DNT, ohrožený (EN) *Gerris lateralis* na lokalitách NS12 DNT a NS14 DNT a ohrožený (EN) *Hesperocorixa moesta* na lokalitách NS16 Pokrok, NS12 DNT, NS14 DNT a NS26 DNT.

Obrázek 36: Graf počtu zjištěných taxonů a taxonů determinovaných na úroveň druhu u vodních ploštic v malých vodních nádržích v období 2017-2018.

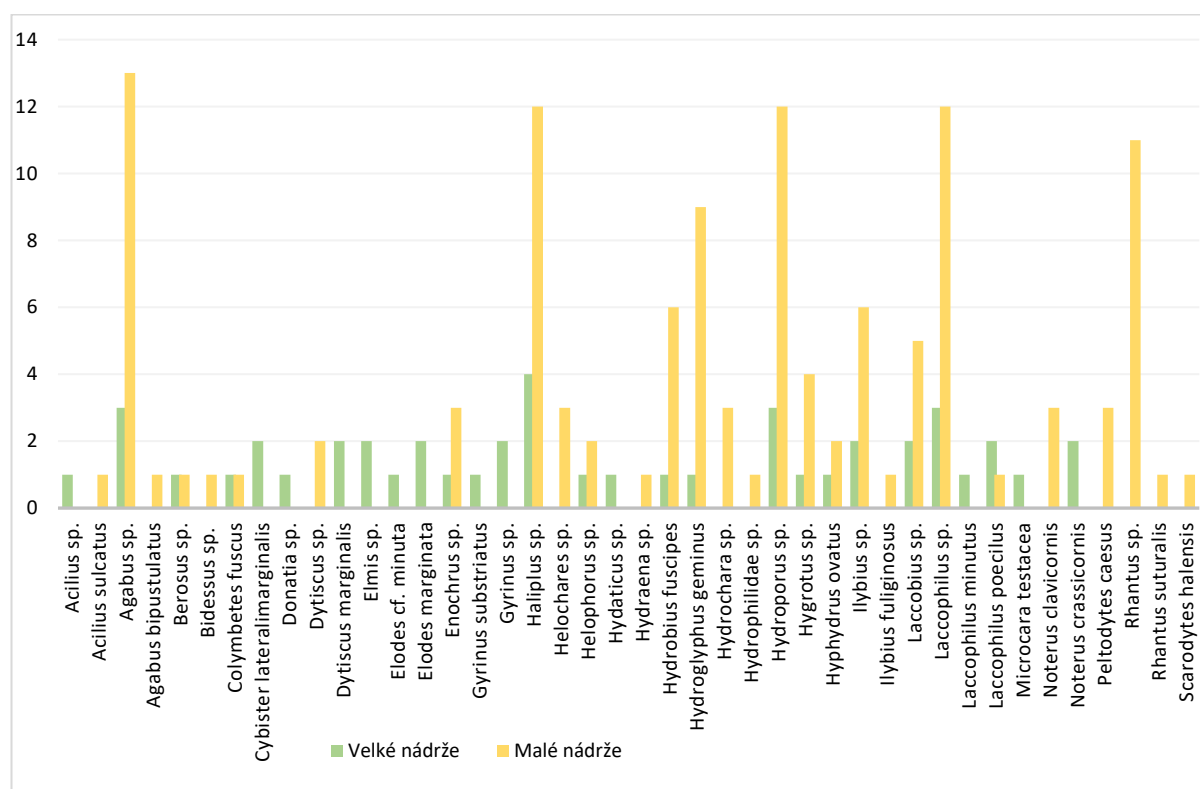


5.2.3 Srovnání velkých a malých vodních nádrží

5.2.3.1 Vodní brouci

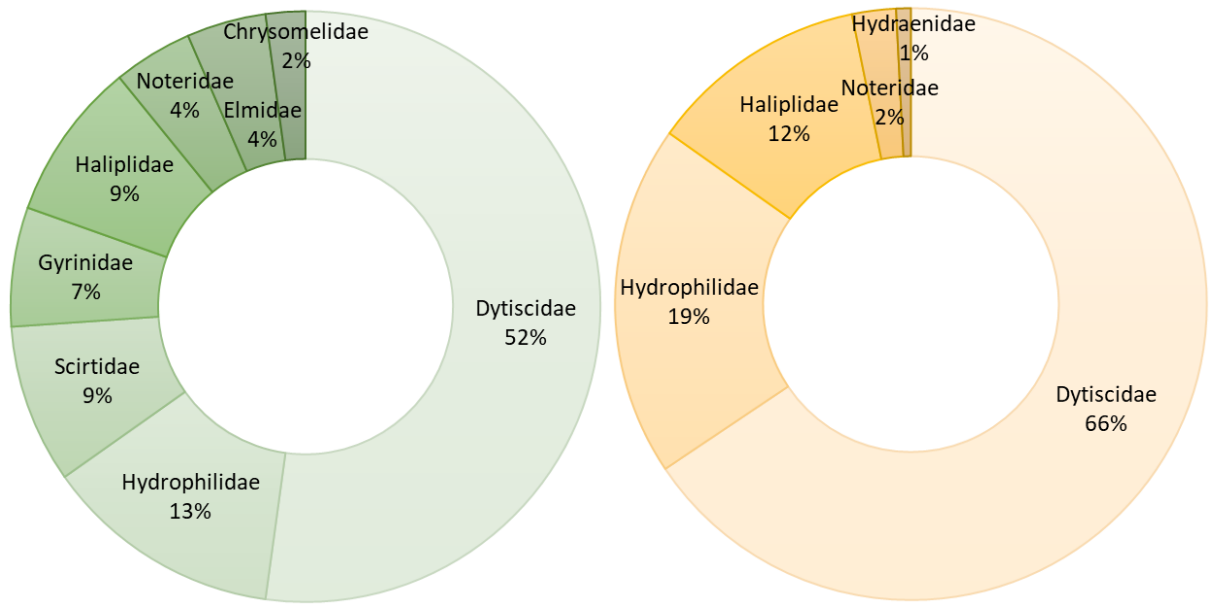
Celkový počet taxonů vodních brouků zjištěných pro obě skupiny nádrží dohromady byl 42. Při srovnání velkých a malých nádrží je patrné, že vykazují podobnou diverzitu vodních brouků, co se týče počtu zjištěných taxonů (28 vs. 29). Shodných taxonů bylo pro velké a malé nádrže celkem 15. Co se však týče četnosti jednotlivých taxonů, malé nádrže vykazují jejich vyšší průměrný počet (6) než nádrže velké (4). Průměrný počet určených druhů malých a velkých nádrží byl shodný. Celkem 2 velké nádrže byly bez výskytu vodních brouků, kdežto u malých byly na stanovištích zjištěny vždy alespoň 2 taxony (obrázek 37).

Obrázek 37: Graf srovnání četností výskytu všech zjištěných taxonů vodních brouků ve velkých a malých vodních nádržích v období 2017-2018.



V rozmanitosti čeledí vodních brouků je mezi velkými a malými nádržemi veliký rozdíl (obrázek 38). Ve velkých nádržích bylo zjištěno celkem 8 čeledí (Dytiscidae, Hydrophilidae, Scirtidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Elmidae a Chrysomelidae), kdežto v malých jich bylo zjištěno pouze 5 (Dytiscidae, Hydrophilidae, Haliplidae, Noteridae a Hydraenidae). Obě skupiny nádrží se však shodují ve dvou nejčetnějších čeledích Dytiscidae a Hydrophilidae. U velkých nádrží bylo zastoupení čeledi Dytiscidae 52 %, u malých to bylo dokonce 66 %. Čeleď Hydrophilidae byla u velkých nádrží zastoupena z 13 %, u malých z 19 % z celkových četností taxonů v nádržích.

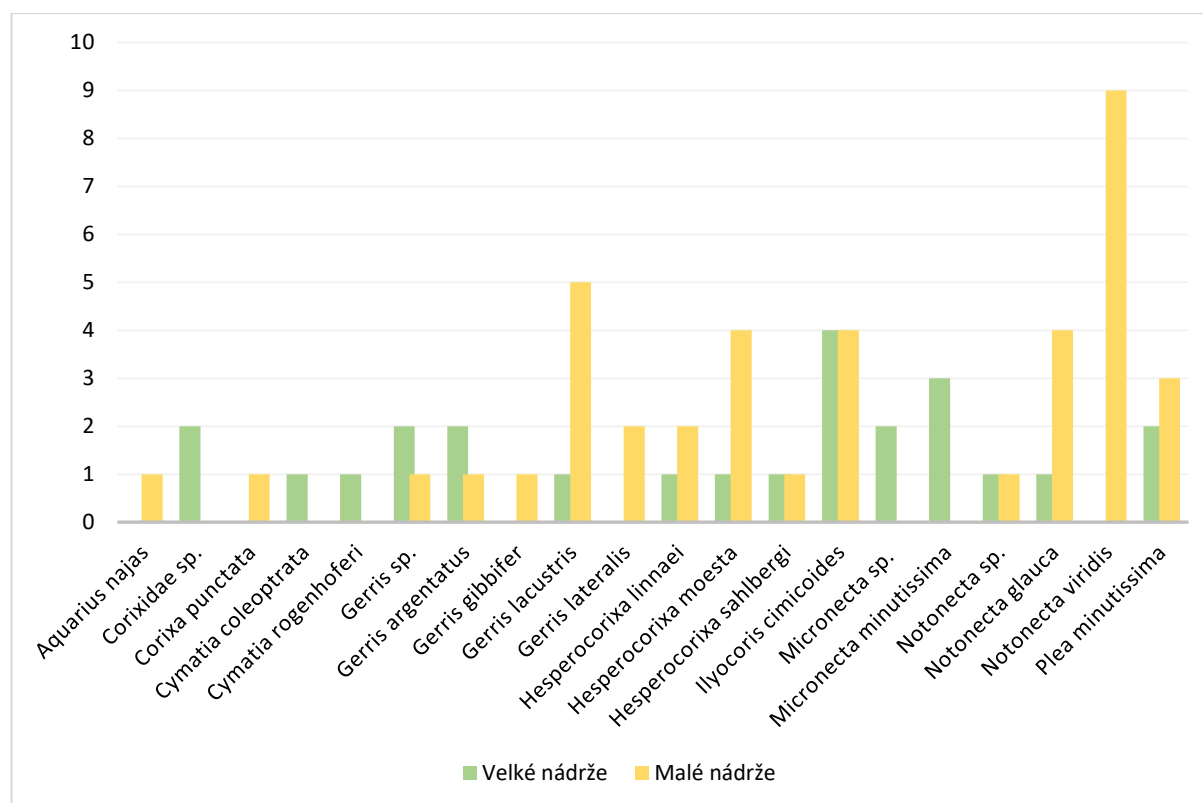
Obrázek 38: Zastoupení jednotlivých čeledí z celkových četností taxonů vodních brouků ve velkých (vlevo) a malých (vpravo) vodních nádržích v období 2017-2018.



5.2.3.2 Vodní plošnice

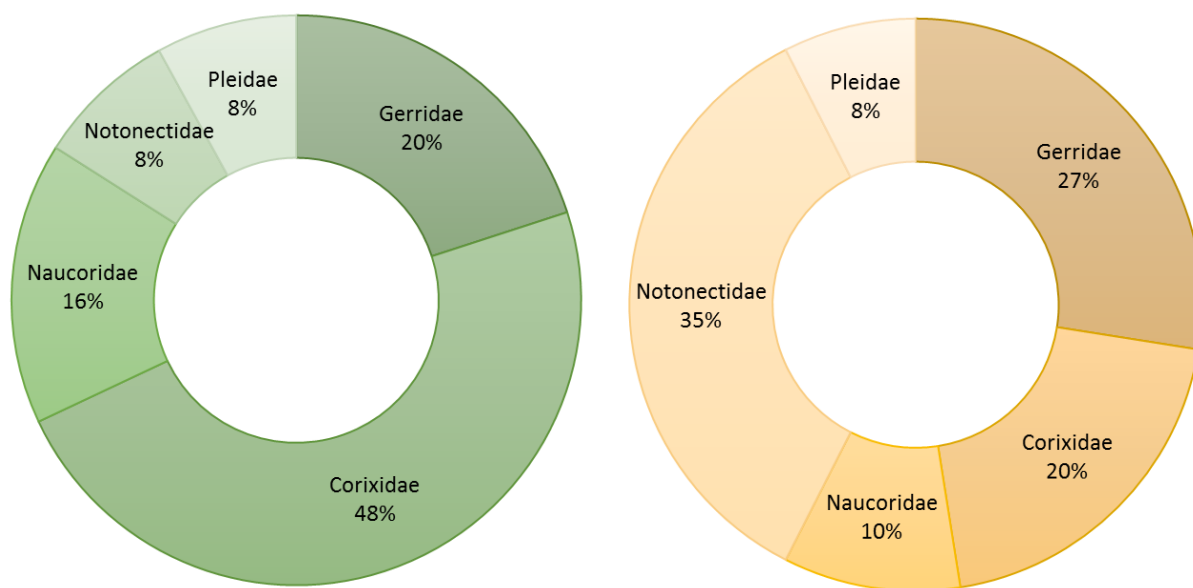
Celkový počet taxonů vodních ploštic zjištěný v obou skupinách nádrží byl 20. Velké a malé nádrže měly stejný počet zjištěných taxonů vodních ploštic (15), diverzita taxonů byla tedy shodná. Společných taxonů pro velké i malé nádrže bylo celkem 10. Průměrná četnost jednotlivých zjištěných taxonů se mezi skupinami příliš nelišila, stejně tak jako průměrná četnost určených druhů, která byla u malých nádrží mírně vyšší. Celkem 2 velké nádrže byly bez zjištěných taxonů vodních ploštic, zatímco malých nádrží bylo takových dokonce 6 (obrázek 39).

Obrázek 39: Graf srovnání četností výskytu všech zjištěných taxonů vodních ploštic ve velkých a malých vodních nádržích v období 2017-2018.

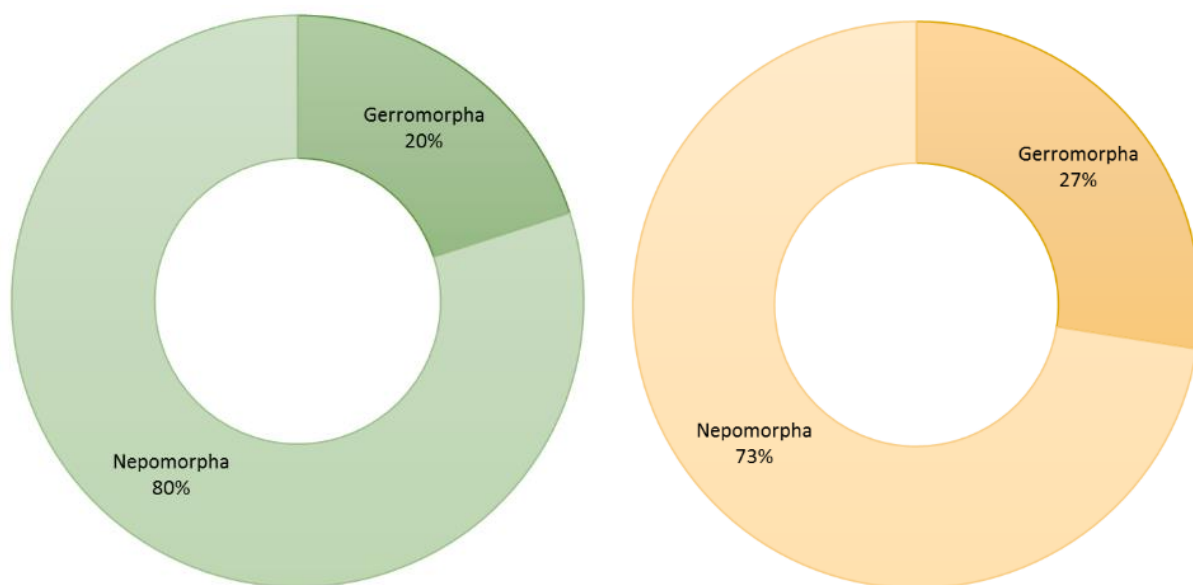


Rozmanitost čeledí vodních ploštic byla ve velkých a malých nádržích obdobná, v obou skupinách byly zjištěni zástupci z celkem 5 čeledí. Šlo o čeledi Corixidae, Gerridae, Naucoridae, Notonectidae a Pleidae. Procentuální zastoupení jednotlivých čeledí se však lišilo, nejpočetnější čeledí ve velkých nádržích byla čeleď Corixidae (48 %), kdežto v malých nádržích to byla čeleď Notonectidae (35 %). Druhou nejčetnější čeledí byla v obou skupinách nádrží Gerridae. Vše je znázorněno v grafech na obrázku 40. Co se týče procentuálního zastoupení infrařádů Nepomorpha a Gerromorpha (obrázku 41), bylo v obou skupinách nádrží skoro stejné, hladinové plošnice Gerromorpha byly vždy v menším poměru ku Nepomorpha žijícím pod hladinou.

Obrázek 40: Zastoupení jednotlivých čeledí z celkových četností taxonů vodních ploštic ve velkých (vlevo) a malých (vpravo) vodních nádržích v období 2017-2018.



