

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury a ochrany vod

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Hodnocení kvality prostředí Novomlýnského rybníka (k.ú. Nová Bystřice)

Autor: Barbora Novotná

Vedoucí bakalářské práce: doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.

Konzultant bakalářské práce: M.Sc. María Antón-Pardo, Ph.D.

Studijní program a obor: Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: 3.

České Budějovice, 2015

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci na téma **Hodnocení kvality prostředí Novomlýnského rybníka (k.ú. Nová Bystřice)** jsem vypracovala 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 archivované FROV JU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG, provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na svých internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce, i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum:

Podpis studenta:

Mé poděkování patří vedoucímu bakalářské práce panu doc. RNDr. Zdeňku Adámkovi, CSc. za odborné vedení a metodické rady, které mi ochotně poskytl při zpracování této práce. Dále bych ráda poděkovala Ing. Davidu Hlaváčovi za ochotu při konzultacích, M.Sc. Marie Anton-Pardo, Ph.D. za pomoc při zpracování vzorků a panu Marcusu Haserovi, majiteli Lesního hotelu Peršlák.

Velké poděkování patří zároveň mé kolegyni, Nikole Třešňákové, za vstřícnost a ochotu podělit se o rady a vědomosti. V neposlední řadě děkuji své rodině a kolegům za poskytnutí podmínek ke studiu, morální podporu a značnou trpělivost.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta rybnářství a ochrany vod
Akademický rok: 2013/2014

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Barbora NOVOTNÁ**
Osobní číslo: **V12B025P**
Studijní program: **B1601 Ekologie a ochrana prostředí**
Studijní obor: **Ochrana vod**
Název tématu: **Hodnocení kvality prostředí Novomlýnského rybníka (k.ú. Nová Bystřice)**
Zadávající katedra: **Ústav akvakultury**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Novomlýnský rybník je extenzivně obhospodařovaný rybník, jehož kvalita prostředí je devastována přítokem pravděpodobně nečištěných odpadních vod z aglomerací na přítoku. V rámci práce bude provedeno vyhodnocení podkladů získaných při monitoringu rybníka laboratoří aplikované hydrobiologie FROV JU s cílem podchytit nejdůležitější faktory, které se na vývoji kvality vody v něm podílejí. Řešení úkolů spojených se zadáním BP bude doplněno o samostatná sledování spočívající v pravidelném měsíčním monitoringu základních hydrochemických ukazatelů, zooplanktonu a zoobentosu.

Získané podklady budou zpracovány v tabulkové a grafické formě s vyhodnocením trendů a dynamiky jejich změn v průběhu vegetační sezóny.

Rozsah grafických prací: **cca 10 grafů**

Rozsah pracovní zprávy: **35-40 stran**

Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**

Seznam odborné literatury:

Gergel, J., 1990. Úloha malých vodních nádrží v zemědělské krajině. Studie VTR, ÚVTIZ Praha, 68 s.

Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU Vodňany, 350 s.

Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., 2013. Rybářství ve volných vodách. FROV JU, Vodňany, 371 s.

Vedoucí bakalářské práce: **doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.**

Ústav akvakultury

Konzultant bakalářské práce: **María Teresa Antón Pardo, Ph.D.**


Ústav akvakultury

Datum zadání bakalářské práce: **14. února 2014**

Termín odevzdání bakalářské práce: **30. dubna 2015**


prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zaúšší 728/II
389 25 Vodňany (2)


Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 14. února 2014

OBSAH

1	ÚVOD.....	8
2	LITERÁRNÍ PŘEHLED.....	9
2.1	Rybníky jako malé vodní nádrže (MVN).....	9
2.1.1	Rozdělení a význam malých vodních nádrží.....	10
2.2	Trofe malých vodních nádrží.....	11
2.3	Rostlinná společenstva malých vodních nádrží.....	12
2.3.1	Drobné planktonní řasy.....	13
2.3.2	Sinicový vodní květ.....	13
2.3.3	Bentické sinice a rozsivky.....	14
2.3.4	Vláknité řasy.....	14
2.3.5	Makrofyta.....	14
2.4	Zooplankton malých vodních nádrží.....	15
2.4.1	Perloočky (Cladocera).....	15
2.4.2	Buchanky (Cyclopoida).....	16
2.4.3	Vznášivky (Calanoida).....	17
2.4.4	Vířníci (Rotifera).....	17
2.5	Bakterioplankton.....	17
2.6	Bentos.....	18
2.7	Vliv rybí obsádky na vývoj kvality vody.....	18
2.8	Hydrochemické ukazatele.....	20
2.8.1	Kyslík.....	20
2.8.2	pH.....	21
2.8.3	Teplota.....	21
2.8.4	Vodivost.....	21
3	MATERIÁL A METODIKA.....	22
3.1	Popis lokality.....	22
3.2	Měřené ukazatele, odebírané vzorky a jejich zpracování.....	24
3.2.1	Nasycení a obsah kyslíku.....	25
3.2.2	Stanovení pH.....	25
3.2.3	Teploty vody.....	25

3.2.4	Turbidita (zákal), vodivost	25
3.2.5	Sledování průhlednosti a měření hloubky	26
3.2.6	Zoobentos.....	26
3.2.7	Zooplankton	27
3.2.8	Odlov ryb	28
4	VÝSLEDKY	29
4.1	Zoobentos.....	29
4.2	Zooplankton	31
4.3	Ryby	33
4.4	Hydrochemické ukazatele a ostatní měřené parametry.....	33
5	DISKUZE.....	36
6	ZÁVĚR	40
7	SEZNAM LITERATURY	41
8	SEZNAM TABULEK, GRAFŮ, OBRÁZKŮ, PŘÍLOH	47
9	PŘÍLOHY	49
10	ABSTRAKT / CZ	59
11	ABSTRACT / EN	59

1 ÚVOD

Drobné vodní nádrže a rybníky jsou velmi významnými krajinnými prvky. Malé nádrže různého původu a účelu jsou důležitou součástí krajiny. Mohou sloužit pro účely chovu ryb, rekreačního rybolovu i vodního hospodářství. Nicméně z hlediska utváření krajiny a ochrany přírody hrají velmi důležitou roli při udržování biodiverzity hydrocenóz a s nimi souvisejících mokřadů. V posledních desetiletích byla jejich důležitost podpořena významným zlepšením znalostí a sociálního cítění o významu těchto stanovišť.

