

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4106 Zemědělská specializace
Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů
Katedra: Katedra biologických disciplín
Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

**Vliv biotických a abiotických faktorů na společenstva
vodních brouků**



Vedoucí práce: doc. Ing. MgA. David Boukal, Ph.D.
Konzultant diplomové práce: Mgr. Michal Berec, Ph.D.
Autor: Vojtěch Kolář

České Budějovice, 2013

Abstrakt

Potápníci (Dytiscidae) jsou důležitými obyvateli vodních nádrží, kde v případě absence ryb patří spolu se svými larválními stádii mezi vrcholové predátory. Moje práce spočívala v literární rešerši biotických a abiotických faktorů, které ovlivňují výskyt dravého vodního hmyzu v nádržích s důrazem na možná ovlivnění rybničním hospodařením. Dále jsem prováděl terénní odchyty do mrtvochytných pastí, umístěných na dvou rybničních soustavách na Jindřichohradecku. Na každém rybníku bylo umístěno 5 pastí v litorálu a 5 pastí na rozmezí litorál / volná voda. Odchyty proběhly v roce 2011 a v roce 2012. Na rybnících s rybí obsádkou vodní brouci obvykle téměř chyběli, i když v jednom případě dobře zachovalého a nezníčeného litorálního porostu byla abundance i počet chycených druhů relativně vysoký a podobný rybníkům bez rybí obsádky. Moje průzkumy tak potvrdily velký význam litorálních porostů pro potápníky. Z toho vyplývá, že intenzivní chov ryb významně snižuje diverzitu vodního hmyzu na dané lokalitě. Při odchytech byl nalezen také vzácný druh *Colymbetes striatus*, který byl dosud znám v České republice jen z několika málo lokalit.

Klíčová slova: Dytiscidae, rybníky na Jindřichohradecku, abiotické a biotické faktory, *Colymbetes striatus*, rybí obsádka

Abstract

Diving beetles (Dytiscidae) are important inhabitants of water bodies, where their adults and larvae often represent top predators in the absence of fish. I carried out a literature review of biotic and abiotic factors that may affect the occurrence of aquatic insects with emphasis on the impact of aquaculture practises. In 2011 and 2012 I also carried out a field survey at two pond systems near Jindřichův Hradec. I used five baited traps in both the littoral zone and at the edge of the littoral zone and open water. Ponds with fish usually had very low diving beetle abundances, although one pond with fish but well-developed littoral zone had a relatively high number of species, similar to ponds without fish. My survey therefore confirmed high importance of littoral vegetation for diving beetles. This implies that intensive aquaculture practises are detrimental for the diversity of aquatic insects at a given locality. I have also found one individual of the rare diving beetle *Colymbetes striatus*, previously known from only a few localities in the Czech Republic.

Keyword: Dytiscidae, ponds in Jindřichohradecko region, abiotick and biotick faktors, *Colymbetes striatus*, fish stock

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne:

Podpis:

Rád bych poděkoval mému školiteli Davidu Boukalovi za vedení práce a za rady při determinaci některých druhů a zpracování dat. Také děkuji Petru Hesounovi za informace o lokalitách, Michalu Kotyzovi za cenné informace ohledně historie zkoumaných rybníků, a Rybářství Kardašova Řečice s.r.o. a Krajskému úřadu Jihočeského kraje za povolení ke vstupu na rybníky. Dále bych chtěl poděkovat své rodině za podporu a trpělivost v průběhu studia.

OBSAH

1	ÚVOD.....	9
2	LITERÁRNÍ PŘEHLED	11
2.1	Obecné informace o vodních broucích.....	11
2.2	Biotické a abiotické faktory ovlivňující vodní hmyz	12
2.3	Abiotické faktory mající vliv na potápníky.....	17
2.4	Biotické faktory mající vliv na potápníky	19
2.5	Habitatové preference potápníků a jejich reakce na změny prostředí.....	24
2.6	Historie rybníkářství na Jindřichohradecku.....	26
2.6.1	I. soustava A (Rybářství Kardašova Řečice s.r.o.).....	27
2.6.2	II. soustava B (Agentury ochrany přírody a krajiny ČR).....	28
2.7	Metody odběru vodního hmyzu.....	30
3	METODIKA A SLEDOVANÉ LOKALIT	32
3.1	Sběr dat v terénu.....	32
3.2	Zpracování dat	33
3.3	Popis jednotlivých rybníků.....	34
3.4	Soustava A - Rybářství Kardašova Řečice s.r.o.	35
3.4.1	A1 (Nad Remízem)	35
3.4.2	A2 (Kopeček).....	35
3.4.3	A3 (Pod Kopečkem).....	36
3.4.4	A4 (Rychlý rybník)	36
3.4.5	A5 (Líný rybník)	36
3.5.1	B1 (Horní Rokle).....	38
3.5.2	B2 (Prostřední Rokle)	38
3.5.3	B3 (Dolní Rokle).....	38
3.5.4	B4 (Malá Černá).....	39
3.5.5	B5 (Velká Černá)	39
4	VÝSLEDKY	41
4.1	Početnost a diverzita druhů	42
4.2	Sezónní dynamika početnosti.....	44
4.3	Podobnost lokalit	44
4.4	Poměr pohlaví.....	46

5	DISKUZE	49
5.1	Podobnost lokalit.....	49
5.2	Sezónní průběh abundance	51
5.3	Poměr pohlaví.....	52
5.4	Zajímavé nálezy.....	53
6	ZÁVĚR	54
7	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	55
8	PŘÍLOHY	62

1 ÚVOD

Vodní brouci obývají nejrůznější stanoviště od pro jižní Čechy typických rybníků a pískoven přes rašeliniště a tůňky až po prameniště, kaluže a strouhy (Boukal *et al.* 2007). Nejpočetnější skupinu tvoří potápníci (Dytiscidae), kteří spolu s vážkami (Odonata) představují vrcholové predátory v malých vodních nádržích bez rybí obsádky. S dalšími čeleděmi vodních brouků, např. vodomily (Hydrophilidae), vlhkomily (Noteridae) a plavčíky (Haliplidae), jsou navíc důležitými bioindikátory a podle výskytu jednotlivých druhů lze často odvodit i některé vlastnosti vody (kyselost, obsah rozpuštěných látek, charakter vegetace a komplexita stanoviště). Obráceně lze podle vlastností vody a vegetace usoudit, jaké druhy se na dané lokalitě mohou vyskytovat (Boukal *et al.* 2007).

Mým úkolem bylo vypracovat literární přehled týkající se faktorů ovlivňujících vodní hmyz s důrazem na vodní brouky. K ověření informací vyplývajících z rešerše jsem provedl experiment odchyty brouků na 10 rybníčcích. Pro své odchyty jsem využil dvou rybníčních soustav nedaleko obce Hospříz na Jindřichohradecku. Jedna z nich byla s rybí obsádkou (majitel: Rybářství Kardašova Řečice, s.r.o.) a druhá bez rybí obsádky, nebo pouze s násadou plůdku či s invazní střevličkou východní (majitel Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, dále AOPK ČR). Na rybnících jsem vždy zaznamenal údaje o okolním prostředí a další faktory, které jsem později vyhodnotil. Odchyt jsem prováděl do mrtvochytných pastí na návnadu kuřecích jater (Hilsenhoff 1991). Odchycené druhy jsem určoval do druhů (popřípadě do rodů) a data statisticky vyhodnotil. Tato práce by měla přispět k mapování vodních brouků, dále pak k lepšímu hospodaření na rybnících a lepšímu vnímání hmyzu jako důležité složky potravního řetězce i celého ekosystému.

CÍLE PRÁCE

Literární rešerše vlivu různých faktorů na společenstva dravých vodních brouků v kulturní krajině s důrazem na rybníky a jinak využívané nádrže.

Opakovaný odchyt potápníkovitých brouků během sezóny na vybraných lokalitách Jindřichohradecka pomocí pastí.

Vyhodnocení společenstev dravých vodních brouků v rámci jednotlivých lokalit a mikrostanovišť a jejich závislosti na vybraných biotických a abiotických faktorech.

Zhotovení tabulek a grafů shrnujících nejdůležitější výsledky, základní statistická analýza.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

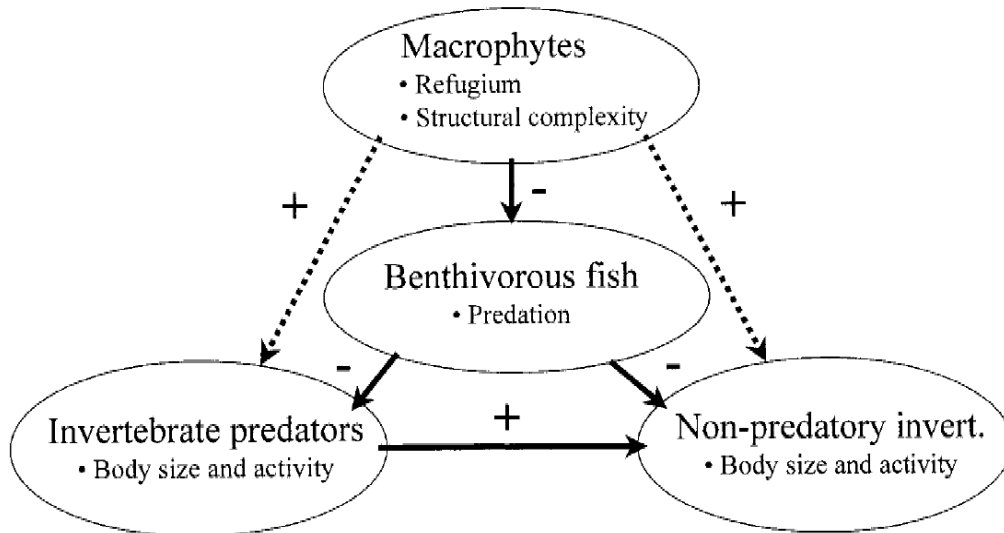
2.1 Obecné informace o vodních broucích

Mezi vodní brouky u nás řadíme zástupce 18 čeledí čítajících zhruba 400 druhů (Boukal *et al.* 2007, 2012). Většina těchto čeledí je ve střední Evropě reprezentována pouze několika druhy, mezi nejpočetnější skupiny patří Dytiscidae (potápníkovití) – 132 druhů, Hydrophilidae (vodomilovití) – 77 druhů a Hydraenidae (vodanovití) – 51 druhů. Velikost těla dospělců se pohybuje od 2 mm až po 44 mm. Většina vodních brouků je dobře přizpůsobena životu ve vodě, kde kromě stádia kukly a případné migrace mezi biotopy tráví celý život. Některé druhy mají zploštělé zadní končetiny, hydrodynamický tvar (dorzoventrální zploštění) a chemoreceptory přizpůsobené k vnímání látek rozpuštěných ve vodě *etc.* (Dytiscidae, Hydrophilidae). Dospělí brouci dýchají vzdušný kyslík, který ukládají pod krovky (Dytiscidae) nebo pod zvětšené krytky zadních kyčlí (Haliplidae), další skupiny dýchají pomocí vrstvy jemných chloupků na spodní straně těla, tzv. plastronu (Hydrophilidae, Hydraenidae). U obou způsobů dýchání se spotřebovaný kyslík na základě fyzikálních vztahů doplňuje z rozpuštěného kyslíku ve vodě. Díky tomu vydrží brouci pod vodou mnohonásobně déle než by odpovídalo prosté zásobě vzdušného kyslíku. Larvy větších druhů dýchají také vzdušný kyslík, kdežto larvy menších druhů mají vyvinuté jednoduchá žábra na zadečku. Většina dospělců vylučuje z protorakálních žláz obrané sekrety odrazující predátory. Dále mají pygidiální žlázy sloužící jako antibakteriální ochrana (Boukal *et al.* 2007, Hájek 2009).

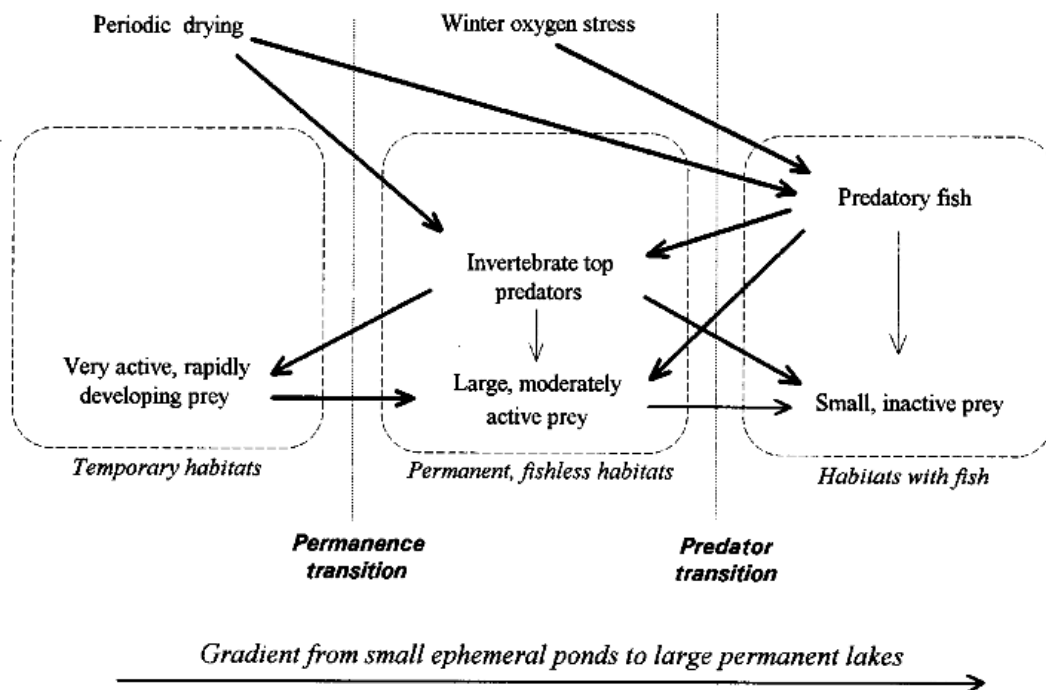
Životní cyklus našich větších druhů je převážně univoltinní, u některých menších druhů semivoltinní. Dospělci jsou zpravidla víceletí, zimu tráví zahrabáni v substrátu na vodním břehu nebo pod kůrou stromů. Samičky kladou vajíčka na vodní rostliny, větve nebo kameny ve vodě (Dytiscidae), nebo nosí vajíčka v kokonu na spodní straně zadečku (Spercheidae) či vytváří pro vajíčka plavoucí pouzdra (Hydrophilidae). Larvální stádium má tři instary, trvající zpravidla několik týdnů. Složení potravy je různé. Larvy i dospělci potápníků a larvy vodomilů jsou draví, případně saprofágní, loví korýše, larvy hmyzu nebo i obratlovce, jako např. pulce či rybí plůdek (Klečka a Boukal 2012). Zástupci dalších skupin (např. dospělci Hydrophilidae) jsou saprofágní (Boukal *et al.* 2007, Nilsson a Holmen 1995, Holmen 1987).

2.2 Biotické a abiotické faktory ovlivňující vodní hmyz

Život ve vodních nádržích je i přes relativní stálost vodního prostředí ovlivněn řadou faktorů (Tolonen *et al.* 2003, Wellborn *et al.* 1996). Důležitým faktorem je především vodní vegetace (obr. 1), která hraje roli při oviposici samic a jako úkryt larev i dospělců (Tolonen *et al.* 2003).



Obrázek 1: Vztah mezi rostlinami, rybami a bezobratlými živočichy (převzato z práce Tolonen *et al.* 2003).

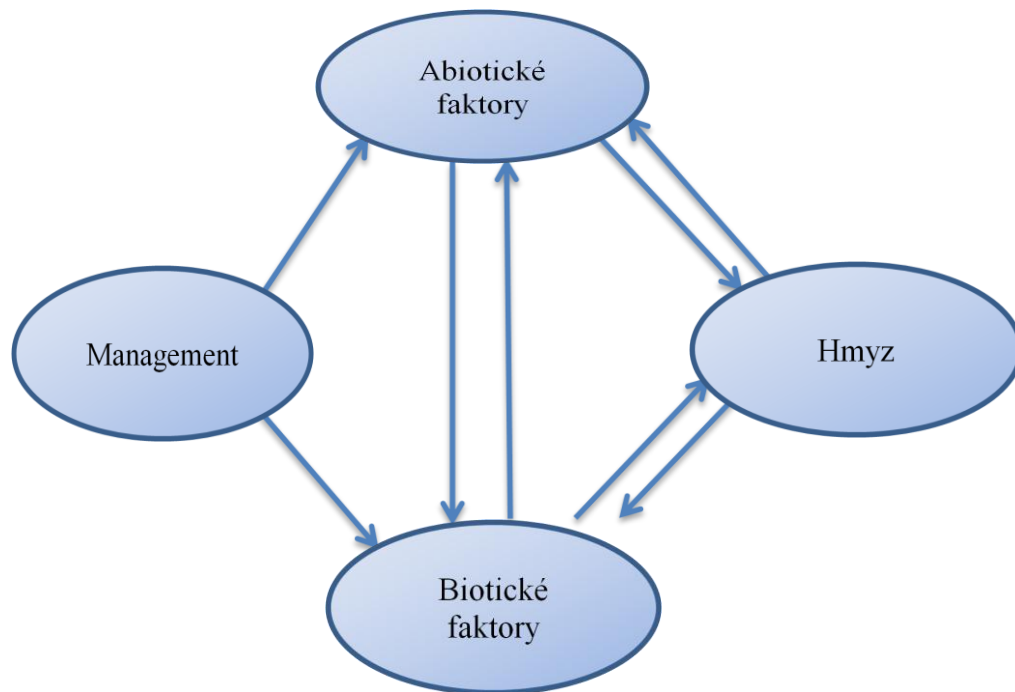


Obrázek 2: Vztahy mezi hlavními predátory velkých nádrží (rybami) a jejich kořistí (hmyzem) a jednotlivé vztahy mezi hmyzím predátorem a jeho kořistí. Nahoře jsou uvedeny důležité faktory ovlivňující výskyt jednotlivých druhů: periodické vysoušení a zimní kyslíkový stres. Šipka dole vyznačuje vzrůstající velikost nádrže (vlevo dočasné habitaty

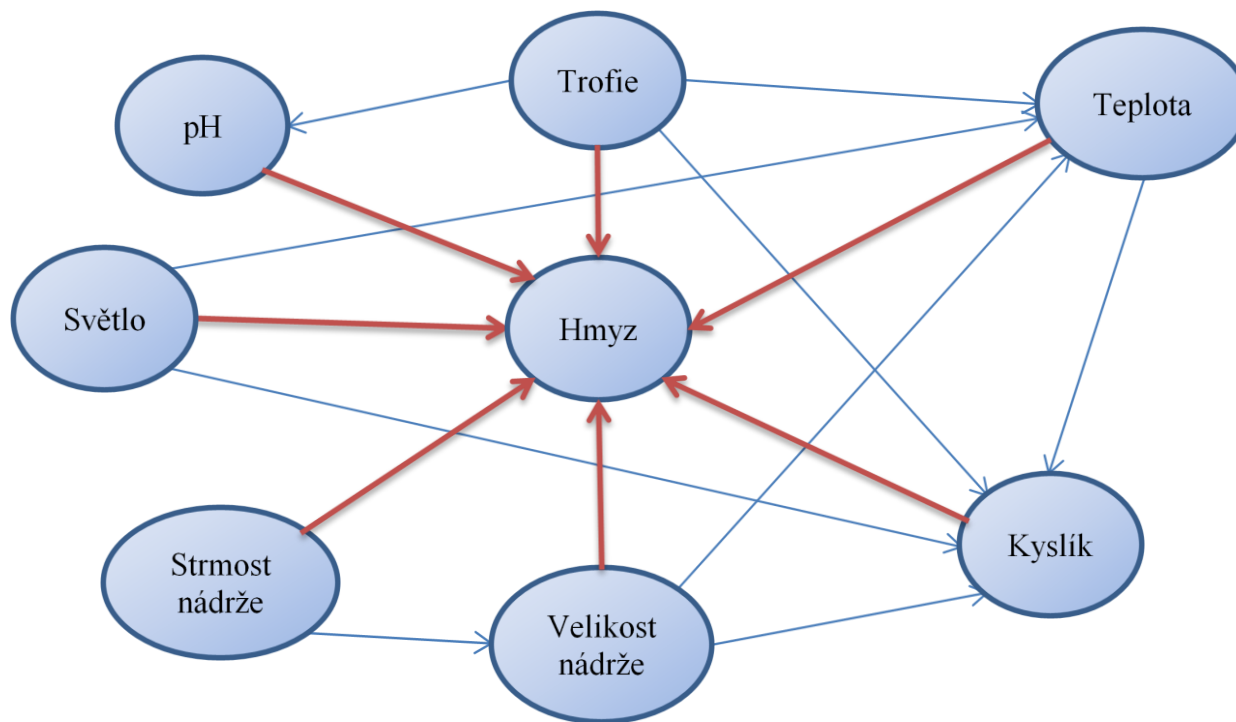
s malou kořistí, uprostřed střední habitaty s hmyzem jako vrcholným predátorem a jeho kořistí a vpravo habitaty s rybami). Převzato z práce Wellborn *et al.* (1996).