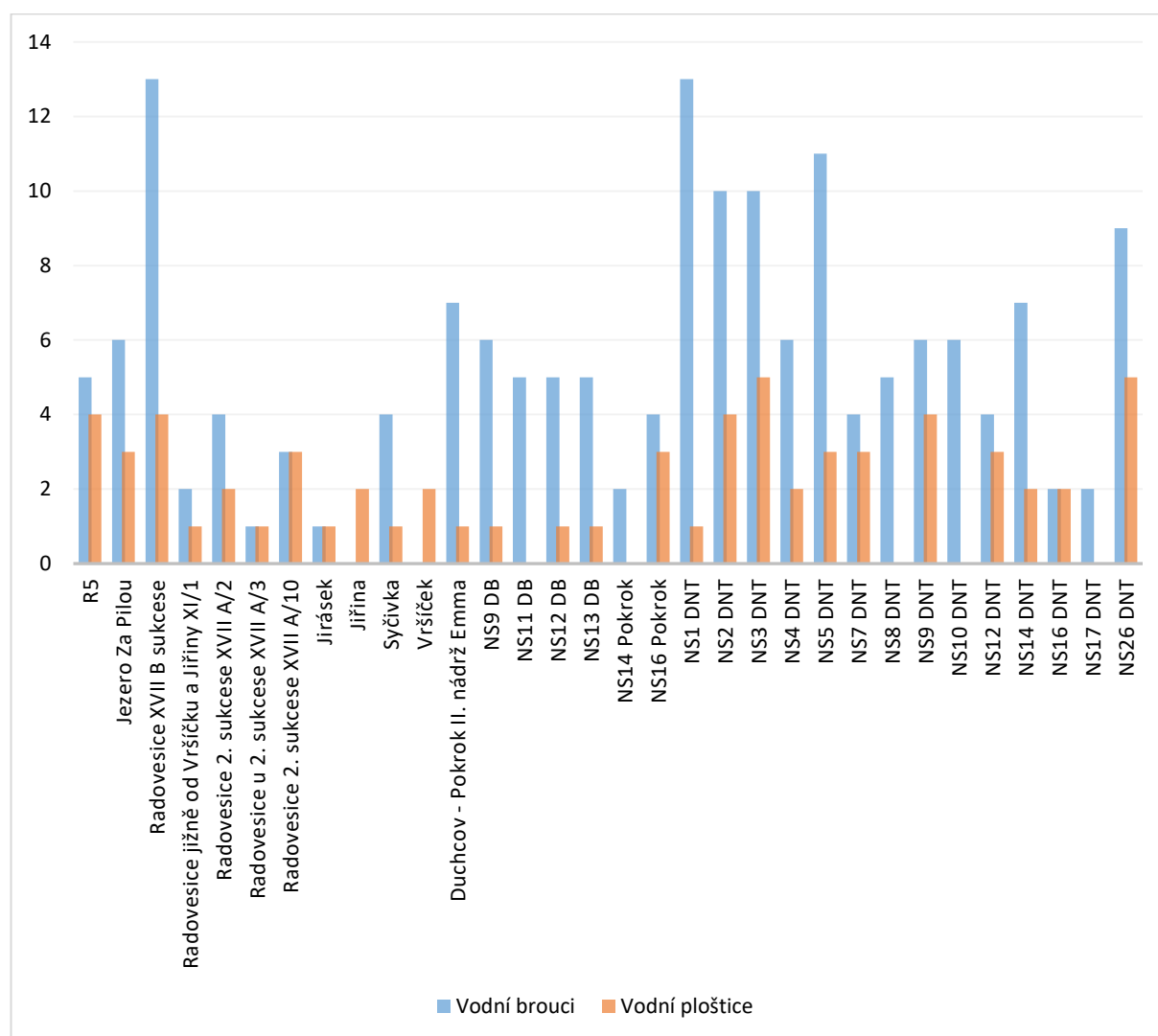
Obrázek 41: Zastoupení infrařádů Nepomorpha a Gerromorpha ve velkých (vlevo) a malých (vpravo) vodních nádržích v období 2017-2018.



5.2.3.3 Vodní brouci a plošnice dohromady

Z grafu na obrázku 42 jasně vyplývá, že skoro ve všech zkoumaných lokalitách bylo zjištěno více taxonů vodních brouků než ploščic. Na lokalitách Radovesice u 2. sukcese XVII A/3, Radovesice 2. sukcese XVII A/10, Jirásek a NS16 DNT byl pak počet zjištěných taxonů vodních brouků a ploščic vyrovnaný. Výjimkou jsou stanoviště Jiřina a Vršíček, kde byly odloveny pouze vodní ploščice. Na lokalitách NS11 DB, NS14 Pokrok, NS8 DNT, NS10 DNT a NS17 DNT byly zase odloveni výhradně vodní brouci. Průměrný počet taxonů vodních brouků na všechny nádrže byl 5, u vodních ploščic to byly pouze 2 taxony. Průměrný počet taxonů vodních brouků a ploščic dohromady byl 7.

Obrázek 42: Zastoupení vodních brouků a ploščic na jednotlivých lokalitách v období 2017-2018.



5.2.3.4 Statistické vyhodnocení za období 2017–2018

5.2.3.5 Vyhodnocení podobnosti jednotlivých nádrží pomocí Jaccardova indexu

Nejvíce podobné z hlediska přítomných taxonů vodních brouků jsou následující lokality (% udává vzájemnou podobnost), viz příloha XIV:

- **50 %:** R5 a NS12 DNT; R5 a NS14 DNT; Syčivka a NS14 Pokrok; Syčivka a NS8 DNT; NS14 Pokrok a NS16 Pokrok; NS8 DNT a NS14 DNT; NS9 DB a NS26 DNT; NS16 Pokrok a NS8 DNT
- **55 %:** NS2 DNT a NS14 DNT; NS3 DNT a NS14 DNT
- **57 %:** NS9 DB a NS11 DB
- **60 %:** Syčivka a NS16 Pokrok
- **62 %:** NS2 DNT a NS5 DNT; NS3 DNT a NS5 DNT
- **64 %:** NS5 DNT a NS14 DNT
- **67 %:** NS9 DB a NS16 Pokrok
- **100 %:** NS12 DB a NS13 DB; NS2 DNT a NS3 DNT

Nejvíce podobné z hlediska přítomných taxonů vodních ploštic jsou následující lokality (% udává vzájemnou podobnost) viz příloha XV:

- **50 %:** Radovesice 2. sukcese XVII A/2 a Radovesice u 2. sukcese XVII A/3; Jirásek a Jiřina; Jirásek a Vršíček; Jiřina a Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma; NS9 DB a NS4 DNT; NS12 DB a NS4 DNT; NS13 DB a NS4 DNT; NS1 DNT a NS4 DNT; NS5 DNT a NS7 DNT; **Radovesice jižně od Vršíčku a Jiřiny XI/1 a NS16 DNT**
- **67 %:** NS12 DNT a NS14 DNT
- **80 %:** NS2 DNT a NS3 DNT
- **100 %:** NS9 DB a NS12 DB; NS9 DB a NS13 DB; NS12 DB a NS13 DB; NS9 DB a NS1 DNT; NS12 DB a NS1 DNT; NS13 DB a NS1 DNT

Nejvíce podobné z hlediska přítomných taxonů vodních brouků a ploštic dohromady jsou následující lokality (% udává vzájemnou podobnost) viz příloha XVI:

- **50 %:** NS9 DB a NS11 DB
- **56 %:** NS 9 DB a NS16 Pokrok
- **93 %:** NS2 DNT a NS3 DNT
- **100 %:** NS12 DB a NS13 DB

5.2.3.5.1 Porovnání diverzity malých a velkých nádrží pomocí dvouvýběrového t-testu

Pro zjištění, zda se druhová diverzita vodních brouků za období 2017-2018 ve velkých a malých nádržích liší, byl použit dvouvýběrový t-test zpracován v programu STATISTICA 12. Krabicový graf byl vytvořen ve stejném programu.

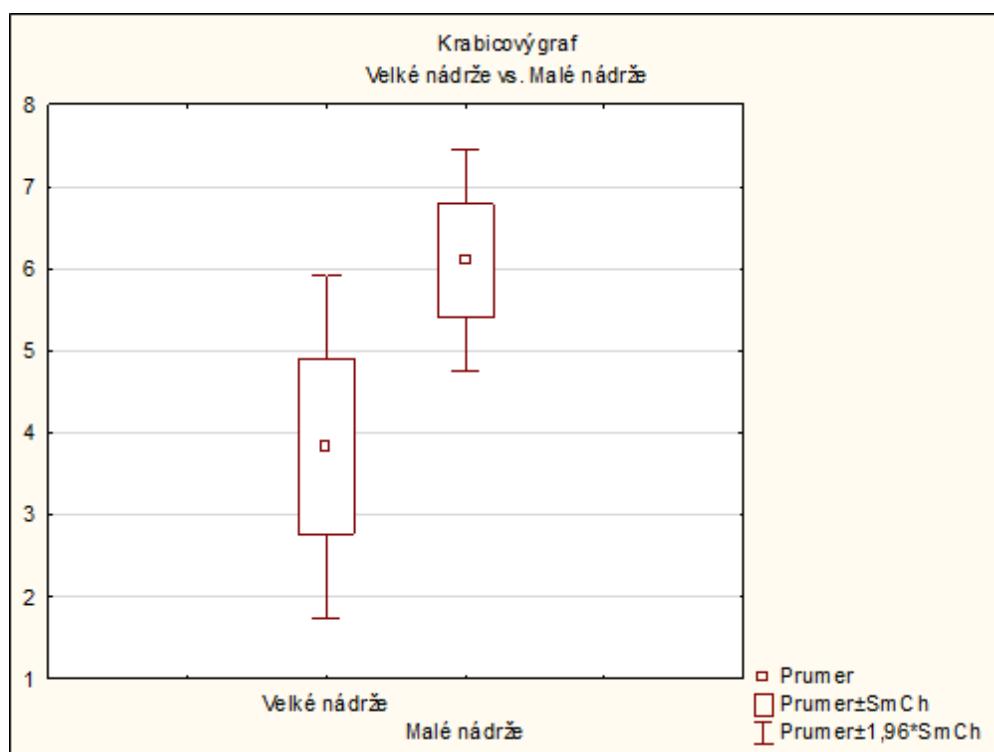
Testována byla hypotéza H_0 : Neexistuje statisticky významný rozdíl mezi průměrným počtem taxonů vodních brouků ve velkých a malých nádržích. Pro výpočet byla použita hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Výstupem z programu STATISTICA 12 je tabulka 11:

Tabulka 11: Statistické vyhodnocení druhové diverzity vodních brouků ve velkých a malých vodních nádržích pomocí dvouvýběrového t-testu za období 2017-2018.

	Průměr (skup. 1)	Průměr (skup. 2)	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. (skup. 1)
Velké nádrže vs. Malé nádrže	3,833333	6,100000	-1,87315	30	0,070820	12
	Poč.plat. (skup. 1)	Poč.plat. (skup. 2)	Sm.odch. (skup. 1)	Sm.odch. (skup. 2)	F-poměr (Rozptyly)	p (Rozptyly)
	12	20	3,688639	3,076225	1,437793	0,469494

Hodnota $p = 0,070820$ a je větší než $\alpha = 0,05$, a proto s 95 % pravděpodobností přijímáme nulovou hypotézu: Mezi průměrným počtem taxonů vodních brouků zjištěných v období 2017-2018 ve velkých a malých nádržích neexistuje statisticky významný rozdíl. Hypotézu potvrzuje i krabicový graf k vidění níže (obrázek 43).

Obrázek 43: Krabicový graf průměrného počtu taxonů vodních brouků ve velkých a malých vodních nádržích v období 2017-2018.



Pro zjištění, zda se druhová diverzita vodních ploštic za období 2017-2018 ve velkých a malých nádržích liší, byl použit dvouvýběrový t-test zpracován v programu STATISTICA 12. Krabicový graf byl vytvořen ve stejném programu.

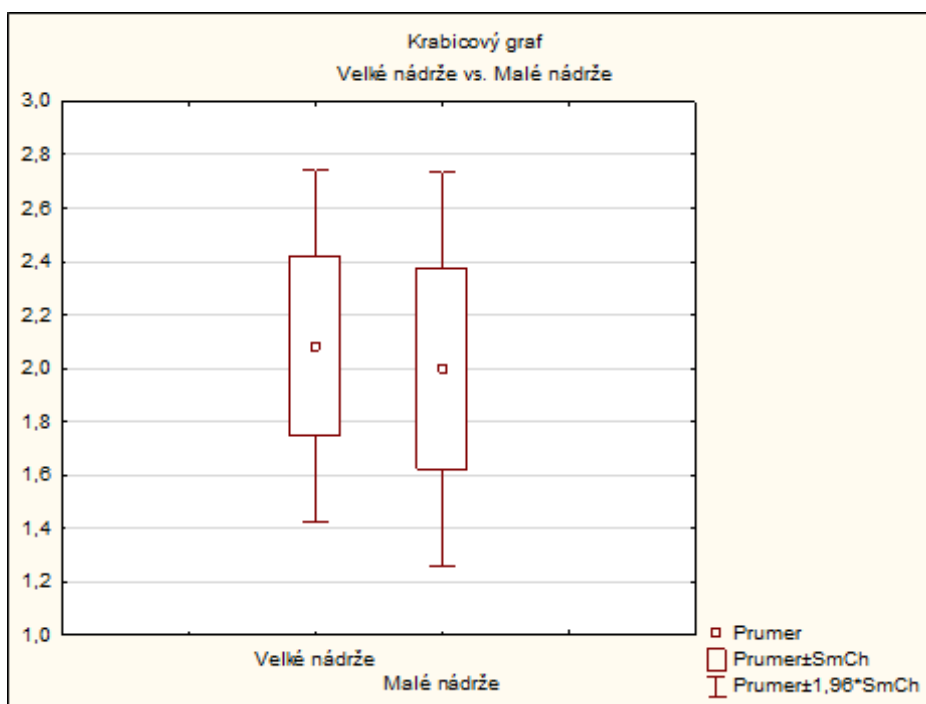
Testována byla hypotéza H_0 : Neexistuje statisticky významný rozdíl mezi průměrným počtem taxonů vodních ploštic ve velkých a malých nádržích. Pro výpočet byla použita hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Výstupem z programu STATISTICA 12 je tabulka 12:

Tabulka 12: Statistické vyhodnocení druhové diverzity vodních ploštic ve velkých a malých vodních nádržích pomocí dvouvýběrového t-testu za období 2017-2018.

	Průměr (skup. 1)	Průměr (skup. 2)	Hodnota t	sv	p
Velké nádrže vs. Malé nádrže	2,083333	2,000000	0,150573	30	0,881320
	Poč.plat. (skup. 2)	Sm.odch. (skup. 1)	Sm.odch. (skup. 2)	F-poměr (Rozptyly)	p (Rozptyly)
	20	1,164500	1,685854	2,095854	0,209699

Hodnota $p = 0,881320$ a je větší než $\alpha = 0,05$, a proto s 95 % pravděpodobností přijímáme nulovou hypotézu: Mezi průměrným počtem taxonů vodních ploštic v období 2017-2018 ve velkých a malých nádržích neexistuje statisticky významný rozdíl. Hypotézu potvrzuje i krabicový graf k vidění níže (obrázek 44).

Obrázek 44: Krabicový graf průměrného počtu taxonů vodních ploštic ve velkých a malých vodních nádržích v období 2017-2018.



Pro zjištění, zda se druhová diverzita vodních brouků a ploštic za období 2017-2018 ve velkých a malých nádržích liší, byl použit dvouvýběrový t-test zpracován v programu STATISTICA 12. Krabicový graf byl vytvořen ve stejném programu.

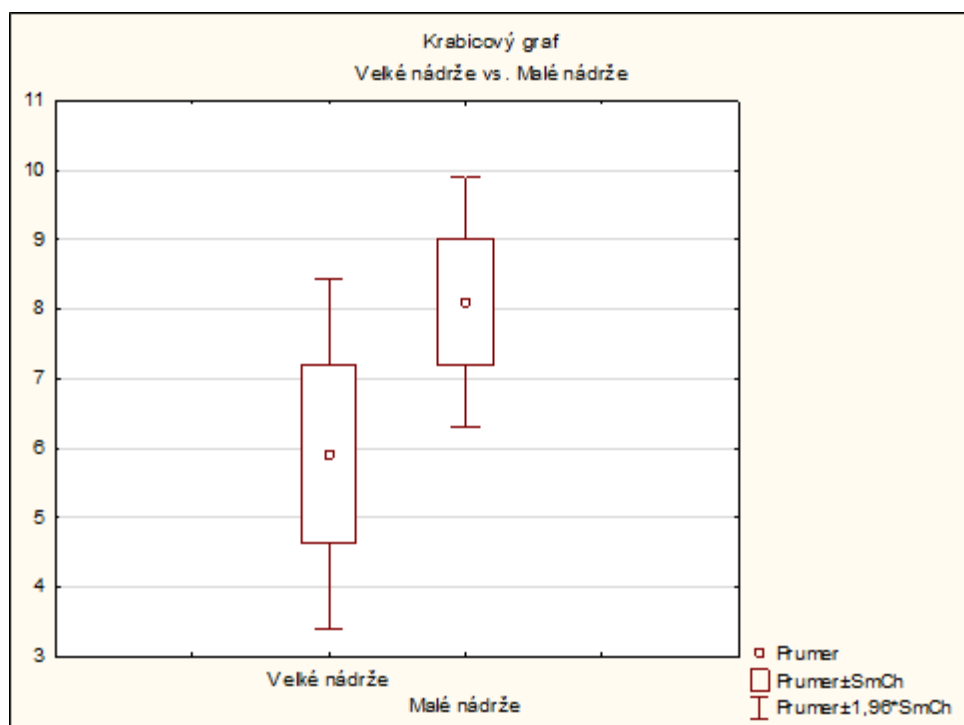
Testována byla hypotéza H_0 : Neexistuje statisticky významný rozdíl mezi průměrným počtem taxonů vodních brouků a ploštic ve velkých a malých nádržích. Pro výpočet byla použita hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Výstupem z programu STATISTICA 12 je tabulka 13:

Tabulka 13: Statistické vyhodnocení druhové diverzity vodních brouků a ploštic ve velkých a malých vodních nádržích pomocí dvouvýběrového t-testu za období 2017-2018 .

	Průměr (skup. 1)	Průměr (skup. 2)	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. (skup. 1)
Velké nádrže vs. Malé nádrže	5,916667	8,100000	-1,41364	30	0,167761	12
	Poč.plat. (skup. 1)	Poč.plat. (skup. 2)	Sm.odch. (skup. 1)	Sm.odch. (skup. 2)	F-poměr (Rozptyly)	p (Rozptyly)
	12	20	4,440687	4,102631	1,171589	0,733478

Hodnota $p = 0,167761$ a je větší než $\alpha = 0,05$, a proto s 95 % pravděpodobností přijímáme nulovou hypotézu: Mezi průměrným počtem taxonů vodních brouků a ploštic dohromady za období 2017-2018 ve velkých a malých nádržích neexistuje statisticky významný rozdíl. Hypotézu potvrzuje i krabicový graf k vidění níže (obrázek 45).