Posuzování kvality vodního prostředí je důležité jak pro možnost jeho využití hospodářsky významnými vodními živočichy a rostlinami, tak i pro ochranu ohrožených organismů a zároveň i pro udržení významných ekologických služeb vodních ekosystémů.

Novomlýnský rybník je extenzivně obhospodařovaný rybník, jehož kvalita prostředí je devastována přítokem komunálních odpadních vod z menších aglomerací na hlavním přítoku.

Cílem mé bakalářské práce bylo vyhodnotit složení a sezónní dynamiku zooplanktonu a zoobentosu a na základě monitoringu základních hydrochemických ukazatelů (teploty, nasycení a obsah kyslíku ve vodě, pH, vodivosti a zákalu) a sledování průhlednosti, mocnosti sedimentu a dalších parametrů se pokusit stanovit vlivy podílející se na kvalitě prostředí Novomlýnského rybníka v průběhu vegetační sezóny.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Rybníky jako malé vodní nádrže (MVN)

V současné době platná česká technická norma **ČSN 75 2410** – Malé vodní nádrže, definuje malou vodní nádrž jako umělé vodní dílo, ve kterém maximální objem nepřesahuje 2 mil. m³, maximální hloubka je 9 m a stoletý průtok není větší než 60 m³.s⁻¹. Tato definice zahrnuje rybníky a účelové nádrže, což jsou nádrže protierozní, vyrovnávací, závlahové, nádrže s akumulací a retenční funkcí a nádrže k rekreačním účelům (**Šálek, 1996**). Některé mohou plnit také funkci protipožární (**Gergel, 1990**). Další funkcí může být zásobování podzemních vod a biologické dočišťování povrchových vod (snižování eutrofizace) (**Pokorný, 2009**).

Malé vodní nádrže nemají takové nároky na geomorfologii, geologii podloží, hydrologii i ekonomiku jako velké vodní nádrže (údolní, přehradní), a proto je snadnější je zřizovat (**Jůva, 1980**). Zároveň jsou důležitými prvky pro zachování rozmanité vodní biocenózy a pestré biodiverzity prostředí (**Příkryl, 2000**).

Rybníky jsou umělé, mělké, vypustitelné nádrže. Průměrná hloubka v nich zpravidla nepřesahuje 1,5 m (**Hartman a kol., 1998**). Minimální průměrná hloubka by měla být vyšší než 0,5 m (**Pokorný, 2009**). Každá nádrž je opatřena hrází s vypouštěcím zařízením a vyspádaným odtokem, který umožňuje jeho vypuštění (**Randák a kol., 2013**). Malé vodní nádrže mají regulovatelnou výšku vodní hladiny (**Jůva, 1980**). Většina nádrží je víceúčelová a budována v soustavách (**Pokorný, 2009**). **Jůva a kol. (1980)** uvádí, že malé vodní nádrže plní funkci víceúčelovou, je však vhodnější, pokud se přizpůsobují hlavně své primární funkci. Jednoúčelné využívání nádrží se výrazně negativně odráží na udržení ekologického potenciálu nádrže i celého ekosystému povodí (**Björk, 1994b**).

Kvalita a množství vody v přírodě jsou nedílnou součástí života. Bez vody se neobejde ani veškerá lidská činnost, počínaje osobním životem, přes zemědělství, konče výrobou a průmyslem (**Jůva, 1980**).

Malé vodní nádrže je vhodné zřizovat hlavně v krajině s nedostatkem vody, způsobeným nízkou intenzitou nebo nepravidelnou periodou srážek, nebo v krajině

s malým množstvím přírodních nádrží, respektive s pasivní vodohospodářskou bilancí (**Jůva, 1980**). Nově budované nádrže v soustavách hrají také důležitou úlohu při udržení odtokových poměrů za extrémních hydrologických podmínek (**Broža, 2006**). Zcela zásadní funkci mají nádrže pro akumulaci vody v krajině (**Lhotský, 2006**).

Rybí obsádka nádrží je tvořena jedním (monokulturní obsádka) nebo několika málo druhy (polykulturní obsádka) (**Číteka a kol., 1998**). Obsádka často není v rovnováze s daným ekosystémem. Kvantitativní a kvalitativní složení rybníční biocenózy je dáno především intenzitou a způsobem hospodaření a především hustotou rybní obsádky. Druhové spektrum ryb v nádrži je závislé na intenzitě hospodaření (**Hartman a kol., 1998**).

2.1.1 Rozdělení a význam malých vodních nádrží

Existuje mnoho členění malých vodních nádrží (podle funkce, polohy, umístění, úživnosti apod.) (**Gergel, 1990**). Základní dělení nádrží je možné i na základě přirozené produkce, podle které jsou rozděleny na velmi úživné, úživné a málo úživné (**Sládečková a Sládeček, 1995**). Hlavním parametrem přiřazujícím nádrže do jednotlivých kategorií, je přirozená produkce ryb v $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Jiný typ dělení je možný na základě zákona č.138/1973 Sb., kde jsou nádrže rozděleny do dvou kategorií.

První kategorie zahrnuje rybníky extenzivního charakteru, jejichž produkce nepřesahuje $0,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Na těchto rybnících se nekrmí a nehnojí. Do druhé kategorie spadají rybníky intenzifikační a polointenzifikační, zde se produkce z hektaru pohybuje v rozmezí 0,5 - 1,5 t (**Hartman a kol., 1998**). Malé vodní nádrže lze také rozdělit dle rybníkářského funkčního hlediska na plůdkové, násadové, komorové a hlavní rybníky (**Čítek a kol., 1998**). Další rozdělení může být podle účelu. **Jůva a kol. (1980)** dělí nádrže na rybochovné, závlahové, ochranné (retenční), hospodářské a rekreační. Podle napájení lze rybníky rozdělit na pramenné, nebeské, průtočné a boční (**Pokorný, 2009**).