Velkou roli přitom hraje také gradient prostředí vzrůstající velikosti vodní nádrže od dočasných (sezónních) nádrží po stálá velká jezera s rybami jako hlavními predátory (Wellborn *et al.* 1996, obr. 2). Vztahy mezi jednotlivými bezobratlými a jejich ovlivňování periodickým vysycháním a sníženým příjmem kyslíku během zimy. Ovlivňující faktory se dělí do dvou základních skupin a to abiotické a biotické (obr. 3).

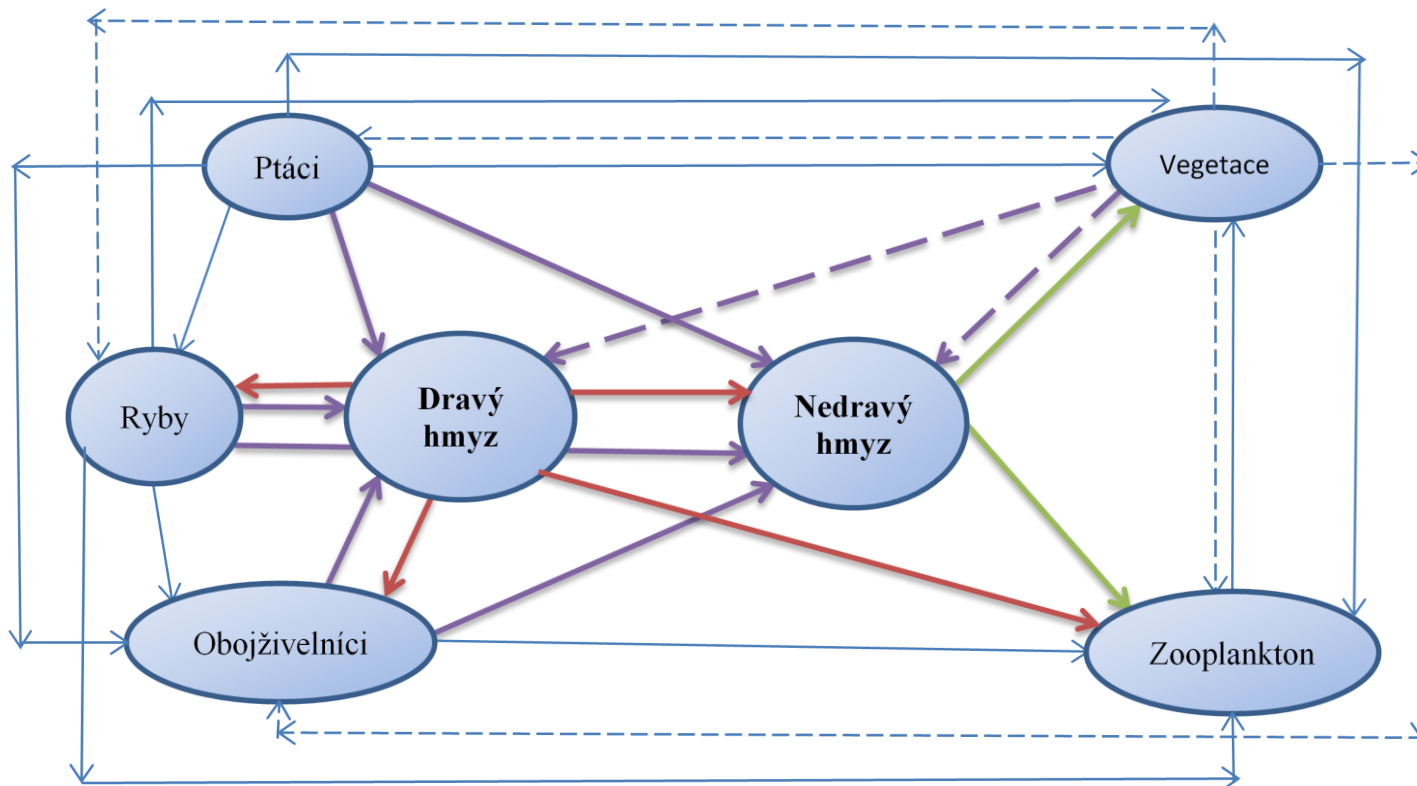
V následujících kapitolách se hlouběji věnuji každé z těchto dvou skupin. Obrázky 4 a 5 však nejsou kompletní a nezahrnují všechny faktory, které hrají roli ve formování společenstev v habitatu. Na základě literární rešerše jsem vytvořil náskres důležitých faktorů ovlivňujících hmyz. Na vrcholu pomyslné pyramidy stojí management rybníků, který ovlivňuje biotické i abiotické faktory (např. hnojení, vysékání litorálu, rybí obsádka, letnění). Tím nepřímo ovlivňuje i bezobratlé vázané na vodní prostředí. Abiotické a biotické faktory se ovlivňují navzájem (např. vegetace a fytoplankton ovlivňují kyslík, teplota ovlivňuje vegetaci a živočichy). Konečně abiotické (obr. 4) a biotické (obr. 5) faktory ovlivňují výskyt samotného hmyzu (herbivoři vázaní na vegetaci, zvířata vázaná na kyselé prostředí). Všechny tyto podmínky navíc ovlivňuje primární produkce, která ovlivňuje celkový chemismus vody, množství kyslíku apod. a tedy i celou potravní síť (Šorf, osobní sdělení) - ta do náskresů nebyla zanesena.



Obrázek 3: Základní faktory působící na hmyz a jejich provázanost.



Obrázek 4: Hlavní abiotické faktory ovlivňující vodní hmyz (červené šipky) a jejich další vzájemné ovlivnění (modré šipky).



Obrázek 5: Hlavní biotické faktory ovlivňující dravý a nedravý hmyz (fialové šipky) a jejich další provázanost (modré šipky). Červené šipky = skupiny, které ovlivňuje dravý hmyz; zelené šipky = skupiny, které ovlivňuje nedravý hmyz. Plné šipky = potravní vztahy, čárkované šipky = ostatní vztahy (např. vegetace ovlivňuje výskyt některých ptáků skrze výběr hnízdního stanoviště).

2.3 Abiotické faktory mající vliv na potápníky

Vodní hmyz ovlivňuje celá řada abiotických faktorů (obr. 4). Mezi nejvýznamnější činitele patří teplota (Dvořák a Gvoždík 2009, Stillam 2003, Colosi *et al.* 2008, Seebacher *et al.* 2005), kyselost (Arnott *et al.* 2006), množství světla a turbidita (Kloskowski 2011, Loughed *et al.* 1998), obsah kyslíku, hloubka (Yee *et al.* 2009) a v neposlední řadě i stav a charakter celého habitatu (Wellborn *et al.* 1996).

Teplota ve vodním prostředí se na rozdíl od teploty v terestrickém prostředí (např. na povrchu půdy) mění pomaleji a je více konstantní. Malí brouci jsou přitom více závislí na teplotě, jelikož kvůli malému tělu rychleji absorbují či ztrácejí teplo, nežli velké druhy (Schowalter 2011). Některé druhy, které k nám často zasahují pouze svým severním okrajem areálu rozšíření, proto preferují teplejší mělké nádrže, jako např. *Laccophilus poecilus* (Klug, 1834), *Cybister lateralimarginalis* (De Geer, 1774), vodomil *Hydrochara flavipes* (Steven, 1808), (Boukal *et al.* 2007). Teplotními změnami v prostředí a jejich vlivem na stabilitu populací se zabýval např. Stillman (2003), který došel k závěru, že druhy krabů (Porcellanidae) s nižšími teplotními limity budou více zranitelné se zvyšujícím se oteplováním. Přiblíží se totiž blíže ke své nejvyšší limitní teplotě (*upper thermal limit*). Calosi *et al.* (2008) v laboratorních pokusech zabývajících se teplotní tolerancí potápníků rodu *Deronectes* obývajících tekoucí vody zjistili, že různé populace se liší svou tolerancí k vysokým teplotám. Ty s nejnižší tolerancí k vysoké teplotě pak budou nejvíce ohroženy oteplováním prostředí. Proto se v této skupině hmyzu zdají být endemické druhy více ohroženy pokračujícím globálním oteplováním (Seebacher *et al.* 2005).

Teplota může ovlivňovat i detailní aspekty životních cyklů potápníků. Lundkvist *et al.* (2002) se zabývali letovou aktivitou potápníků a poukouseli se zjistit závislost na teplotě. Prahová teplota letové aktivity byla zjištěna okolo 15°C, zřejmě však brouci dokázali létat i při nížší teplotě, to se však nepodařilo prokázat. Teplota také ovlivňuje ovipozici. Ovipozici u studenokrevných organismů zkoumali např. Dvořák a Gvoždík (2009) na čolcích horských (*Triturus alpestris*, Laurenti, 1768). Vliv teploty na oviposici u vodního hmyzu nebyl podle mých zjištění dosud zkoumán, dá se však předpokládat, že teplota má podobný vliv na oviposici.

Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím množství a složení populace potápníků je kyselost. Arnott *et al.* (2006) ukázali, že vodní brouci mohou být ovlivněni historickým okyselením a ztrátou rybích společenstev. Zabývali se

sledováním společenstev hmyzu v 29 jezerech v Ontariu, přičemž na některých jezerech byla voda kyselější vlivem kovohutnického průmyslu. Více druhů potápníků bylo tam, kde bylo pH kyselé kolem 4,5-5,5. Neutrální pH okolo 6,5-7,5 hostilo méně druhů. Potápník *Graphoderus liberus* (Say, 1825) preferoval například pH v rozmezí 5-6,5, nejvíce jedinců se však vyskytovalo v pH 6. Obsádka ryb snižovala výskyt druhů i jejich abundanci. Cuppen *et al.* (2006) zjistili, že potápník *Graphoderus bilineatus* (Degeer, 1774) preferuje také mírně kyselé až neutrální vody (pH 6-7). Některé druhy jsou vázané pouze na rašeliniště a tedy kyselé pH, např. *Ilybius crassus* (Thomson, 1854) nebo *Hydroporus morio* (Aubé, 1838), (Boukal *et al.* 2007), ačkoliv je možné, že důležitým faktorem není pH, ale pouze výskyt rašeliníku (*Sphagnum* sp.) či menší diverzita druhů vázaných na tento habitat.

Okysličení vody je velmi důležité zvláště pro hmyz dýchající celým povrchem těla (některé larvální instary či malé druhy hmyzu) a druhy s abdominálními žábami (Ephemeroptera, Odonata), které se proto vyskytují pouze v dobře okysličených a často proudících vodách. Naopak některá zvířata jsou tolerantní ke kyslíkovému stresu, jako např. larvy pakomárů (Chironomidae sp.). U vodních brouků však dosud zřejmě nebyl zkoumán prokazatelný vztah mezi výskytem druhu a množstvím rozpuštěného kyslíku (Schowalter 2011, Wellborn *et al.* 1996).

Turbidita ovlivňuje hlavně hmyzí predátory a složení vegetace v rybníce, a to jak přímo, tak nepřímo. V nádržích s vyšší obsádkou kaprovitých ryb se turbidita výrazně zvyšuje, někdy až 2,5-krát ve srovnání s nízkou rybí obsádkou (Kloskowski 2011, Loughheed *et al.* 1998). Rybí obsádka však není jediný faktor, který zvyšuje turbiditu. Zřejmě má vliv i množství a typ sedimentů, koncentrace řas apod. Turbidita má také vliv na výskyt vegetace. Loughheed *et al.* (1998) například prokázali, že se stoupající turbiditou klesá abundance makrofyt, což pak nepřímo ovlivňuje společenstva vodních brouků (viz kapitola 1.4).

Důležitý faktor, který ovlivňuje potápníky při výběru lokalit, je velikost nádrže. Některé druhy si vybírají pouze nádrže o určité velikosti. Například *Graphoderus bilineatus*, jeden ze dvou evropsky chráněných potápníků, se v severní Evropě vyskytuje především ve velkých izolovaných vodních nádržích (Nilsson a Holmen 1995). Na druhou stranu Cuppen *et al.* (2006) chytali tento druh v Nizozemsku na malých nádržích propojených vodními kanály. Zřejmě zde při výběru lokality hraje důležitou roli i nabídka nádrží v krajině.

Vlivem hloubky nádrže se zabýval Yee *et al.* (2009). Hloubka společně s hustotou populace v nádrži měla vliv na chování brouků. Když bylo v nádrži 8 jedinců druhu *Rhantus sericans* (Sharp, 1882) zdržovali se v hloubce kolem 15 cm, naopak 2 jedinci se zdržovali spíše v 6 cm. Samostatný vliv hloubky na brouky se však nepodařilo prokázat. Cuppen *et al.* (2006) zjistili, že potápník *Graphoderus bilineatus* byl v Holandsku nejčastěji chytán v hloubce kolem 75 cm v přirozených habitatech. Ve větších a menších hloubkách se vyskytoval v menší míře.

Malé mělké nádrže s pozvolnými břehy se také rychleji a dobře prohřívají, proto zde živočichové mají mnohem rychlejší vývoj než ve velkých nádržích. Např. ropuchy *Scaphiopus couchii* (Baird, 1854) na jihozápadě USA stihnou vývoj za 10 dní nebo škeblivky (*Conchostroca*) dosáhnou pohlavní zralosti 5 dní po naplnění saharských jezírek. Rychlý vývoj je přitom zároveň adaptací na krátkodobé trvání vodních ploch v oblastech, kde se tyto druhy vyskytují; ve větších a tedy hlubších nádržích v konstantnějších podmínkách se vyskytují jen výjimečně (Wellborn *et al.* 1996).

2.4 Biotické faktory mající vliv na potápníky

Mezi nejvýznamnější biotické faktory ovlivňující populace dravého vodního hmyzu patří rybí obsádka a rozsah a složení litorální vegetace; mezi další důležité faktory může patřit výskyt vodních ptáků a obojživelníků (obr. 5). Na množství potápníků má samozřejmě také vliv množství jejich potravy – převážně planktonních korýšů a larev různých druhů hmyzu, hlavně dvoukřídlých a jepic.

Velikost rybí obsádky ovlivňuje v první řadě množství litorální vegetace, ve které se mohou brouci ukrývat, lovit a rozmnožovat. Zdá se přitom, že nejvíce jsou ovlivněny lokality, na nichž jsou přítomny kaprovité ryby, zejména kapři (Cahn 1929, Crivelli 1983, Arnott *et al.* 2006, Miller a Crowl 2006), zatímco rybí obsádky složené z okounovitých ryb ovlivňují hmyzí populace méně a zřejmě pouze predací na larvách a dospělících (Åbjörnsson 1997). Kapr může působit nemalé škody jako invazní druh, zejména v severní Americe a Austrálii. Například v jezeře Neosha Mill Pond ve Wisconsinu o rozloze 0,75 km², které bylo plné tzv. *game fish* (okounů, štik, pstruhů a candátů), byla do několika let po invazi kapra, způsobené používáním plůdku jako návnady sportovními rybáři, zničena téměř veškerá vodní i břehová vegetace a vytlačeny všechny původní druhy ryb (Cahn 1929). Destrukci vegetace kaprovitými rybami se zabýval Crivelli (1983). V jednoduchém pokusu měl 5 nádrží

s odměřenou biomasou a jednu nádrž kontrolní. V nádržích měl různý počet jedinců kapra obecného (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758) různé velikosti. Po změření množství zbylé biomasy zjistil, že množství biomasy klesá s celkovou váhou rybí obsádky, téměř lineárně. Podobný výsledek vyšel i v další práci Kloskowského (2011), kde v rybníce s méně kapry byla naměřena v pokusných klecích vyšší suchá váha vegetace než v rybníku s vysokou obsádkou, a to až 30-krát vyšší.

Ryby mají dále vliv nejen na vegetaci, ale díky přímým a nepřímým vlivům i na abundanci bezobratlých a obojživelníků (Kloskowski 2010, 2011, Miller a Crowl 2006, Tate a Hershey 2003, Wellborn *et al.* 1996, Åbjörnsson 1997). Složení litorální vegetace je důležité z hlediska jednotlivých druhů brouků a jejich chování (hlavně lovení kořisti, Yee 2010). Kloskowski (2010) porovnával soustavu rybníků v jihovýchodním Polsku s různou velikostí rybí obsádky a zkoumal její vliv na množství obojživelníků v rámci jedné vegetační sezóny. Většina druhů preferovala rybníky bez ryb nebo pouze s malými rybami, kde bylo nalezeno velké množství rosničky zelené *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) a blatnice skvrnitá *Pelobates funus* (Laurenti, 1768), bylo tam totiž více vegetace. V nádržích, kde byli kapři nasazeni, ale nebyl nalezen ani jeden obojživelník. Někteří živočichové dávají ale přednost rybníkům s rybami, např. ropucha obecná *Bufo bufo* (Laurenti, 1768) preferovala rybník s velkými rybami, jelikož tam chyběli bezobratlí predátoři (Hartel *et al.* 2007).

Ryby jako predátoři také snižují přímo hustotu a velikostní složení populací a společenstev hmyzu (Arnott *et al.* 2006). V nádržích s rybami jsou větší jedinci zranitelní k predaci, malí jedinci jsou proto více úspěšní a snáze přežijí, kdežto v nádržích bez ryb jsou úspěšnější větší jedinci, kteří jsou zde vrcholovými predátory (Wellborn *et al.* 1996).

Kontrolované experimenty jsou často využívány k vysvětlení vztahů mezi jednotlivými skupinami živočichů. Ryby mají jako predátoři vliv nejen na prostředí hmyzu, ale také na hmyz samotný. K tomu došli i Miller a Crowl (2006), kteří se zabývali vlivem kapra na rostliny a bezobratlé živočichy. Kapři výrazně negativně ovlivnili např. skřípínu (*Scirpus* sp.), naopak v nádržích s kapry mírně stoupala biomasa růžkatce (*Ceratophyllum* sp.) a rdestu (*Potamogeton* sp.). Z bezobratlých měli kapři největší vliv na úbytek u Hirudinea (píjavičce), Tabanidae (ovádovití) a Amphipoda (různonožci), naopak mezi kapry přibýlo Chironomidae (pakomárovití), a nepatrně i Oligochaeta (máloštětinatci). Kloskowski (2011)

zkoumal vliv kapra na soubor vodních organismů a zjistil, že početnost vážek byla vysoká pouze v nádržích bez ryb, ale množství planktonu bylo v obou treatmentech téměř stejné. Kloskowski (2011) tedy jasně prokázal negativní vliv kapří obsádky na vážky, obojživelníky a litorální vegetaci. Vlivem okouna říčního (*Perca fluviatilis*, Linnaeus, 1758) na bezobratlé se zabýval na 18 finských jezerech Nummi *et al.* (2011). Okouni zřejmě jako velcí predátoři vytlačovali velké potápníky (*Dytiscus* sp.), avšak s jejich přítomností bylo odchyceno řádově více malých jedinců do velikosti 7,5 mm. Tento výsledek však mohl být způsoben metodou odchytu. Celkově však v jezerech s okouny bylo méně bezobratlých.

Výskyt ryb jako vrcholových predátorů má také vliv na chování potápníků a dalších hmyzích predátorů (např. vážek a ploštic), kteří jsou v rybnících s rybami méně aktivní než predátoři v rybnících bez ryb (např. šidélko *Enallagma* sp.). Vlivem okouna říčního (*Perca fluviatilis*) na chování příkopníka *Acilius sulcatus* (Linnaeus, 1758) se zabýval Åbjörnsson (1997). Při pokusu sledoval aktivitu příkopníků na rozpuštěné látce ve vodě od nažraného či hladového okouna. Vnímání pachů rozpuštěných ve vodě a viditelnost predátora neměly prokazatelný vliv na aktivitu, avšak jejich kombinace už ano.

Vliv ptactva, hlavně nadměrné obsádky kachnami na tzv. kachních rybnících, nebyl zřejmě zatím podrobně zkoumán. Je ale zřejmé, že kachny také ničí litorální vegetaci a tedy ovlivňují vodní hmyz, zároveň jsou také velkými predátory bezobratlých. Lze proto předpokládat, že jejich vliv je podobný jako u nadměrné obsádky kaprovitých ryb.