Obrázek 45: Krabicový graf průměrného počtu taxonů vodních brouků a ploštic ve velkých a malých vodních nádržích v období 2017-2018.

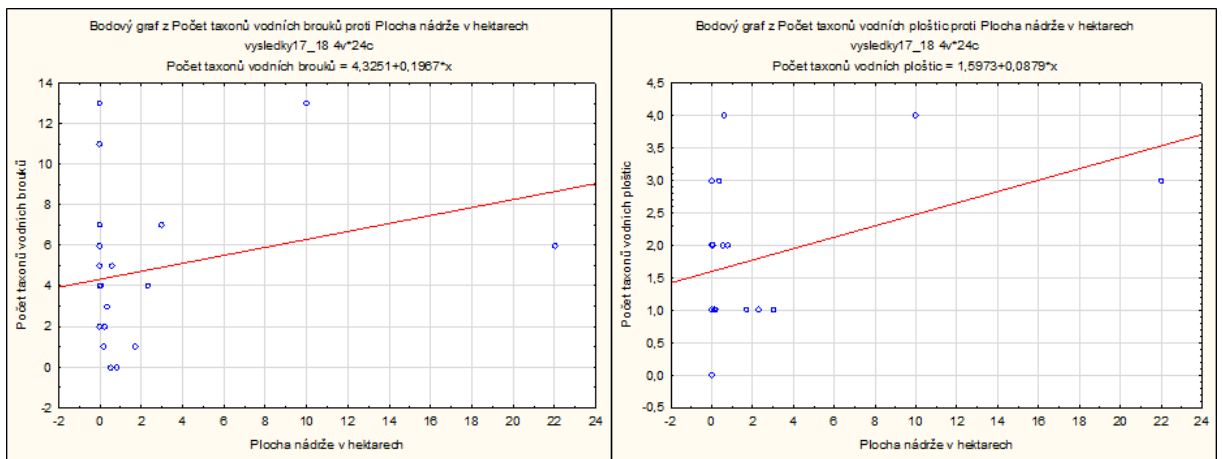


5.2.3.6 Stanovení závislosti mezi velikostí plochy a počtem taxonů za pomoci lineární regrese

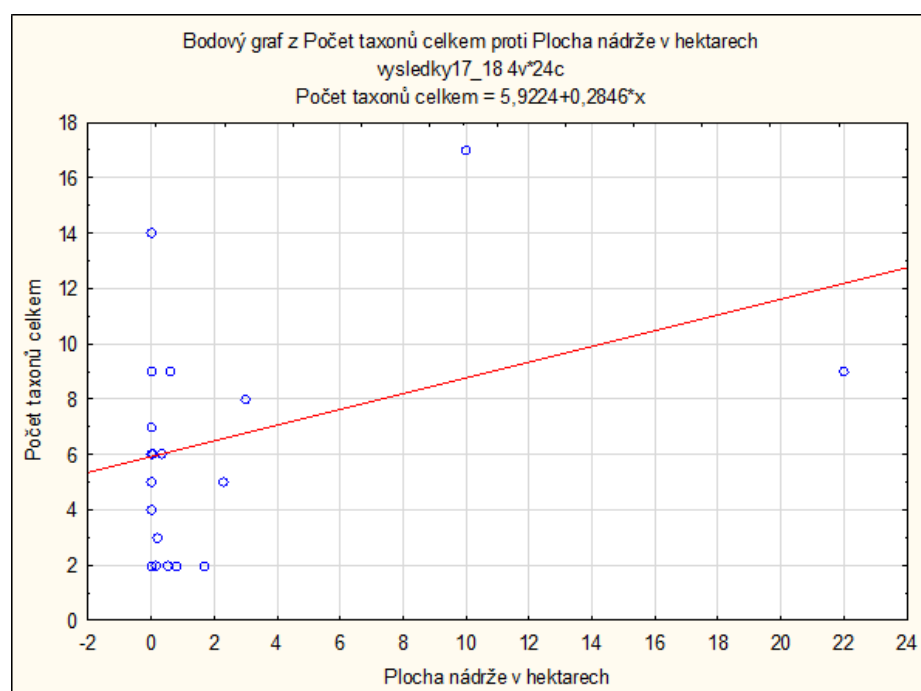
Pro zjištění míry závislosti mezi velikostí vodní plochy a počtem zjištěných taxonů za období 2017-2018 byly v programu STATISTICA 12 vytvořeny grafy lineární regrese. Opět byly samostatně hodnoceny taxony vodních brouků a ploščic a následně obě skupiny dohromady. Hodnoceny byly velké nádrže společně s malými (pouze ty, u kterých bylo možné změřit plochu z leteckého snímku).

Pro kontrolu byla regrese i spočítána ve stejném programu. Pro výpočet byla použita hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Testována byla nulová hypotéza H_0 : Neexistuje statisticky významná závislost mezi plochou nádrže a počtem zjištěných taxonů.

Obrázek 46: Grafy lineární regrese závislosti mezi plochou nádrže v hektarech a počtem zjištěných taxonů vodních brouků (vlevo) a vodních ploščic (vpravo) za období 2017-2018.



Obrázek 47: Graf lineární regrese závislosti mezi plochou nádrže v hektarech a počtem zjištěných taxonů vodních brouků a vodních ploščic.



Z grafů lineární regrese (obrázek 46 a 47) je jasné vidět, že neexistuje statisticky významná závislost mezi plochou nádrže v hektarech a počtem zjištěných taxonů na stanovišti pro období 2017-2018. To samé vyplývá i z výsledků regrese spočítané v programu STATISTICA 12 (tabulka 14, 15 a 16), všechny hodnoty p byly větší než $\alpha = 0,05$. S 95 % pravděpodobností proto přijímáme stanovenou nulovou hypotézu.

Tabulka 14: Výstup z programu STATISTICA 12 – závislost mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních brouků pro období 2017-2018.

		Výsledky regrese se závislou proměnnou: Počet taxonů vodních brouků R= ,26267666 R2= ,06899903 Upravené R2= ,02668080 F(1,22)=1,6305 p<,21495 Směrod. chyba odhadu : 3,5472					
N=24		b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(22)	p-hodn.
Abs.člen				4,325054	0,771913	5,603034	0,000012
Plocha nádrže v hektarech		0,262677	0,205714	0,196700	0,154045	1,276903	0,214950

Tabulka 15: Výstup z programu STATISTICA 12 – závislost mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních ploštic pro období 2017-2018.

		Výsledky regrese se závislou proměnnou: Počet taxonů vodních ploštic R= ,35507558 R2= ,12607867 Upravené R2= ,08635497 F(1,22)=3,1739 p<,08864 Směrod. chyba odhadu : 1,1362					
N=24		b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(22)	p-hodn.
Abs.člen				1,597330	0,247257	6,460193	0,000002
Plocha nádrže v hektarech		0,355076	0,199308	0,087907	0,049343	1,781542	0,088635

Tabulka 16: Výstup z programu STATISTICA 12 – závislost mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních brouků a vodních ploštic dohromady pro období 2017-2018.

		Výsledky regrese se závislou proměnnou: Počet taxonů celkem R= ,33192889 R2= ,11017679 Upravené R2= ,06973028 F(1,22)=2,7240 p<,11305 Směrod. chyba odhadu : 3,9708					
N=24		b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(22)	p-hodn.
Abs.člen				5,922384	0,864097	6,853838	0,000001
Plocha nádrže v hektarech		0,331929	0,201113	0,284607	0,172441	1,650458	0,113055

5.2.4 Přehled zjištěných taxonů za období 2017-2018

5.2.4.1 Vodní brouci

Za období 2017-2018 bylo zjištěno celkem 42 taxonů vodních brouků, 20 z nich bylo určeno na úroveň druhu (tabulka 17). Nejvyšší frekvence dosáhli jedinci rodu *Agabus* sp. a *Haliplus* sp., kteří byli nalezeni na 16 lokalitách, což odpovídá 9,52 % zastoupení taxonu. Druhými nejpočetnějšími byly rody *Hydroporus* sp. a *Laccophilus* sp. nalezeny na 15 lokalitách (zastoupení 8,93 %). Nejpočetnějším určeným druhem byl *Hydroglyphus geminus* zjištěn na 10 lokalitách (zastoupení 5,95 %). Naopak pouze na 1 lokalitě se vyskytovalo celkem 15 taxonů, každý s 0,60 % zastoupením.

Celkem 2 zjištěné druhy náleží do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017), a to zranitelný (VU) *Cybister lateralimarginalis* nalezen na 2 lokalitách (zastoupení 1,19 %) a téměř ohrožený (NT) *Laccophilus poecilus* nalezen na 3 lokalitách (zastoupení 1,79 %).

Tabulka 17: Přehled všech zjištěných taxonů vodních brouků s frekvencí jejich výskytu v období 2017-2018 pro malé i velké nádrže bez rozdílu dohromady.

Taxony označené * vyžadují revizi určení.

Latinský název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Acilius</i> sp.	1	0	1	0,60 %	
<i>Acilius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	0,60 %	
<i>Agabus</i> sp.	3	13	16	9,52 %	
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	1	0,60 %	
<i>Berosus</i> sp.	1	1	2	1,19 %	
<i>Bidessus</i> sp.	0	1	1	0,60 %	
<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	2	1,19 %	
<i>Cybister lateralimarginalis</i> (De Geer, 1774)	2	0	2	1,19 %	VU
<i>Donatia</i> sp.	1	0	1	0,60 %	
<i>Dytiscus</i> sp.	0	2	2	1,19 %	
<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	2	0	2	1,19 %	
<i>Elmis</i> sp.	2	0	2	1,19 %	
<i>Elodes</i> cf. <i>minuta</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	1	0,60 %	
<i>Elodes marginata</i> (Fabricius, 1798)	2	0	2	1,19 %	
<i>Enochrus</i> sp.	1	3	4	2,38 %	
<i>Gyrinus substriatus</i> Stephens, 1828	1	0	1	0,60 %	
<i>Gyrinus</i> sp.	2	0	2	1,19 %	
<i>Haliplus</i> sp.	4	12	16	9,52 %	
<i>Helochares</i> sp.	0	3	3	1,79 %	
<i>Helophorus</i> sp.	1	2	3	1,79 %	
<i>Hydaticus</i> sp.	1	0	1	0,60 %	
<i>Hydraena</i> sp.	0	1	1	0,60 %	
<i>Hydrobius fuscipes</i> (Linnaeus, 1758)	1	6	7	4,17 %	
<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)	1	9	10	5,95 %	
<i>Hydrochara</i> sp.	0	3	3	1,79 %	
<i>Hydrophilidae</i> sp.	0	1	1	0,60 %	
<i>Hydroporus</i> sp.	3	12	15	8,93 %	
<i>Hygrotus</i> sp.	1	4	5	2,98 %	

Latinský název taxonu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Hyphydrus ovatus</i> (Linnaeus, 1761)	1	2	3	1,79 %	
<i>Ilybius</i> sp.	2	6	8	4,76 %	
<i>Ilybius fuliginosus</i> (Fabricius, 1792)	0	1	1	0,60 %	
<i>Laccobius</i> sp.	2	5	7	4,17 %	
<i>Laccophilus</i> sp.	3	12	15	8,93 %	
<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0,60 %	
<i>Laccophilus poecilus</i> * Klug, 1834	2	1	3	1,79 %	NT
<i>Microcara testacea</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	1	0,60 %	
<i>Noterus clavicornis</i> (De Geer, 1774)	0	3	3	1,79 %	
<i>Noterus crassicornis</i> (O. F. Müller, 1776)	2	0	2	1,19 %	
<i>Peltodytes caesus</i> * (Duftschmid, 1805)	0	3	3	1,79 %	
<i>Rhantus</i> sp.	0	11	11	6,55 %	
<i>Rhantus suturalis</i> (MacLeay, 1825)	0	1	1	0,60 %	
<i>Scarodytes halensis</i> (Fabricius, 1787)	0	1	1	0,60 %	

5.2.4.2 Vodní plošnice

Za období 2017-2018 bylo zjištěno celkem 20 taxonů vodních plošnic, z nich 16 bylo určeno na úroveň druhu (tabulka 18). Nejvyššího zastoupení dosáhl druh *Notonecta viridis* nalezen na 9 lokalitách, což odpovídá 13,85 % zastoupení. Druhým nejpočetnějším druhem byl *Ilyocoris cimicoides* nalezen na 8 lokalitách (12,31 % zastoupení). Naopak pouze na 1 lokalitě bylo nalezeno 5 taxonů, což odpovídá 1,54 % zastoupení.

Celkem 4 zjištěné taxony jsou zařazeny do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017), a to téměř ohrožený (NT) *Aquarius najas* na 1 lokalitě (zastoupení 1,54 %), zranitelný (VU) *Gerris lateralis* na 2 lokalitách (zastoupení 3,08 %), ohrožený (EN) *Hesperocorixa moesta* na 5 lokalitách (zastoupení 7,69 %) a zranitelný (VU) *Micronecta minutissima* na 3 lokalitách (zastoupení 4,62 %).

Tabulka 18: Přehled všech zjištěných taxonů vodních plošnic s frekvencí jejich výskytu v období 2017-2018 pro malé i velké nádrže bez rozdílu dohromady.

Latinský název druhu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Aquarius najas</i> * (De Geer, 1773)	0	1	1	1,54 %	NT
Corixidae sp.	2	0	2	3,08 %	
<i>Corixa punctata</i> (Illiger, 1807)	0	1	1	1,54 %	
<i>Cymatia coleoptrata</i> (Fabricius, 1777)	1	0	1	1,54 %	
<i>Cymatia rogenhoferi</i> (Fieber, 1864)	1	0	1	1,54 %	
<i>Gerris</i> sp.	2	1	3	4,62 %	
<i>Gerris argentatus</i> * Schummel, 1832	2	1	3	4,62 %	
<i>Gerris gibbifer</i> Schummel, 1832	0	1	1	1,54 %	
<i>Gerris lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	6	9,23 %	
<i>Gerris lateralis</i> Schummel, 1832	0	2	2	3,08 %	VU
<i>Hesperocorixa linnaei</i> (Fieber, 1848)	1	2	3	4,62 %	
<i>Hesperocorixa moesta</i> (Fieber, 1848)	1	4	5	7,69 %	EN
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> (Fieber, 1848)	1	1	2	3,08 %	

Latinský název druhu	Frekvence výskytu			Procentuální zastoupení	Červený seznam
	Velké nádrže	Malé nádrže	Celkem		
<i>Ilyocoris cimicoides</i> (Linnaeus, 1758)	4	4	8	12,31 %	
<i>Micronecta</i> sp.	2	0	2	3,08 %	
<i>Micronecta minutissima</i> * (Linnaeus, 1758)	3	0	3	4,62 %	VU
<i>Notonecta</i> sp.	1	1	2	3,08 %	
<i>Notonecta glauca</i> Linnaeus, 1758	1	4	5	7,69 %	
<i>Notonecta viridis</i> Delcourt, 1909	0	9	9	13,85 %	
<i>Plea minutissima</i> Leach, 1817	2	3	5	7,69 %	

5.3 Srovnání podle období sledování (2010-2018 vs. 2017–2018)

Pro sledované období 2010-2018 bylo vybráno 10 velkých a 12 malých vodních nádrží, kdežto pro období 2017-2018 to bylo 12 velkých a 20 malých. Celkem 11 nádrží bylo pro obě období shodných (R5 DB, Radovesice XVII B sukcese, Syčivka, Duchcov – Pokrok II. nádrž Emma, NS9 DB, NS1 DNT, NS2 DNT, NS3 DNT, NS4 DNT, NS5 DNT, NS10 DNT).

Ve sledovaném období 2010-2018 bylo zjištěno celkem 70 taxonů vodních brouků, z toho 41 z nich bylo určeno do druhu. V období 2017-2018 to bylo 42 taxonů s 20 určenými druhy. Shodných druhů pro obě období bylo celkem 18. Odlišné druhy odlovené v období 2010-2018 byly: *Agabus undulatus*, *Anacaena globulus*, *Anacaena limbata*, *Anacaena lutescens*, *Berosus signaticollis*, *Eubria palustris*, *Graptodytes pictus*, *Haliplus fluviatilis*, *Haliplus immaculatus*, *Haliplus laminatus*, *Haliplus ruficollis*, *Helochares obscurus*, *Hydaticus stagnalis*, *Hydrochara caraboides*, *Hydrovatus cuspidatus*, *Hygrotus inaequalis*, *Ilybius ater*, *Ilybius fenestratus*, *Laccophilus hyalinus*, *Laccornis oblongus*, *Oreodytes septentrionalis*, *Platambus maculatus*, *Rhantus frontalis*. Pro období 2017-2018 byly navíc druhy *Ilybius fuliginosus* a *Scarodytes halensis*. Mezi nejčtenější taxony obou období patřily *Haliplus* sp. a *Hydrobius* sp. V období 2017-2018 však převažovali i jedinci rodu *Agabus* sp. Druhy náležící do Červeného seznamu byly shodné pro obě období (*Cybister lateralimarginalis* a *Laccophilus poecilus*). V období 2010-2018 vykazovaly velké nádrže vyšší diverzitu taxonů a vyšší průměr zjištěných taxonů na lokalitu. V období 2017-2018 byla diverzita taxonů ve velkých a malých nádržích na stejné úrovni, avšak průměrný počet taxonů na lokalitu byl jasně vyšší u malých nádrží.