2.2 Trofie malých vodních nádrží

Žádné vodní ekosystémy nejsou statické, postupně se vyvíjejí a v čase a prostoru mění (**Björk, 1994a**). Proces eutrofizace je tedy v kontinentálních stojatých vodách přirozený a samozřejmý jev (**Lellák, Kubíček, 1991**).

Eutrofizace je proces zatížení vodního prostředí živinami, který má za následek nárůst rostlinné biomasy (vodního květu) (**Adámek a kol., 2010**). K významnému zatížení vodních ekosystémů došlo v druhé polovině 20. století vlivem intezifikace chovu ryb a zároveň i zvýšení zemědělského obhospodařování půd. V důsledku přísunu velkého množství živin z povodí i živin dotovaných přímo do nádrží došlo ke zvýšení trofie vod a snížení druhové diverzity vodních organismů (**Příkryl, 1996**). **Björk (1994b)** zmiňuje problém s návratností vodních ekosystémů do původního stavu po zasažení znečištěnou vodou.

Síla eutrofizace je dána úrovní trofie (**Adámek a kol., 2010**). Hlavní živinou, která ovlivňuje trofii je fosfor. Fosfor je tedy živina, která svou dostupností určuje biologický produkční potenciál nádrží (**Randák a kol., 2013**). Trofii neurčuje pouze fosfor, ale i dusík a uhlík a především poměr mezi nimi (**Lellák a Kubíček, 1991**). **Pokorný a kol. (2004)** uvádí ještě jako další limitující prvek draslík. Pro posouzení trofie nádrží je důležité určit poměr mezi dusíkem a fosforem. Je-li poměr $N : P > 10$, bývá limitující živinou fosfor (**Lellák a Kubíček, 1991**). Hlavním reservoárem fosforu a dusíku je sedimentná nádrže (**Boyd, 1995**). Pouze část akumulovaného fosforu může být využita producenty ve formě fosfátů (**Lellák a Kubíček, 1991; Adámek a kol., 2010**).

Dostupnost fosforu ve vodním prostředí ovlivňují některé ryby a zoobentos, kteří při hledání potravy v sedimentech ovlivňují nejen zákal vody, ale také obsah fosforu rozpuštěného ve vodním prostředí. Ten může mít pozitivní účinek pro nárůst kolonií sinic a eutrofizaci jako takovou (**Adámek a Maršálek, 2013**). Tímto způsobem dochází k významnému uvolňování živin v kaprových rybnících (**Anvimelech a kol., 1999**).

Hlavní formou dusíku, která ovlivňuje trofii, jsou dusičnany. Jak fosfor, tak i dusičnany se dostávají v nadbytku do vodního prostředí především splachy ze zemědělsky obhospodařovaných půd nebo odpadními vodami (**Pokorný a kol., 2004**).

Vodní nádrže se podle trofie rozdělují na oligotrofní, mezotrofní, eutrofní a hypertrofní (**Randák a kol., 2013**). Na základě trofie lze vody ještě podrobněji rozdělit na ultra-oligotrofní, oligotrofní, oligo-mezotrofní apod. Hlavním kriteriem rozdělení je koncentrace fosforu, množství chlorofylu a průhlednost vody (**Adámek a kol., 2010**). V na živiny bohatých společenstvech je typické kolísání pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku a snížení produkční efektivity systému (**Pechar, 2006**).

Dystrofní vody jsou charakteristické spíše pro rašeliniště. Mají vysoký obsah huminových kyselin, které způsobují žluté až hnědé zbarvení. Oživení dystrofních vod je minimální (**Hartman a kol., 1998**).

Oligotrofní nádrže mají vysokou průhlednost (nad 6 m) a nízkou primární produkci. Jedná se o hluboké nádrže horského typu.

Mezotrofní nádrže mají trvale vysokou průhlednost (3-6 m) a středně velký obsah živin (10-30 mg / m³) (**Randák a kol., 2013**). Mezotrofní bývaly rybníky do 20. století, před zavedením intenzifikačních prvků (hnojení, přikrmování apod.) (**Hartman a kol., 1998**).

Eutrofní nádrže mají vysoký obsah celkového fosforu (35-100 mg na m³). Nádrže s obsahem celkového fosforu nad 100 mg na m³ označujeme jako hypertrofní (**Randák a kol., 2013**).

Většina rybníků v České republice patří mezi eutrofní, nebo dokonce hypertrofní nádrže, což má za následek zvýšenou produkci fytoplanktonu, drobného zooplanktonu a zoobentosu. Hlavním problémem vysoké trofie v rybnících jsou občasné kyslíkové deficity a také vysoké hodnoty pH, které jsou charakteristické především pro začátek vegetační sezóny v důsledku vysoké primární produkce (**Hartman a kol., 1998**).

2.3 Rostlinná společenstva malých vodních nádrží

Rozvoj rostlinné biomasy nelimituje pouze množství živin, ale také teplota vody, výška vodního sloupce, doba zadržení vody, biocenotické vztahy apod. Také ne vždy platí pravidlo nárůstu biomasy fytoplanktonu se zvyšující se koncentrací živin. Živiny mohou být využity i makrofyty. Projev eutrofizace není tedy specifický a podle povahy

ekosystému mohou dosáhnout dominantního postavení různé druhy fototrofních organismů (Adámek a kol., 2010).

2.3.1 Drobné planktonní řasy

Drobné planktonní řasy tvoří s vodou homogenní suspenzi, která se projevuje vegetačním zákalem (Adámek a kol., 2010). Ten má vliv především na průhlednost vody, která se za těchto podmínek pohybuje okolo 0,3 m (Faina a kol., 2011). Největší nárůst planktonních řas je charakteristický v jarním období (před nástupem zooplanktonu). Po nástupu zooplanktonu fytoplankton ustupuje vlivem predace (Adámek a kol., 2010).