Přítomnost vegetace obecně zvyšuje početnost hmyzu. Vegetace slouží často k oviposici a jako úkryt pro kořist i pro predátora útočícího ze zálohy. Yee (2010) zkoumal vliv vegetace na chování larev potápníků tří rodů (*Dytiscus*, *Graphoderus*, *Rhantus*). Tyto larvy představují tři typy predátorů: *sit-and-wait* (číhající predátor útočící po delší dobu z jedné pozice), *sit-and-pursue* (číhající predátor útočící z pozice, kterou periodicky mění) a *active* (aktivní predátor vyhledávající potravu ve vodním sloupci). Larvy rodu *Dytiscus* preferovaly typ lovu *sit-and-wait*, larvy rodu *Graphoderus* typ *active* a larvy rodu *Rhantus* používaly všechny typy chování při hledání kořisti. Přítomnost rostlin ovlivňuje jejich vzájemné interakce. Když rostliny chybí, larva *Dytiscus* začne být více aktivní a začne se více setkávat s larvou *Graphoderus* a zařadí ji mezi svou kořist. V dalším experimentu porovnali Yee *et al.* (2009) dva druhy potápníků *Rhantus sericans* (Sharp, 1882) a *Graphoderus*

occidentalis (Horn, 1883). V přítomnosti potravy potápničci plavali ve volné vodě a vyvíjeli vyšší aktivitu, zatímco bez potravy byli brouci přisedlí na listech rostlin. Rozdíl byl také mezi oběma druhy potápníků: zatímco *R. sericans* sedával častěji na rostlinách, *G. occidentalis* více plaval ve volné vodě. Vysvětlením může být rozdíl ve způsobu lovu. Larva druhu *G. occidentalis* je spíše aktivní lovec, kdežto larva *R. sericans* spíše loví útokem z vegetace.

Vegetace ovlivňuje také oviposici jednotlivých druhů. Samičky potápníka *Dytiscus sharpi* (Wehncke, 1875) z Japonska preferovaly při pokusu v akváriích pouze rostliny druhu halucha *Oenanthe javanica* (Blume). Pouze když jim byl snížen výběr z několika druhů na jeden, začaly neochotně klást i do jiných rostlin, tento výsledek byl však nesignifikantní (Inoda 2011). samice potápníků *Cybister lewisianus* (Sharp, 1873) a *C. brevis* (Aubé, 1838) více preferovaly šípátku *Sagittaria trifolia* (Linnaeus, 1753), avšak často musely pomocí kusadel narušit pletiva rostlin, aby zde mohly naklást vajíčko (Inoda 2011).

Potravní zaměření ovlivňuje celková morfologie těla a utváření ústního ústrojí, resp. orgánů sloužících k detekci a zachycení potravy. Většina potápníků je podobně jako další skupiny dravého vodního hmyzu zaměřená pouze na určitý druh nebo skupinu potravy, což může přispívat k rozrůznění potravních nik a umožnění koexistence většího množství druhů na dané lokalitě (Klečka a Boukal 2012). Skladba kořisti tedy druhotně ovlivňuje i skladbu predátorů na ní vázanou (obr. 5). Například potápník široký *Dytiscus laticornis* (Linnaeus, 1758) a potápník *D. semisulcatus* (O. F. Müller, 1776) se živí larvami chrostíků, larvy rodů *Acilius* a *Graphoderus* jsou specializovány na lov zooplanktonu a larvy potápníka *Cybister lateralimarginalis* se živí pouze larvami vážek. Mnoho druhů potápníků je kanibalistických, a to hlavně jako larvy. Většina dospělců ale již není tolik potravně specializovaná jako larvy. Obě stádia mohou požírat i mrtvé jedince, např. ryby (Nilsson a Holmen 1995).

Potravní preference lze exaktně zjišťovat pomocí kontrolovaných experimentů. Detailní srovnání potravní selektivity dravého vodního hmyzu provedli Klečka a Boukal (2012), zde uvádím jen nejdůležitější práce týkající se potápníků. Lundkvist *et al.* (2003) například zkoumali preferenci potravy u potápníků druhu *Colymbetes paykulli* (Erichson, 1837), *Ilybius ater* (De Geer, 1774) a *Ilybius fuliginosus* (Fabricius, 1792), kterým nabízeli perloočky (*Daphnia* spp.) nebo larvy komárů (*Culex* spp.). Všichni potápničci preferovali velké perloočky (4 mm) před

larvami komárů a menšími perloočkami. *Colymbetes paykulli* také přijímal více větších larev komárů (velikost těla > 5 mm) a *I. ater* preferoval menší perloočky více než ostatní druhy potápníků. Klečka a Boukal (2012) zjistili, že dospělci příkopníka *Acilius canaliculatus* (Nicolai, 1822) a potápníka *Hydaticus seminiger* (De Geer, 1774) silně preferují larvy pakomárů (*Chironomus* spp.), zatímco larvy potápníka vroubeného *Dytiscus marginalis* byly nejméně selektivní. Preference se lišila také vývojovým stupněm a velikostí jedinců, např. larvy druhého instaru *A. canaliculatus* byly specializovány na larvy komárů (*Culex* sp.) a perloočky (*Daphnia* sp.), kdežto larvy třetího instaru přijímaly spíše jepice *Cloeon dipterum* a larvy komárů. Potravní preferencí u různých larev potápníků se zabývali Tate a Hershey (2003). Larvám byly předkládány různé typy kořisti (chrostík, krevetka, ploštice rodu *Corixa*, koretry *Chaoborus*, pakomáři, larvy komárů a jepice). Larvy dávaly přednost krevetkám a koretrám před ostatní kořistí. Ve druhém pokusu předkládali larvám a dospělcům roční ryby lipana arktického (*Thymallus arcticus*, Pallas 1776). Výsledek byl překvapivý, totiž že larvy jsou zdatní predátoři populace plůdku lipana, kdežto adultní jedinci plůdek nepřijímají, zřejmě kvůli morfologickému uspořádání ústního ústrojí. Z toho tedy vyplývá, že larvy potápníků mohou bránit lipanům ve stěhování z řek do jezer k přezimování či k osidlování nových biotopů.

Potápníci jsou často vrcholovými predátory v malých nádržích (viz kapitola 1.5), a proto jsou schopni kontrolovat či snižovat populace jiných druhů bezobratlých i obratlovců. Arnott *et al.* (2006) zjistili, že larvy potápníka *Graphoderus liberus* (Say, 1825) zásadně snižují diverzitu a abundanci planktonních korýšů. V další studii autoři porovnávali ve čtyřech různých treatmentech s různými predátory změny v populacích a velikosti jedinců larev komárů (Culicidae) a zda jsou schopni kontrolovat jejich stavy. Při nízkém počtu potápníků byly larvy větší, než při vysokém počtu brouků, výsledek byl však neprůkazný Lundkvist *et al.* (2003). Dále mezi častou potravou potápníků patří obojživelníci a to především pulci a další nedospělá stádia. Hlavně dospělci i larvy velkých druhů potápníků rodu *Dytiscus* často loví pulce a dokonce jim dávají i přednost před ostatní potravou. Pearman (1995) prokázal jejich negativní vliv na přežívání populací pulců druhu rosničky chórové *Pseudacris triseriata* (Wied-Neuwied, 1838).

2.5 Habitatové preference potápníků a jejich reakce na změny prostředí

Potápníci obývají nejčastěji sladké vody, některé druhy můžeme nalézt v brakických vodách a některé i v slaných nádržích podél pobřeží moře (Nilsson a Holmen 1995). V České republice můžeme brouky zastihnout od malých vodních ploch vzniklých v kolejičkách po automobilech a kalužích, přes lesní tůně a pískovny až po velké rybníky. Z proudících vod obývají často potoky, slepá ramena řek, i pomalu tekoucí pobřežní vegetace řek (Boukal *et al.* 2007, Nilsson a Holmen 1995). Velmi špatní plavci mezi vodními brouky (např. zástupci čeledi Hydraenidae a mnoho druhů nadčeledi Hydrophiloidea) preferují nádrže prorostlé mechy (*Sphagnum*, *Drepanocladus*), kde pouze prolézají hustou vegetací (Nilsson a Holmen 1995). Vodní brouci obecně dávají přednost spíše chráněným biotopům před otevřenými stanovišti, kde jsou zřejmě stálější okolní podmínky. Chráněné biotopy proto může osídlit až třikrát více druhů než otevřená stanoviště (Nilsson a Söderberg 1996). Preferenci celkového charakteru krajiny sledovali Lundkvist *et al.* (2002). Druhy jako např. *Colymbetes fuscus* (Linnaeus, 1758) a *Hydroglyphus pusillus* (Fabricius, 1792) preferovaly urbánní prostředí na rozdíl od dalších druhů, např. *Agabus chalconatus* (Panzer, 1797), *Agabus bipustulatus* (Linnaeus, 1767).

Většina potápníků má vyvinutá křídla sloužící k letu. Pro svou vysokou mobilitu jsou potápníci často mezi prvními druhy bezobratlých vyskytujícími se v nových nádržích. Mezi nejčastější pionýrské druhy patří např. *Hydroporus incognitus* (Sharp, 1869) a *H. planus* (Fabricius, 1781) (Lundkvist *et al.* 2003). Nilsson a Svensson (1995) ukázali, že nejvíce migrují a zřejmě také jako první osídlují nová stanoviště převážně menší druhy brouků (cca o velikosti těla 5 mm, např. potápníci *Hydroporus* sp.), zatímco ostatní větší druhy osídlují nádrže pomaleji a preferují spíš větší nádrže, než malé tůňky.

Rozhodnutí dispergovat z daného stanoviště mohou ovlivňovat různé faktory (viz kapitoly 1.3. a 1.4.). Disperzí potápníků *Rhantus sericans* a *Graphoderus occidentalis* se v jednoduchém experimentu zabývali Yee *et al.* (2009). Zjistili, že v nádržích s nižší hustotou vodních rostlin byla vyšší disperze než u jedinců, kteří byli v nádrži s vyšší hustotou vegetace. Hustota rostlin totiž zvyšuje množství potravy, a tedy nepřímo ovlivňuje i samotné brouky. Disperze brouků byla také vyšší, když v nádrži bylo více jedinců: brouci ve vyšší hustotě více plavali ve volné vodě, kdežto brouci v nižší hustotě spíše seděli na listech.

Migrace a letová aktivita potápníků má sezónní charakter. Dospělci některých rodů jako *Ilybius* a *Rhantus* opouštějí na podzim vodní nádrže a přelétají na místa, kde zimují. Rody jako *Acilius*, *Colymbetes* a *Dytiscus*, žijící v dočasných jarních nádržích, vyhledávají na podzim permanentní nádrže (Nilsson a Holmen 1995). Průběh migrace může být různý v různých zeměpisných oblastech. Nejvyšší migraci v jižní Skandinávii pozorovali Nilsson a Svensson (1995) v červnu, přičemž brouci dávali přednost čistším nádržím před znečištěnými. Abundance v čisté vodě byla až dvakrát vyšší. Druhý vrchol během sezony byl v měsíci září, ale nebyl již tak vysoký. Zároveň může docházet k meziročním posunům. Lundkvist *et al.* (2002) pozorovali v roce 1998 nejvyšší letovou aktivitu v červnu a červenci a v roce 1999 v červnu, červenci a září. Lišila se také množství jednotlivých odchycených exemplářů během roku, např. druh *Hydroporus incognitus* (Sharp, 1869) byl nejvíce chytán v květnu a červnu, o rok později však v červenci a v září, což zřejmě způsobily nepříznivé podmínky.

Boda a Csabai (2012) zkoumali sezónní letovou aktivitu vodních brouků a ploštic v mokřadu v národním parku Hortobágy na severovýchodě Maďarska pomocí pastí na principu odrazu polarizovaného světla, podle čehož se vodní hmyz většinou orientuje. Druhy bylo možné rozdělit do několika skupin. Nejvíce druhů mělo nejvyšší letovou aktivitu v červnu až v srpnu a nejvíce odchycených jedinců bylo na jaře v dubnu, v létě v červnu a na podzim koncem září. Potápníci nejvíce dispergovali převážně na jaře (*Hydroporus fuscipennis*, Schaum, 1868, *Hydrochus* spp.) nebo na podzim (*Rhantus suturalis*, MacLeay, 1825). Některé druhy vykazovaly vrchol disperse vícekrát za rok, např. na jaře a na podzim (*Hydrobius fuscipes*, Linnaeus, 1758, *Enochrus affinis*, Thunberg, 1794), či na jaře a v létě (*Cymbiodyta marginella*, Fabricius, 1792, *Graptodytes bilineatus*, Sturm, 1835). Několik druhů vykazovalo vyrovnanou letovou aktivitu během celé sezóny (*Enochrus quadripunctatus*, Herbst, 1797, *Helophorus* spp.). Ploštice měly nejvyšší disperzi pouze v létě.

Velmi málo je zatím známo o migraci jedinců v rámci jednotlivých vodních nádrží. U nás zkoumali Boukal a Křivan (2010) disperzi potápníka druhu *Graphoderus bilineatus* na rybníku Vizír na Třeboňsku. Pomocí metody zpětných odchytů označovali ulovené jedince v rybníku a snažili se zjistit celkovou populaci daných druhů. Zjistili, že potápníci jsou v našich podmínkách nejvíce aktivní na jaře a na podzim. Především podzimní vrchol aktivity spadá do období, kdy dochází

k vypouštění celé řady rybníků, a snížení hladiny tak může vést k suboptimálnímu chování potápníků (např. nutnosti opustit prostředí, ve kterém by za normálních okolností přezimovali).

Celkem lze říci, že člověk má zásadní vliv na složení a hustotu potápníkovitých brouků. Nejčastěji dochází k přesazování rybníků kaprovitými rybami, k hnojení či vápnění, a tím k razantnímu zhoršení chemismu vody a úbytku litorálu. Vysoušení přírodních biotopů jako mokřadů nebo těžba a ničení rašeliníšť, či regulace vodních toků způsobují úbytek vodního hmyzu. Pískovny a rybníky jako náhradní biotopy však nevyhovují všem druhům vodních brouků a proto jsou tyto druhy ohroženy.

2.6 Historie rybníkářství na Jindřichohradecku

V současné době se v okrese Jindřichův Hradec nachází přibližně 500 rybníků, U vzniku prvních z nich stály na přelomu 12. a 13. století církevní řády templářů a německých rytířů. Byli sem pozváni tehdejšími vládci, pány z Hradce. Jejich úkolem bylo přinést organizaci do církevního a feudálního hospodaření, ale především začít s vyměřováním a zakládáním rybníků. Tak se začínaly zakládat první rybníky a odvodňovala se rozsáhlá blata a mokřady. Rybníky většinou vznikaly blízko kostelů, farností či měst. Často docházelo k tvorbě rybníků na potocích sloužících k zadržování vody pro mlýnská kola (např. rybníky Mutina a Ratmírovský). Po pánech z Hradce převzal správu nad územím rod Slavatů (1604). V té době probíhala 30-letá válka, během níž vojáci často rybníky vypouštěli či prokopávali hráze. Došlo také k obrovskému rozmachu pytláctví, které bylo poměrně přísně trestáno vypíchnutím očí či vykonáním hrdelního práva. Po roce 1693 se k moci dostali Černínovci, kteří panství vlastnili až do roku 1945. Černínovci byli proslaveni hlavně svou vášní k lovu a rybám a za jejich vlády proto vzniklo mnoho loveckých zámečků (Jemčina) a rybníků.

Po první světové válce v roce 1923 došlo k převzetí většiny statků státem na základě tzv. pozemkové reformy. Většina rybníků tak přešla pod Státní správu rybníků nebo pod správu města Jindřichův Hradec. Celková rozloha rybníků ve Státní správě rybníků v té době čítala 2258 ha (186 rybníků). Výtěžnost rybníků však ve srovnání např. s rybníky na jižní Moravě nebyla příliš vysoká a pohybovala se mezi 736 t (rok 1924) a 25 t (1936). Převážně se na rybnících choval kapr, lín a dále pak dravci jako štiky, sumci a okouni. Některé rybníky však byly již od 16. století

vyčleňovány jako tzv. pstruhové, jelikož pstruzi byli na panském dvoře častá pochoutka. Většinou to byly menší rybníčky s vysokým průtokem, často vybudované v lesích. Mezi pstruhové rybníky patřily např. menší rybníčky u Senotína a přímo v Hradci Novodvorské sádky či rybník Trubníček (Hule a Kotyza 2012).

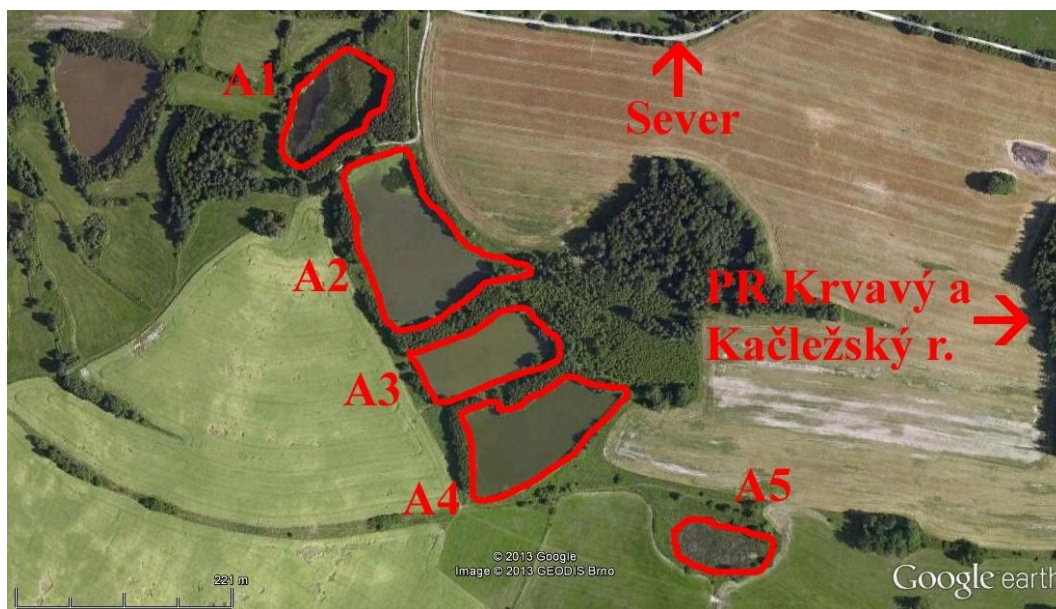
Dobu vybudování jednotlivých rybníků, na kterých jsem prováděl terénní výzkum, je obtížné určit. V hradeckém urbáři z roku 1654, ke kterému byly zhotoveny i vodní mapy jednotlivých panství, se názvy rybníků neobjevují a nejsou zakresleny ani na mapách. V historickém katastru se rybníky zřejmě nacházely na panství telčském. V urbáři z roku 1588 se však jména dnešních rybníků nevyskytují, ale vyskytuje se tam rybník Krvavý, ale vodní mapy z té doby se nedochovaly. Je tedy zřejmé, že rybníky se nacházely na hranicích panství Telč a Jindřichův Hradec. Zdá se, že byly vybudovány na počátku 18. století v období josefovských reforem. Byly zřejmě vybudovány, jako další rybníky podobné velikosti a umístění mezi pastvinami, na náklady zdejších sedláků, kteří dostávali od vrchnosti půdu k zmeliorování. Vojenské mapování v letech 1764 – 1768 již udává reálný výskyt těchto rybníků, ale nejsou jmenovitě popsány. V tzv. druhém vojenském mapování jsou rybníky seřazeny do ucelených soustav, ale taktéž beze jmen. Na přelomu 19. a 20. století na rybnících stále hospodaří sedláci. Pozemková reforma se malých rybníků netýkala, proto jsou až do roku 1948 ve vlastnictví sedláků, kdy byl jejich majetek znárodněn. V 50. až 70. letech 20. století nemá státní rybářství dostatek finančních prostředků a zaměstnanců, aby udržovalo rybníky v provozuschopném stavu. V 80. letech 20. století docházelo k systematickému vyhrnování všech zkoumaných rybníků a k instalaci nových výpustných zařízení. Obsádka rybníků se v té době pohybovala okolo 30 jedinců tříletých kaprů, bez přidávání jiných druhů ryb a chov probíhal spíše extenzivně (Kotyza, osobní sdělení).

V následujícím textu uvádím detailní popis jednotlivých zkoumaných rybníků obou soustav, které jsou ve zbytku práce označovány jako soustava A (ve správě Rybářství Kardašova Řečice s.r.o.) a B (ve správě Agentury ochrany přírody a krajiny).

2.6.1 I. soustava A (Rybářství Kardašova Řečice s.r.o.)

Rybníky Nad Remízem, Kopeček, Pod Kopečkem, Rychlý a Líný rybník (obr. 6) se nacházejí cca 1 km severně od rybníků AOPK a 1 km západně od PR

Krvavý a Kačležský rybník. V roce 1993 v rámci privatizace byly ve správě firmy Vajgarex s.r.o. V období 1998 – 2000 byly pronajímány a posléze v roce 2001 již ve vlastnictví Rybářství Kardašova Řečice. První ryby zde byly nasazeny až v roce 2002. Hospodaří se na nich polointenzivně. Rybníky se vysíkají a udržují se v řádném bezpečnostním stavu (kontrola, vysékání a zpevňování hrází). Rybí obsádku zde tvoří kaprovité ryby (množství rybí obsádky tab. 2). Rybníky se podle mých informací nehnojí ani nevápní. Probíhá zde pouze příkrmování obilovinami třikrát týdně dle aktuální hmotnosti ryb. Systém hospodaření je jednohorkový, tj. ryby se na jaře nasadí a na podzim téhož roku vyloví, k intenzivnímu komorování ryb jsou nevhodné (Kotyza, osobní sdělení).