Ve sledovaném období 2010-2018 bylo zjištěno celkem 35 taxonů vodních ploštic, z toho 30 z nich bylo určeno do druhu. V období 2017-2018 to bylo 20 taxonů s 16 určenými druhy. Shodných druhů pro obě období bylo celkem 15. Odlišné druhy odlovené v období 2010-2018 byly: *Arctocorisa carinata*, *Corixa affinis*, *Gerris rufoscutellatus*, *Gerris thoracicus*, *Hesperocorixa castanea*, *Hydrometra stagnorum*, *Mesovelvia furcata*, *Microvelia reticulata*, *Nepa cinerea* Linnaeus, *Notonecta maculata*, *Paracorixa concinna*, *Sigara falleni*, *Sigara hellensi* a *Sigara lateralis*. Pro období 2017-2018 byl navíc pouze druh *Aquarius najas*. Mezi nejčtenější druhy obou období patřil *Ilyocoris cimicoides*. V období 2010-2018 převažoval i druh *Gerris lacustris*, kdežto v období 2017-2018 to byl druh *Notonecta viridis*. Druhy náležící do Červeného seznamu shodné pro obě období byly *Gerris lateralis*, *Hesperocorixa moesta* a *Micronecta minutissima*. Pro období 2010-2018 to byly navíc *Corixa affinis*, *Hesperocorixa castanea* a *Sigara hellensi*. V období 2017-2018 byl navíc druhem Červeného seznamu

Aquarius najas. V období 2010-2018 vykazovaly velké nádrže opět vyšší diverzitu taxonů vodních ploštic a byl zde pozorován výrazný rozdíl v průměrném počtu taxonů na lokalitu ve velkých a malých nádržích. V období 2017-2018 byla diverzita zjištěných taxonů pro sledované velké a malé nádrže obdobná, stejně jako průměrný počet taxonů na lokalitu, který dosahoval prakticky stejné hodnoty.

Společným trendem pro obě sledovaná období bylo vyšší zastoupení vodních brouků než vodních ploštic na téměř všech lokalitách. V obou obdobích byla nejbohatší lokalitou jednoznačně velká nádrž Radovesice XVII B sukcese. Porovnáme-li průměrný počet taxonů na lokalitu, v období 2010-2018 byl téměř dvojnásobně vyšší u velkých nádrží (22,2) než u malých (13,4). Naopak v období 2017-2018 byl pozorován opačný trend, i když rozdíl nebyl zdaleka tak markantní (5,9 vs. 8,1). Rozdíly pak potvrzují i výsledky dvouvýběrového t-testu, kdy pro období 2010-2018 existuje statisticky významný rozdíl mezi diverzitou velkých a malých nádrží, kdežto u období 2017-2018 byla nulová hypotéza přijata (neexistuje statisticky významný rozdíl).

Nejasného výsledku dosáhla lineární regrese, kdy byla zkoumána závislost mezi plochou nádrže v hektarech a počtem zjištěných taxonů v ní. Pro období 2010-2018 byla zjištěna statisticky významná závislost pouze mezi plochou vodní nádrže a počtem taxonů vodních ploštic, u počtu taxonů vodních brouků a počtu taxonů celkově však nebyla závislost potvrzena. Pro období 2017-2018 zde nebyla potvrzena statisticky významná závislost u žádné ze sledovaných závislých proměnných.

Podle výsledků za srovnávaná období 2010-2018 a 2017-2018 lze říci, že v krátkodobém hledisku (období 2017-2018) hypotéza, že velké nádrže vykazují vyšší diverzitu, než malé byla vyvrácena, ale za delší časovém období kontinuálního sledování (2010-2018) tuto hypotézu vyvrátit nelze.

6 Diskuze

Vodní brouci a vodní plošnice se vyskytují hojně téměř ve všech typech sladkovodních ekosystémů (Turić et al. 2017), což předložená práce potvrzuje – ani jedno stanoviště nebylo s úplnou absencí obou zkoumaných skupin bezobratlých zároveň.

Vodní brouci na území Mostecké pánve byli zkoumáni především Táborským (2008, 2010) a také Vrabcem et al. (2009, 2010). Vodním plošticím v Mostecké pánvi však nebyla věnována téměř žádná pozornost, ucelený přehled chybí v podstatě na celém území Čech. Informace o vodních plošticích Mostecké pánve poskytuje pouze Vrabec et al. (2009, 2010).

Cílem práce bylo ověřit stanovenou hypotézu: „Vyšší druhová pestrost dané zkoumané skupiny je v nádržích o větší rozloze.“ Tato hypotéza však nebyla zcela jasně potvrzena ani vyvrácena. Vlastní výsledek studie je v souladu s tvrzením (Bloechl et al. 2010; Hassall 2014; Olosutean & Ilie 2014; Deacon et al. 2018) o diverzitě, že diverzita malých nádrží je vyšší než velkých pouze v případě, že hodnotíme kratší období sledování (2017-2018). Při dlouhodobém hodnocení (2010-2018) byl však výsledek opačný, velké nádrže vykazovaly mnohem vyšší diverzitu než nádrže malé. Může to být způsobeno tím, že větší nádrže jsou stabilnější a déle sledované, takže byly zachyceny v různých stádiích sukcesního vývoje a tím se počty taxonů dorovnaly.

Výsledek může být poněkud zkreslen tím, že nižší taxony než řád byly hodnoceny bez rozdílu úrovně determinace. Pokud by byly všechny taxony určeny na úroveň druhu, mohl by výsledek být jiný (malé vodní nádrže mohly ve skutečnosti za delší časové období vykazovat vyšší druhovou diverzitu než nádrže velké). Lze však předpokládat, že by zde výrazný rozdíl nebyl. Bohužel determinace takového komplexu materiálu v krátkém období zpracování diplomové práce je problém i pro oslovené specialisty. Některé malé larvy nelze k taxonu bezpečně přiřadit, navíc některé brouky umí jen 1–2 specialisté v ČR. Není tak v možnostech zpracování diplomové práce komplexně zajistit spolehlivé učení všech taxonů na úroveň druhu.

V této studii rovněž vůbec není brána v úvahu možná kontaminace tůní, předpokladem je, že kontaminovány nejsou a voda ve všech z nich má srovnatelnou kvalitu, ale obsah určitých látek může faunu vodních brouků a plošnic ovlivňovat. Některé druhy vodních brouků jsou dle Buss et al. (2000) velmi citlivé na znečištění vodního prostředí. Což koresponduje s tvrzením Boukala (2012), že vodní brouci jsou citliví k eutrofizaci a znečištění postřiky a hnojivy. Dle Bloechl et al. (2010) může mít vliv na druhové složení vodních brouků například i pH a vodivost. Na druhou stranu vodní plošnice nejsou považovány za až tak vhodné bioindikátory vodního prostředí. Některé studie tvrdí, že druhy čeledi Corixidae mají jasně definovány nároky na prostředí (Bloechl et al. 2010), kdežto studie Wollmann (2000) potvrzuje mínění o široké ekologické valenci některých druhů – vodní plošnice z této čeledi se vyskytovaly v extrémním prostředí kyselých důlních vod (pH <3). Vodní plošnice infrařádu *Nepomorpha* jsou jinak obecně považovány za druhy s neobvykle širokou ekologickou tolerancí (Olosutean & Ilie 2014). Žádné z těchto tvrzení však v této studii nelze potvrdit ani vyvrátit, jelikož znečištění vodních nádrží nebylo zkoumáno.

6.1 Zhodnocení zjištěných taxonů za dlouhé období 2010-2018

6.1.1 Vodní brouci

Pokud zhodnotíme období 2010-2018, bylo zjištěno celkem 70 taxonů vodních brouků, 41 z nich bylo určeno na úroveň druhu, což odpovídá zhruba 10 % z celkového počtu 402 druhů v ČR známých (Boukal et al. 2007). Nejvyšší frekvence dosáhli jedinci rodu *Halipilus* sp. a lze předpokládat, že i u materiálu nedeterminovaného do druhu se jedná o některé ze 4 druhů v nádržích již zjištěných. Mohlo však jít i o jiné, zatím nezjištěné druhy, jelikož se na našem území vyskytuje celkem 18 druhů čeledi Haliplidae (Pokorný 2002) a jejich determinace je kvůli malé velikosti velmi obtížná. Druhým nejpočetnějším byl však zástupce určený do druhu, a to *Hydrobius fuscipes* z čeledi Hydrophilidae. Čeleď Hydrophilidae je na našem území velmi početná (77 druhů) a *Hydrobius fuscipes* je široce rozšířeným a v ČR běžným druhem (Boukal et al. 2007).

Většina zjištěných druhů potvrzuje nálezy Táborského (2008, 2010) v širším okolí, eventuálně souhlasí s údaji Vrabce et al. (2009, 2010). Táborský (2008, 2010) se však věnoval pouze čeledím Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae a Gyrinidae, proto se s ním některé nálezy neshodují. Druhy *Hydaticus stagnalis*, *Hydrovatus cuspidatus*, *Laccophilus poecilus* a *Laccornis oblongus* Táborský nenašel, Vrabec et al. (2009, 2010) před rokem 2010 však ano. Druh *Ilybius ater* zjistil zase Táborský (2008, 2010), ale Vrabec et al. (2009, 2010) ne. Druhy zjištěné v této studii, ale neuváděné žádnými autory jsou: *Eubria palustris*, *Gyrinus substriatus*, *Helochares obscurus*, *Microcara testacea* a *Oreodytes septentrionalis*.

Nejběžnějšími taxony ve velkých nádržích byly již zmíněný *Halipilus* sp. a dále pak v ČR velmi hojný (Boukal et al. 2007) druh *Laccophilus minutus* z čeledi Dytiscidae, který je na našem území také velmi hojný (Boukal et al. 2007). V malých nádržích nejčastějšími taxony již zmíněný *Halipilus* sp., *Hydrobius fuscipes*, *Laccophilus* sp. (pravděpodobně šlo o některé ze 4 již zjištěných druhů) a také rod *Hygrotus* sp., kde s největší pravděpodobností šlo o jediný zjištěný druh *Hygrotus inaequalis*.

Společných taxonů vodních brouků pro velké i malé nádrže bylo celkem 27, což je z celkového počtu zjištěných taxonů velmi málo a ukazuje to na značnou nesourodost souborů.

Při srovnání počtu taxonů velkých a malých nádrží bylo zjištěno, že pro 8leté období sledování 2010-2018 vykazují velké nádrže vyšší diverzitu vodních brouků než nádrže malé.

6.1.2 Vodní ploštice

Pokud zhodnotíme období 2010-2018 bylo zjištěno celkem 35 taxonů vodních ploštic, z toho 30 z nich bylo určeno na úroveň druhu, což by odpovídalo zhruba 50 % všech vodních druhů vyskytujících se na území ČR dle Soukupa (1998), který jich uvádí kolem 60. Nejvyššího zastoupení dosáhl druh *Ilyocoris cimicoides* z čeledi Naucoridae. Křídla tohoto druhu mají slabou muskulaturu, a proto údajně není schopen letu (Bellmann 2015), což je vzhledem k jeho širokému rozšíření zajímavé. Druhým nejpočetnějším druhem byl *Gerris lacustris* z čeledi Gerridae. Tento druh je na našem území velmi hojný (Reichholf-Riehmová 1997).

Pouze dva druhy se neshodovaly s druhy zjištěnými Vrabcem et al. (2009, 2010), a to *Corixa affinis* a *Gerris gibbifer*.

Nejčetnějším taxonem vodních ploštic ve velkých nádržích byl již zmíněný druh *Ilyocoris cimicoides* nalezen ve všech velkých nádržích a dále to byl druh *Notonecta glauca* z čeledi Notonectidae. Tento druh je dle Bloechl et al. (2010) označován jako všudypřítomný. V malých nádržích byl pak nejhojnějším taxonem běžný druh *Notonecta viridis* také z čeledi Notonectidae a již zmíněná *Gerris lacustris*.

Společných taxonů vodních ploštic pro velké i malé nádrže bylo celkem 22, což ukazuje na podobnost souborů.

Při srovnání počtu taxonů velkých a malých nádrží bylo zjištěno, že pro 8leté období sledování 2010-2018 vykazují velké nádrže vyšší diverzitu vodních ploštic než nádrže malé.

6.2 Zhodnocení zjištěných taxonů za krátké období 2017-2018

6.2.1 Vodní brouci

Pokud zhodnotíme období 2017-2018, bylo zjištěno celkem 42 taxonů vodních brouků, 20 z nich bylo určeno na úroveň druhu, což odpovídá pouhým 5 % z celkového počtu 402 druhů v ČR známých (Boukal et al. 2007). Nejvyšší frekvence dosáhli jedinci rodu *Agabus* sp. z čeledi Dytiscidae (pravděpodobně se jednalo o 2 již zjištěné druhy) a již vícekrát zmiňovaný *Haliplus* sp. Druhými nejpočetnějšími byly rody *Hydroporus* sp. a *Laccophilus* sp.. Nejpočetnějším určeným druhem byl *Hydroglyphus geminus* zjištěn na 10 lokalitách – je to jeden z nejhojnějších druhů čeledi Dytiscidae v ČR (Boukal et al. 2007).

Nalezené druhy lišící se od období 2010-2018 jsou pouze *Ilybius fuliginosus*, který zmiňuje Tábořský (2008, 2010), ale Vrabcet et al. (2009, 2010) ne a *Scarodytes halensis*, který zjistili všichni autoři.

Nejčastějším taxonem velkých nádrží byl opět *Haliplus* sp. Dále to byly již zmíněné taxony *Agabus* sp., *Hydroporus* sp. a *Laccophilus* sp. Nejčastějším taxonem malých nádrží byl *Agabus* sp. Dále to byly taxony *Haliplus* sp., *Hydroporus* sp. a *Laccophilus* sp. Dalším početným taxonem byl *Rhantus* sp. z čeledi Dytiscidae a druh *Hydroglyphus geminus*.

Společných taxonů vodních brouků pro velké i malé nádrže bylo celkem 15, což je ani ne polovina z celkového počtu taxonů, velké a malé nádrže si nebyly složením velmi podobné.

Při srovnání počtu taxonů velkých a malých nádrží bylo zjištěno, že pro 2leté období sledování 2017-2018 vykazují malé nádrže vyšší diverzitu vodních brouků než ty velké.

Pokud bychom však hovořili o diverzitě na úrovni čeledí, velké nádrže jsou v tomto ohledu rozmanitější. Kromě čeledí Dytiscidae, Hydrophilidae, Haliplidae a Noteridae, které jsou pro obě skupiny společné, byly zjištěny ještě druhy z čeledí Scirtidae, Gyrinidae, Elmidae a Chrysomelidae. V malých nádržích se vyskytovala ještě čeleď Hydraenidae. Čeleď Dytiscidae však byla v obou skupinách nádrží nejhojnější se zastoupením více než 50 %, což je pochopitelné, jelikož je tato čeleď v ČR druhově nejpočetnější (Boukal et al. 2007).

6.2.2 Vodní ploštice

Pokud zhodnotíme období 2017-2018, bylo zjištěno celkem 20 taxonů vodních ploštic, 16 z nich bylo určeno na úroveň druhu, což odpovídá asi 25 % všech vodních druhů vyskytujících se na území ČR dle Soukupa (1998). Nejvyššího zastoupení dosáhl druh

Notonecta viridis. Druhým nejpočetnějším druhem byl *Ilyocoris cimicoides*. Jak již bylo zmíněno výše, oba tyto druhy patří mezi běžné, široce rozšířené.

Jediným druhem odlišným od sledovaného období 2010-2018 byl *Aquarius najas*, který Vrabcem et al. (2009, 2010) nebyl zjištěn.

Nejčastějším taxonem velkých vodních nádrží byl opět druh *Ilyocoris cimicoides*. Dále to byl druh *Micronecta minutissima* z čeledi Corixidae. Tento výsledek je pozoruhodný, jelikož jde o druh zařazený do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017) náležící do kategorie zranitelný (VU), ovšem determinace druhů tohoto rodu je velice obtížná a domnívám se, že může jít i omyl v určení všech nebo části jedinců. V malých nádržích byl nejčetnějším taxonem již zmíněný druh *Notonecta viridis*. Dále to byl běžný druh *Gerris lacustris*.

Společných taxonů vodních ploštic pro velké i malé nádrže bylo celkem 10, což je přesně polovina z celkového počtu taxonů, velké i malé nádrže si tedy byly podobné z 50 %.

Při srovnání počtu taxonů vodních ploštic velkých a malých nádrží bylo zjištěno, že pro dvouleté období sledování 2017-2018 byla diverzita obou skupin nádrží stejná.

Rozmanitost čeledí vodních ploštic byla v obou skupinách nádrží také obdobná v obou skupinách byly zjištěni zástupci čeledí Corixidae, Gerridae, Naucoridae, Notonectidae a Pleidae. Nejpočetnější čeledí velkých nádržích byla Corixidae, což se shoduje s tvrzením Hädicke et al. (2017), že Corixidae většinou bývají nejpočetnější skupinou vodního hmyzu v různých sladkovodních ekosystémech. V malých nádržích to byla čeleď Notonectidae, což zase koresponduje s tvrzením Javorka (1978), že Notonectidae jsou výborní letci, a tak dokáží překonat velké vzdálenosti mezi vodními plochami. Druhou nejčetnější čeledí byla v obou skupinách nádrží Gerridae. Poměrné zastoupení infrařádů Gerromorpha a Nepomorpha bylo v obou skupinách nádrží také podobné, Nepomorpha vždy v převaze (min. 70 %). Jak již bylo zmíněno, infrařád Nepomorpha se vyznačuje až neobvykle širokou ekologickou tolerancí (Olosutean & Ilie 2014), a to bude nějspíš důvodem jeho převahy na sledovaných stanovištích.

6.3 Zhodnocení diverzity jednotlivých lokalit

Nejvyšší diverzitu vodních brouků i ploštic v obou sledovaných obdobích vykazovala velká nádrž „Radovesice XVII B sukcese“, což potvrzuje tvrzení autorů (Prach 2010; Vojar et al. 2012) o významu spontánních sukcesních ploch pro diverzitu krajiny. U malých nádrží pak lze říci, že vysoké diverzity dosahují náhradní stanoviště NS1-NS5 DNT umístěné blízko u sebe. Jak tvrdí Hassall (2014) a Deacon et al. (2018) seskupení či síť drobných stojatých vod mají velký význam – podporují vyšší diverzitu celé oblasti než jedna větší vodní plocha. Navíc jde o nejstarší budovaná náhradní stanoviště, takže je možné, že zjištěnou faunu ovlivnila i doba jejich existence.