2.3.2 Sinicový vodní květ

Koloniální sinice vytvářejí při přemnožení na hladině shluky, tzv. vodní květ (Hartman a kol., 1998). Sinice nemají ve vodě přirozeného konzumenta, z tohoto důvodu dochází často k jejich masovému přemnožení v letním období (Adámek a kol., 2010). Nadnášení sinic umožňují plynové vakuoly, někdy se však sinice nemusí shlukovat na hladině, ale mohou být rozptýleny v celém vodním sloupci (Hartman a kol., 1998). V rybnících jsou nežádoucí a nebezpečné z hlediska produkce toxinů a vzniku kyslíkových deficitů, které nastávají vlivem odumírání biomasy na konci letního období. Jsou prokázány jejich hepatotoxické, neurotoxické, imunotoxické a další škodlivé účinky. Hlavními zástupci sinic na našich rybnících jsou *Microcystis*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* a *Anabaena*. Rozvoj sinic nezáleží pouze na množství živin, ale i na teplotě, teplotní stratifikaci, slunečním záření, obsahu oxidu uhličitého a hodnotě pH. Dusík nefixují pouze ve formě dusičnanů, ale jsou schopny fixovat i vzdušný dusík, amonné ionty a dusitanový dusík (Adámek a kol., 2010).

2.3.3 Bentické sinice a rozsivky

Dalšími organismy, které prosperují při zvýšené trofii, jsou bentické sinice a rozsivky. Tyto organismy jsou charakteristické pro mělké rybníky v jarním období, kde se shlukují na hladině. Problémem je opět negativní vliv na nasycení kyslíku ve vodním prostředí. Kyslík, který sinice u hladiny vytvoří, brzy přechází do atmosféry, proto je nevyužitelný pro ryby a jiné vodní organismy (**Adámek a kol., 2010**). Mezi hlavní zástupce rozsivek patří rody *Melosira*, *Aulacoseira* a *Cyclotella* (**Hartman a kol., 1998**). Další rody rozsivek vyskytující se v mělkých částech rybníka jsou *Diatoma*, *Synedra*, *Nitzschia*, *Navicula* a *Surirella* (**Lellák a Kubiček, 1991**).

2.3.4 Vlákňité řasy

Další skupinou organismů, využívajících zvýšenou trofii, jsou zelené vlákňité řasy, které se běžně vyskytují ve stojatých vodách včetně rybníků, avšak jsou charakteristické spíše pro vodní toky s vyšší průhledností (**Adámek a kol., 2010**).

2.3.5 Makrofyta

Poslední skupinou fototrofních organismů jsou vyšší vodní rostliny. Stejně jako ostatní zmíněné skupiny i u vyšších rostlin roste biomasa se zvýšenou trofii vody. Vyšší vodní rostliny na rybnících jsou žádané do jisté míry - zpevňují břehy, zabraňují víření sedimentů, přispívají ke stabilitě ekosystému apod. Při přemnožení však snižují plochu pro obsádku ryb, negativně ovlivňují výměnu plynů a mohou také svým rozkladem přispívat k hromadění sedimentů a kyslíkovým deficitům během rozkladu (**Adámek a kol., 2010**). Kyslíkovým deficitům mohou makrofyta přispívat zabráněním přístupu světla do eufotické vrstvy (především plovoucí rostliny) nebo zastíněním hustými břehovými porosty (**Faina a Kubů, 1989**). Na produkčních rybnících jsou však makrofyta často udržována a pravidelně vysekávána a kompostována (**Čítek a kol., 1998**).

2.4 Zooplankton malých vodních nádrží

Plankton je skupinou organismů vznášejících se ve vodním prostředí, který nedokáže aktivně překonávat rychlejší proud vody (Kalf, 2002). Hartman a kol. (1998) uvádí dělení planktonu podle velikosti na nannoplankton a síťový plankton. Síťový plankton lze odseparovat přeceděním přes oka o velikosti 40 - 50 μm . Ostatní plankton menší než 50 μm se dělí na pikoplankton a nanoplankton. Pokorný a kol., (2004) uvádí podrobnější dělení dle velikosti na makroplankton (> 500 μm), mikroplankton (60 - 500 μm), nanoplankton (5 - 60 μm) a ultraplankton (< 5 μm).

Kalf (2002) rozděluje zooplankton stojatých vod podle velikosti na makrozooplankton a mikrozooplankton. Makrozooplankton jsou drobní živočichové o velikosti 200 μm – 20 mm. Do této skupiny patří především perloočky a vývojová stádia s dospělci klanonožců. Do skupiny mikrozooplanktonních živočichů patří vířníci, menší larvální stádia klanonožců, nálevníci a heterotrofní bičíkovci o velikosti menší než 200 μm .

Zooplankton ve stojatých vodách je tvořen především vířníky, perloočkami, buchankami a vznášivkami (Pokorný a kol., 2004). Někdy se také objevují hojněji zástupci prvoků, především v hypertrofních rybnících (Lellák a Kubíček, 1991; Hartman a kol., 1998).

Zooplankton je hlavní složkou potravy rybího plůdku, násad a u některých druhů i adultních ryb (Pokorný a kol., 2004). Přítomnost masového rozvoje zooplanktonu v rybnících je dána způsobem hospodaření, který vytváří optimální podmínky pro jeho rozvoj (Faina a Svobodová, 1997).

2.4.1 Perloočky (Cladocera)

Perloočky mají nezřetelně článkované tělo, které je kryto dvouchlopňovou skořápkou. Tato skořápka může být redukována, zejména u dravých druhů a nikdy nekryje hlavu. Na hlavě je patrné velké složené oko a menší naupliové očko. Smyslovou funkci plní první zakrnělý pár antén. Mají čtyři až šest párů končetin, které jsou listovité, jejich funkce je filtrace potravy a dýchání, u dravých druhů slouží k

přidržování kořisti. Zadeček tvoří postabdomen, který je zakončen dvěma drápkami. Některé perloočky (např. *Daphnia galeata*, *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni* a jiné) jsou charakteristické cyklomorfózou, která se projevuje nápadnými změnami tvaru a velikosti těla během roku (**Hartman a kol., 1998**).