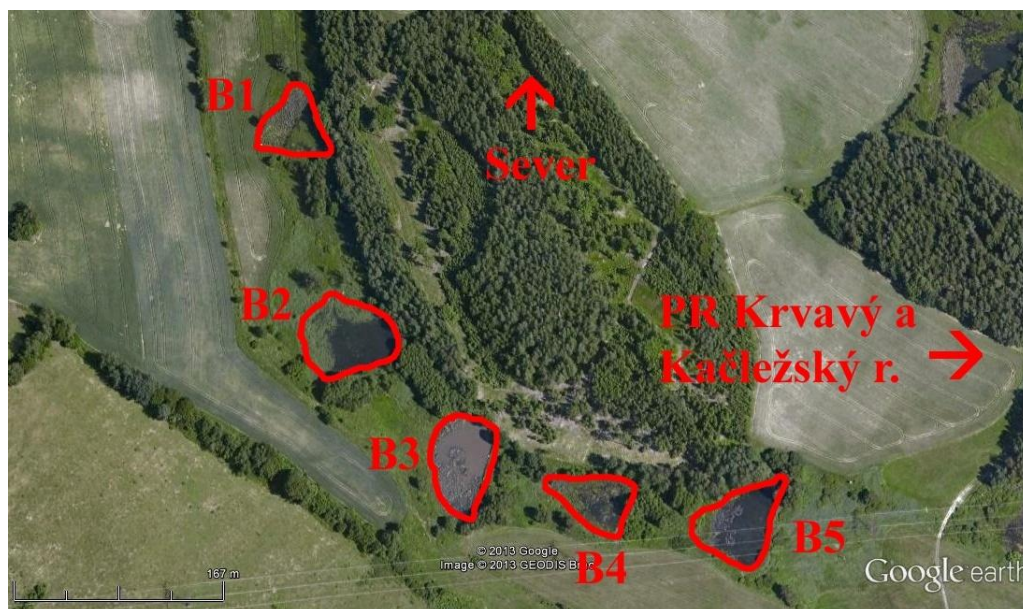
Obrázek 6: Rybníky patřící pod správu Rybářství Kardašova Řečice s.r.o. Zleva: A1 (Nad Remízem), A2 (Kopeček), A3 (Pod Kopečkem), A4 (Rychlý r.) a A5 (Líný r.). Šipka vpravo ukazuje směr k PR Krvavý a Kačležský rybník vzdálené přibližně 1 km. Měřítka v levém dolním rohu = 221 m.

2.6.2 II. soustava B (Agentury ochrany přírody a krajiny ČR)

Rybníky leží mezi obcí Hospřiz a přírodní rezervací PR Krvavý a Kačležský rybník. Přírodní rezervace leží cca 2 kilometry východně od obce Hospřiz, na Jindřichohradecku. PR Krvavý a Kačležský rybník zde byla vyhlášena v roce 1994 a v jejím ochranném pásmu se nacházejí sledované rybníky Horní Rokle, Prostřední Rokle, Dolní Rokle, Velká Černá, Malá Černá (obr. 7). Rybníky v roce 1994 spadaly pod správu okresního úřadu v Jindřichově Hradci. V roce 2002 přešly rybníky do

vlastnictví Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). AOPK je od roku 2004 pronajímá Rybářství Kardašova Řečice s.r.o. U většina rybníků však nefungovala vypustní zařízení a protékaly hráze. Nejvíce poškozeny byly rybníky Rokle Prostřední a Černá Malá, které byly dokonce bez vody. V rybnících je stanoveno plůdkové hospodaření, je možné prostřídání násadou nebo použitím jiných druhů ryb. Při výlovu však nesmí množství ryb přesáhnout $300\text{--}400\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ využitelné vodní plochy (množství rybí obsádky tab. 2), (Pykal *et al.* 2008). Na rybnících se neprovádí žádná produkční příprava, nesmí se zde hnojit ani vápnit a přikrmovat obilovinami je možné, ale nevýhodné pro pronajímatele. Rybníky tedy slouží pouze pro druhořadý extenzivní chov ryb" (Kotyza, osobní sdělení).

První komplexní inventarizační průzkum zde proběhl v roce 1997 (Lustyk *et al.* 1998), z ohrožených druhů zde byli nalezeni např. svižník polní *Cicindela campestris* (Linnaeus, 1758) a stěvlíček *Bembidion humerale* (Sturm, 1825). V roce 2001 byl proveden průzkum vážek sloužící jako podklad k hodnocení rybníkářského hospodaření na těchto rybnících pro AOPK ČR. Byly zde objeveny silné populace s řadou ohrožených druhů např. šídlatka zelená *Lestes virens* (Charpentier, 1825) a šídlo rákosní *Aeshna affinis* (Vander Linden, 1820) (Hesoun 2001). Další skupiny vodního hmyzu zde zatím nebyly soustavně sledovány.



Obrázek 7: Rybníky patřící pod správu AOPK ČR. Zleva: B1 (Horní Rokle), B2 (Prostřední Rokle), B3 (Dolní Rokle), B4 (Malá Černá) a B5 (Velká Černá). Šipka vpravo ukazuje směr k PR Krvavý a Kačležský rybník vzdálené přibližně 0,5 km. Měřítko v levém dolním rohu = 167 m.

2.7 Metody odběru vodního hmyzu

Existuje mnoho metod odchyty vodních bezobratlých. Cílem kvalitativních metod je zachycení co největšího množství druhů na dané lokalitě. Naopak kvantitativní metody se snaží zjistit abundanci jednotlivých druhů v biotopu. Pro co největší pokrytí a zmapování habitatu je dobré kombinovat vícero metod kvantitativních i kvalitativních (Southwood a Henderson 2000, Boukal *et al.* 2007).

Základní kvalitativní metodou ve stojatých vodách je sběr do cedníku (průměr cca 20cm, oka 0,5 mm), čajového sítka s jemnými oky (vhodné pro nejmenší druhy v litorálu) a vodní síťky, která se používá k odchyty v rychle tekoucích vodách a při metodě rozhrabávání dna. Nejvíce se osvědčily síťky s půlkruhovým rámem a plochým dnem (velikost ok 0,3-0,4 mm). Při kvalitativních odběrech se snažíme důkladně prosmýkat litorální vegetaci, zvláště podél břehu, kde se vyskytuje nejvíce druhů. Také je vhodné prolévat vodou pobřežní písčiny, či vyšlapávat substrát a jednotlivé vyplavené jedince sbírat cedníkem. Pro rozebírání litorální vegetace či sedimentů ze dna je dobré použít světlou misku (např. talíř na frisbee, plastový tácek) nebo plachtu. Detrit lze také nechat proschnout v eklektorech a prosít (Boukal *et al.* 2007).

Základními kvantitativními metodami jsou srovnatelné úsilí, krabicová past a pasti na principu vrše. Při metodě srovnatelného úsilí se používá, stejně jako v případě individuálního sběru, cedníku a síťky. Doba lovení je však pevně dána a danou dobu se musíme věnovat, každému mikrohabitatu na lokalitě. Lze takto srovnávat data, z různých lokalit. Tato metoda je zaměřena hlavně na malé druhy, např. z rodů *Hygrotus*, *Suphrodytes*, *Anacaena*, *Cercyon* a *Noterus* (Klečka a Boukal 2011). Je vhodná k doplňkovému průzkumu a umožňuje odchyt i dalších vodních bezobratlých (Odonata, Ephemeroptera, Gastropoda), které se do pastí obvykle nechytají. Tato metoda je méně náročná než krabicová past, je však také méně přesná (Boukal *et al.* 2007). Nevýhodou této metody je vyšší časová náročnost, protože k dosažení pokrytí stejné plochy biotopu jako zapast'ováním strávíme více času, a větší druhy brouků se téměř nepodaří chytit.

Odchyt do krabicové pasti se provádí pomocí plechové nebo plastové krabice bez dna, např. o rozměrech 50x50 cm. Past na lokalitě zatlačíme do dna a pomocí síťky důkladně vybereme obsah. Dojde k odchyty obou pohyblivých vývojových stádií. Tato metoda je zaměřena spíše na menší rody jako *Agabus*, *Hygrotus* a *Hydrobius* (Klečka a Boukal 2011). Touto metodou se ale dá dobře odhadnout

populační hustota jednotlivých druhů. Nevýhodou ovšem je, že manipulace v prostředí s tvrdou vegetací nebo nerovným dnem může vést k útěku hmyzu (Boukal *et al.* 2007).

Pasti na principu vrše na vodní bezobratlé jsou buď živochytné nebo mrtvochytné. Živochytná past je tvořena z konstrukce potažené síťovinou, jsou zde dva vchody vytvořené z hrdla PET lahví a kapsa na návnadu – kuřecí játra (Balke a Hendrich 1987). Část pastě musí vždy zasahovat nad hladinu vody, protože brouci dýchají vzdušný kyslík. Mrtvochytná past je tvořena z PET lahve, ze které se odřízne hrdlo a obráceně se vloží do zbytku lahve. Na dno se uloží jako návnada kuřecí játra (Hilsenhoff 1991). Po nastražení se pastě přiváží k tyči nebo vegetaci, aby se zamezilo odplavání. Odchyt do pastí na principu vrše se používá při běžných inventarizačních průzkumech. Koese a Cuppen (2006) použili odchyt do pastí k mapování potápníka druhu *Graphoderus bilineatus*, jeden ze dvou evropsky chráněných druhů, u nás tuto metodu na stejný druh použil Boukal a Křivan (2010) na Třeboňsku. Dále lze tuto metodu využít i k odchytu obojživelníků a vodních ploštic (Jeřábková a Boukal 2011). Tento odchyt je ovšem zaměřen spíše na větší druhy brouků čeledi Dytiscidae a Hydrophilidae, a to na larvy i dospělé (Klečka a Boukal 2011). Při této metodě jsou podhodnoceny nebo nejsou zaznamenány menší druhy brouků, semiakvatické druhy, nebo druhy žijící v litorálu.

3 METODIKA A SLEDOVANÉ LOKALITY

Terénní průzkum byl zaměřen na průzkum vodních brouků na vybraných lokalitách nedaleko Jindřichova Hradce pomocí pastí na principu vrše (viz kapitola 2.7).

3.1 Sběr dat v terénu

K výrobě mrtvochytných pastí jsem použil 1,5 litrové PET lahve (viz kapitola 2.7). Pasti byly na rybníky pokládány na podzim 2011 a na jaře a na podzim 2012 (tab. 1). Na každém rybníku bylo umístěno 10 pastí, 5 v litorálu a 5 na rozmezí litorálu a volné vody, a to kromě rybníků Rychlý a Velká Černá, kde z důvodu malého litorálu bylo umístěno pouze 8 pastí (obrázky 8 a 9). Pasti byly přivázány k tyčím, aby vždy chytaly přibližně ve stejném místě a nedošlo k jejich odplavení např. při vypouštění rybníku. Jako návnadu jsem dával do každé pasti jeden lalok rozmražených kuřecích jater. Při položení jsem vždy dbal na to, aby past byla ponořena celá pod hladinou a aby v ní bylo co nejméně vzduchu, nejlépe žádný. Pasti byly nastraženy vždy na cca 24 hodin (tab. 1). Při každém pokládání byla měřena teplota vzduchu a čas začátku a konce pokládání i vybírání pastí. Při výběru pastí byla měřena teplota vzduchu a teplota vody při vstupu do pasti pomocí dataloggeru Ebro EBI 20 TE. U pastí číslo 2 a 6 byla měřena vzdálenost hladiny ke konci tyče. Dále jsem zapisoval všechny zvláštnosti (např. nedostatek vody, zničená past). Stručně bylo také zaznamenáváno počasí (tab. 6), neboť potápníci jsou za deštivého či sychravého počasí méně aktivní (D. Boukal, osobní sdělení). Vodivost, pH a množství rozpuštěného kyslíku byly měřeny z časových důvodů samostatně 7. září 2012. Tyto hodnoty byly měřeny u pastí číslo 1, 3, 5, 6, 8 a 10 (tab. 5), k měření nedošlo na rybníku Rychlý (A4), který byl vypuštěný. Měření probíhalo pomocí měřicího přístroje WTW Multi 350i.

Při vybírání se past vyjmula z vody, poté se odstranil vršek pasti a obsah se slil přes cedník s velikostí ok 0,5 mm. Všechn hmyz byl z cedníku vybrán pinzetou a uložen do epruvet s denaturovaným 80% lihem a popiskem (datum sběru, kód rybníku a číslo pasti). V případě, že v pasti byly nalezeny další druhy živočichů (nejčastěji ryby, pijavice či plži) zapsal jsem si pouze počet a druh chycených zvířat (tyto údaje však nebyly vyhodnocovány). Po každém odběru bylo vyjmuto hrdlo a

došlo tak k „vypnutí“ pasti (obr. 17), aby nedocházelo k zbytečnému chytání a oslabování populace či zkreslování dalších výsledků. Použitá játra byla po skončení odchyty zakopána na břehu.

Metoda odchyty do pastí byla doplněna kvalitativním odběrem metodou cedníkování (kapitola 1.7) dne 2. 6. 2012 pomocí standartního kuchyňského cedníku s velikostí ok 0,5 mm. Cedníkování jsem prováděl vždy 15 minut v litorálu každého rybníka a 15 minut ve volné vodě. U rybníků, kde nebyl litorál, jsem cedníkoval 30 minut ve volné vodě.

3.2 Zpracování dat

K determinaci jsem použil dostupné klíče (Galewski 1971, Holmen 1987, Nilsson a Holmen 1995, Hájek 2009) a srovnávací sbírku školitele. Jednotlivé druhy a pohlaví jsem určoval podle vnějších znaků a u těžko rozlišitelných druhů podle vypreparovaných pohlavních orgánů pod stereomikroskopem Olympus SZ51. Někteří brouci a larvy byli z důvodu obtížných nebo nedostupných určovacích znaků determinováni pouze do rodů. Nomenklatura je seřazena podle Katalogu vodních brouků ČR (Boukal *et al.* 2007).

Nejprve byla testována podobnost rybníků pomocí shlukové analýzy (Wardova metoda, Euklidovská vzdálenost). K testu výskytu brouků během sezóny byla použita jednocestná ANOVA. Před těmito analýzami byla hrubá data početnosti jedinců transformována podle vzorce $\log(x+1)$. Pro analýzu poměru pohlaví byla použita pouze data druhů chycených ve více než 10 kusech. Dále jsem testoval poměr mezi vroubenými a hladkými samicemi u druhů *Dytiscus marginalis* a *D. circumcinctus* pomocí χ^2 testu (Lepš 1996).

Pro srovnání sezónní aktivity byla použita transformace dat podle vzorce $\log(x+1)$ a byl přepočten počet jedinců na jednu past v dané roční době. K porovnání celkového množství brouků na soustavách nebyla použita data z 6. 10. 2011, kdy se rybníky vypouštěly a došlo k chycení pouze několika kusů brouků. Do analýz nebyly ani zahrnuty údaje z kvalitativního odběru.

Pro vyhodnocení vlivu vegetace, litorálu a chemismu na celkovou početnost odchycených jedinců byl použit zobecněný lineární model s negativním binomickým rozdělením (program R, funkce *glm.nb* s kanonickou logaritmickou transformací v rámci analýzy), který lépe zohlednil rozdělení dat (celkové početnosti jedinců v jednotlivých pastech) než Poissonovo rozdělení. V jeho rámci byl zjišťován vliv

jednotlivých faktorů okolního prostředí na brouky. Protože všechny faktory působí současně, byla provedena analýza celkové početnosti odchycených jedinců vodních brouků zohledňující všechny faktory. První analýza (v textu označovaná jako Model 1) předpokládala, že faktory ovlivňující početnost vodních brouků v jednotlivých pastech (resp. jen potápníků) zahrnují jednotlivé rybníky (t.j. předpoklad velké variability prostředí v rámci obou soustav rybníků), teplota vody u dané pasti v době vybírání, vegetační charakteristika okolí pasti a sezónnost. Druhá analýza (v textu označovaná jako Model 2) předpokládala, že faktory ovlivňující početnost vodních brouků v jednotlivých pastech (resp. jen potápníků) zahrnují typ hospodaření (t.j. odlišnost obou soustav rybníků), index produkce, základní fyzikálně-chemické vlastnosti vody v rybníce, teplota vody u dané pasti v době vybírání, vegetační charakteristiku okolí pasti a sezónnost. V obou analýzách byla na základě předběžné vizualizace dat zkoumána také kvadratická závislost na teplotě (možnost výskytu teplotního optima). Index produkce kapra a fyzikálně-chemické vlastnosti vody nemohly být v první analýze zohledněny, neboť byly určeny odlišnostmi mezi rybníky. Vzhledem k tomu, že charakteristika vegetace v okolí pastí představovala 9 různých proměnných (tab. 4), byla nejprve provedena jejich redukce na 3 hlavní osy variability PC1veg-PC3veg pomocí PCA analýzy (program R, funkce *princomp*). Podobně byla charakteristika hlavních abiotických faktorů (t.j. index produkce kapra, pH, konduktivita a obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě) pro každý rybník zredukována na osy PC1ch a PC2ch. U Modelu 1 i 2 byl nejprve vytvořen úplný model se všemi vysvětlujícími faktory (jejich interakce nebyly pro zjednodušení uvažovány) a následně byl nalezen optimální model zahrnující jen vysvětlující faktory významně přispívající k vysvětlení pozorovaných dat (program R, funkce *stepAIC*).

Data byla vyhodnocena a zobrazena v programech Microsoft Excel 2007, Statistica verze 10 (StatSoft) a v programu R (Core Team) verze 2.15.3. Mapy rybníků byly staženy z Google Maps 7.0.3.8542.

3.3 Popis jednotlivých rybníků

Obě rybníční soustavy leží přibližně 8 km východojihovýchodním směrem od Jindřichova Hradce v nadmořské výšce 530-545 m. Rybníky se nacházejí v protáhlé terénní sníženině, jíž napříč probíhá nevýrazné rozvodí mezi povodími Hamerského a Koštěnického potoka. Horninovým podkladem je středně zrnitá

dvojslídna žula čiměřského typu. Dno sníženiny je překryté deluviálními hlinitými písčými a písčivými hlínami podél drobných vodních toků jsou uloženy fluvialní písčité hlíny a hlinité písčiny, v rybnících sedimenty vodních nádrží (Albrecht *et al.* 2003).

Pro každý rybník jsem shrnul základní údaje o okolí dané lokality, rostliny tvořící většinu litorálu a index produkce kapra, který byl definován jako podíl podzimního výlovu ryb a jarního odhadu obsádky. Tento index udává jednak produktivitu daného rybníka (čím vyšší index, tím produktivnější rybník) a zároveň je možné ho použít jako proxy veličinu pro tlak rybí obsádky na hmyzí společenstva v daném rybníce. Další druhy ryb (líní, amuři, štiky) byly nasazovány jen v malých hustotách a proto jsem je v indexu produkce nezohlednil. Hodnoty indexu produkce byly spočítány za období 2010, 2011 a 2012, a k analýzám byla použita průměrná hodnota. Také jsem při každém odběru zaznamenával hloubku jednotlivých rybníků, která zde byla zprůměrována.

3.4 Soustava A - Rybářství Kardašova Řečice s.r.o.

3.4.1 A1 (Nad Remízem)

Rybník (plocha 0,56 ha) leží při severozápadním břehu Krvavého rybníka jako sedmý rybník ležící na potoce tekoucího do Krvavého rybníku. Je přímo protékán. Pravý břeh je lemován porostem bříz, podél levého břehu je remíz tvořený smrky a břízami a hráz je porostlá břízami a olšemi. Průměrná hloubka rybníku v době měření byla 63 cm. Tento rybník je svým charakterem nejvíce odlišný od ostatních rybníků v celé soustavě. Obsádku tvořil kapr, amur a štika (index produkce kapra 2,1). Litorál tvořil travní porost (obr. 8A).

3.4.2 A2 (Kopeček)

Je největším ze sledovaných rybníků (1,91 ha). Je přímo protékán. Severní okraj rybníku je bez porostu kromě solitérních olší, zbývající strany jsou porostlé zejména břízou. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 76 cm. Obsádku tvořil kapr, amur a štika (index produkce kapra 1,58). Litorální porost tvořil pouze rákos obecný (*Phragmites australis*) v jihovýchodní části rybníka, přičemž porost tvořil pruh široký cca 0,5 m a zasahoval do odtokové stoky, kde byly uloženy pasti

číslo 3, 4 a 5 (obr. 8B). Do těchto pastí se jako jediných na celém rybníku chytlo více druhů brouků.