Společným trendem pro obě sledovaná období bylo vyšší zastoupení vodních brouků než vodních ploštic na téměř všech lokalitách, což lze zdůvodnit tak, že celkový počet druhů vodních brouků vyskytujících se na našem území je takřka 7 × vyšší než počet druhů vodních ploštic (Soukup 1998; Boukal et al. 2007). Na vyšší zastoupení vodních brouků může mít také vliv věk vodní nádrže, dle Bloechl et al. (2010) se v mladších vodních nádržích se objevují především vodní ploštice, zatímco početnost a diverzita vodních brouků se zvyšuje s postupující sukcesí. Většina zkoumaných nádrží je již staršího data vzniku a jejich druhové složení již může být ustálené. Konvičková (2008) ve své studii také zaznamenala ve starších tůních větší počet

vodních brouků, ale podotýká, že v mladších tůních bylo více druhů s nižší početností. Naopak považuje vodní brouky za rychlé kolonizátory nově vytvořených tůní. Věk nádrže však v rámci této diplomové práce nebyl do výzkumu zahrnut, a proto lze o výsledcích pouze spekulovat.

6.3.1 Vyhodnocení podobnosti malých a velkých nádrží v období 2017-2018 pomocí Jaccardova indexu

Z hlediska přítomných taxonů vodních brouků si byly nejvíce podobné lokality (velké vs. malé nádrže) „Syčivka“ (velká nádrž) a „NS16 Pokrok“ (malá nádrž), podobnost těchto stanovišť byla 60 %. S podobností 50 % to pak byly lokality „R5“ (velká) a „NS12 DNT“ (malá), „R5“ (velká) a „NS14 DNT“ (malá), „Syčivka“ (velká) a „NS14 Pokrok“ (malá), „Syčivka“ (velká) a „NS8 DNT“ (malá). Z hlediska přítomných taxonů vodních ploštic si byly nejvíce podobné lokality (velké vs. malé nádrže) „Radovesice jižně od Vršíčku a Jiřiny XI/1“ (velká) a „NS16 DNT“ (malá), podobnost těchto stanovišť byla 50 %. Pokud srovnáme malé a velké nádrže z hlediska přítomných taxonů vodních brouků a ploštic dohromady, zjistíme, že žádné z lokalit si nebyly podobné. Hodnota Jaccardova indexu nedosáhla 50 % ani v jednom z případů.

Na základě těchto výsledků lze konstatovat, že velké a malé nádrže si navzájem složením fauny nejsou příliš podobné. Je třeba si uvědomit, že některé lokality si sice byly vzájemně podobné svým druhovým složením alespoň z 50 %, ale celkově v nich byl zjištěn malý počet druhů. Výsledky tak byly zkresleny. Jak již bylo zmíněno výše, porovnání neproběhlo na úrovni druhů, a také proto mohou být výsledky nepřesné.

6.4 Srovnání diverzity pomocí dvouvýběrového t-testu

Při porovnání velkých a malých nádrží dle počtu celkových taxonů (brouků i ploštic dohromady) za období 2010-2018 pomocí dvouvýběrového t-testu bylo potvrzeno zjištění, že velké nádrže vykazovaly vyšší diverzitu než ty malé a existoval mezi nimi statisticky významný rozdíl. Mohlo to být způsobeno tím, že za delší časové období bylo pro velké nádrže k dispozici více dat z častějšího sledování a malé nádrže jsou také různě staré, jelikož byly vyhloubeny postupně. Problémem malých nádrží (náhradních stanovišť) je jejich periodicitu – může se stát, že během suchého období zcela vyschnou a během dalšího roku jsou obnoveny, ale sukcesní trend byl tím pádem přerušen a začíná tak znovu od začátku, a to i s naprosto odlišnými druhy (Konvičková 2008). To by odpovídalo i tvrzení ve studii Bloechl et al. (2010), že nejméně druhů bývá nalezeno v nejmladších vodních nádržích na počátku sukcese.

Při porovnání velkých a malých nádrží dle počtu celkových taxonů (brouků i ploštic dohromady) za období 2017-2018 pomocí dvouvýběrového t-testu však zjistíme, že výsledek byl zcela opačný. V první řadě zde neexistoval statisticky významný rozdíl v počtu zjištěných taxonů mezi velkými a malými nádržemi a za druhé malé nádrže vykazovaly vyšší diverzitu než ty velké. Důvodem pro odlišný výsledek může být, že malé nádrže jsou jednodušší při použití kvalitativní metody sběru – dají se prozkoumat po celém jejich obvodu a v celé jejich hloubce. U velkých nádrží je to samozřejmě složitější, někdy není snadné se přes břehové porosty dostat do více částí nádrže a kvůli jejich hloubce zkoumáme v podstatě jen příbřežní pásmo. Navíc byla použita pouze metoda ručního sběru za pomoci cedníku, autoři (Turić et al.

2017) však pro dlouhodobé studie biodiverzity je doporučují kombinovat různé metody sběru pro dosažení co nepřesnějších výsledků. Další příčinou pro menší počet zjištěných taxonů ve velkých nádržích může být přítomnost ryb, Doležalová et al. (2012) říká, že vysazování a intenzivní chovy ryb představují jednu z podstatných příčin ubývání vodních bezobratlých a do řady velkých nádrží byly ryby ať již záměrně či neúmyslně introdukovány.

6.5 Stanovení závislosti mezi velikostí plochy nádrže a počtem zjištěných taxonů pro obě sledovaná období

Pomocí lineární regrese byla stanovena závislost mezi velikostí plochy nádrže a počtem zjištěných taxonů vodních brouků a ploštic. Statisticky významná závislost byla zjištěna pouze mezi plochou nádrže a počtem taxonů vodních ploštic pro období 2010-2018. Dá se říci, že se jedná o zcela náhodný výsledek, jelikož ve všech ostatních případech statisticky významná závislost mezi velikostí vodní plochy a počtem zjištěných taxonů neexistovala. Pro zpřesnění výsledků by však bylo potřeba změřit plochu skutečně u všech malých nádrží, zahrnout do výzkumu větší počet nádrží a případně sběr materiálu provádět během roku častěji.

Nicméně dle Deacon et al. (2018) velikost a hloubka nádrže nejsou pro diverzitu tak důležitými faktory jako složení vegetačního pokryvu, větší a často i hlubší nádrže jsou obývány všeobecně rozšířenými druhy. Velká vodní plocha totiž znamená větší pravděpodobnost jejího objevení letuschopnými a potenciálně kolonizujícími jedinci pohybuujícími se napříč krajinou. Například u vodních ploštic je podle Bloechl et al. (2010) zásadním faktorem jejich rozšíření procento volné vodní hladiny – kombinace věku, plochy a intenzity využívání. Některé druhy preferují vodní plochy s vysokým procentem volné vodní hladiny a s postupující sukcesí migrují nebo jsou nahrazeny jinými druhy, zatímco ostatní druhy osídlují především vodní plochy s bohatou vegetací.

6.6 Druhy významné z hlediska ochrany zjištěné v období 2017-2018

Tvrzení Konvičky (2010), že člověkem extrémně pozměněná a narušená místa se stávají útočištěm celé řady vzácných drobných živočichů a hrají tak významnou roli v zachování jejich existence lze v této práci potvrdit. Stejně tak jako tvrzení Deacon et al. (2018), že umělé vodní rezervoáry mohou poskytovat refugia pro vzácné a ohrožené druhy organismů. Bylo zjištěno hned několik ochránářsky významných druhů řazených do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017). Mezi ně patří (některé z těchto druhů vyžadují revizi určení):

Cybister lateralimarginalis (VU)

Vodní brouk z čeledi Dytiscidae nalezený v této oblasti již Tábořským (2008) a poté Kolářem et al. (2015). V období 2017-2018 nalezen celkem ve 2 velkých nádržích. Palearktický druh rozšířený v severní Africe a na většině území Evropy, včetně Velké Británie, zasahující na severu po jižní Švédsko a směrem na východ až po Kašmír a Čínu. Vyskytuje se spíše v menších, přírodních typech vodních nádrží s dostatkem vegetace, např. v rybnících, zatopených lomech a rašelinných jezírkách. V České republice je známý především z jižní Moravy a jen vzácně je nalézán ve větším množství (Kolář et al. 2015). Vzhledem k většímu množství nových

nálezů byl v nedávné době přeřazen z kategorie kriticky ohrožený (CR) do kategorie zranitelný (VU) (Hejda et al. 2017).

Laccophilus poecilus (NT)

Vodní brouk z čeledi Dytiscidae řazený do kategorie téměř ohrožený (Hejda et al. 2017) v této oblasti již dříve deklarovaný. Nalezen v období 2017-2018 ve 2 velkých nádržích a v 1 malé. Široce rozšířený druh vyskytující se na většině území palearktické oblasti s výjimkou jeho nejsevernějších částí. Na východě zasahuje areál rozšíření až do Číny. V Čechách vzácně a lokálně. Na Moravě hojnější, zejména na jihu. Upřednostňuje mělké, hustě zarostlé nádrže s prohrátou vodou, např. staré zatopené pískovny a cihelny (Boukal et al. 2007).

Aquarius najas (NT)

Vodní ploštice patřící do čeledi Gerridae. V období 2017-2018 nalezen pouze na 1 lokalitě v malé nádrži. Jde o velký tmavý druh bruslačky, vždy bezkřídlý. Je to jediná naše bruslačka žijící výhradně na tekoucích vodách, a to na přirozených, neregulovaných úsecích středních toků řek, případně na přírodě blízkých kanálech v lužních lesích, proto byla v minulosti hodnocena jako zranitelný druh (Farkač et al. 2005), nyní je však řazena do kategorie téměř ohrožený (Hejda et al. 2017). V současnosti jsou početné populace známy na Moravě jen z CHKO Poodří, vzácně z dalších lokalit (Horsák et al. 2008).

Gerris lateralis (VU)

Vodní ploštice patřící do čeledi Gerridae. V období 2017-2018 nalezena ve 2 malých nádržích. Jde o konkurenčně slabý druh obývající různá okrajová stanoviště bez vegetace: rašeliniště, kaluže, lesní strouhy s vodou (Dvořák & Dvořáková 2014). V Červeném seznamu (Hejda et al. 2017) druh hodnocený jako zranitelný, dříve klasifikován jako ohrožený.

Hesperocorixa moesta (EN)

Vodní ploštice patřící do čeledi Corixidae. V období 2017-2018 nalezena v 1 velké a ve 4 malých nádržích. Vyskytuje se na lesních stanovištích s hojným detritem, vyžaduje subemergentní vegetaci, často v periodických tůňích. V Červeném seznamu (Hejda et al. 2017) druh hodnocený jako ohrožený.

Micronecta minutissima (VU)

Vodní ploštice patřící do čeledi Corixidae. V období 2017-2018 nalezena ve 3 velkých nádržích. Druh s úzkou ekologickou valencí, vázán na čisté stojaté vody (Bryja & Kment 2006). V Červeném seznamu (Hejda et al. 2017) druh hodnocený jako zranitelný. Vzhledem k obtížné determinaci, je třeba revidovat veškerý materiál ze zkoumaného území, který je až dosud přiřazen k tomuto druhu.

7 Závěr

- V práci byly srovnávány vodní biotopy nacházející se na Radovesické výsypce, v předpolí Dolů Bílina a Dolů Nástup Tušimice. Byly rozděleny do dvou skupin dle velikosti (plochy) na „velké“ a „malé“ vodní nádrže, přičemž jako malé nádrže byla klasifikována výhradně náhradní stanoviště vybudovaná pro obojživelníky. Tyto nádrže pak byly hodnoceny podle počtu zjištěných taxonů vodních brouků a vodních ploštic ve dvou obdobích, a to v delším období 2010-2018 a kratším období 2017-2018, které bylo hodnoceno primárně.
- Pro srovnávaná stanoviště velkých a malých nádrží dohromady bylo v období 2017-2018 zjištěno celkem 42 taxonů vodních brouků a 20 taxonů vodních ploštic, na úroveň druhu bylo určeno celkem 20 vodních brouků a 16 vodních ploštic. Za delší období sledování (2010-2018) bylo celkem zjištěno 70 taxonů brouků (41 určeno do druhu) a 35 taxonů ploštic (30 určeno do druhu). Byly zjištěny následující významné druhy vodních brouků Červeného seznamu: *Cybister lateralimarginalis* (VU) nalezený na 2 lokalitách a *Laccophilus poecilus** (NT) nalezený na 3 lokalitách. U vodních ploštic to pak byly tyto druhy: *Aquarius najas** (NT) na 1 lokalitě, *Gerris lateralis* (VU) na 2 lokalitách, *Hesperocorixa moesta* (EN) na 5 lokalitách a *Micronecta minutissima** (VU) na 3 lokalitách. Některé druhy (*) však vyžadují revizi determinace.
- Za nejvýznamnější zjištění studie lze považovat to, že při porovnávání tohoto typu je třeba uvážit časový aspekt, protože v krátkodobém hledisku (období 2017-2018) hypotéza, že velké nádrže vykazují vyšší diverzitu, než malé byla vyvrácena, ale za delší časovém období kontinuálního sledování (2010-2018) tuto hypotézu vyvrátit nelze. Může to být způsobeno tím, že u déle existujících velkých nádrží probíhá sukcese, která se odráží na změnách fauny, takže byť je počet taxonů krátkodobě nižší, dlouhodobou existencí velké nádrže a sukcesními změnami v ní se navyšuje.
- Budování vodních nádrží v prostoru rekultivací lze nadále doporučit, avšak je třeba diverzifikovat jejich účel. Velké nádrže s primárním účelem retence vody, rekreace, chovu ryb apod. Malé nádrže potom především s účelem navyšování diverzity a ochrany fauny (zejména obojživelníků a vodních bezobratlých).

8 Seznam literatury

- Andersen NM. 1976. A comparative study of locomotion on the water surface in semiaquatic bugs (Insecta, Hemiptera, Gerrmorpha). *Videnskabelige Meddelelser fra Dansk Naturhistorisk Forening*. **139**:337-396.
- 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. Severočeské doly, Chomutov.*
- Bejček V, Šťastný K. 2000. *Fauna Bílinska*. Grada publishing, spol. s.r.o., Praha.
- Bellmann H. 2015. *Hmyz – Nový průvodce přírodou*. Hmyz. Knižní klub, Praha.
- Beutel RG, Haas F. 2000. Phylogenetic relationships of the suborders of Coleoptera (insecta). *Cladistics*. **16**:103-141.
- Bloechl A, Koenemann S, Phillippi B, Melber A. 2010. Abundance, diversity and succession of aquatic Coleoptera and Heteroptera in a cluster of artificial ponds in the North German Lowlands. *Limnologica*. **40**:215-225.
- Bouchard RW. 2004. *Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest*. Water Resources Center. University of Minnesota, St. Paul.
- Boukal DS, 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, Limnichidae, Heteroceridae, Psephenidae). *Klapalekiana*. **43**:1–289.
- Boukal M. 2012. Vodní brouci. Pages 95-101 in Tropek R, Řehounek J, editors. *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. Entomologický ústav AV ČR, v.v.i. & Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice.
- Bryja J, Kment P. 2006. Ploštice (Heteroptera) Chráněné krajinné oblasti Kokořínsko. *Bohemia centralis*. **27**:267-294.
- Bubeníková J. 2017. *Srovnání fauny vodních ploštic v krajině ovlivněné těžbou v roce 2016 [MSc Thesis]*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Buss DF, Baptista DF, Silveira MP, Nessimian JL, Dorvillé LFM. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*. **481**: 125-136.

- Damgaard J. 2008. Evolution of the semi-aquatic bugs (Hemiptera: Heteroptera: Gerromorpha) with a re-interpretation of the fossil record. *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*. **48**:251-268.
- Darilmaz MC, Polat A, Incekara U. 2018. Faunistic Study on Aquatic Coleoptera of the Eastern Mediterranean Region of Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **19**:409-421.
- Deacon C, Samways MJ, Pryke JS. 2018. Artificial reservoirs complement natural ponds to improve pondscape resilience in conservation corridors in a biodiversity hotspot. *Public Library of Science*. **13**: 1-17.
- Ditrich T, Papáček M. 2008. Obyčejná i neobyčejná hladinatka. *Živa*. **5**: 218-219.
- Dmitrijev J. 1987. Hmyz známý i neznámý, pronásledovaný chráněný. Lidové nakladatelství, Praha.
- Doležalová J, Vojar J, Solský M. 2012. Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody*. **67**:10-3.
- Dvořák L, Dvořáková K. 2014. Výsledky entomologického průzkumu vybraných skupin hmyzu na území Významného krajinného prvku Panský vrch. *Západočeské entomologické listy*. **5**: 17-26.
- Farkač J, Král D, Škorpík M. 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky – Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Franciscolo ME. 1979. Fauna d'Italia: Coleoptera – Haliplidae, Hygrobiidae, Gyrinidae, Dytiscidae. XIV. Calderini, Bologna.
- Friday LE. 1988. A key to the adults of British water beetles. Field Studies Council, Taunton.
- Gerstmeier R. 1996. Brouci – poznej a chraň. Svoboda, Praha.
- Gremlica T, Vrabec V, Cílek V, Zavadil V, Lepšová A, Volf O. 2013. Industriální krajina a její přirozená obnova: Právní východiska a rekultivační metodika oblastí narušených těžbou. *Novela bohemia*, Praha.
- Hädicke CW, Redei D, Kment P. 2017. The diversity of feeding habits recorded for water boatmen (Heteroptera: Corixoidea) world-wide with implications for evaluating information on the diet of aquatic insects. *European Journal of Entomology*. **114**:147-159.
- Hájek J. 2007. Sphaeriusidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Paelobiidae. *Icones insectorum Europae centralis. Folia Heyrovskyana*. **9(B)**:1-13.
- Hassall C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. **1**: 187-206.