Perloočky se živí filtrací sestonu z vody, některé čeledi (např. *Macrothricidae* a *Chydoridae*) jsou schopny sbírat potravu ze dna. Dravé druhy se živí menšími živočichy (**Hartman a kol., 1998**).

Perloočky se rozmnožují převážně partenogenezí. Za určitých podmínek se rozmnožují i pohlavně, kdy po oplození vznikají tzv. zimní vajíčka. Ta jsou uložena ve schránce zvané efipium, která vajíčko chrání před vymrznutím a vyschnutím (**Hartman a kol., 1998**).

Mezi významné rybníční druhy patří perloočky rodu *Daphnia* (hrotnatky). Hrotnatky jsou významnou potravní složkou ryb. Nejvýznamnější rybníční druhy jsou *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Daphnia galeata* a další. Další významnou složkou rybníčního krustaceoplanktonu je *Bosmina longirostris* (nosatička obecná). Největším druhem perloočky je *Leptodora kindtii*, která se živí dravě (**Hartman a kol., 1998**).

2.4.2 Buchanky (Cyclopoida)

Buchanky společně se vznášivkami patří do třídy klanonožců (Copepoda). Tykadla buchanek jsou kratší než je tomu u vznášivek, zpravidla nepřesahují konec hlavohruď.

Buchanky a vznášivky se rozmnožují pohlavně, z vajíček se následně líhnou larvy, které prochází několika naupliovými stádii až do dospělého jedince. Dýchají celým povrchem těla. Pohybují se krátkými přískoky. Na furce mají různě větvené výběžky, které jsou druhově specifické. Vajíčka nesou samice ve dvou váčcích na stranách zadečku. Hlavními planktonními druhy jsou *Cyclops vicinus*, *Cyclops strenuus*, *Mesocyclops leuckarti* a *Acanthocyclops robustus*. Potravou planktonních buchanek jsou vířníci, perloočky a vývojová stádia klanonožců (**Hartman a kol., 1998**). Některé druhy buchanek mohou být nebezpečné i pro raná stádia ryb, jako např. *Acanthocyclops robustus* (**Faina a Svobodová, 1997**).

Rybníky tvoří ideální podmínky pro rozvoj buchanek, jde především o trvalý vegetační zákal, který je důsledkem zvýšené trofie a vysokého vyžíracího tlaku zhuštěných obsádek na filtrující perloočky. Stálá přítomnost planktonu je pak stálou potravou pro nauplia buchanek (**Faina a Svobodová, 1997**).

2.4.3 Vznášivky (Calanoida)

Hlavním rozdílem od buchanek jsou dlouhá tykadla, která jsou postavena kolmo od těla. Druhým rozdílem je pouze jeden váček s vajíčky umístěný pod zadečkem. Živí se filtrací fytoplanktonu. Ve vodě se pohybují pomalu ve spirálách s občasnými přískoky. Nejběžnější rybníční druhy jsou *Eudiaptomus gracilis* a *Eudiaptomus vulgaris* (**Hartman a kol., 1998**).

2.4.4 Vířníci (Rotifera)

Vířníci mají nečlánkové tělo, které je většinou kryto silným krunýřem. Na přední části těla je vířivý orgán a svalnaté žvýkadlo, tyto orgány jsou pro vířníky charakteristické. Potravou jsou řasy a detrit, některé druhy jsou i dravé. Rozmnožují se obdobně jako perloočky. Partenogeneze převažuje, za určitých podmínek dochází k pohlavnímu rozmnožování a vzniku tzv. zimních vajíček. Významné rybníční rody jsou např. *Asplanchna*, *Keratella*, *Brachionus* a *Asplanchna* (**Hartman a kol., 1998**).

2.5 Bakterioplankton

Bakterie ve vodním prostředí jsou vázány na vznášející se suspendované částice. Nejhojnější jsou v litorálu a u dna (**Pokorný a kol., 2004**). Některé skupiny bakterií mohou vykazovat výraznou stratifikaci během roku (např. heterotrofní, metanové, siřné, amonizační, nitrifikační a jiné bakterie) (**Hartman a kol., 1998**). V rybnících převládají druhy čeledí *Bacillaceae* a *Enterobacteriaceae*, kterým vyhovuje vyšší trofie rybníčního prostředí (**Lellák a Kubíček, 1991**).

2.6 BENTOS

Bentické organismy patří do biocenózy vázané na podklad (**Lellák a Kubíček, 1991**). Bentos lze rozdělit dle velikosti na mikrobentos (< 0,01 mm), mesobentos (0,1 – 2 mm) a makrobentos (> 2 mm). Podle toho, zda se jedná o rostliny či živočichy, mluvíme o fyto-bentosu nebo zoobentosu.

V nádržích se zoobentos živí především přísunem potravy z pelagiálu (mrtvý zooplankton, řasy apod.). Nejběžnějšími představiteli rybníčního zoobentosu jsou pakomáři a máloštětinatci (např. nitěnky) (**Hartman a kol., 1998**).

Druhové spektrum zoobentosu v nádržích je mnohem chudší ve srovnání s tekoucími vodami, ovlivňuje ho především množství kyslíku u dna a predace ryb, zvláště v nádržích s vyšší obsádkou. Před predací rybí obsádkou se zoobentos chrání únikem do nižších vrstev sedimentů, ale tato ochrana je dostačující pouze u plůdku kapra, u tržních ryb dochází k vyžrání potravní základny zoobentosu (především larev pakomárů) už koncem jara (**Hartman a kol., 1998**). Při hledání zoobentosu kaprovité ryby výrazně víří dno a tím značně ovlivňují kvalitu vody (**Adámek a Maršálek, 2013**). Druhové složení také ovlivňuje pravidelné vypouštění a letnění rybníků. Tyto manipulace značně ovlivňují obnovu některých druhů bentosu (**Čítek a kol., 1998**). Pakomárům pravidelné letnění a vypouštění příliš nevadí a jsou schopni rychlé obnovy po napuštění rybníku.