3.4.3 A3 (Pod Kopečkem)

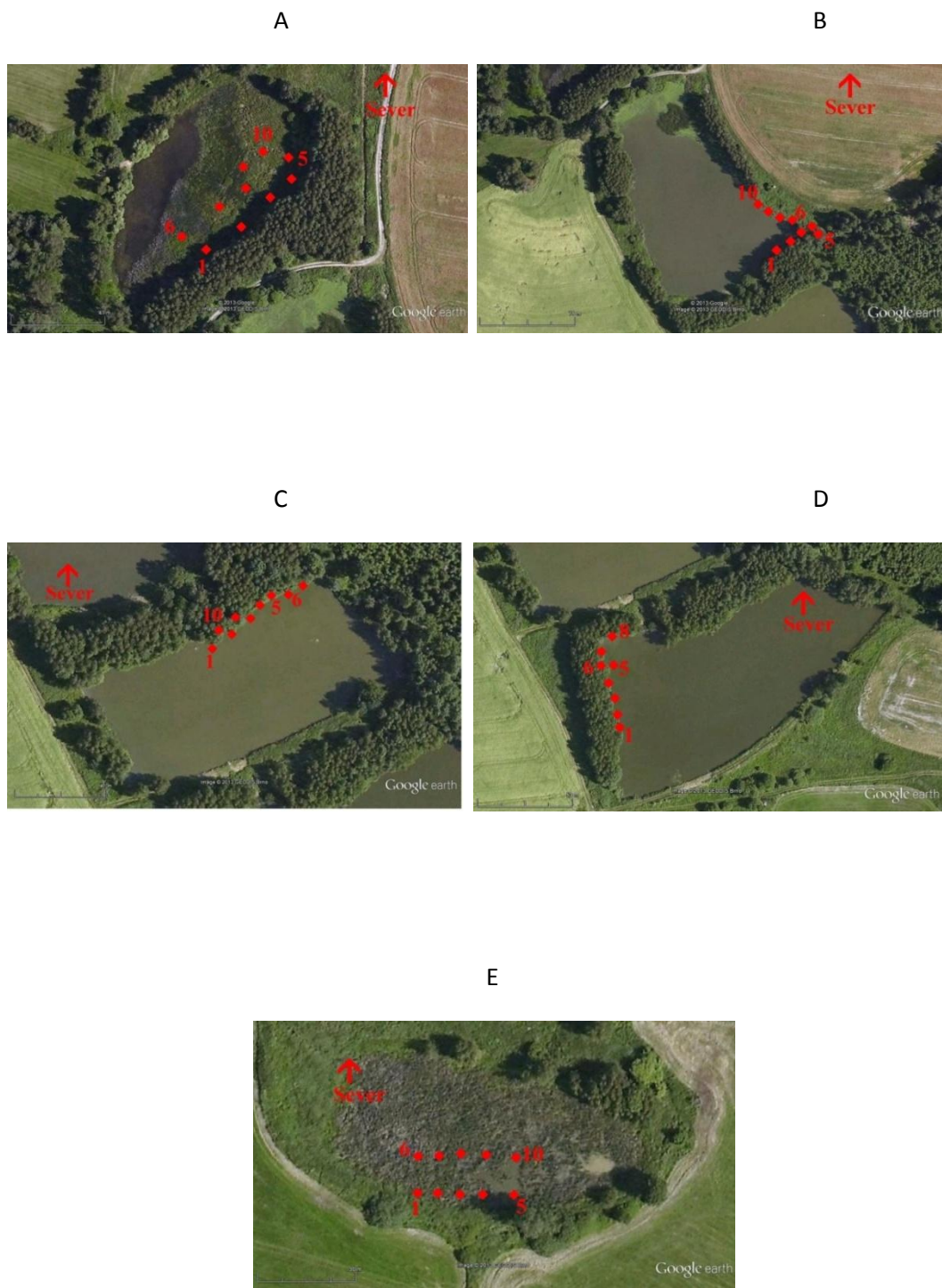
Třetí rybník o rozloze 0,81 ha je také přímo protékán. Všechny strany rybníku jsou lemovány smíšeným porostem smrků, bříz a olší. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 42 cm. Obsádku tvořil kapr a štika (index produkce kapra 1,45). Litorál nebyl žádný, krom jednotlivých trsů rákosu obecného (*Phragmites australis*). Pasti byly umístěny při severním okraji a částečně překryté větvemi stromů (obr. 8C).

3.4.4 A4 (Rychlý rybník)

Předposlední rybník o velikosti 1,19 ha je také přímo protékán. Hráz je pokryta několika soliterními olšemi, ostatní břehy rybníku pokrývá porost tvořený převážně břízou. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 86 cm. Obsádku tvořil kapr, lín a štika (index produkce kapra 1,47). Na tomto rybníku litorál nebyl, proto zde bylo umístěno pouze 8 pastí ve volné vodě při severozápadním okraji, některé byly částečně překryté větvemi stromů (obr. 8D).

3.4.5 A5 (Líný rybník)

Je posledním rybníkem v soustavě (0,96 ha) a nachází se uprostřed sečené podmáčené louky. Po jeho březích jsou kromě soliterních bříz pouze olše. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 80 cm. Tento rybník byl bez obsádky (index produkce kapra 0). Rybník byl z 90% pokryt orobincem širokolistým (*Typha latifolia*). Pasti byly umístěny u výpusti v jižní části rybníku (obr. 8E).



Obrázek 8: Rybníky soustavy A. Panely: A = A1 (Nad Remízem, měřítko = 47 m), B = A2 (Kopeček, měřítko = 79 m), C = A3 (Pod Kopečkem, měřítko = 41 m), D = A4 (Rychlý r., měřítko = 53 m), E = A5 (Líný r., měřítko = 30 m). Všechna měřítka v levém dolním rohu.

3.5 II. soustava B - Agentury ochrany přírody a krajiny ČR

3.5.1 B1 (Horní Rokle)

Rybník (0,20 ha) leží při severozápadním břehu Kačležského rybníka. Je prvním rybníkem na toku a je přímo protékán. Pravý břeh je lemován smrkovým lesem, podél levého břehu je pole a hráz je bez porostu. Rybník leží pod kopcem je do něj z pole splachována zemina, dochází tak postupně k jeho zazeměvání. Severní okraj tvoří podmáčený mokřad, který postupně přechází ve vodní hladinu. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 58 cm. Obsádku tvořila pouze generační násada lína, v roce 2012 byl rybník bez obsádky (index produkce kapra 0). Litorál tvořil orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), rákos obecný (*Phragmites australis*), šípátka vodní (*Sagittaria sagittifolia*) ostřice a sítiny. Na rybníku bylo rozmístěno 10 pastí (obr. 9A) od západního okraje k východnímu.

3.5.2 B2 (Prostřední Rokle)

Tento rybník (0,54 ha) je druhým v pořadí v soustavě a je také přímo protékán. Hráz je porostlá převážně olší břízou a jívou. Pravý břeh je lemován smrkovým lesem a levý je lemován sečenou loukou. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 35 cm. Obsádku zde tvoří pouze generační násada lína (index produkce kapra 0). Litorál tvořil soustavný porost rákosu obecného (*Phragmites australis*), který pokračoval podél přítoku až k rybníku Horní Rokle. Na rybníku bylo rozmístěno 10 pastí (obr. 9B) od západního okraje k severovýchodnímu.

3.5.3 B3 (Dolní Rokle)

Rybník (0,68 ha) je přímo protékán. Pravý břeh je lemován břízami a částečně smrkovým lesem, levý je lemován sečenou loukou a hráz je bez porostu. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 75 cm. Obsádku zde tvoří pouze generační násada lína (index produkce kapra 0) a přemnožená střevlička východní (*Pseudorasbora parva*, Temminck a Schlegel, 1846). Většina vodní plochy byla hustě porostlá orobincem širokolistým (*Typha latifolia*) a zblochanem vodním (*Glyceria maxima*). Pasti byly rozmístěny na západním břehu od jižního okraje k severnímu (obr. 9C).

3.5.4 B4 (Malá Černá)

Rybník (0,52 ha) je čtvrtým v soustavě a přímo protékán. Pravý břeh je lemován břízami a olšemi, levý je lemován sečenou loukou se skupinami olší nebo bříz a hráz je porostlá převážně olší. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 35 cm. Obsádku tvořila pouze generační násada lína, v roce 2012 byl rybník bez obsádky (index produkce kapra 0). Litorál byl tvořen zblochanem vodním (*Glyceria maxima*), rákosem obecným (*Phragmites australis*) a poměrně velkým porostem vodního moru kanadského (*Elodea canadensis*). Pasti byly rozmístěny od jižního okraje k severnímu (obr. 9D). Dne 7. 9. 2012 byly pasti č. 1, 2, 3, 4 a 5 posunuty o cca 10 m do litorálu (na obr. 9D západním směrem), protože došlo k přesunu vegetace větrem. Pasti č. 6, 7, 8, 9 a 10 byly posunuty cca o 14 m z volné vody na okraj litorálu.

3.5.5 B5 (Velká Černá)

Rybník je posledním sledovaným rybníkem na toku, je přímo protékán a rozprostírá se na ploše 0,81 ha. Severní břeh je lemován smrkovým lesem občas prostoupeného jívami, které zasahují cca 4m do rybníka, podél jižního břehu je kosená louka a hráz je porostlá jívou a rákosem. Průměrná hloubka rybníku byla v době měření 39 cm. Obsádku tvořila pouze generační násada lína (index produkce kapra 0). Litorál tvořil orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), šípatka vodní (*Sagittaria sagittifolia*) a rdest vzplývavý (*Potamogeton natans*). Na rybníku bylo rozmístěno pouze 8 pastí od jižního okraje k severnímu (obr. 9E), z důvodu neprostupnosti litorálu a silnému zabahnění.

A



B



C



D



E

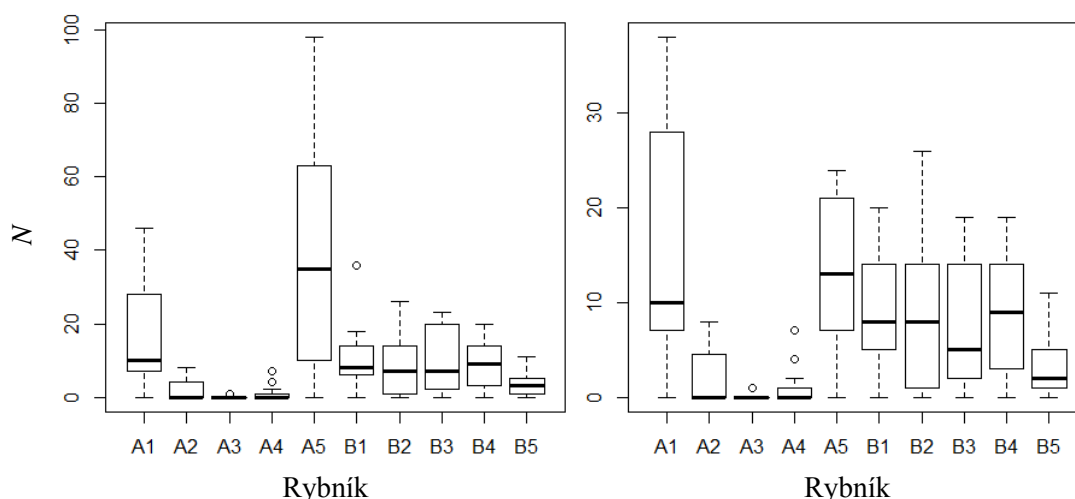


Obrázek 9: Rybníky soustavy B. Panely: A = B1 (Horní Rokle, měřítko = 25 m), B = B2 (Prostřední Rokle, = 31 m), C = B3 (Dolní Rokle, = 37 m), D = B4 (Malá Černá, měřítko = 25 m), E = B5 (Velká Černá, měřítko = 26 m). Všechna měřítka v levém dolním rohu.

4 VÝSLEDKY

Celkem bylo na rybnících sebráno 1996 kusů brouků v 53 druzích ze 4 čeledí (tab. 3). Z toho bylo 1401 brouků z čeledi Dytiscidae (38 druhů), 9 brouků z čeledi Haliplidae (2 druhy), 415 brouků z čeledi Hydrophilidae (10 druhů) a 174 brouků z čeledi Noteridae (2 druhy). Celkově bylo sesbíráno 636 samců, 606 samic, 647 jedinců neurčeného pohlaví a 107 larev. Nejvíce bylo chyceno jedinců druhu *Hydrochara caraboides* (385), dále pak *Graphoderus cinereus* (290) a *Dytiscus marginalis* (168).

Na soustavě A (Rybářství Kardašova Řečice s.r.o.) bylo celkem nalezeno 1095 brouků (z toho 599 potápníků), kdežto na soustavě B (AOPK ČR) bylo nalezeno 904 brouků (z toho 802 potápníků). Nejprve jsem porovnal celkový počet jedinců brouků odchycených během jednoho odchytu do jedné pasti, a to za celé období pouze v závislosti na soustavě. Protože druh *Hydrochara caraboides* zásadně ovlivňuje množství chycených zvířat na soustavě A, porovnání se lišilo u analýzy nálezů všech vodních brouků a pouze potápníků. Na jednu past v soustavě B při jejím položení ve srovnání se soustavou A bylo odchyceno 1,03x tolik potápníků (GLM s negativně binomickým rozdělením, 95% CI: 0,96-1,11, $P = 0,68$ - vyjadřuje pravděpodobnost, že oba systémy rybníků se v modelu významně odlišují) a 0,67x tolik vodních brouků dohromady (GLM n.b.: 95% CI: 0,62-0,72, $P < 10^{-6}$) (obr. 10).



Obrázek 10: Variabilita celkového počtu (N) vodních brouků odchycených do jedné pasti v daný termín. Údaje shrnuty pro každý rybník za celé sledované období. Rybníky zleva: A1 (Nad Remízem), A2 (Kopeček), A3 (Pod Kopečkem), A4 (Rychlý r.), A5 (Líný r.), B1 (Horní Rokle), B2 (Prostřední Rokle), B3 (Dolní Rokle), B4 (Malá Černá) a B5 (Velká

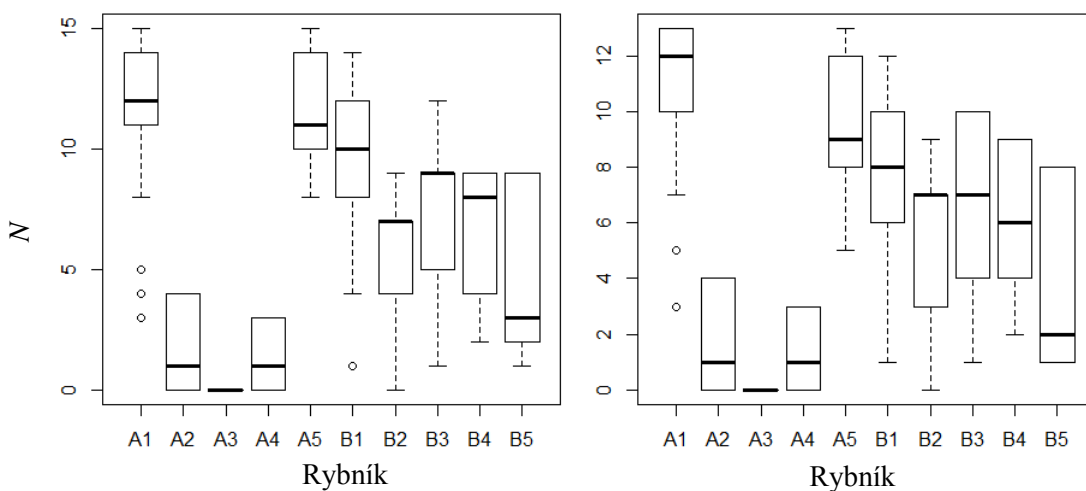
Černá). Vlevo všechny čeledi, vpravo potápníci. Chybové úsečky ukazují směrodatné odchylky.

4.1 Početnost a diverzita druhů

Významné rozdíly však byly mezi jednotlivými rybníky. Největší celkový počet jedinců vodních brouků (tab. 3, obr. 10) byl odchycen na rybníku A5 (Líný rybník, 698 brouků), dále na B1 (Horní Rokle, 300 brouků) a A1 (Nad Remízem, 332 brouků) a nejnižší na rybnících A3 (Pod Kopečkem, 2 brouci), A2 (Kopeček, 24 brouků), a A4 (Rychlý r., 33 brouků). Největší celkový počet potápníků (obr. 10) byl zaznamenán na rybníce A1 (Pod Kopečkem, 316 brouků), dále na B1 (Horní Rokle, 255 brouků) a A5 (Líný r., 230 brouků) a nejméně bylo chyceno potápníků na rybnících A3 (Pod Kopečkem, 1 brouk), A2 (Kopeček, 22 brouků) a A4 (Rychlý r., 28 brouků).

Analýza zohledňující jednotlivé rybníky a předpokládající stejný vliv sezónnosti na všech rybnících přitom pouze potvrdila rozdíly mezi rybníky, ale nezjistila významný vliv žádné sezóny u potápníků. U všech brouků naopak potvrdila významné zvýšení celkové početnosti na jaře a na podzim roku 2012 a zejména v létě 2012 díky zvýšenému výskytu *H. caraboides* (GLM n.b., výsledky pro stručnost neuvádím).

Nejvíce druhů brouků (obr. 11) bylo chyceno na rybníku A5 (Líný, 28 druhů), B3 (Dolní Rokle, 26 druhů), B1 (Horní Rokle, 25 druhů) a A1 (Nad Remízem, 32 druhů). Naopak nejméně druhů bylo chyceno na rybnících A2 (Kopeček, 9 druhů), A4 (Rychlý r., 7 druhů) a A3 (Pod Kopečkem, 3 druhy).



Obrázek 11: Variabilita celkového počtu (N) druhů odchycených během jednoho odběru do

jedné pasti na jednotlivých rybnících za celé sledované období. Rybníky viz obr. 10. Vlevo všechny čeledi, vpravo potápníci. Chybové úsečky představují směrodatnou odchylku.

Dále jsem provedl analýzu celkové početnosti brouků v závislosti na abiotických a biotických faktorech. Vegetační charakteristika okolí pasti byla přitom zredukována na 3 první osy PCA analýzy PC1veg-PC3veg, které dohromady vysvětlovaly 47% celkové variability těchto dat. Osa PC1veg představovala zejména úbytek orobince, ostřice/sítin a detritu a přibývání rákosu a graminoidů, zatímco osa PC2veg korespondovala s úbytkem zblochanu a detritu a přibýváním ostřic/sítin a osa PC3veg s ubýváním rákosu a přibýváním graminoidů, vrby a šípky (tab. 7). U abiotických faktorů pak první dvě hlavní osy PC1ch a PC2ch dohromady vysvětlovaly 85% celkové variability v těchto datech. Osa PC1ch přitom odpovídala snižující se úživnosti rybníka (pokles všech čtyř proměnných), zatímco osa PC2ch odpovídala zvýšení indexu produkce kapra a konduktivity, ale poklesu pH a množství rozpuštěného kyslíku, t.j. zřejmě potenciálně anoxickým podmínkám (tab. 8).

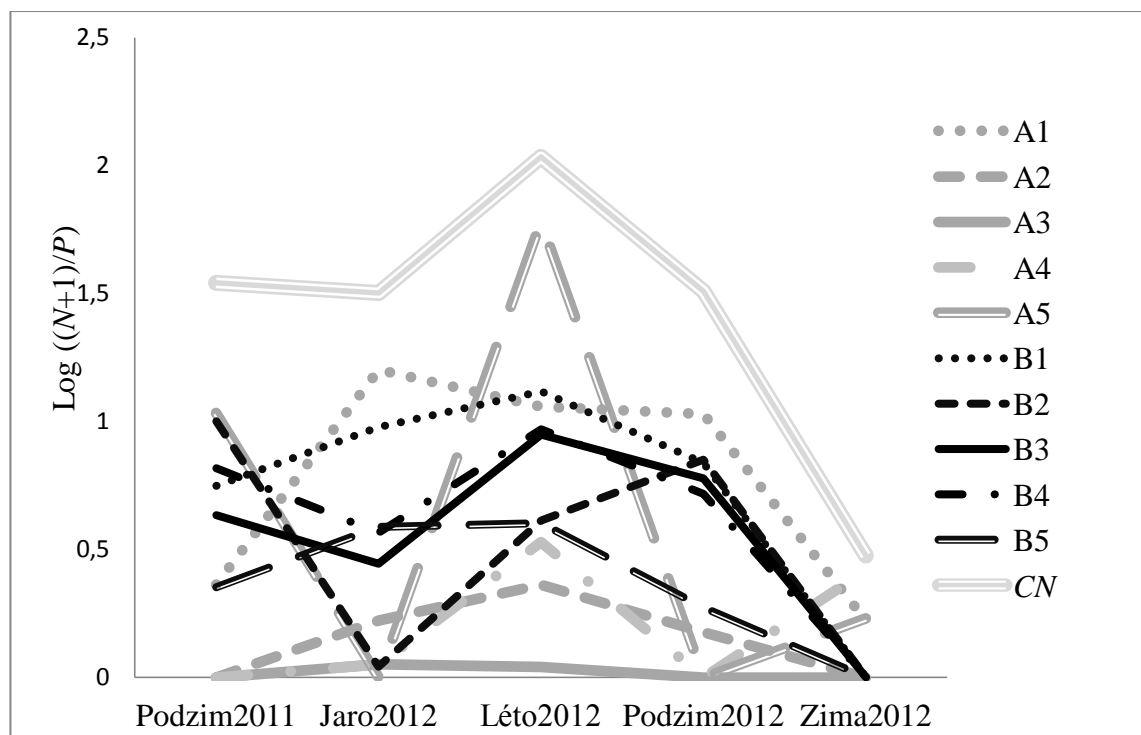
Výsledky první analýzy (optimální Model 1, apriorní předpoklad rozdílnosti mezi jednotlivými rybníky) ukázaly, že silný vliv na množství brouků mají jednotlivé rybníky, kde téměř ve všech rybnících bylo odchyceno méně brouků než v rybníku A1 (Nad Remízem). Značný vliv na počet brouků má také umístění pasti: v litorálu bylo odchyceno výrazně více potápníků než ve volné vodě, u brouků celkově byl vliv litorálu marginálně neprůkazný. Celkové množství odchycených potápníků se zvyšuje také s teplotou, v případě všech brouků výsledky naznačují existenci teplotního optima. Vliv teploty zřejmě způsobil, že výsledek není významně ovlivněn sezónností. Určitý vliv má zřejmě i vegetace (komponenta PC1veg), přičemž výsledek naznačuje, že jedinců mírně přibývá zejména s ubývajícím lokální pokryvností orobince a/nebo rostoucí lokální pokryvností rákosu a graminoidů (tab. 7).