- Havemann N, Gossner MM, Hendrich L, Morinie`re J, Niedringhaus R, Schäfer P, Raupach MJ. 2018. From water striders to water bugs: the molecular diversity of aquatic Heteroptera (Gerromorpha, Nepomorpha) of Germany based on DNA barcodes. *PeerJ*. **4557**:1-30
- Hejda R, Farkač J, Chobot K. 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Horsák M, Kment P, Sychra J, Straka M. 2008. Nálezy vzácných a ohrožených druhů bezobratlých živočichů v CHKO Litovelské Pomoraví, Javoříčském krasu a na Grygovských kopečkách. Přírodovědecká fakulta Mendelovy Univerzity, Brno. Available from http://www.sci.muni.cz/zoolecol/bioweb/materialy/Zaj%C3%ADmav%C3%AD_bezobratl%C3%AD_z_Litovelsk%C3%A9ho%20Pomorav%C3%AD.pdf (accessed April 2019).
- Hůrka K. 1980. Rozmnožování a vývoj hmyzu. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Hůrka K. 2005. Brouci České a Slovenské republiky, Beetles of the Czech and Slovak Republics. Kodiak Print s.r.o., Zlín.
- Javorek V. 1968. Kapesní atlas brouků s určovacím klíčem vyobrazených druhů. 2. vyd. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Javorek V. 1978. Kapesní atlas ploštic a kříšů. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Jeziorski P, Kment P, Ditrich T, Straka M, Sychra J, Dvořák L. 2012: Distribution of *Gerris asper* and *G. lateralis* (Hemiptera: Heteroptera: Gerridae) in the Czech Republic. *Klapalekiana*. **48**:191-202
- Kehl S, Dettner K. 2009. Surviving submerged – setal tracheal gills for gas exchange in adult rheophilic diving beetles. *Journal of Morphology*. **270**:1348-1355.
- Klementová BR, Kment P, Svitok M. 2015. Checklist of water bugs (Hemiptera: Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) of Slovakia. *Zootaxa*. **4058**:227-243.
- Klimeš L. 1981. Slovník cizích slov. SPN, Praha.
- Kment P, Kejval Z. 2011. První příspěvek k fauně ploštic (Hemiptera: Heteroptera) Českého lesa. *Klapalekiana*. **47**:29-53.
- Kolář V, Tichánek F, Tropek R. 2015. Početná populace potápníka *Cybister lateralimarginalis* (DeGeer, 1774) (Coleoptera: Dytiscidae) na mosteckých hnědouhelných výsypkách. *Elateridarium*. **9**:160-162.
- Kolář V, Boukal D. 2015. Potápníci – nenápadní predátoři našich vod. *Živa*. **6**:300-303.
- Konvička M. 2012. Postindustriální stanoviště z pohledu ekologické vědy a ochrany přírody. Pages 9-17 in: Tropek, R., Řehounek, J, editors. Bezobratlí postindustriálních stanovišť:

význam, ochrana a management. Entomologický ústav AV ČR, v.v.i. & Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice.

Konvičková V. 2008. Vývoj společenstva bezobratlých na dně tůní. *Živa*. **6**:267-270.

Kvirencová P. 2015. Srovnání složení fauny vodních ploštic Severočeských dolů [MSc Thesis]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Lapčík V, Lapčíková M. 2010. Posuzování vlivů povrchové důlní činnosti na životní prostředí. *Životní Prostředí*. **44**:10-14.

Lellák J, Kořínek V, Fott J, Kořínková J, Punčochář P. 1972. Biologie vodních živočichů. Státní pedagogické nakladatelství, n.p., Praha.

Luka V, Stein Z, Ponocná T. 2016. Rekultivace krajiny po těžbě nerostných surovin na území ČR. *Odpadové fórum*. **17**:22-23.

Macek J. 2001. Svět zvířat XI. Bezobratlí (2) – HMYZ. Albatros, Praha.

Malenovský I, Kment P, Sychra J. 2014. Ploštice, křísi a mery (Hemiptera: Heteroptera, Auchenorrhyncha, Psylloidea) okolí Přebuzi v Krušných horách. *Klapalekiana*. **50**:181-234.

Mourek J, Lišková E. 2010. Biologické sbírky – metody sběru, preparace a uchovávání příručka k projektu Alma Mater Studiorum. UK v Praze – Pedagogická fakulta, Praha.

Olosutean H, Ilie DM. 2014. Are semi-aquatic bugs (Heteroptera: Nepomorpha) indicators of hydrological stability of permanent ponds?. *Aquatic Insects*. **35**:105-118.

Panizzi AR, Grazia J. 2015. True bugs (Heteroptera) of the Neotropics. Springer, London.

Papáček M. 2001. Small aquatic and ripicolous bugs (Heteroptera: Nepomorpha) as predators and prey: The question of economic importance. *European Journal of Entomology*. **98**:1-12.

Papáček M., Soldán T. 2008. Structure and development of the reproductive system in *Aphelocheirus aestivalis* (Hemiptera: Heteroptera: Nepomorpha: Aphelocheiridae). *Acta entomologica musei nationalis Pragae*. **48**:299-318.

Patejdl C, Šantora V. 1970. Agrotechnické zásahy na převýšených výsypkách v SHR a HDBS. Ústav vědeckotechnických informací Československé akademie zemědělské, Praha.

Pecharová E, Svoboda I, Vrbová M. 2011. Obnova jezerní krajiny pod krušnými horami. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy.

Petránek J, Březina J, Břízová E, Cháb J, Loun J, Zelenka P. 2016. Encyklopedie geologie. Česká geologická služba, Praha.

Pokorný V, Šifner F. 2004. Atlas hmyzu. Paseka, Praha, Litomyšl.

- Pokorný V. 2002. Atlas brouků. Paseka, Praha.
- Pradáč J, Hrabák R. 1982. Brouci a motýli ve fotografii. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Prach K, Hobbs RJ. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*. **16**:363-366.
- Prach K. 2010. Výsypky. Pages 15-35 in: Řehounek J, Řehouňková K, Prach K, editors. 2010. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- 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**:350-366.
- Reichholf-Riehmová H. 1997. Hmyz a pavoukovci. Ikar, Praha.
- Roubal J. 1957. Monografie českých klešťanek: (Corixidae). Československá akademie věd, Praha.
- Roubal J. 1967. Fauna ploštic (Insecta: Heteroptera) severních Čech. Sborník Severočeského muzea, přírodní vědy. **3**:127-159.
- Rozkošný R. 1980. Klíč vodních larev hmyzu. Academia, Praha.
- Řehounek J, Hátle M. 2010. Obnova těžebních prostorů v ČR. Pages 11-13 in: Řehounek J, Řehouňková K, Prach K, editors. 2010. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Říhová Ambrožová J, Ivanovová P. 2013. Hydrická rekultivace na Mostecku. První výsledky hydrobiologického průzkumu hydricky rekultivovaného Mostecku. *Vodní hospodářství*. **63**:33-37.
- Schuh RT, Slater JA. 1995. True Bugs of the World (Hemiptera: Heteroptera): Classification and Natural history. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Sklenička P. 2003. Základy krajinného plánování. Nakladatelství Naděžda Skleničková, Praha.
- Soukup I. 1998. Aplikovaná hydrobiologie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.
- Soukup I. 2006. Ekologie vodního prostředí. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.
- Sychra J, Kment P. 2009. Vodní ploštice (Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) Rolavských vrchovišť. Pages 135–156 in: Hejkal J, Michálek J, Prokop V, Rakovič M, Rojík

P, editors. Příroda Kraslicka. 2. Přírodovědný sborník Kraslicka. Nakladatelství Jan Farkač, Praha.

Štýs S, Bízková R, Ritschelová I. 2014. Proměny Severozápadu. Český statistický úřad, Praha.

Štýs S. 1996. Zelené plíce černého severu. Bílý slon, Praha.

Táborský I. 1981. Vodní Coleoptera (Dytiscidae, Hydrophilidae) rašelinišť Krušných hor. Sborník Okresního muzea v Mostě. **3**:47–69.

Táborský I. 1988. Nové a faunisticky pozoruhodné nálezy brouků ze severozápadních Čech (Coleoptera I. - Haliplidae, Dytiscidae). Sborník Okresního muzea v Mostě. **7**:17–20.

Táborský I. 1994. Osvědčený způsob preparace potápníků (Dytiscidae). Sborník Okresního muzea v Mostě. **15–16**:83–85.

Táborský I. 2003. Fauna brouků (Col., Carabidae, Noteridae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Silphidae) dopravního koridoru Komořany–Chomutov. Sborník Oblastního muzea v Mostě. **25**:39–48.

Táborský I. 2008. Historický přehled prokázaných druhů čeledí Carabidae, Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae a Gyrinidae (Coleoptera) z oblasti Mostecké pánve. Sborník Oblastního muzea v Mostě. **29–30**:33–52.

Táborský I. 2010. Revitalizace mokřadních ekosystémů v Mostecké pánvi (Coleoptera: Carabidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae) - část I. Sborník Oblastního muzea v Mostě. **31**:43–60.

Táborský I. 2010. Revitalizace mokřadních ekosystémů v Mostecké pánvi (Coleoptera: Carabidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae) - část II. – Sborník Oblastního muzea v Mostě. **32**:79–86.

Tropek R, Řehounek J. 2012. Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. Entomologický ústav AV ČR, v.v.i. & Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice.

Turić N, Temunovic M, Vignjevic G, Antunovic Dunic J, Merdic E. 2017. A comparison of methods for sampling aquatic insects (Heteroptera and Coleoptera) of different body sizes, in different habitats using different baits. European Journal of Entomology. **114**:123-132.

Vostalová A. 2017. Srovnání fauny vodních brouků mezi předpolím a rekultivací v krajině ovlivněné těžbou [MSc Thesis]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Vrabec V, Kurfürst J, Cibulka J, Cibulková L. 2009. Biologické oživení nádrží v rekultivované krajině Dolu Nástup Tušimice. Pages 279-281 in: Kröpfelová L, Šulcová J, editors. 2009. Sborník příspěvků 15. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti. Kulturní a kongresové centrum Roháč, Třeboň, 22.- 26. června 2009.

Vrabec V, Kurfürst J, Fechtner J. 2010. Results of limnological survey of Bilina mine forefield during the years 2007-2009. Pages 127-152 in: Kubík Š, Barták M, editors. Workshop on animal biodiversity, Jevany. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Vráblíková J, Vráblík P, Šoch M. 2009. Rekultivovaná krajina a její možné využití. Univerzita J. E. Purkyně, FŽP, Ústí nad Labem.

Vráblíková J, Vráblík P. 2010. Metodika revitalizace krajiny v Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.

Vráblíková J. 2010. Rekultivace území po těžbě uhlí na příkladu severních Čech. Životní prostředí. **44**:24–29.

Winkler JR. 1974. Sbíráme hmyz a zakládáme entomologickou sbírku. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.

Wollmann K. 2000. Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) in acidic mining lakes with pH <3 in Lusatia, Germany. Hydrobiologia. **433**: 181-183.

Zahradník J. 2007. Hmyz. Aventinum s.r.o., Praha.

Zahradník J. 2008. Brouci. Aventinum s.r.o., Praha.

Zvěřinová R. 2013. Srovnání fauny vodních brouků a ploščic vybraných lokalit území dolu [MSc Thesis]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

Zdroje obrázků:

Obrázek 1: Valášek V. 1998: Alternativní možnosti optimalizace těžby hnědého uhlí v České republice. Acta Montanistica Slovaca. **3**:233-243.

Obrázek 6: Hrobčice – oficiální stránky obce. Radovesická výsypka. Hrobčice. Available from <http://www.hrobvice.cz/data/galerie/spontannisukceseradovesice.jpg> (accessed March 2019).

Obrázek 12: Rybaření. Jezero za pilou. Available from <https://rybareni.cz/revir/jezero-za-pilou> (accessed March 2019).

Obrázek 14: Severočeské doly a.s. Sukcesní plochy Radovesice. Available from <https://www.sdas.cz/aktivity/tvorba-a-obnova-krajiny/sukcesni-plochy-radovesice.aspx> (accessed March 2019).

9 Samostatné přílohy

Seznam příloh

Příloha I: Mapa předpolí Dolů Bílina a Radovesické výsypky s vyznačenými těžebními limity

Příloha II: Seznam druhů čeledi Haliplidae Mostecké pánve

Příloha III: Seznam druhů čeledi Noteridae Mostecké pánve

Příloha IV: Seznam druhů čeledi Dytiscidae Mostecké pánve

Příloha V: Seznam druhů čeledi Gyrinidae Mostecké pánve

Příloha VI: Seznam druhů antropogenních mokřadních systémů Mostecké pánve

Příloha VII: Seznam druhů vodních brouků předpolí lomů Bílina, Radovesické výsypky a Dolů Nástup Tušimice nalezených v letech 2007-2016

Příloha VIII: Přehled druhů vodních ploštic předpolí lomu Bílina, Radovesické výsypky a Tušimicka za roky 2008-2016

Příloha IX: Mapa velkých vodních nádrží v předpolí DB

Příloha X: Mapa velkých vodních nádrží na Radovesické výsypce

Příloha XI: Mapa velkých vodních nádrží v předpolí a na rekultivacích DNT

Příloha XII: Mapa malých vodních nádrží (náhradních stanovišť) v předpolí a na rekultivacích DB

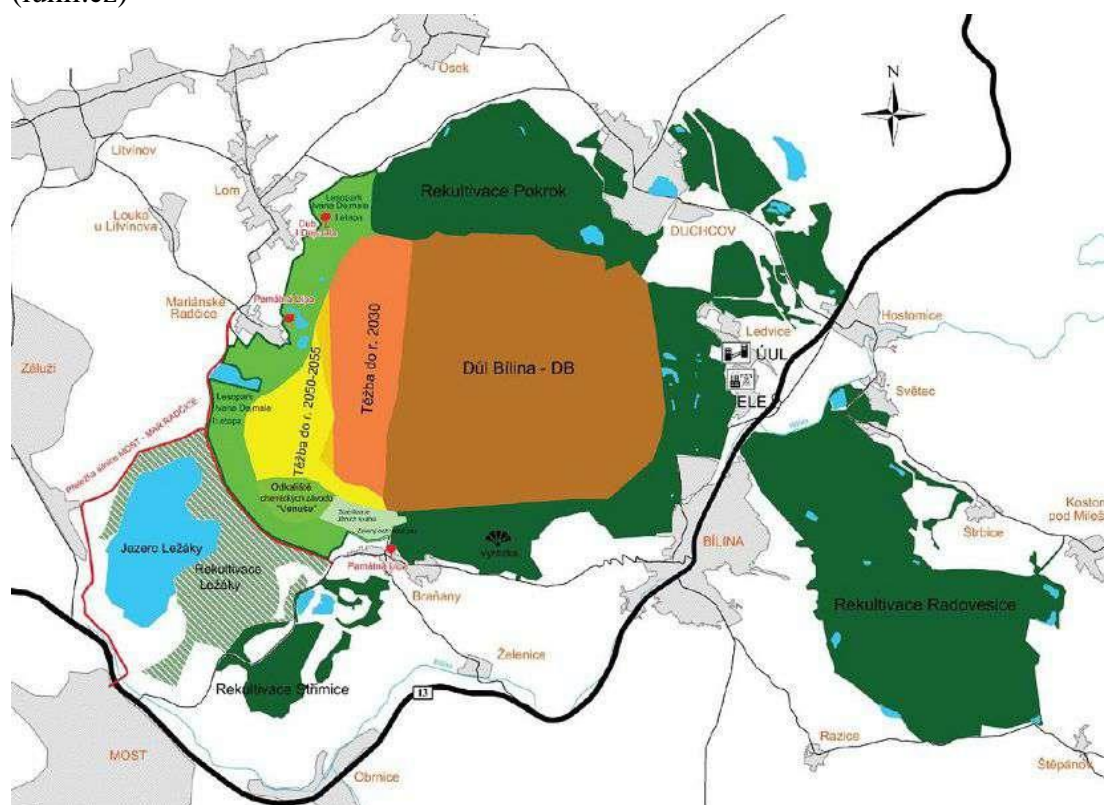
Příloha XIII: Mapa malých vodních nádrží (náhradních stanovišť) v předpolí a na rekultivacích DNT

Příloha XIV: Tabulka Jaccardova indexu podobnosti zjištěných taxonů vodních brouků pro velké a malé nádrže v období 2017-2018.

Příloha XV: Tabulka Jaccardova indexu podobnosti zjištěných taxonů vodních ploštic pro velké a malé nádrže v období 2017-2018.

Příloha XVI: Tabulka Jaccardova indexu podobnosti zjištěných taxonů vodních brouků a ploštic dohromady pro velké a malé nádrže v období 2017-2018.

Příloha I: Mapa předpolí Dolů Bílina a Radovesické výsypky s vyznačenými těžebními limity (juhli.cz)



Příloha II: Seznam druhů čeledi Haliplidae Mostecké pánve (Táborský 2008)

taxon	I	II
<i>Peltodytes caesus</i> (Duftschmid, 1805)	+	
<i>Haliplus confinis</i> Stephens, 1829	+	+
<i>Haliplus obliquus</i> (Fabricius, 1787)	+	+
<i>Haliplus lineatocollis</i> (Marsham, 1802)	+	+
<i>Haliplus fluviatilis</i> Aubé, 1836		+
<i>Haliplus heydeni</i> Wehncke, 1875	+	
<i>Haliplus immaculatus</i> Gerhardt, 1877	+	+
<i>Haliplus ruficollis</i> (De Geer, 1774)	+	
<i>Haliplus wehncke</i> Gerhardt, 1877	+	+
<i>Haliplus flavicollis</i> Sturm, 1834	+	+
<i>Haliplus fulvus</i> (Fabricius, 1801)	+	
<i>Haliplus laminatus</i> (Schaller, 1783)	+	+

Vysvětlivky k příloze II: I – nálezy do roku 1990, II – nálezy po roce 1990

Komentáře k tabulce:

Peltodytes caesus, *Haliplus fulvus* a *Haliplus wehncke* patří podle dosavadních znalostí k nejvzácnějším druhům Mostecké pánve – je k dispozici pouze několik dokladových exemplářů. Je však nutno dodat, že faunistické čeledi nebyla v pánvi věnována dostatečná pozornost ani v minulosti ani v současnosti (Táborský 2008).