2.7 Vliv rybí obsádky na vývoj kvality vody

Welch (1952) definuje vztah mezi vodními živočichy a to především planktonem a rybami a uvádí že v případě naprostého vymizení rybí obsádky v nádrži plankton nadále přetrvává, opačný stav však možný není.

Existují dva postupy, jak ovlivňovat život ve stojatých vodách směrem k jeho zlepšení a snížení množství řas a sinic. První z nich stojí na snížení nebo změně koncentrace limitujících živin, v druhé hraje hlavní roli zvýšení aktivity filtrujících organismů. Tento jev je označen jako biomanipulace (**Hrbáček, 1994**).

Matěna (1994) uvádí srovnatelný význam obou parametrů na složení planktonního společenstva. Vliv biomanipulace může mít pozitivní vliv na zlepšení kvality vody,

nemůže však být použit jako jediné řešení, ale musí jít ruku v ruce se snížením přísunu živin z celého povodí nádrže.

Dříve se předpokládalo, že jednotlivé trofické úrovně na sebe působí pouze kontrolou „bottom – up“, což znamená, že živiny ovlivňují kvalitu a množství fytoplanktonu, ten ovlivňuje zooplankton a následně planktonofágní ryby a ryby dravé. Dnes je však již prokázán i opačný efekt, „top – down“, podle kterého například dravé ryby ovlivňují, přes žrací tlak na planktonofágy, biomasu a druhové složení zooplanktonu (**Hrbáček, 1994**).

S přibývajícím průměrnou hloubkou nádrže klesá pozitivní vliv zoobentosu na produkci rybí obsádky. Schopnost regenerace biomasy zoobentosu je nižší než tato schopnost zooplanktonu, který je ale zároveň z vodního sloupce pro ryby snáze dostupný (**Hrbáček, 1996**). Dalo by se říci, že v konkrétní okamžik je množství zooplanktonu, co se jeho biomasy týče, nízké a ten tak spolu s dalšími producenty tvoří procentuálně nejslabší a zároveň nejnižší článek potravní pyramidy v nádrži. Produktivita a rychlá schopnost obnovení biomasy však vypovídá o velmi silném zastoupení těchto organismů (**Lampert a Sommer, 1997; Kalf, 2002**).

V nádržích s vysokou obsádkou nedravých ryb většinou zcela chybí velké druhy dafnií, jako například *Daphnia pullicaria* a naopak zde převládají menší druhy, jako *Bosmina longirostris* (**Hrbáček, 1996**).

Cílem ovlivnění potravní sítě se smyslem zlepšení kvality vody by mělo být snížení biomasy fytoplanktonních organismů, podpora rozvoje populací velkých zástupců zooplanktonu, hlavně perlooček, které tvoří dobré filtrátory a snížení počtu planktonovorních a zvýšení počtu dravých druhů ryb (**Matěna, 1996**).

Díky využití znalostí o trofických úrovních lze přes velikostní zastoupení zooplanktonu nastítnit rybí obsádku v nádržích ve velmi krátké době a nezávisle na množství jeho biomasy. Funkční ovlivňování potravní sítě je snáze dosažitelné v mělčích a menších nádržích (**Hrbáček, 1996**), tomuto kritériu vyhovují malé vodní nádrže. Biomanipulace života ve stojatých vodách však není samospásná a často ukáže zanedbané nebo dříve neviděné strasti díky uvolnění ekologických nik a sukcesí

„nových“ živočichů (Closs a kol., 2008). Jedním z možných problémů je rozvoj sinic (Matěna, 1994).

2.8 Hydrochemické ukazatele

2.8.1 Kyslík

Množství kyslíku ve vodním prostředí obecně závisí na teplotě vody a atmosférickém tlaku (Heteša a Kočková, 1997). Do vody se kyslík dostává difúzí z vodní hladiny a fotosyntetickou asimilací (Hartman a kol., 1998). Obsah kyslíku v rybníční vodě může být různý, jeho vertikální zonace ve vodním sloupci může být velmi výrazná, od 200% nasycení u hladiny do 0% u dna (Heteša a Kočková, 1997). Také kolísání nasycení kyslíkem může být velmi výrazné během 24 hodina a závisí především na oživení rybníka (hustota obsádky, fytoplankton). Nejvyšší nasycení vody kyslíkem bývá především v odpoledních hodinách. K opačné situaci dochází v ranních hodinách krátce po východu slunce, kdy se ještě nerozběhla fotosyntéza (Kalff, 2002).

Takto může být v některých eutrofních nádržích rozdíl mezi denní a noční koncentrací kyslíku až 8 mg.l^{-1} (Hartman a kol., 1998).

Kyslík v rybníce by neměl pravidelně poklesnout pod $3,5 \text{ mg.l}^{-1}$ v letních měsících. Hodnoty nad $4 - 5 \text{ mg.l}^{-1}$ jsou ideální pro kapra obecného (*Cyprinus carpio*). V zimě na komorových rybnících jsou typické hodnoty i okolo $0,6 \text{ mg.l}^{-1}$ (Heteša a Kočková, 1997).

Kyslíkové deficity mohou nastat v rybnících s nadměrně vysokou obsádkou, v rybnících s velkým množstvím drobného zooplanktonu a bez vegetace nebopři rozkladu odumřelých nižších i vyšších rostlin (Heteša a Kočková, 1997; Adámek a kol., 2010; Faina a kol., 2011). Kyslíkové deficity mohou způsobit akutní úhyn ryb, zhoršený příjem a konverzi krmiva, zvýšení sensitivity ryby vůči bakteriálním a plísňovým onemocněním a další negativní vlivy (Faina a kol., 2011).

2.8.2 pH

Většina rybníků má pH v rozmezí 6,5 až 8,3. Ve stojatých vodách jsou tyto hodnoty dány poměrem oxidu uhličitého a hydrogenuhličitanových iontů (**Hartman a kol., 1998**).