Druhá analýza (optimální Model 2, apriorní předpoklad rozdílnosti soustav, ale ne rozdílnosti rybníků v rámci soustavy) opět ukázala překvapivě malý vliv sezonality na celkové množství potápníků, kdy méně jedinců bylo odchyceno jen v zimě 2012. V případě všech brouků celkem byl vliv sezónnosti opět nahrazen významným vlivem teploty s přítomností teplotního optima. Byl opět prokázán velký vliv umístění pasti a lokální pokryvnosti vegetace. Výsledky na rozdíl od Modelu 1 jak u všech brouků, tak u potápníků ale zvýraznily vliv komponenty PC2veg

(zvýšení počtenosti v místech s vyšší pokryvností ostřice/sítiny, rákosu a graminoidů a/nebo snížení počtenosti v místech s vyšší pokryvností zblochanu). Pozitivní závislost na obou komponentách PC1che i PC2che naznačuje, že jedinců přibývá se snižujícím se pH a koncentrací rozpuštěného kyslíku, zatímco vliv indexu produktivity a konduktivity je nejasný (tab. 8).

4.2 Sezónní dynamika počtenosti

Největší množství odchycených brouků na všech rybnících dohromady bylo v létě 2012 (18. 6. 2012). Nejvíce jedinců všech druhů na jednotlivých rybnících bylo na soustavě A1 (Nad Remízem) – jaro 2012, A5 (Líný r.) – léto 2012 a B1 (Horní Rokle) (obr. 12).

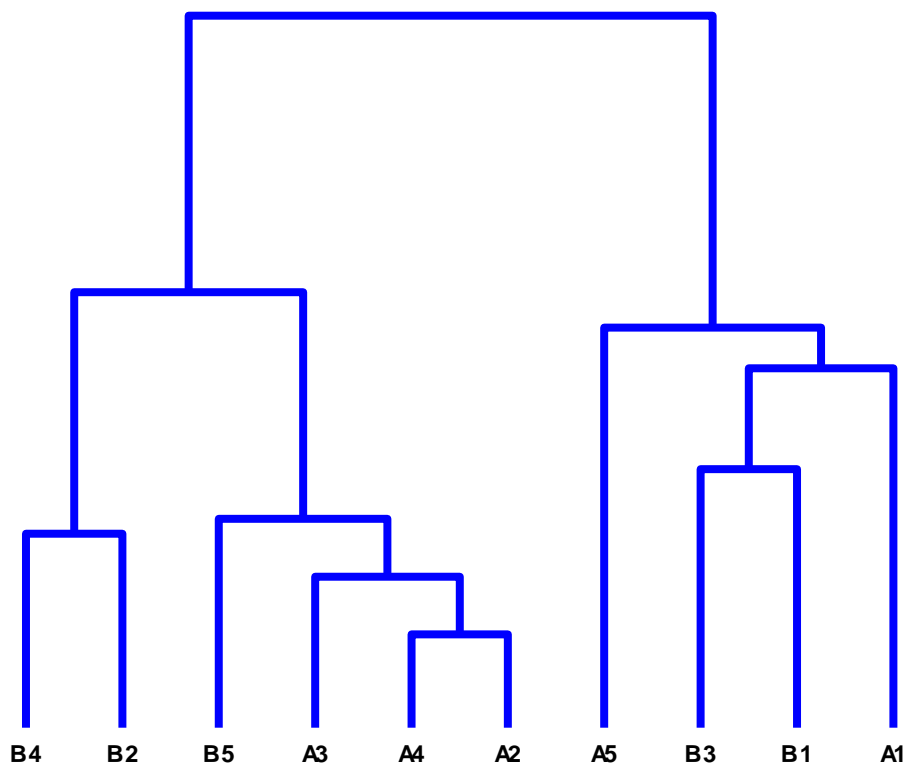


Obrázek 12: Sezónní dynamika počtenosti všech odchycených brouků přepočtených na past. Rybníky (šedé křivky = soustava A, černé křivky = soustava B) viz Obr. 21. N = počet všech brouků odchycených v rybníce a P = počet nastražených pastí v daném období. Horní křivka (CN) ukazuje celkovou sezónní dynamiku na obou soustavách (celkový součet všech křivek).

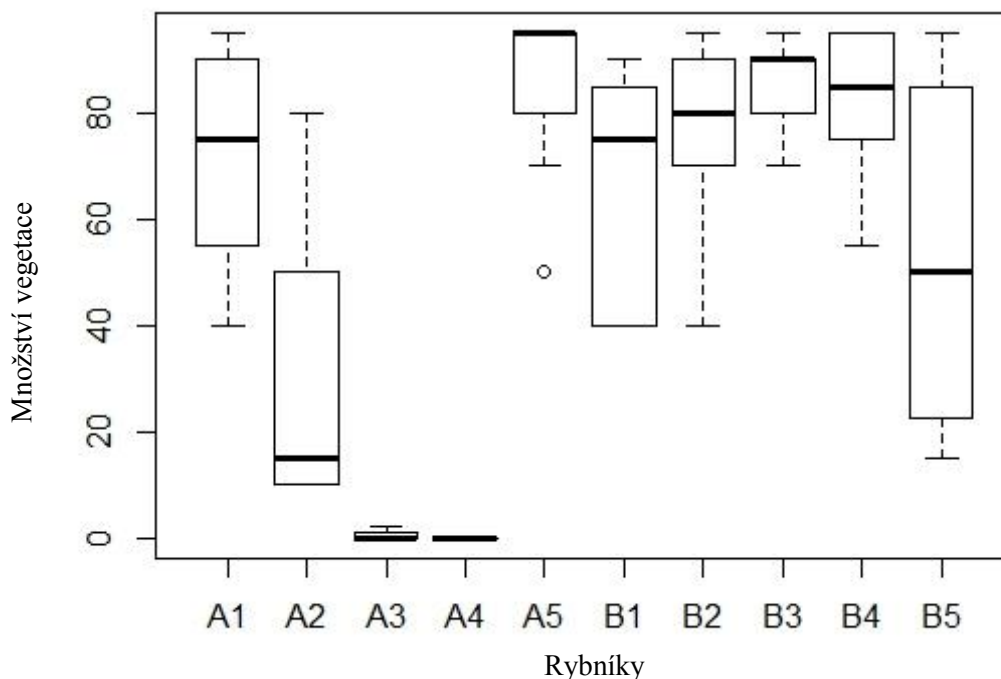
4.3 Podobnost lokalit

Jednotlivé rybníky jsem porovnal na základě množství odchycených jedinců v pastech pomocí shlukové analýzy (obr. 13). Nejvíce si byly podobné rybníky s vyššími počty chycených jedinců A1 (Nad Remízkem), A5 (Líný rybník), B3

(Dolní Rokle), B1 (Horní Rokle) a dále rybníky A4 (Rychlý rybník), A2 (Kopeček) a A3 (Pod Kopečkem), kde nebyli nalezeni téměř žádní brouci. Relativně malý počet brouků byl chycen i na rybnících Malá Černá (B4) a Prostřední Rokle (B2). Jednotlivé rybníky se lišily i množstvím vegetace v okolí pastí (obr. 14). Nejnižší pokryvnost vegetace byla na rybnících A3 (Pod Kopečkem) a A4 (Rychlý rybník), naopak nejvyšší byla na rybnících A5 (Líný rybník) a B3 (Dolní Rokle).



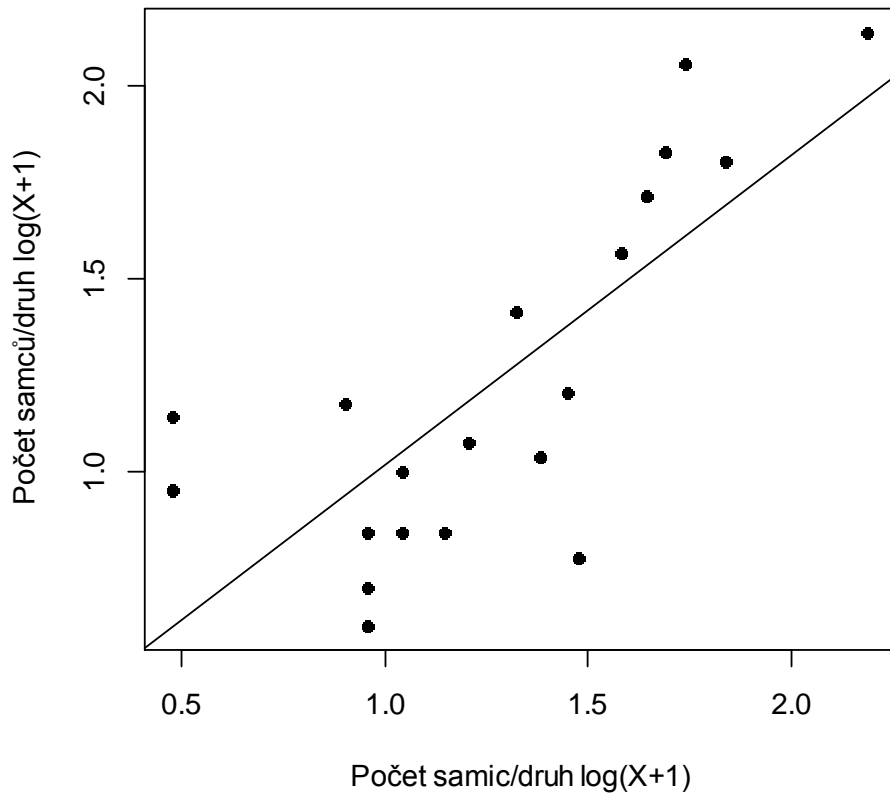
Obrázek 13: Shluková analýza podobnosti rybníků na základě odchycené nebo množství vodních brouků. Rybníky viz obr. 10.



Obrázek 14: Celková pokryvnost litorální vegetace (v procentech) v okolí jednotlivých pastí na jednotlivých rybnících (zkratky viz obr. 10). Chybové úsečky představují směrodatnou odchylku.

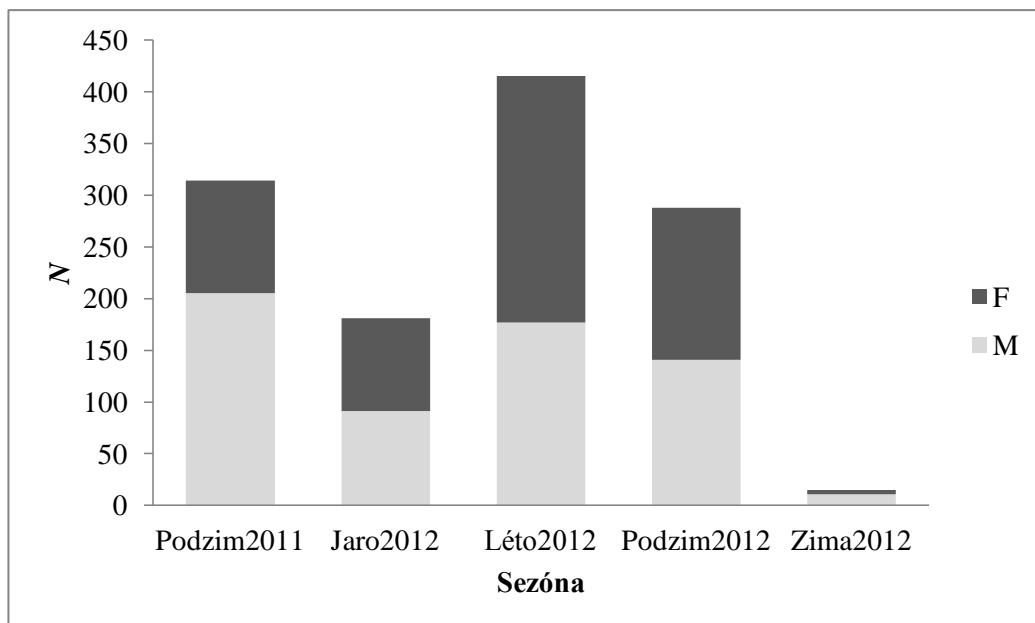
4.4 Poměr pohlaví

Na rybnících bylo odchyceno celkem 638 samců, 607 samic a 647 jedinců neurčitelného pohlaví. Poměr pohlaví u druhů odchycených ve více jak 10 kusech na všech rybnících se lišil mezi jednotlivými druhy (obr. 15), ale většinou byl přibližně 1:1 (např. u *Noterus clavicornis*, *Acilius sulcatus*, *Dytiscus circumcinctus*). Celkově bylo u těchto druhů odchyceno více samců než samic.



Obrázek 15: Poměry pohlaví druhů chycených ve více než 10 jedincích na všech rybnících. Regresní rovnice: $\log(X_M+1) = 0,21 + 0,82 \log(X_F+1)$, kde X_M je počet zjištěných samců a X_F je počet zjištěných samic. Přímka = očekávaný poměr pohlaví 1:1.

Poměr pohlaví u druhů, kde bylo pohlaví sledováno, kolísal v čase (obr. 16). Na podzim 2011 bylo v rámci těchto druhů odchyceno téměř dvakrát více samců (205 samců, 109 samic), zatímco v létě 2012 byly chytány převážně samice (177 samců, 238 samic). Na jaře 2012 (91 samců, 90 samic) a na podzim 2012 (141 samců, 147 samic) byl poměr ochycených pohlaví téměř 1:1.



Obrázek 16: Sezónní dynamika počtu odchycených samců (M) a samic (F) ve všech rybnících. N = celkový počet jedinců všech druhů daného pohlaví. Zahrnutý všechny druhy, u nichž bylo pohlaví rozlišováno (tab. 3).

Dále jsem statisticky zpracoval poměr výskytu hladkých a vroubených samic u potápníků *Dytiscus circumcinctus* (hladká 47 odchycených kusů (72%), vroubená 18 jedinců (28%)) a *D. marginalis* (hladká 6 odchycených kusů (13%), vroubená 39 jedinců (87%)). Předpokládal jsem přitom vyrovnaný poměr 1:1 vroubených a hladkých samic. Více vroubených samic bylo chyceno u druhu *D. marginalis* (χ^2 , $P < 0,0003$, $df=1$), naopak více hladkých samic bylo chyceno u druhu *D. circumcinctus* (χ^2 , $P < 10^{-6}$, $df=1$).

5 DISKUZE

Cílem mé práce bylo porovnat diverzitu potápníkovitých brouků mezi dvěma soustavami pěti rybníků a výsledky porovnat s literaturou. Za nejdůležitější faktory ovlivňující potápníky jsou považovány obsádka ryb, složení litorálního porostu, predace a množství potravy. Z abiotických faktorů sem patří teplota, rozložení nádrže a počasí (Wellborn *et al.* 1996, Tolonen *et al.* 2003).

5.1 Podobnost lokalit

Na obou soustavách bylo dohromady chyceno přibližně stejné množství druhů brouků v podobných početnostech. Tento výsledek vyvrací můj původní předpoklad, že na rybnících s rybí obsádkou bude celkově méně brouků. Dokonce byla na rybnících A1 (Nad Remízem) a A5 (Líný r.) nejvyšší početnost i druhová diverzita.

Negativním vlivem ryb na vegetaci se zabývala celá řada autorů (např. Kloskowski 2010, 2011, Cahn 1929), avšak z mého pozorování vyplývá, že množství ryb nemusí hrát zásadní roli na množství brouků, pokud je dobře zachovalý litorál. Nejvíce druhů i jedinců brouků bylo chyceno na rybníku A5, který byl v posledních třech letech bez rybí obsádky. Poměrně vysoký počet jedinců byl ale zjištěn i v rybníku A1, kde byla dokonce nejvyšší druhová diverzita, ačkoliv zde byli nasazeni kapři v celkovém množství 120 kg tříletých ryb a jednalo se o velmi produktivní chov. Důvod vysoké diverzity na tomto rybníce je zřejmě ve vytvořeném mělkém litorálním porostu, který tvoří přibližně 50% celkové rozlohy a kde dochází k vysokému prohřívání vody. Tuto lokalitu proto mohou některé zejména teplomilnější druhy preferovat. Bylo zde nalezeno mnoho larev vážek rodu *Sympetrum* a dále např. čolek velký (*Triturus cristatus* Laurenti, 1768).

Řada jiných prací (např. Kloskowski 2010, 2011; Miller a Crowl 2006) zjistila, že nejvíce bezobratlých je v nádržích bez ryb a diverzita a abundance brouků téměř lineárně klesá se vzrůstající biomasou ryb. Tomu odpovídají pozorování na rybnících A2 (Kopeček), A3 (Pod Kopečkem) a A4 (Rychlý r.), kde byla vysoká kapří obsádka a prokazatelně ovlivňovala druhové složení a množství brouků. Po celou dobu průzkumu zde bylo odchyceno dohromady pouze 11 druhů vodních brouků v celkovém počtu 59 kusů. Byl zde i patrný vliv ryb na množství vegetace:

litorál zde nebyl téměř žádný nebo jen fragmentární stejně jako se uvádí v jiných pracích na toto téma, např. Crivelli (1983), Cahn (1929) a Kloskowski (2010). Naopak Nummi *et al.* (2011) zjistili, že velcí potápníci mohou vytlačit malé druhy, ale když jsou v rybníce přítomny ryby, dochází k vytlačení velkých potápníků a nárůstu počtu menších druhů. V mém případě však z důvodu málo odchytů provedených metodou srovnatelného úsilí nepochybně došlo k podhodnocení malých druhů.

Vliv kapří obsádky byl vidět na množství viděných či odchycených obojživelníků. Zatímco na ostatních rybnících jsem při odběrech pozoroval pulce či dospělé skokanů (*Rana* sp.), na těchto třech rybnících jsem na jaře pulce pozoroval, ale při dalším odchytu úplně vymizeli a nebyli zaznamenáni ani dospělci, tj. mohlo dojít k úplnému vymizení celé populace (viz Kloskowski 2010, 2011).

Vliv litorální vegetace na výskyt brouků vyšel průkazně stejně jako v jiných pracích (Yee 2010, Inoda 2011). V mém případě se zdá, že brouků přibývá zejména pokud je v blízkosti pasti více ostřice/sítiny, rákosu či graminoidů. Na rybníku A2 (Kopeček) byl v pasti číslo 4 umístěné ve slepém rameni (nebo bývalém odtoku) s porostem orobince také opakovaně odchycen zranitelný druh *Dytiscus circumflexus* (viz Hájek a Šťastný 2005). Zachování alespoň části litorálu s mělkou vodou může tedy zdá se napomoci k rozšíření takovýchto druhů i v intenzivně obhospodařovaných rybnících. Ke zlepšení stavu litorální vegetace a zřejmě i pro zvýšení diverzity živočichů v ní žijících by mohlo prospět tzv. letnění rybníků, t.j. jejich vypuštění v letních měsících. Tímto zásahem dochází často k odplavení usazenin ze dna a obnovení semenné banky. Bezobratlým suchozemským živočichům tento zásah zřejmě prospívá (Tropek 2012).

Hloubka vody má zásadní vliv na výskyt potápníků (Wellborn *et al.* 1996, Yee *et al.* 2009, Cuppen *et al.* 2006). S hloubkou je spojená nižší průhlednost a teplota spolu s otevřeností prostoru pro rybí obsádku a nedostatkem litorálu, což má negativní vliv na hustotu hmyzí populace (Kloskowski 2010, 2011). Hloubka do mých analýz nebyla z metodických důvodů přímo zahrnuta, ale ze zjištěných údajů vyplývá, že i na sledovaných rybnících hraje důležitou roli pro mnohé druhy. Jediní bezobratlí, chytaní v hlubokých rybnících ve větší míře, byly ploštice čeledi Corixidae. Nižší početnost brouků na rybnících B4 (Malá Černá) a B2 (Prostřední Rokle) bez rybí obsádky mohla být také způsobena hloubkou těchto rybníků.