Příloha III: Seznam druhů čeledi Noteridae Mostecké pánve (Táborský 2008)

taxon	I	II
<i>Noterus clavicornis</i> (De Geer, 1774)	+	+
<i>Noterus crassicornis</i> (O.F.Müller, 1776)	+	+

Vysvětlivky k příloze III: I – nálezy do roku 1990, **II** – nálezy po roce 1990

Komentáře k tabulce:

Oba druhy u nás žijících Noteridů náleží v pávi k nejhojnějším vodním broukům – nacházejí se téměř ve všech stojatých vodách (Táborský 2008).

Příloha IV: Seznam druhů čeledi Dytiscidae Mostecké pánve (Táborský 2008)

taxon	I	II
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	+	+
<i>Agabus congener</i> (Thunberg, 1794)	+	+
<i>Agabus didymus</i> (Olivier, 1795)	+	
<i>Agabus guttatus</i> (Paykull, 1798)	+	
<i>Agabus nebulosus</i> (Forster, 1771)	+	+
<i>Agabus paludosus</i> (Fabricius, 1801)	+	
<i>Agabus sturmi</i> (Gyllenhal, 1808)	+	+
<i>Agabus uliginosus</i> (Linnaeus, 1761)	+	+
<i>Agabus undulatus</i> (Schränk, 1776)	+	+
<i>Agabus unguicularis</i> C.G.Thomson, 1867	+	
<i>Ilybius ater</i> (De Geer, 1774)	+	
<i>Ilybius chalconatus</i> (Panzer, 1796)	+	+
<i>Ilybius fenestratus</i> (Fabricius, 1781)	+	+
<i>Ilybius fuliginosus</i> (Fabricius, 1792)	+	+
<i>Ilybius guttiger</i> (Gyllenhal, 1808)	+	
<i>Ilybius quadriguttatus</i> (Boisduval et Lacordaire, 1835)	+	
<i>Ilybius subaeneus</i> Erichson, 1837	+	
<i>Ilybius subtilis</i> Erichson, 1837		+
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Rhantus exsoletus</i> (Forster, 1771)	+	
<i>Rhantus frontalis</i> (Marsham, 1802)	+	+
<i>Rhantus grapii</i> (Gyllenhal, 1808)	+	
<i>Rhantus suturalis</i> (Mac Leay, 1825)	+	+
<i>Copelatus haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1787)	+	
<i>Acilius canaliculatus</i> (Nicolai, 1822)	+	
<i>Acilius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	+	
<i>Graphoderus austriacus</i> (Sturm, 1834)	+	
<i>Graphoderus cinereus</i> (Linnaeus, 1758)	+	
<i>Graphoderus zonatus</i> (Hoppe, 1795)	+	
<i>Cybister latermarginalis</i> (De Geer, 1774)		+
<i>Dytiscus dimidiatus</i> Bergsträsser, 1778	+	
<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	+	
<i>Hydaticus seminiger</i> (De Geer, 1774)	+	+

taxon	I	II
<i>Hydaticus continentalis</i> J.Balfour-Browne, 1944	+	
<i>Hydaticus transversalis</i> (Pontoppidan, 1763)	+	
<i>Hydroglyphus pusillus</i> (Fabricius, 1781)	+	+
<i>Deronectes platynotus</i> (Germar, 1834)	+	
<i>Graptodytes granularis</i> (Linnaeus, 1767)	+	
<i>Graptodytes pictus</i> (Fabricius, 1787)	+	
<i>Hydroporus angustatus</i> Sturm, 1835	+	+
<i>Hydroporus discretus</i> Fairmaire, 1859	+	
<i>Hydroporus erythrocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
<i>Hydroporus incognitus</i> Sharp, 1869	+	+
<i>Hydroporus marginatus</i> (Duftschmid, 1805)	+	+
<i>Hydroporus memnonius</i> Nicolai, 1822	+	+
<i>Hydroporus palustris</i> (Linnaeus, 1761)	+	+
<i>Hydroporus planus</i> (Fabricius, 1781)	+	+
<i>Hydroporus scalesianus</i> Stephens, 1828	+	
<i>Hydroporus striola</i> Gyllenhal, 1827	+	
<i>Hydroporus tristis</i> (Paykull, 1798)	+	
<i>Hydroporus umbrosus</i> (Gyllenhal, 1808)	+	
<i>Oreodytes rivalis</i> (Gyllenhal, 1827)	+	
<i>Porhydrus lineatus</i> (Fabricius, 1775)	+	
<i>Scarodytes halensis</i> (Fabricius, 1787)	+	+
<i>Suphrodytes dorsalis</i> (Fabricius, 1787)	+	+
<i>Hygrotus confluens</i> (Fabricius, 1787)	+	
<i>Hygrotus decoratus</i> (Gyllenhal, 1810)	+	+
<i>Hygrotus impressopunctatus</i> (Schaller, 1783)	+	+
<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1776)	+	+
<i>Hygrotus nigrolineatus</i> (Steven, 1808)	+	
<i>Hygrotus versicolor</i> (Schaller, 1783)	+	+
<i>Hyphydrus ovatus</i> (Linnaeus, 1761)	+	+
<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)	+	
<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+

Vysvětlivky k příloze IV: I – nálezy do roku 1990, **II** – nálezy po roce 1990

Komentáře k tabulce:

Agabus unguicularis – v pánvi jen u Albrechtic v zaniklém refugiu fauny někdejšího slatiniště Jezerní louka (pozůstatek Komořanského jezera) (Táborský 2008).

Ilybius guttiger – staré nálezy nejsou z pánve k dispozici, poprvé zjištěn na výsypce dolu ČSM (Táborský 2008).

Rhantus grapii – jen starší nálezy, přes 20 let (Táborský 2008).

Graphoderus austriacus – dosud dva nálezy z území pánve: Kateřina a Teplice – Trnovany (Táborský 2008).

Graphoderus cinereus – jen starší nálezy, přes 20 let (Táborský 2008).

Graphoderus zonatus – Strízovice u Ústí n. L., 1970 – dosud nebyl z území pánve hlášen (Táborský 2008).

Cybister latermarginalis – Újezdeček u Teplíc, 2005 - dosud nebyl z území pánve hlášen, v oblasti severozápadních Čech velmi vzácný (Táborský 2008).

Dytiscus dimidiatus – v pánvi nalézán mnohem vzácněji než *D. marginalis* (Táborský 2008).

Hydaticus seminiger – v pánvi mizí, nové nálezy nejsou k dispozici (Táborský 2008).

Hydaticus continentalis – pouze 50 let staré nálezy z Trnovan u Teplíc (Táborský 2008).

Hydaticus transversalis – v pánvi ubývá (Táborský 2008).

Deronectes platynotus – čistomilný potoční druh – dosud pouze v přítoku z Krušných hor do Dřínovské nádrže (Táborský 2008).

Graptodytes granularis – pouze 30 let staré nálezy (Táborský 2008).

Hydroporus discretus – běžný v Krušných horách, z pánve dosud pouze dva nálezy (Břvany, Chomutov) (Táborský 2008).

Hydroporus scalesianus – velmi vzácný druh, v pánvi zjištěn v oblasti někdejšího Komořanského jezera (resp. Jezerní louky) u Dřínovské nádrže jediný exemplář. Lokalita byla později odtěžena Velkolomem ČSA. Zmínka o výskytu z roku 1989, ale bez bližších nálezových dat (Táborský 2008).

Hydroporus striola – jeden exemplář objeven ve sběrech z mokřadu u Albrechtic – v pánvi zatím zjištěn jen zde (Táborský 2008).

Hydroporus tristis, *Hydroporus umbrosus* – jen v zaniklém refugiu fauny slatiniště Jezerní louka u Albrechtic (Táborský 2008).

Oreodytes rivalis – druh čistých vod s písčitém dnem, v pánvi má jen málo vhodných biotopů. Nález z roku 1948 z Chomutova, z Dřínova z roku 1988 (Táborský 2008).

Porhydrus lineatus – nalézán velmi vzácně, ale i v současnosti (Táborský 2008).

Suphrodytes dorsalis – první nálezy v pánvi z Dřínova (1975) a u Albrechtic – pozůstatky po Komořanském jezeře a zároveň i na přilehlé Albrechtické výsypce (1988-1989), nyní také na výsypce bývalého Dolu ČSM u Teplíc (Táborský 2008).

Hygrotus confluens a *Hygrotus nigrolineatus* – veškeré nálezy učiněny jen na slaniscích a jejich okolí (Táborský 2008).

Příloha V: Seznam druhů čeledi Gyridae Mostecké pánve (Táborský 2008)

taxon	I	II
<i>Gyrinus marinus</i> Gyllenhal, 1808	+	+
<i>Gyrinus minutus</i> Fabricius, 1798	+	
<i>Gyrinus paykulli</i> G.Ochs, 1927	+	

Vysvětlivky k příloze V: I – nálezy do roku 1990, **II** – nálezy po roce 1990

Příloha VI: Seznam druhů antropogenních mokřadních systémů Mostecké pánve (Táborský 2010)

taxon	IS	Ú	CH-T	M	CH	T
čeled' Noteridae						
<i>Noterus clavicornis</i> (De Geer, 1774)	E	+	+	+	+	+
<i>Noterus crassicornis</i> (O.F.Müller, 1776)	E	+	+	+	+	+
čeled' Dytiscidae						

taxon	IS	Ú	CH-T	M	CH	T
<i>Acilius canaliculatus</i> (Nicolai, 1822)	A	-	+	+	-	-
<i>Acilius sulcatus</i> (Linnaeus, 1758)	E	+	+	-	-	-
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	E	+	+	+	+	-
<i>Agabus congener</i> (Thunberg, 1794)	A	-	+	-	-	-
<i>Agabus didymus</i> (Olivier, 1795)	A	-	+	-	-	-
<i>Agabus guttatus</i> (Paykull, 1798)	E	-	+	+	-	-
<i>Agabus nebulosus</i> (Forster, 1771)	E	-	+	+	-	-
<i>Agabus paludosus</i> (Fabricius, 1801)	A	-	-	+	-	-
<i>Agabus sturmi</i> (Gyllenhal, 1808)	E	+	+	+	-	-
<i>Agabus uliginosus</i> (Linnaeus, 1761)	A	+	+	-	-	-
<i>Agabus undulatus</i> (Schränk, 1776)	E	+	+	+	+	-
<i>Agabus unguicularis</i> C.G.Thomson, 1867	A	-	+	+	-	-
<i>Colymbetes fuscus</i> (Linnaeus, 1758)	E	+	+	+	-	-
<i>Cybister latermarginalis</i> (De Geer, 1774)	A	-	+	-	-	-
<i>Deronectes p. platynotus</i> (Germar, 1836)	A	-	-	+	-	-
<i>Dytiscus dimidiatus</i> Bergsträsser, 1778	A	-	+	-	-	-
<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	E	+	+	+	-	-
<i>Graphoderus austriacus</i> (Sturm, 1834)	A	-	+	-	-	-
<i>Graphoderus cinereus</i> (Linnaeus, 1758)	A	-	-	+	-	-
<i>Graptodytes granularis</i> (Linnaeus, 1767)	A	-	+	-	-	-
<i>Graptodytes pictus</i> (Fabricius, 1787)	E	+	+	+	+	-
<i>Hydaticus seminiger</i> (De Geer, 1774)	E	-	+	+	-	-
<i>Hydaticus transversalis</i> (Pontoppidan, 1763)	E	-	+	-	-	-
<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)	E	-	+	+	+	-
<i>Hydroglyphus pusillus</i> (Fabricius, 1781)	E	+	-	-	-	-
<i>Hydroporus angustatus</i> Sturm, 1835	E	+	+	+	+	-
<i>Hydroporus erythrocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	E	-	+	+	-	-
<i>Hydroporus incognitus</i> Sharp, 1869	E	-	+	+	+	-
<i>Hydroporus marginatus</i> (Duftschmid, 1805)	E	-	+	+	-	-
<i>Hydroporus memnonius</i> Nicolai, 1822	E	-	+	+	-	-
<i>Hydroporus palustris</i> (Linnaeus, 1761)	E	+	+	+	+	+
<i>Hydroporus planus</i> (Fabricius, 1781)	E	+	+	+	+	+
<i>Hydroporus scalesianus</i> Stephens, 1828	R	-	-	+	-	-
<i>Hydroporus tristis</i> (Paykull, 1798)	E	-	-	+	-	-
<i>Hydroporus umbrosus</i> (Gyllenhal, 1808)	E	-	+	+	-	-
<i>Hygrotus confluens</i> (Fabricius, 1787)	E	-	+	-	-	-
<i>Hygrotus decoratus</i> (Gyllenhal, 1810)	E	-	+	+	-	-
<i>Hygrotus impressopunctatus</i> (Schaller, 1783)	E	+	+	+	+	+
<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1776)	E	+	+	+	+	-
<i>Hygrotus nigrolineatus</i> (Steven, 1808)	A	-	-	+	-	+
<i>Hygrotus versicolor</i> (Schaller, 1783)	E	-	+	+	+	-
<i>Hyphydrus ovatus</i> (Linnaeus, 1761)	E	+	+	+	+	+
<i>Ilybius ater</i> (De Geer, 1774)	E	-	+	+	-	-
<i>Ilybius fenestratus</i> (Fabricius, 1781)	E	-	+	+	+	-

taxon	IS	Ú	CH-T	M	CH	T
<i>Ilybius fuliginosus</i> (Fabricius, 1792)	E	+	+	+	+	+
<i>Ilybius chalconatus</i> (Panzer, 1796)	E	+	+	+	+	-
<i>Ilybius guttiger</i> (Gyllenhal, 1808)	E	-	+	+	-	-
<i>Ilybius quadriguttatus</i> (Boisduval et Lacordaire, 1835)	E	-	+	-	+	-
<i>Ilybius subaeneus</i> Erichson, 1837	E	-	+	+	-	-
<i>Ilybius subtilis</i> Erichson, 1837	A	-	+	-	-	-
<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)	E	-	+	-	-	-
<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	E	+	+	+	+	-
<i>Liopterus haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1787)	A	-	+	-	-	-
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	E	-	+	+	-	-
<i>Porhydrus lineatus</i> (Fabricius, 1775)	A	-	+	+	-	-
<i>Rhantus exsoletus</i> (Forster, 1771)	E	-	-	-	-	+
<i>Rhantus frontalis</i> (Marsham, 1802)	E	-	+	+	+	-
<i>Rhantus grapii</i> (Gyllenhal, 1808)	A	-	+	+	-	-
<i>Rhantus suturalis</i> (Mac Leay, 1825)	E	+	+	+	+	-
<i>Scarodytes halensis</i> (Fabricius, 1787)	E	-	+	+	-	+
<i>Suphrodytes dorsalis</i> (Fabricius, 1787)	A	-	+	+	-	-
čeled' Haliplidae	E					
<i>Peltodytes caesus</i> (Duftschmid, 1805)	A	-	-	+	-	-
<i>Haliplus confinis</i> Stephens, 1829	R	-	+	+	+	+
<i>Haliplus flavicollis</i> Sturm, 1834	E	-	+	-	+	+
<i>Haliplus fulvus</i> (Fabricius, 1801)	A	-	-	+	-	-
<i>Haliplus heydeni</i> Wehncke, 1875	E	-	+	-	-	-
<i>Haliplus immaculatus</i> Gerhardt, 1877	E	-	+	+	+	-
<i>Haliplus laminatus</i> (Schaller, 1783)	E	-	+	-	-	+
<i>Haliplus lineatocollis</i> (Marsham, 1802)	E	-	+	+	-	-
<i>Haliplus obliquus</i> (Fabricius, 1787)	A	-	+	+	-	+
<i>Haliplus ruficollis</i> (De Geer, 1774)	E	-	+	+	+	-
<i>Haliplus sibiricus</i> Motschulsky, 1860	E	-	+	+	-	-
čeled' Gyrinidae						
<i>Gyrinus marinus</i> Gyllenhal, 1808	E	-	+	+	-	-
<i>Gyrinus minutus</i> Fabricius, 1798	R	-	+	-	-	-
<i>Gyrinus paykulli</i> G.Ochs, 1927	A	-	+	-	-	-

Vysvětlivky k tabulce 5: **IS** – indikační skupina (R=reliktní, A=adaptabilní, E=eurytopní), **Ú** – Ústecká oblast, **CH-T** – Chabařovicko-Teplická oblast, **M** – Mostecká oblast, **CH** – Chomutovská oblast, **T** – Tušimická oblast

Příloha VII: Seznam druhů vodních brouků předpolí lomů Bílina, Radovesické výsypky a Dolů Nástup Tušimice nalezených v letech 2007-2016 (zpracováno autorkou dle nálezů Vrabce et al. (2009), Vrabce et al. (2010), Zvěřinové (2013) a Vostalové (2017))

taxon
<i>Acilius sulcatus</i>
<i>Agabus bipustulatus</i>
<i>Agabus didymus</i>
<i>Anacaena globulus</i>
<i>Anaceana limbata</i>
<i>Anaceana lutescens</i>
<i>Berosus signaticollis</i>
<i>Colymbetes fuscus</i>
<i>Colymbetes striatus</i>
<i>Cybister lateralimarginalis</i>
<i>Dytiscus marginalis</i>
<i>Elodes cf. minuta</i>
<i>Elodes marginata</i>
<i>Enochrus testaceus</i>
<i>Graptodytes pictus</i>
<i>Gyrinus marinus</i>
<i>Haliphus fluviatilis</i>
<i>Haliphus immaculatus</i>
<i>Haliphus ruficollis</i>
<i>Hydaticus continentalis</i>
<i>Hydaticus seminiger</i>
<i>Hydaticus stagnalis</i>
<i>Hydaticus transversalis</i>
<i>Hydrobius fuscipes</i>
<i>Hydroglyphus geminus</i>
<i>Hydrochara caraboides</i>
<i>Hydroporus palustris</i>
<i>Hydroporus planus</i>
<i>Hydrovatus cuspidatus</i>
<i>Hygrobius fuscipes</i>
<i>Hygrotus confluens</i>
<i>Hygrotus impressopunctatus</i>
<i>Hygrotus inaequalis</i>
<i>Hyphydrus ovatus</i>
<i>Ilybius fenestratus</i>
<i>Ilybius gutiger</i>
<i>Laccobius minutus</i>
<i>Laccobius striatulus</i>
<i>Laccophilus hyalinus</i>
<i>Laccophilus minutus</i>
<i>Laccornis oblongus</i>

taxon
<i>Laccophilus poecilus</i>
<i>Liopterus haemorrhoidalis</i>
<i>Noterus clavicornis</i>
<i>Noterus crassicornis</i>
<i>Peltodytes caesus</i>
<i>Platambus maculatus</i>
<i>Potamonectes depressus</i>
<i>Rhantus exsoletus</i>
<i>Rhantus frontalis</i>
<i>Rhantus suturalis</i>
<i>Rhantus notaticollis</i>
<i>Scarodytes halensis</i>