V eutrofních vodách dochází k častým výkyvům pH. K nárůstu pH dochází v odpoledních hodinách, kdy rostliny již spotřebovaly volný CO₂, a proto některé řasy a rostliny používají jako sekundární zdroj uhlíku hydrogenuhličitanu (**Heteša a Kočková, 1997**). Při čerpání hydrogenuhličitanů dochází k nárůstu pH až do extrémních hodnot, v některých případech může pH dosáhnout hodnoty 10 až 11 (**Hartman a kol., 1998**).

2.8.3 Teplota

Výrazná změna teploty ve vodním sloupci je typická pro hlubší nádrže a její stratifikace dovoluje díky efektu zvanému „anomálie vody“ přežití vodních organismů i v zimním období (**Kalff, 2002**). V mělkých nádržích dochází ke stratifikaci jen omezeně nebo vůbec (**Lambert a Sommer, 1997**). V našich zeměpisných podmínkách rozlišujeme v nádržích 4 roční cykly. Nejdelším obdobím je charakteristická letní stratifikace a zimní stagnace, jarní míchání probíhá většinou poměrně rychle, na rozdíl od podzimního, kdy se voda ochlazuje pomalu (**Closs, 2008**).

Teplota má významný vliv na život ve vodách. Ovlivňuje podmínky pro rozmnožování organismů, jejich vývoj i případné zimování. S hodnotou teploty úzce souvisí i ostatní ukazatele, jako je rozpustnost plynů, pH, hustota a další (**Moss, 1988**).

2.8.4 Vodivost

Zásahy do chemismu vod výrazně ovlivňuje dlouhodobé vápnění a celkový hospodářský zásah i hospodaření na okolních půdách. Významnou roli hraje kontrolovaný i nekontrolovaný přísun živin a poměr mezi nimi, což závisí také na hydrologickém stavu povodí. Na těchto faktorech závisí výsledné hodnoty vodivosti (**Pechar a Radová, 1996**).

3 MATERIÁL A METODIKA

3.1 Popis lokality

Malá vodní nádrž Novomlýnský rybník se nachází v Jihočeském kraji, okres Jindřichův Hradec, v katastrálním území obce Nový Vojšův. Jeho výměra činí 4 ha. Průměrná hloubka je 2,4 m, hloubka u výpusti 3,2 m.

Na výpusti nádrže probíhala v roce 2014 výstavba malé vodní elektrárny (MVE, Obrázek č.1 – Příloha), která bude uvedena do provozu v polovině roku 2015 a bude sloužit jako zdroj energie pro přidružený Lesní hotel Peršlák.



Obrázek č.2: Foto nádrže a blízkého okolí

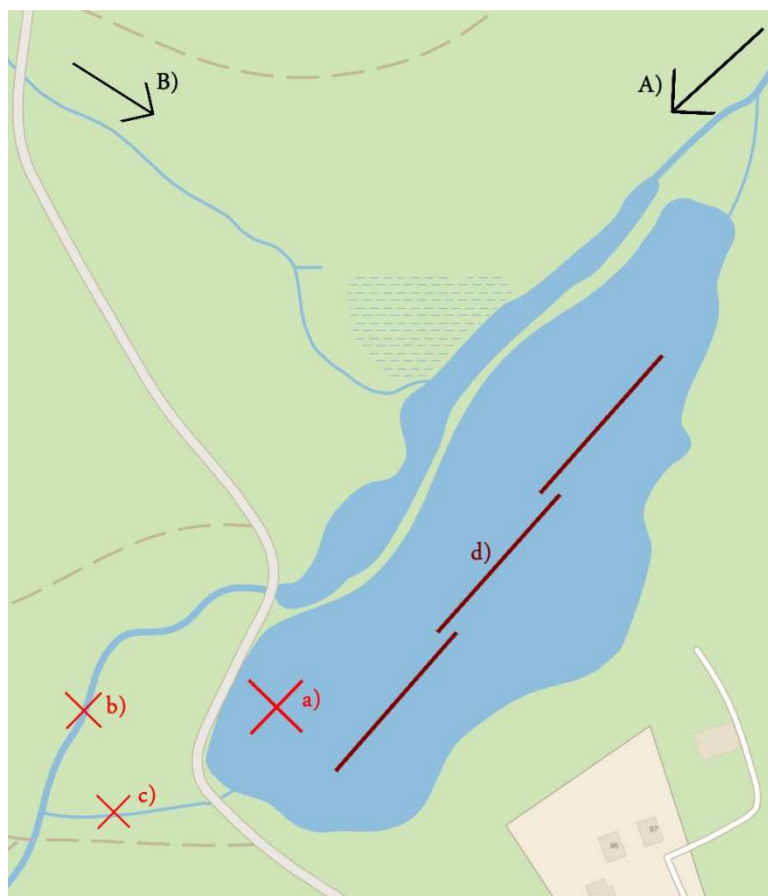
Nádrž je napájena z obvodové stoky Koštěnickým potokem (Obrázek č.3 – Příloha), který pramení 13,4 km vzdušnou čarou severovýchodně v katastru obce Kaproun (Obrázek č.4 – Příloha). Tok měří 41 km a protéká z větší části člověkem zasaženou krajinou. Jeho povodí zaujímá plochu 171 km² a průměrný průtok je 0,97 m³/s. Na toku se nachází několik nádrží, z nichž největší je Kačležský rybník o výměře 196 ha. Potok protéká obcí Číměř, kde do něj ústí výpusť z čistírny odpadních vod. Koštěnický potok má několik podobně zatížených přítoků.

Dalším důležitým přítokem nádrže je i Pstruhový potok (Obrázek č.4 - Příloha), na kterém se nacházejí dva rybníky, Dolní pstruhový a Horní pstruhový. Tok je dlouhý 5,3 km a pramení v katastrálním území obce Sedlo u Číměře, severozápadně od nádrže. Neprotéká žádnou aglomerací.