Teplota vody měla vždy vliv na množství brouků. Výsledky zobecněných lineárních modelů ukázaly růst početnosti potápníků s teplotou a existenci teplotního optima pro všechny brouky celkově (zřejmě díky údajům týkajícím se vodomila *Hydrochara caraboides*).

Teplota je přímo závislá na velikosti a hlavně hloubce nádrže. V mělčích a menších tůních bývá teplota vyšší, proto brouci pro kladení vajíček dávají obvykle přednost menším nádržím (Wellborn *et al.* 1996) a mělo by jich zde být více. Jelikož mé lokality byly všechny přibližně stejně velké, toto tvrzení nemohu potvrdit.

Z mých pozorování dále vychází, že početnost brouků se zvyšuje, klesá-li pH a množství rozpuštěného kyslíku. Kyselost vody má zřejmě vliv na druhové zastoupení brouků (Arnott *et al.* 2006). V mém případě se zdá, že množství brouků bylo vyšší v kyselejších rybnících s menším množstvím rozpuštěného kyslíku, přičemž vysoká koncentrace rozpuštěného kyslíku se objevovala zejména v rybnících s obsádkou kapra a mohla indikovat silný rozvoj fytoplanktonu způsobený vyžíráním tlakem ryb na zooplankton. Přesnější vztah mezi pH či konduktivitou a závislostí jednotlivých druhů na těchto faktorech se nepodařilo z důvodu poměrně stejných podmínek na rybnících a málo měření zjistit. Navíc vliv chemismu vody, který mi vyšel průkazně, nevypovídá přesně o stavu daných lokalit v době měření (měření probíhalo pouze jednou za celou sezónu).

5.2 Sezónní průběh abundance

Při mém průzkumu vyšla nejvyšší celková abundance vodních brouků v létě na rozdíl od práce Boukala a Křivana (2010), kteří za podobných podmínek v roce 2009 zaznamenali sezónní vrcholy na jaře a na podzim. V mém případě mohlo dojít ke zkreslení výsledku z důvodu odchycení velkého množství jedinců druhu *Hydrochara caraboides* na rybníku A5 (Líný r.) v letním období. Menší celkové počty odchycených jedinců na jaře mohlo ovlivnit a posunout směrem k letním měsícům také časté ponechávání rybníků na nižší vodě či úplně vypuštěných přes zimu. Na podzimní aktivitu mohla mít vliv také skutečnost, že rybníky byly často již koncem srpna vypouštěny a loveny a pokles vody v letních měsících mohl tedy donutit brouky k migraci či k ukrytí mimo vodu.

5.3 Poměr pohlaví

Celkový poměr pohlaví u potápníků bývá obvykle vyrovnaný se stejným počtem samců i samic. Stejně tomu bylo v mém pozorování (u celkového počtu všech odchycených druhů). Mezi jednotlivými druhy byly ale pozorovány určité rozdíly. Od předpokládaného poměru 1:1 byl poměr pohlaví vychýlen ve prospěch samců např. u *Noterus clavicornis*, *D. circumflexus* a *Graphoderus zonatus* a více samic bylo zjištěno u druhů *Graphoderus austriacus*, *G. cinereus* a *Ilybius fenestratus*. Výskyt pohlaví se může lišit také během roku. Boukal a Křivan (2010) chytali v průběhu jara a léta více samců, teprve na podzim byl poměr samců a samic vyrovnaný. V případě mých pozorování bylo nejvíce samic chyceno při letním odběru, kdežto nejvíce samců při podzimním. To, že se do pastí celkově chytá více samic, může být způsobeno vlivem chemických látek vylučovaných jedinci při nalezení potravy nebo potřebou úživného krmení samic před kladením vajíček. Lundkvist *et al.* (2002) také zjistili, že do nárazových pastí bylo chytáno vždy více samic než samců všech druhů dohromady zvláště v jarních měsících. U třech nejčastějších druhů jim vyšel poměr samic k samcům 1,1, zatímco v mém pozorování vychází tento poměr 0,95, t.j. ve prospěch samců (u všech druhů). To může být však způsobeno nedostatkem dat. Množství samic chycených do pastí by mohlo být také ovlivněno okolní vegetací, na kterou kladou samice vajíčka (Inoda 2011). Pokud by samice preferovaly pro ovipozici určité rostliny, mohlo by to vést k jejich užší prostorové vazbě na daný druh. Tuto hypotézu jsem ale nemohl vzhledem k malému počtu dat ověřit.

U samic rodu *Dytiscus* se vyskytuje tzv. samičí dimorfismus hladké formy (tzv. var. *conformis*) a vroubené formy (tzv. var. *semicostata*), přičemž vroubkovanost či hladkost krovek je dědičná (Inoda *et al.* 2012). V našich podmínkách zatím zřejmě nikdo nezkoumal, jaká forma se vyskytuje častěji, a proto jsem vyhodnotil poměr výskytu hladkých a vroubených samic u druhů *D. circumcinctus* a *D. marginalis*. U druhu *Dytiscus circumcinctus* bylo 72% vroubených a 28% hladkých samic. U druhu *D. marginalis* bylo 13% hladkých a 87% vroubených samic, v obou případech se počty významně lišily od očekávaného poměru 1:1. Při podobném sledování u druhu *D. dauricus* (Gebler, 1832) bylo 86% z celkem 315 samic vroubených a 14% hladkých (Roughley 1990). Druhy *D. marginalis* a *D. dauricus* jsou si přitom více příbuzné (Inoda *et al.* 2012), t.j. poměr obou forem samic může odrážet fylogenetické vztahy uvnitř rodu.

5.4 Zajímavé nálezy

Během sledování rybníků jsem mimo běžné druhy vodních brouků našel i druhy ohrožené. Na rybnících A2 (Kopeček), B2 (Prostřední Rokle), B4 (Malá Černá) a B5 (Velká Černá) byl nalezen zranitelný (Hájek & Šťastný, 2005) druh potápníka *Dytiscus circumflexus* v počtu 15 kusů. Tento druh se v ČR vyskytuje po celém území, ale vzácně a je často nalézán v malých oligotrofních, nově vznikajících nádržích téměř bez vegetace (Boukal *et al.* 2007). Další kriticky ohrožený (viz Trávníček *et al.* 2005) druh vodomil černolesklý *Hydrophilus aterrimus* (Eschscholtz, 1822) byl nalezen na rybnících A5 (Líný r.), B2 (Prostřední Rokle) a B4 (Malá Černá) v celkovém počtu 7 kusů. Na území ČR je poměrně hojný, zvláště v jižních Čechách, a často je nalézán ve stojatých eutrofních vodách s bohatým litorálem (Boukal *et al.* 2007). Na rybníku B1 (Horní Rokle) byl také nalezen jeden samec kriticky ohroženého (Hájek a Šťastný 2005) potápníka *Colymbetes striatus* (Linnaeus, 1758). Jedná se o teprve druhou lokalitu v jižních Čechách (Boukal *et al.* 2007, 2012). Tento druh zřejmě obývá prameniště, lesní tůně a rašeliniště převážně ve vyšších polohách, avšak recentní nálezy z Polabí ukazují, že souvislost s vyšší nadmořskou výškou je čistě náhodná (Boukal *et al.* 2007). Jedinec byl odchycen v porostu ostřice a sítiny, který postupně přechází v prameniště.

6 ZÁVĚR

Cílem mé bakalářské práce bylo zjistit vliv abiotických a biotických faktorů, především rybí obsádky, na společenstva vodních brouků. Nejdůležitější poznatky mohu shrnout následovně:

Rybí obsádka, hlavně kapra, má negativní vliv na množství potápníkovitých brouků. Pokud je však zachován litorální porost v mělké příbřežní části, může být i v rybníku s vysokou obsádkou vysoká diverzita a abundance potápníkovitých brouků.

V rybnících, zvláště těch s rybí obsádkou, by bylo vhodné udržovat mírně kyselé pH, které zřejmě většina druhů brouků preferuje, t.j. patrně zabránit přemnožení fytoplanktonu.

Ke snížení dopadu chovu ryb na litorální vegetaci a živočichy v ní lze na základě mých výsledků doporučit snížení rybí obsádky a zavedení spíše plůdkového hospodaření, případně vysazování jiných druhů chovných ryb než kapra, např. okouna, lína nebo candáta.

V budoucnu bych se chtěl zaměřit na sledování dlouhodobé dynamiky společenstev populací dravých vodních brouků na sledovaných lokalitách a ověřit pozitivní vliv letnění rybníků na populaci.

7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Åbjörnsson K., Wagner B. M. A., Axelsson A., Bjerselius R., Olsén K. H. (1997): Responses of *Acilius sulcatus* (Coleoptera: Dytiscidae) to chemical cues from perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia* 111: 166-171.

Albrecht J. (2003): Krvavý a Kačležský rybník. In: Mackovčín P., Sedláček M. (eds): Chráněná území ČR Českobudějovicko, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum, Brno, Praha, str. 241-242.

Arnott S. E., Jackson A. B., Alarie Y. (2006): Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *Journal of The North American Benthological Society* 25: 811-824.

Balke M., Hendrich L. (1987): Trapped! *The Balfour-Browne Club Newsletter*: 9-10.

Boda P., Csabai Z. (2012): When do beetles and bugs fly? A unified scheme for describing seasonal flight behaviour of highly dispersing primary aquatic insects. *Hydrobiologia* 703: 133-147.

Boukal D. S., Křivan V. (2010): Zpráva o výsledcích monitoringu výskytu potápníka *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774) na Třeboňsku v roce 2010. Závěrečná zpráva AOPK, nepublikovaný rukopis, 8 str.

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

Boukal D. S., Fikáček M., Hájek J., Konvička O., Křivan V., Sejkora R., Skalický S., Straka M., Sychra J., Trávníček D. (2012): Nové a zajímavé nálezy vodních brouků z území České Republiky (Coleoptera: Sphaeriusidae, Dytiscidae, Helophoridae,

Hydrophilidae, Georissidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limnichidae, Heteroceridae). *Klapalekiana* 48: str. 1-21.

Cahn A. R. (1929): The effect of carp on a small lake: The carp as a dominant. *Ecology* 3: 167-270.

Calosi P., Bilton D. T. and Spicer J. I. (2008): Thermal tolerance, acclimatory capacity and vulnerability to global climate change. *Biology Letters* 4: 99-102.

Crivelli A. J. (1983): The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia* 106: 37-41.

Cuppen J., Koese B., Sierdsema H. (2006): Distribution and habitat of *Graphoderus bilineatus* in the Netherlands (Coleoptera: Dytiscidae). *Nederlandse Faunistische Mededelingen*, 24: 29-40.

Dvořák J., Gvoždík L. (2009): Oviposition preferences in newts: Does temperature matter? *Ethology* 115: 533-539.

Galewski K. (1971): Klucze do oznaczania owadów Polski, Coleoptera - XIX, Zeszyt 7 - Dytiscidae. *Państwowe wydawnictwo naukowe*, Warszawa: 112 str.

Hájek J. (2009): *Folia Heyrovskyana*, Coleoptera: Dytiscidae. *Kabourek Publishing*, Zlín., 32 str.

Hájek J., Šťastný J. (2005): Dytiscidae (Potápníkovití). In: Farkač J., Král D., Škorpík M (eds.): Červený seznam ohrožených druhů ČR. Bezobratlí, AOPK ČR, Praha, str. 414-416.

Hartel T, Nemes S., Cogalniceanu D., Öllerer K., Schweiger O., Moga C. I., Demeter L. (2007): The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583: 173-182.

Hesoun P. (2001): Průzkum vážek v ochranném pásmu PR Krvavý a Kačležský rybník, Zpracováno jako podklad k hodnocení rybníkářského hospodaření na těchto rybnících pro AOPK ČR. Nepublikovaný rukopis, 11 str.

Hilsenhoff W. L. (1991): Comparison of bottle traps with a D-frame net for collecting adults and larvae of Dytiscidae and Hydrophilidae (Coleoptera). *The Coleopterists' Bulletin* 45: 143-146.

Holmen M. (1987): The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae and Noteridae. *E. J. Brill, Leiden*. 168 str.

Hule M., Kotyza M. (2012): Rybníkářství na Jindřichohradecku. *Carpio*, Třeboň. 254 str.

Inoda T. (2011): Cracks or holes in the stems of oviposition plants provide the only exit for hatched larvae of diving beetles of the genera *Dytiscus* and *Cybister*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 140: 127-133.

Inoda T. (2011): Preference of oviposition plant and hatchability of the diving beetle, *Dytiscus sharpi* (Coleoptera: Dytiscidae) in the laboratory. *Entomological Science* 14: 13-19.

Inoda T., Suzuki G., Ohta M., Kubota S. (2012): Female dimorphism in Japanese diving beetle *Dytiscus marginalis czerskii* (Coleoptera: Dytiscidae) evidenced by mitochondrial gene sequence analysis. *Entomological Science* 15: 357-360.

Jeřábková L., Boukal D. S. (2011): Živolovné pasti účinná metoda průzkumu čolků a vodních brouků. *Ochrana přírody* 5: 23-25.

Klečka J., Boukal D. S. (2011): Lazy ocelogist's guide to water beetle diversity: Which sampling methods are the best? *Ecological Indicators* 11: 500-508.

Klečka J., Boukal D. S. (2012): Who eats whom in a pool? A comparative study of prey selectivity by predator aquatic insects. *PLoS ONE* 7: 1-13.

Kloskowski J. (2010): Fish farm as amphibian habitats: factors affecting amphibian species richness and community structure at carp ponds in Poland. *Environmental Conservation* 37: 187-194.

Kloskowski J. (2011): Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundamental and Applied Limnology* 178: 245-255.

Koese B., Cuppen J. (2006): Sampling methods for *Graphoderus bilineatus* (Coleoptera: Dytiscidae). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 24: 41-47.

Lepš J. (1996): Biostatistika. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 166 str.

Lougheed V. L., Crosbie B., Chow-Fraser P. (1998): Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1189-1197.

Lundkvist E., Landin J., Karlsson F. (2002): Dispersing diving Beetles (Dytiscidae) in agriculture and urban landscapes in south-eastern Sweden. *Annales Zoologici Fennici* 39: 109-123.

Lundkvist E., Landin J., Jackson M., Svensson C. (2003): Diving beetles (Dytiscidae) as predators of mosquito larvae (Culicidae) in field experiments and in laboratory tests of prey preference. *Bulletin of Entomological Research* 93: 219-226.

Lustyk P., Koutný P., Málková I., Mikátová B., Kaláb J., 1998: Inventarizační průzkum PR Krvavý a Kačležský rybník, Nепublikovaný rukopis, 5 str.

Miller S. A., Crowl T. A. (2006): Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshwater Biology* 51: 85-94.

Nilsson A. N., Holmen M. (1995): The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark II. Dytiscidae. *E. J. Brill, Lewski*. 192 str.

Nilsson A. N., Söderberg H. (1996): Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes. *Hydrobiologia* 321: 83-88.

Nilsson A. N., Svensson B. W. (1995): Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiologia* 308: 183-196.

Nummi P., Väänänen V., Rask M., Nyberg K., Taskinen K. (2011): Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquatic Sciences* 74: 343-350.

Pearman P. B. (1995): Effects of pond size and consequent predator density on two species of tadpoles. *Oecologia* 102: 1-8.

Pykal J., Šiška P., Vydrová A. (2008), Plán péče pro přírodní rezervaci Krvavý a Kačležský rybník na období 2008 - 2017. Nepublikovaný rukopis, deponovaný na odboru životního prostředí, zemědělství a lesnictví Krajského úřadu - Jihočeský kraj, www.kraj-jihocesky.cz, staženo 29. 2. 2008, 55 str.

Seebacher F., Davison W., Lowe C. J., Franklin C. E. (2005): A falsification of the thermal specialization paradigm: compensation for elevated temperatures in Antarctic fishes. *Biology Letters* 1: str. 151-154.

Roughley R. E. (1990): A systematic revision of species of *Dytiscus* Linnaeus (Coleoptera: Dytiscidae). Part 1. Classification based on adult stage. *Quaestiones Entomologicae* 26: str. 383-557.

Schowalter T. D. (2011): Insect ecology: an ecosystem approach. Elsevier, London, Velká Británie. 633 str.

Southwood T. R. E., Henderson P. A. (2000): Ecological methods. Blackwell Science Ltd., Oxford, Velká Británie. 575 str.

Stillman J. H. (2003): Acclimation capacity underlies susceptibility to climate change. *Science* 301: 65.

Tate A. W., Hershey A. E. (2003): Selective feeding by larval dytiscids (Coleoptera:Dytiscidae) and effects of fish predation on upper littoral zone macroinvertebrate communities of arctic lakes. *Hydrobiologia* 497: 13-23.

Tolonen K. T., Hämäläinen H., Holopainen I. J., Mikkonen K., Karjalainen J. (2003): Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia* 499: 179-190.

Trávníček D., Fikáček J. (2005): Hydrophiloidea (vodomilové). In: Farkač J., Král D., Škorpík M (eds.): Červený seznam ohrožených druhů ČR. Bezobratlí, AOPK ČR, Praha, str. 422-424.

Tropek R. (2012): Can periodically drained ponds have any potential for terrestrial arthropods conservation? A pilot survey of spiders. *Polish Journal of Ecology* 3: 635-639.

Wellborn G. A., Skelly D. K., Werner E. E. (1996): Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337-363.

Yee D. A. (2010): Behavior and aquatic plants as factors affecting predation by three species of larval predaceous diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Hydrobiologia* 637: 33-43.

Yee D. A., Taylor S., Vamosi S. M. (2009): Beetle and plant density as cues initiating dispersal in two species of adult predaceous diving beetles. *Oecologia* 160: 25-36.

Použitý software:

Google Earth 7.0.3.8542, Google Inc. 2013, Geodis Brno, České republika

Microsoft Office Excel 2007 (12.0.6665.5003) SP3 MSO (12.0.6662.5000), Microsoft corporation, 2007

R verze 2.15.3, Core Team (2013), Vienna, Austria. ISBN 3-9000051-07-0, URL: <http://www.R-project.org/>

Statistica 10, StatSoft. Inc. 1984-2011, Tulsa, USA

8 PŘÍLOHY

Tabulka 1: Časy začátku a konce pokládání pastí v jednotlivých dnech. Písmeno „X“ značí období, kdy byly rybníky vypuštěny, „NA“ = přesný čas nebyl zaznamenán. Odběrové termíny: 15.-16.9.2011 (podzim 2011), 18.-19.5.2012 (jaro 2012), 17.-18.6.2012 (léto 2012), 21.-22.2.2012 (podzim 2012), 2.-3.11. 2012 (zima 2012), zkratky rybníků viz obr. 10.

Rybníky	podzim 2011		jaro 2012		léto 2012		podzim 2012		zima 2012	
	položení	vybírání	položení	vybírání	položení	vybírání	položení	vybírání	položení	vybírání
A1	11:50-12:20	11:38-12:03	NA	11:38-12:03	8:42-9:15	8:18-9:05	13:54-14:20	13:32-14:20	8:11-8:23	9:17-9:46
A2	X	X	10:10-10:35	10:20-10:50	9:18-9:34	9:08-9:43	13:32-13:53	12:59-13:30	X	X
A3	X	X	10:41-11:10	10:52-11:03	9:35-9:58	9:45-10:10	13:08-13:30	12:20-12:57	8:28-8:46	9:52-10:16
A4	X	X	11:15-11:45	11:00-11:24	10:00-10:15	10:12-10:35	12:50-13:04	11:59-12:18	8:50-9:04	10:58-10:43
A5	11:05-11:35	10:31-11:27	X	X	10:16-10:30	10:40-11:18	X	X	9:10-9:20	10:51-11:23
B1	12:56-13:12	12:22-12:36	12:12-12:29	11:44-12:21	10:45-11:10	13:57-14:32	10:01-10:23	7:40-8:20	X	X
B2	13:20-13:38	12:48-13:30	12:35-12:50	12:30-13:02	11:13-11:41	14:35-15:10	10:25-10:45	8:26-9:04	X	X
B3	13:41-14:05	13:33-14:07	12:54-13:09	13:02-13:42	11:50-12:06	15:13-16:00	10:48-11:19	9:08-9:49	X	X
B4	14:08-14:36	16:12-16:46	13:12-13:25	13:45-14:40	12:18-12:20	16:05-16:30	11:23-11:44	9:51-10:20	X	X
B5	14:43-15:00	15:33-16:09	13:30-13:45	14:45-15:06	12:19-12:25	16:36-17:05	11:45-12:00	10:27-10:57	X	X

Tabulka 2: Rybí obsádka na jednotlivých rybnících v letech 2010-2012. Zkratky ryb: *K3* – tříletý kapr, *Kt* – tržní kapr, *Ab3* – tříletý amur bílý, *Abt* – tržní amur bílý, *Š0* – štika roční, *Št* – štika tržní, *L gen* – generační lín, *Lt* – lín tržní, *L3* – tříletý lín. Zkratky rybníků viz obr. 10.