Příloha VIII: Přehled druhů vodních ploštic předpolí lomu Bílina, Radovesické výsypky a Tušimicka za roky 2008-2016 (vytvořila autorka dle nálezů Vrabce et al. (2009), Vrabce et al. (2010), Zvěřinové (2013), Kvirencové (2015) a Bubeníkové (2017))

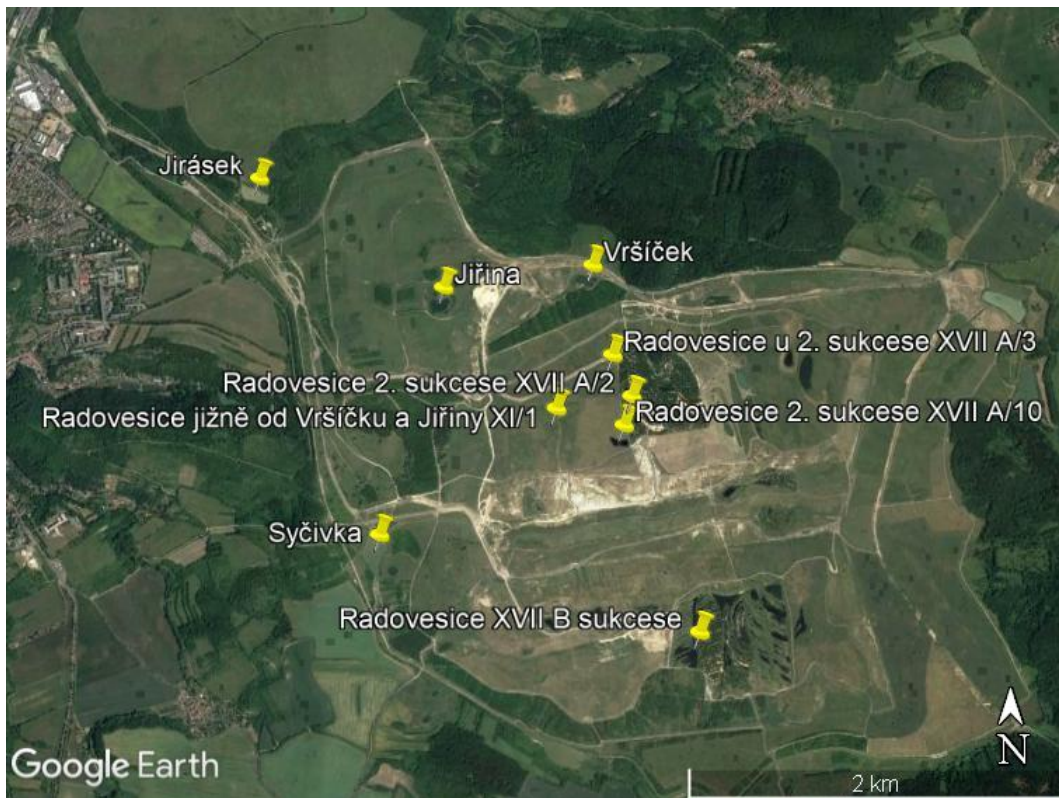
taxon
INFRAŘÁD NEPOMORPHA
čeled' Corixidae
<i>Arctocorisa carinata</i> (C. Sahlberg, 1819)
<i>Callicorixa concinna</i> (Fieber, 1848)
<i>Callicorixa praeusta</i> (Fieber, 1848)
<i>Corixa panzeri</i> (Fieber, 1848)
<i>Corixa punctata</i> (Illiger, 1807)
<i>Cymatia coleoptrata</i> (Fabricius, 1777)
<i>Callicorixa praeusta</i> (Fieber, 1848)
<i>Cymatia rogenhoferi</i> (Fieber, 1864)
<i>Hesperocorixa castanea</i> (Thomson, 1869)
<i>Hesperocorixa linnei</i> (Fieber, 1848)
<i>Hesperocorixa moesta</i> (Fieber, 1848)
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> (Fieber, 1848)
<i>Micronecta minutissima</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Paracorixa concinna</i> (Fieber, 1848)
<i>Sigara falleni</i> (Fieber, 1848)
<i>Sigara fossarum</i> (Leach, 1817)
<i>Sigara hellensi</i> (C. Sahlberg, 1819)
<i>Sigara lateralis</i> (Leach, 1817)
<i>Sigara semistriata</i> (Fieber, 1848)
<i>Sigara striata</i> (Linnaeus, 1758)
čeled' Naucoridae
<i>Ilyocoris cimicoides</i> (Linnaeus, 1758)
čeled' Nepidae
<i>Nepa cinerea</i> Linnaeus, 1758
<i>Ranatra linearis</i> (Linnaeus, 1758)
čeled' Notonectidae

taxon
<i>Notonecta glauca</i> Linnaeus, 1758
<i>Notonecta obliqua</i> Gallén in Thunberg, 1787
<i>Notonecta maculata</i> Fabricius, 1794
<i>Notonecta reuteri</i> Hungerford, 1928
<i>Notonecta viridis</i> Delcourt, 1909
čeled' Pleidae
<i>Plea minutissima</i> Leach, 1817
INFRAŘÁD GERROMORPHA
čeled' Hydrometridae
<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linnaeus, 1758)
čeled' Gerridae
<i>Gerris argentatus</i> Schummel, 1832
<i>Gerris lacustris</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Gerris lateralis</i> Schummel, 1832
<i>Gerris odontogaster</i> (Zetterstedt, 1828)
<i>Gerris rufoscutellatus</i> (Latreille, 1807)
<i>Gerris thoracicus</i> Schummel, 1832
čeled' Mesoveliidae
<i>Mesovelia furcata</i> Mulsant & Rey, 1852
čeled' Veliidae
<i>Microvelia reticulata</i> (Burmeister, 1835)
<i>Velia caprai</i> Tamanini, 1947

Příloha IX: Mapa velkých vodních nádrží v předpolí DB (autorka práce do podkladu Google Earth).



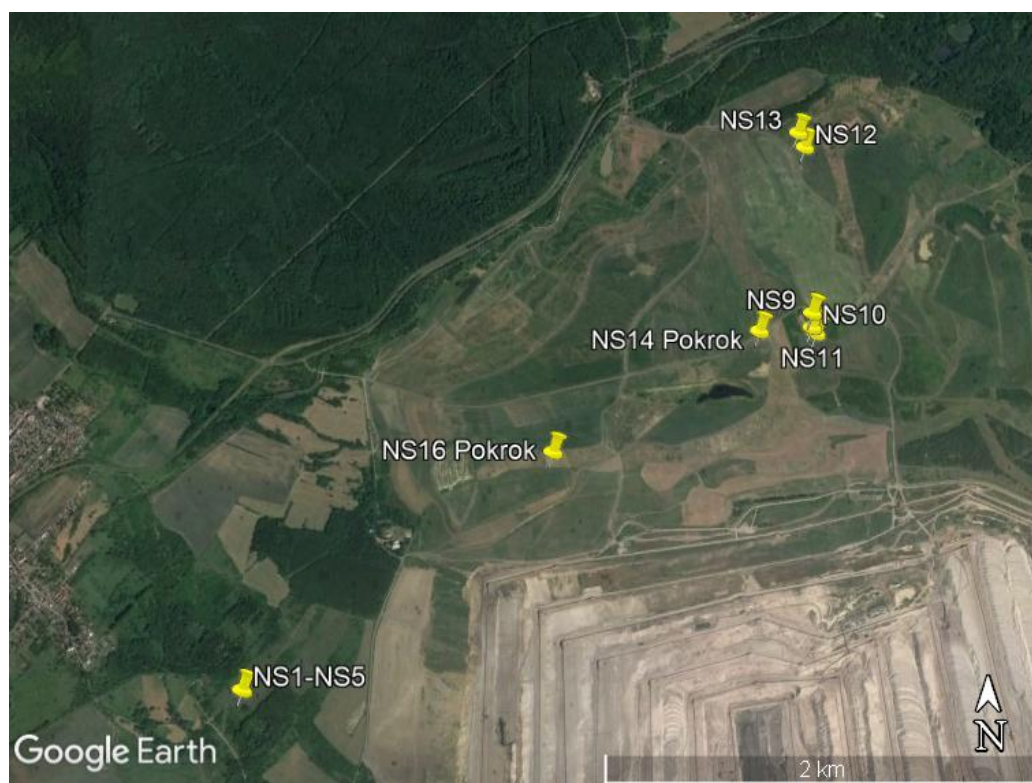
Příloha X: Mapa velkých vodních nádrží na Radovesické výsypce (autorka práce do podkladu Google Earth).



Příloha XI: Mapa velkých vodních nádrží v předpolí a na rekultivacích DNT (autorka práce do podkladu Google Earth).



Příloha XII: Mapa malých vodních nádrží (náhradních stanovišť) v předpolí a na rekultivacích DB (autorka práce do podkladu Google Earth).



Příloha XIII: Mapa malých vodních nádrží (náhradních stanovišť) v předpolí a na rekultivacích DNT (autorka práce do podkladu Google Earth).



Příloha XIV: Tabulka Jaccardova indexu podobnosti zjištěných taxonů vodních brouků pro velké a malé nádrže v období 2017-2018.

(Jednotlivé nádrže jsou barevně označeny a řazeny stejně jako v tabulce 7 a 8.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32		
1	10%	13%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	13%	0%	0%	22%	25%	11%	11%	17%	13%	29%	36%	36%	10%	33%	13%	25%	10%	10%	50%	50%	0%	0%	40%		
	2	12%	0%	11%	0%	13%	0%	0%	25%	0%	0%	20%	10%	10%	10%	0%	11%	12%	14%	14%	0%	13%	25%	10%	9%	9%	11%	18%	0%	14%	7%		
		3	7%	13%	0%	0%	8%	0%	21%	0%	11%	36%	29%	13%	13%	15%	21%	37%	21%	21%	12%	20%	21%	29%	19%	19%	13%	25%	7%	7%	38%		
			4	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%	
				5	0%	0%	0%	0%	14%	0%	22%	11%	0%	0%	0%	0%	14%	6%	8%	8%	0%	7%	14%	13%	11%	11%	0%	10%	0%	20%	8%		
					6	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%	
						7	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%	
							8	0%	0%	0%	0%	17%	20%	0%	0%	0%	0%	8%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	17%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	11%
								9	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%
									10	0%	10%	43%	29%	0%	0%	50%	60%	21%	27%	27%	25%	15%	33%	50%	11%	25%	14%	22%	0%	20%	18%		
										11	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
											12	8%	20%	0%	0%	13%	10%	5%	6%	6%	8%	6%	10%	20%	8%	18%	0%	8%	29%	0%	7%		
												13	57%	22%	22%	33%	67%	46%	45%	45%	33%	31%	43%	38%	20%	20%	43%	30%	0%	14%	50%		
													14	11%	11%	40%	29%	29%	25%	25%	22%	14%	29%	25%	10%	10%	29%	20%	17%	0%	40%		
														15	100%	0%	13%	29%	15%	15%	10%	14%	29%	0%	0%	0%	29%	9%	0%	0%	17%		
															16	0%	13%	29%	15%	15%	10%	14%	29%	0%	0%	0%	29%	9%	0%	0%	17%		
																17	50%	15%	20%	20%	33%	8%	20%	40%	0%	14%	20%	13%	0%	0%	22%		
																	18	31%	40%	40%	43%	25%	33%	50%	11%	25%	33%	22%	0%	20%	30%		
																		19	44%	44%	19%	33%	21%	29%	19%	19%	31%	33%	0%	7%	47%		
																			20	100%	33%	62%	27%	36%	14%	23%	40%	55%	0%	9%	36%		
																				21	33%	62%	27%	36%	14%	23%	40%	55%	0%	9%	36%		
																					22	13%	11%	22%	0%	9%	25%	8%	0%	0%	25%		
																						23	15%	33%	21%	21%	36%	64%	8%	8%	25%		
																							24	29%	11%	25%	14%	22%	0%	20%	18%		
																								25	22%	38%	13%	50%	17%	17%	17%		
																									26	50%	11%	30%	14%	14%	15%		
																										27	11%	30%	14%	14%	15%		
																											28	38%	0%	0%	44%		
																												29	13%	13%	23%		
																													30	0%	0%		
																														31	0%		
																															32	0%	

Příloha XV: Tabulka Jaccardova indexu podobnosti zjištěných taxonů vodních ploštic pro velké a malé nádrže v období 2017-2018.

(Jednotlivé nádrže jsou barevně označeny a řazeny stejně jako v tabulce 9 a 10.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	
1	17%	14%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	13%	0%	17%	17%	0%	33%	0%	17%	0%	0%	0%	29%	
	2	0%	33%	0%	0%	20%	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%	
		3	0%	20%	25%	17%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	14%	13%	0%	40%	40%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	13%	
			4	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%	50%	0%	0%	
				5	50%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	17%	0%	25%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	0%	0%	
					6	33%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	25%	20%	0%	33%	33%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
						7	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	0%	17%	14%	0%	20%	20%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	25%	0%	14%
							8	50%	0%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
								9	0%	33%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
									10	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	25%	20%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
										11	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	17%	0%	0%	25%	0%	20%	0%	0%	0%	0%	0%	17%
											12	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
												13	0%	100%	100%	0%	33%	100%	25%	20%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%
													14	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
														15	100%	0%	33%	100%	25%	20%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%
															16	0%	33%	100%	25%	20%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%
																17	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
																	18	33%	17%	14%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	25%	0%	33%	
																		19	25%	20%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	20%
																			20	80%	20%	17%	40%	0%	14%	0%	0%	0%	0%	0%	29%	
																				21	17%	14%	33%	0%	29%	0%	14%	0%	0%	0%	43%	
																					22	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	17%
																						23	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	14%
																							24	0%	17%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%
																								25	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
																									26	0%	17%	0%	0%	0%	0%	29%
																										27	0%	0%	0%	0%	0%	
																											28	67%	0%	0%	33%	
																												29	0%	0%	17%	
																													30	0%	0%	
																														31	0%	
																															32	0%

Příloha XVI: Tabulka Jaccardova indexu podobnosti zjištěných taxonů vodních brouků a ploščic dohromady pro velké a malé nádrže v období 2017-2018. (Jednotlivé nádrže jsou barevně označeny a řazeny stejně jako v tabulce 7, 8, 9 a 10.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	
1	13%	13%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	8%	0%	0%	14%	17%	7%	7%	10%	7%	21%	21%	26%	6%	28%	14%	17%	19%	7%	33%	29%	0%	0%	35%	
	2	8%	9%	7%	0%	15%	0%	0%	17%	0%	0%	14%	8%	7%	7%	0%	7%	10%	10%	9%	0%	10%	14%	8%	6%	7%	7%	13%	8%	10%	5%	
		3	5%	15%	6%	5%	6%	0%	16%	0%	9%	26%	22%	10%	10%	12%	14%	29%	19%	19%	9%	24%	26%	22%	13%	15%	9%	18%	5%	6%	29%	
			4	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%	17%	0%	0%	
				5	14%	9%	0%	0%	10%	0%	17%	8%	0%	0%	0%	0%	8%	5%	11%	11%	0%	11%	18%	10%	7%	9%	0%	7%	11%	14%	5%	
					6	14%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%	6%	0%	7%	13%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
						7	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	8%	0%	5%	5%	8%	5%	8%	0%	0%	0%	8%	7%	0%	0%	5%	
							8	33%	0%	33%	0%	13%	17%	0%	0%	0%	0%	7%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	9%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%
								9	0%	33%	11%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
									10	0%	8%	33%	25%	0%	0%	40%	33%	19%	27%	25%	18%	12%	20%	43%	7%	22%	9%	17%	0%	17%	12%	
										11	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%	6%	0%	0%	13%	0%	9%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%
											12	7%	18%	0%	0%	11%	7%	5%	5%	5%	7%	10%	7%	18%	6%	17%	0%	6%	20%	0%	5%	
												13	50%	30%	30%	29%	56%	50%	40%	38%	36%	24%	27%	33%	13%	18%	27%	23%	0%	13%	40%	
													14	10%	10%	40%	20%	27%	19%	18%	18%	12%	20%	25%	7%	10%	20%	17%	13%	0%	27%	
														15	10%	18%	33%	18%	17%	17%	11%	18%	0%	0%	18%	7%	0%	0%	0%	18%		
															16	0%	18%	33%	18%	17%	17%	11%	18%	0%	0%	18%	7%	0%	0%	18%		
																17	29%	14%	14%	13%	25%	7%	13%	40%	0%	14%	13%	10%	0%	0%	14%	
																	18	31%	31%	29%	36%	17%	17%	33%	6%	18%	27%	23%	0%	13%	31%	
																		19	40%	38%	22%	27%	17%	27%	14%	18%	24%	28%	0%	7%	40%	
																			20	93%	29%	47%	31%	27%	14%	18%	24%	35%	0%	7%	33%	
																				21	28%	45%	29%	25%	19%	17%	29%	33%	0%	6%	38%	
																					22	10%	7%	18%	0%	8%	15%	6%	0%	0%	22%	
																						23	24%	27%	14%	18%	24%	44%	6%	7%	22%	
																							24	20%	13%	18%	8%	14%	0%	13%	24%	
																								25	15%	38%	9%	40%	13%	17%	12%	
																									26	33%	13%	19%	8%	9%	20%	
																										27	8%	25%	11%	14%	11%	
																											28	45%	0%	0%	40%	
																												29	8%	10%	21%	
																													30	0%	0%	
																														31	0%	
																															32	0%