Rok Rybník	2010		2011		2012	
	Nasazeno ks/kg	Vyloveno ks/kg	Nasazeno ks/kg	Vyloveno ks/kg	Nasazeno ks/kg	Vyloveno ks/kg
A1	K3 250/110	Kt 214/254	Ab2 700/42	Ab3 500/150	K3 100/120, Ab3 200/80, Š0 500 ks	Kt 86/250, Št 50/7,5, Abt 127/140
A2	K3 540/600, Ab3 150/90, Št 500ks	Kr 602/1340, Abt 105/200, Š1 100/10	K3 660/400, Ab3 140/100, Š0 1000 ks	Kt 663/1400, Abt 125/170	K3 660/800, Ab3 250/1000, Š0 1000ks	Kt 588/1270, Abt 212/200
A3	K3 250/100, Št 500ks	Kt 200/320	K3 330/200, Št 1500 ks	Kt 350/700	K3 460/600, Š0 500 ks	Kt 440/870
A4	K3 510/300, Ab3 130/117, Št 500	Kt 458/470, Abt 106/180, Š1 100/10			K3 460/600, L3 200/20, Š0 1000ks	Kt 501/880
A5	bez obsádky		bez obsádky		bez obsádky	
B1	L gen 50/15	L2 600/60	L gen 60/13	L gen 40/20	bez obsádky	
B2	L gen 50/15	L2 800/80	bez obsádky		L gen 40/24	Lt 20 kg
B3	L gen 80/25	L2 600/60, <i>P.parva</i> 60 kg	bez obsádky		L gen 25/15	Lt 20 kg
B4	K3 130/123	Kt 130/132	L gen 90/20	L gen 90/20	bez obsádky	
B5	bez obsádky		L gen 110/24	L gen 20/10, Št 10 kg	L gen 30/18	Lt 5 kg, Š1 50/10

Tabulka 3: Počty jedinců jednotlivých druhů odchycených na rybnících A1-A5 a B1-B5 (zkratky rybníků viz obr. 10). * = druhy nalezené ve více než 10 kusech, u nichž bylo zároveň rozlišováno pohlaví.

Čeleď	Rod	Druh	Autor a rok popisu	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	
Dytiscidae	<i>Acilius</i>	<i>canaliculatus</i> *	Nicolai, 1822	6	0	0	1	26	2	3	3	2	2	
		<i>sulcatus</i> *	Linnaeus, 1758	1	0	0	1	14	37	15	2	3	0	
		sp. (larva)		8	0	0	0	0	2	0	3	0	0	
	<i>Agabus</i>	<i>biguttatus</i>	Olivier, 1795	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
		<i>bipustulatus</i>	Linnaeus, 1767	2	0	0	0	7	0	1	0	0	0	0
		<i>guttatus</i>	Paykull, 1798	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>sturmii</i>	Gyllenhal, 1808	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		<i>undulatus</i> *	Schrank, 1776	7	0	0	0	0	23	1	2	1	0	0
		sp. (larva)		3	0	0	0	4	0	1	0	3	0	
	<i>Colymbetes</i>	<i>fuscus</i>	Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
		<i>striatus</i>	Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Dytiscus</i>	<i>circumcinctus</i> *	Ahrens, 1811	2	7	0	4	1	18	42	16	31	10	
		<i>circumflexus</i> *	Fabricius, 1801	0	1	0	0	0	0	11	0	1	2	
		<i>marginalis</i> *	Linnaeus, 1758	2	5	0	7	16	33	31	6	63	5	
		sp. (larva)		19	4	1	6	0	8	0	16	9	12	
	<i>Graphoderus</i>	<i>austriacus</i> *	Sturm, 1834	1	0	0	0	5	7	2	10	8	1	
		<i>cinereus</i> *	Linnaeus, 1758	74	1	0	0	56	90	27	17	22	3	
		<i>zonatus</i> *	Hope, 1795	11	0	0	0	4	3	2	0	1	0	
		sp. (larva)		0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
	<i>Hydaticus</i>	<i>aruspex</i> *	Clark, 1864	6	0	0	0	5	3	0	0	0	0	

		<i>continentalis</i> *	J. Balfour-Browne, 1944	12	0	0	0	4	2	0	1	0	0
		<i>seminiger</i> *	De Geer, 1774	71	0	0	0	17	1	1	17	2	6
		<i>transversalis</i> *	Pontoppidan, 1763	6	0	0	0	15	7	0	5	0	1
	<i>Hydroporus</i>	<i>angustatus</i>	Sturm, 1835	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		cf. <i>striola</i>	Gyllenhal, 1827	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>incognitus</i>	Sharp, 1869	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
		<i>palustris</i>	Linnaeus, 1761	9	0	0	2	6	0	0	0	0	0
		<i>palustris</i> (larva)	Linnaeus, 1761	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
		<i>umbrosus</i>	Gyllenhal, 1808	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Hygrotus</i>	<i>decoratus</i>	Gyllenhal, 1810	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>inaequalis</i>	Gyllenhal, 1810	2	0	0	0	9	0	0	0	1	1
	<i>Hyphydrus</i>	<i>ovatus</i> *	Linnaeus, 1761	3	3	0	6	10	0	2	0	1	0
		<i>ovatus</i> (larva)	Linnaeus, 1761	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
	<i>Ilybius</i>	<i>aenescens</i>	C. G. Thomson, 1870	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>ater</i> *	De Geer, 1774	35	1	0	0	13	8	1	15	22	5
		<i>fenestratus</i> *	Fabricius, 1781	0	0	0	0	0	1	36	1	5	0
		<i>fuliginosus</i>	Fabricius, 1792	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
		<i>guttiger</i>	Gyllenhal, 1808	5	0	0	0	1	0	0	2	0	0
		<i>subaeneus</i> *	Erichson, 1837	3	0	0	0	0	0	1	5	4	0
		sp. (larva)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Laccophilus</i>	<i>minutus</i>	Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0
	<i>Rhantus</i>	<i>exsoletus</i>	Forster, 1771	5	0	0	0	0	0	1	0	1	3
		<i>frontalis</i>	Marsham, 1802	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0
		<i>suturalis</i> *	MacLeay, 1825	1	0	0	0	15	0	0	0	0	0
	<i>Suphrodytes</i>	<i>dorsalis</i>	Fabricius, 1787	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipidae	<i>Halipus</i>	<i>heydeni</i>	Wehncke, 1875	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2

		<i>ruficollis</i>	De Geer, 1774	1	0	0	0	0	4	0	0	1	0
Hydrophilidae	<i>Anaceana</i>	sp.		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Coelostoma</i>	<i>orbiculare</i>	Fabricius, 1775	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
	<i>Cymbiodyta</i>	<i>marginella</i>	Fabricius, 1792	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Enochrus</i>	<i>ochropterus</i>	Marsham, 1802	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Helophorus</i>	<i>aequalis</i>	C. G. Thomson, 1868	0	1	0	0	1	0	0	5	0	0
	<i>Hydrochara</i>	<i>caraboides</i>	Linnaeus, 1758	13	0	0	0	357	0	0	12	0	3
		<i>flavipes</i>	Steven, 1808	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
		sp. (larva)		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Hydrophilus</i>	<i>aterrimus</i>	Eschscholtz, 1822	0	0	0	0	4	0	1	0	2	0
	<i>Laccobius</i>	<i>minutus</i>	Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Spercheus</i>	<i>emarginatus</i>	Schaller, 1783	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Noteridae	<i>Noterus</i>	<i>clavicornis</i> *	De Geer, 1774	0	1	1	4	41	12	0	16	0	0
		<i>crassicornis</i> *	O. F. Müller, 1776	3	0	0	0	57	28	0	10	0	1
Celkem brouků				334	24	2	33	699	300	183	174	186	61
Celkem druhů				33	8	2	9	36	23	18	24	20	17

Tabulka 4: Vegetační pokryvnost, vrstva detritu a umístění jednotlivých pastí na rybnících (zkratky viz obr. 10). Umístění: 1 = litorální řada, 0 = řada na rozhraní litorálu a volné vody. Detaily viz text.

Rybník	Past číslo	Orobinec (%)	Zblochan (%)	Ostřice a síťina (%)	Rákos (%)	Vrba (%)	Šípatka (%)	Graminoidy (%)	Vodní mor (%)	Celková pokryvnost (%)	Detrit (cm)	Umístění
A1	1	0	0	0	80	0	0	0	0	80	20	1
A1	2	0	0	0	75	0	0	0	0	75	15	1
A1	3	0	0	0	0	0	0	90	0	90	5	1
A1	4	0	0	0	0	0	0	95	0	95	5	1
A1	5	0	0	0	0	0	0	95	0	95	5	1
A1	6	0	0	0	0	0	0	40	0	40	15	0
A1	7	0	0	0	0	0	0	50	0	50	25	0
A1	8	0	0	0	0	0	0	60	0	60	10	0
A1	9	0	0	0	0	0	0	50	0	50	20	0
A1	10	0	0	0	0	0	0	55	0	55	20	0
A2	1	0	0	0	10	0	0	0	0	10	10	0
A2	2	0	0	0	15	0	0	0	0	15	15	0
A2	3	0	0	0	20	0	0	0	0	20	5	1
A2	4	0	0	0	50	0	0	0	0	50	5	1
A2	5	0	0	0	80	0	0	0	0	80	5	1
A2	6	0	0	0	20	0	0	0	0	20	10	0
A2	7	0	0	0	10	0	0	0	0	10	15	0
A2	8	0	0	0	10	0	0	0	0	10	15	0
A2	9	0	0	0	15	0	0	0	0	15	15	0
A2	10	0	0	0	10	0	0	0	0	10	15	0
A3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0

A3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
A3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
A3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
A3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
A3	6	0	0	0	1	0	0	0	0	1	15	0
A3	7	0	0	0	1	0	0	0	0	1	15	0
A3	8	0	0	0	2	0	0	0	0	2	15	0
A3	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
A3	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
A4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
A4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
A4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
A4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
A4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
A4	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
A4	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
A5	1	95	0	0	0	0	0	0	0	95	25	1
A5	2	95	0	0	0	0	0	0	0	95	25	1
A5	3	95	0	0	0	0	0	0	0	95	20	1
A5	4	70	0	0	0	0	0	0	0	70	20	1
A5	5	50	0	0	0	0	0	0	0	50	10	1
A5	6	80	0	0	0	0	0	0	0	80	30	0
A5	7	95	0	0	0	0	0	0	0	95	20	0
A5	8	95	0	0	0	0	0	0	0	95	25	0
A5	9	90	0	0	0	0	0	0	0	90	20	0
A5	10	80	0	0	0	0	0	0	0	80	10	0

B1	1	30	0	0	10	0	0	0	0	40	5	1
B1	2	75	0	10	0	0	0	0	0	85	5	1
B1	3	90	0	0	0	0	0	0	0	90	5	1
B1	4	80	0	0	0	0	0	0	0	80	0	1
B1	5	75	0	0	0	0	0	0	0	75	0	1
B1	6	60	0	0	15	0	0	0	0	75	10	0
B1	7	70	0	0	0	0	0	0	0	70	5	0
B1	8	50	0	0	0	0	0	0	0	50	5	0
B1	9	50	0	0	0	0	0	0	0	50	5	0
B1	10	40	0	0	0	0	0	0	0	40	5	0
B2	1	0	0	0	95	0	0	0	0	95	10	1
B2	2	0	0	0	90	0	0	0	0	90	10	1
B2	3	0	0	0	80	0	0	0	0	80	5	1
B2	4	0	0	0	85	0	0	0	0	85	5	1
B2	5	0	0	0	90	0	0	0	0	90	5	1
B2	6	0	0	0	70	0	0	0	0	70	10	0
B2	7	0	0	0	80	0	0	0	0	80	10	0
B2	8	0	0	0	50	0	0	0	0	50	5	0
B2	9	0	0	0	55	0	0	0	0	55	5	0
B2	10	0	0	0	40	0	0	0	0	40	5	0
B3	1	20	70	0	0	0	0	0	0	90	10	1
B3	2	0	80	0	0	0	0	0	0	80	15	1
B3	3	0	90	0	0	0	0	0	0	90	15	1
B3	4	0	95	0	0	0	0	0	0	95	25	1
B3	5	0	95	0	0	0	0	0	0	95	25	1
B3	6	50	30	0	0	0	0	0	0	80	20	0
B3	7	70	0	0	0	0	0	0	0	70	20	0

B3	8	85	0	0	0	0	0	0	0	85	15	0
B3	9	90	0	0	0	0	0	0	0	90	20	0
B3	10	70	0	0	0	0	0	0	0	70	20	0
B4	1	0	75	0	5	0	0	0	0	80	25	1
B4	2	0	80	0	0	0	0	0	0	80	25	1
B4	3	0	80	0	10	0	0	0	0	90	20	1
B4	4	0	90	0	5	0	0	0	0	95	10	1
B4	5	0	90	0	5	0	0	0	0	95	10	1
B4	6	0	5	0	50	0	0	0	0	55	25	0
B4	7	0	70	0	0	0	0	0	0	70	20	0
B4	8	0	60	0	0	0	0	0	0	60	10	0
B4	9	0	50	0	15	0	0	0	20	85	10	0
B4	10	0	60	0	10	0	0	0	20	90	10	0
B5	1	40	50	0	0	0	0	0	0	90	50	1
B5	2	45	40	0	0	0	0	0	0	85	60	1
B5	3	45	50	0	0	0	0	0	0	95	40	1
B5	6	30	0	0	0	0	0	0	0	30	10	0
B5	7	20	40	0	0	0	0	0	0	60	5	0
B5	8	0	70	0	0	0	15	0	0	85	5	0
B5	9	0	0	0	0	5	10	0	0	15	10	0
B5	10	0	0	0	0	50	0	0	0	50	5	0

Tabulka 5: Fyzikální vlastnosti vody na jednotlivých rybnících (zkratky viz obr. 10).

Rybník A4 byl v době měření vypuštěn. T = teplota.

Rybník	Past	vodivost (mS)	pH	O ₂ (mg.l ⁻¹)	T(°C)	čas
A1	1	254	7,1	3,2	14,6	11:33
A1	3	295	6,6	2,5	11,2	11:41
A1	5	233	6,7	0,8	11,7	11:45
A1	6	225	7,1	8,3	17,5	11:54
A1	8	209	7,1	7,7	17,1	11:52
A1	10	222	6,6	2,7	13,1	11:47
A2	1	191	7,6	9,3	17,9	12:07
A2	3	193	7,6	8,1	17,3	12:09
A2	5	191	7,3	6,8	14,8	12:11
A2	6	191	7,5	8,9	17,9	12:13
A2	8	191	7,6	9,1	18,1	12:15
A2	10	191	7,7	9,1	17,9	12:16
A3	1	159	7,6	10,0	17,7	12:22
A3	3	160	7,3	9,5	17,6	12:23
A3	5	159	7,4	10,1	17,6	12:24
A3	6	159	7,4	10,3	17,7	12:26
A3	8	161	7,3	9,8	17,8	12:28
A3	10	161	7,5	9,2	18,7	12:32
A5	1	174	6,8	3,1	14	12:45
A5	3	177	6,6	2,8	14,3	12:48
A5	5	172	6,6	5,4	14	12:52
A5	6	179	6,7	3,6	14,3	12:59
A5	8	176	6,6	3,9	14,5	12:57
A5	10	176	6,6	4,6	14,1	12:55
B1	1	205	7,2	6,8	12,1	8:02
B1	3	214	6,8	5,2	12,9	8:10
B1	5	222	6,9	5,6	12,4	8:12
B1	6	206	7,0	6,7	12,6	8:20
B1	8	220	6,9	7,4	13,3	8:17
B1	10	225	6,9	8,7	13,1	8:14
B2	1	195	7,0	1,2	13,7	8:50
B2	3	194	6,9	2,2	13,4	8:52
B2	5	193	6,9	3,2	13,2	8:55
B2	6	196	6,9	6,9	14,2	9:01
B2	8	192	6,8	3,4	13,9	8:59
B2	10	200	7,2	6,1	13,7	8:57
B3	1	165	7,2	4,4	11,4	9:12

B3	3	100	6,4	2,4	9,6	9:15
B3	5	181	6,6	0,5	9,4	9:20
B3	6	167	6,9	4,8	13,5	9:34
B3	8	172	6,8	2,9	11,6	9:31
B3	10	187	6,6	2,1	12,5	9:26
B4	1	192	6,5	1,6	11,5	9:47
B4	3	181	6,3	1,2	9,7	9:54
B4	5	190	6,3	1,5	11,3	10:03
B4	6	183	6,7	1,3	13,5	10:18
B4	8	179	6,8	2,2	14,4	10:12
B4	10	178	6,6	1,5	14	10:07
B5	1	237	6,5	2,0	12,9	10:32
B5	3	180	7,2	1,5	13,9	10:35
B5	6	159	6,8	8,7	15,9	10:51
B5	8	167	7,1	3,4	15,3	10:47
B5	10	259	6,9	4,3	14,9	10:40

Tabulka 6: Počasí v jednotlivých dnech odebrání vzorků:

Datum odběrů	Aktivita	Počasí
15.9.2011	Položení pastí	Slunečno, mírný vítr
16.9.2011	Vybírání pastí	Slunečno, mírný vítr
18.5.2012	Položení pastí	Slunečno, jasno, mírný vítr
19.5.2012	Vybírání pastí	Slunečno, jasno, střední/silný vítr
2.6.2012	Cedníkování	Polojasno až zataženo, silný vítr
17.6.2012	Položení pastí	Jasno (ráno polojasno), bezvětří
18.6.2012	Vybírání pastí	Jasno, vítr
21.8.2012	Položení pastí	Slunečno, jasno, chvílemi polojasno, bezvětří
22.8.2012	Vybírání pastí	Jasno, mírný vítr
2.11.2012	Položení pastí	Zataženo, sychravo
3.11.2012	Vybírání pastí	Zataženo, sychravo

Tabulka 7: Parametry nejlepšího modelu 1 popisujícího celkovou početnost vodních brouků v závislosti na podmínkách prostředí. SE = směrodatná chyba odhadu, P = míra signifikance: ***, $P < 0.001$; **, $P < 0,01$; *, $P < 0,05$; •, $P < 0,1$. Nalevo výsledky analýzy pro všechny brouky a napravo pouze pro potápníky. Faktory jsou rybníky A1-A5 a B1-B5 (Intercept = rybník A1), přítomnost litorálu, množství a složení vegetace (komponenta PC1veg) a teplota:

Faktor	Odhad	SE	P
Intercept	-1,24	0,40	**
A2	-1,36	0,28	***
A3	-3,81	1,02	***
A4	-1,16	0,29	***
A5	0,94	0,20	***
B1	0,01	0,17	-
B2	-0,35	0,15	*
B3	-0,26	0,16	-
B4	-0,23	0,14	-
B5	-0,73	0,20	***
Litorál	0,15	0,08	•
PC1veg	0,09	0,06	-
Teplota	0,19	0,05	***
(Teplota) ²	-0,004	0,001	***

Faktor	Odhad	SE	P
Intercept	0,45	0,15	**
A2	-1,34	0,26	***
A3	-3,79	1,01	***
A4	-1,44	0,28	***
A5	0,04	0,15	-
B1	-0,01	0,15	-
B2	-0,32	0,13	*
B3	-0,44	0,13	***
B4	-0,29	0,12	*
B5	-0,78	0,17	***
Litorál	0,17	0,07	*
PC1veg	0,08	0,05	-
Teplota	0,02	0,01	*

Tabulka 8: Parametry nejlepšího modelu 2 popisujícího celkovou početnost vodních brouků v závislosti na podmínkách prostředí. SE = směrodatná chyba odhadu, P = míra signifikance: ***, $P < 0.001$; **, $P < 0,01$; *, $P < 0,05$; •, $P < 0,1$. Nalevo výsledky analýzy pro všechny brouky (Intercept = soustava A) a napravo pouze pro potápníky (Intercept = Podzim 2011). Faktory jsou rybníční soustava (pouze pro všechny brouky), sezóna (pouze pro potápníky), přítomnost litorálu, množství a složení vegetace (komponenty PC1veg-PC3veg), fyzikálně-chemické vlastnosti vody (komponenty PC1che a PC2che) a teplota:

Faktor	Odhad	SE	P
Intercept	-1,65	0,40	***
Soustava B	-0,50	0,09	***
Litorál	0,24	0,08	**
PC1veg	-0,12	0,04	**
PC2veg	0,16	0,04	***
PC3veg	-0,06	0,04	•
PC1che	0,30	0,04	***
PC2che	0,21	0,05	***
Teplota	0,26	0,05	***
(Teplota) ²	-0,006	0,001	***

Faktor	Odhad	SE	P
Intercept	0,40	0,09	***
Jaro 2012	-0,07	0,11	-
Léto 2012	0,14	0,09	-
Podzim 2012	0,06	0,10	-
Zima 2012	-1,16	0,39	**
Litorál	0,24	0,07	***
PC2veg	0,13	0,04	***
PC1che	0,16	0,04	***
PC2che	0,25	0,04	***



Obrázek 17: Mrtvochytná past vytvořená z PET lahve a přivázaná provázkem k tyči označené příslušným číslem uprostřed litorálního porostu (nízký stav vody).