Co se geologie týče, nacházejí se zde zejména žuly (granitová řada). Z hlediska pedologie se zde nachází z největší části kambizemě a v okolí ústí do Novomlýnského rybníka i podzoly.

Zdejší podnebí ovlivňují rozsáhlé vodní plochy – fungují jako velké akumulátory tepla, mají vliv na množství srážek i ochlazování. Klima odpovídá nadmořské výšce (severní mírné pásmo). Roční teplotní průměr je 5,5 – 7,5 °C. Západní větry přinášejí dostatečné množství celoročních srážek, které se v průměru pohybují kolem 600 mm.

Pro posouzení kvality prostředí Novomlýnského rybníka bylo v roce 2014 v lokalitě (Obrázek č.5, č.6 - Příloha) provedeno několik měření vybraných ukazatelů pro určení kvality vody s pravidelným intervalem jednoho měsíce po celou vegetační sezónu (od dubna do října). Všechna měření a odběry na rybníce probíhala z rybářské lodě ve stanovených hloubkách, odběry mimo rybník i na něm jsou vyznačeny na obrázku č.7.



Obrázek č.7: Mapa odběrových míst: A) Koštěnický potok, B) Pstruhový potok, a) odběry na rybníce, b) odběry na přítoku, c) odběry na odtoku, d) místa instalace nordických tenatních sítí

3.2 Měřené ukazatele, odebírané vzorky a jejich zpracování

- teplota
- nasycení a obsah kyslíku ve vodě
- pH
- turbidita (zákal)
- vodivost
- průhlednost
- hloubka
- mocnost sedimentu

Dále se hodnotilo druhové zastoupení zoobentosu, zooplanktonu a rybí obsádky. Výsledné hodnoty těchto měření byly statisticky zpracovány a posouzeny v kapitole Výsledky.

3.2.1 Nasycení a obsah kyslíku

Obsah kyslíku rozpuštěného ve vodě a kyslíková saturace se měřila přístrojem oximetrem Horiba OM14. Měření probíhalo vždy na přibližně stejném místě v měsíčních intervalech tak, že se sonda přístroje ponořila do požadované hloubky a ustálená hodnota obsahu kyslíku a jeho nasycení se zaznamenala. Hodnoty se sledovaly na hladině a u dna pro vyloučení nebo naopak zaznamenání případné anoxie.

3.2.2 Stanovení pH

Koncentrace H^+ iontů, neboli pH hodnota se měřila digitálním pH metrem YSI 63. Měření probíhalo ve stejném intervalu i na stejných místech jako stanovení kyslíku. Hodnoty se zaznamenávaly pro pozdější analýzu.

3.2.3 Teploty vody

Měření teploty vody probíhalosoučasně s měřením nasycení a obsahu kyslíku oximetrem Horiba OM14. Teplota byla rovněž sledována u hladiny, v hloubce jednoho metru a u dna v pravidelných intervalech stejně jako u kyslíku a pH. Hodnoty se zaznamenávaly pro pozdější analýzu.

3.2.4 Turbidita (zákal), vodivost

Pro měření turbidity (zákalu) vody byl použit terénní přístroj WTW Turb 430T/SET a vodivost byla měřena pomocí přístroje ECTestr 11+.

3.2.5 Sledování průhlednosti a měření hloubky

Průhlednost se stanovovala Secchiho deskou. Jednalo se o plastovou desku čtvercového tvaru o délce hrany 20 cm. Deska byla rozdělena na 4 segmenty zbarvené střídavě bílou a černou barvou. Na spodní straně bylo umístěno závaží a na horní zbarvené straně byl uchycen provázek, který byl rozdělen uzlíky po 10 cm.

Měření průhlednosti probíhalo tak, že se Secchiho deska spouštěla vodním sloupcem až do hloubky, kde barevné dělení desky přestalo být zřetelné anásledně se změřila průhlednost v cm. Výsledná průhlednost se zaznamenala pro pozdější analýzu.

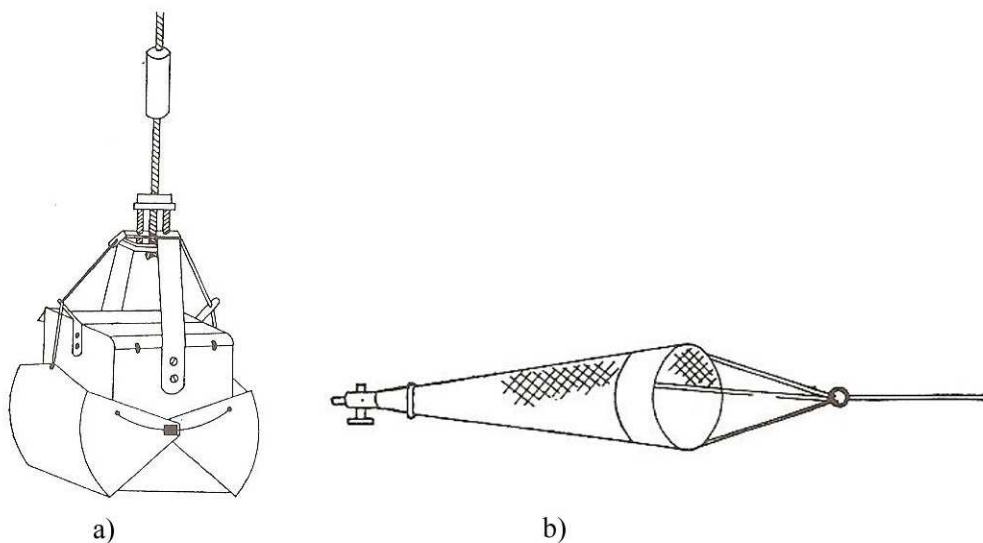
Hloubka se stanovovala buď s pomocí sonarového hloubkoměru UWITEC nebo spuštěním Secchiho desky na dno a následným odečtením hodnoty hloubky. Místa a intervaly stanovení hloubky byly stejné, jako u předchozích měření.

3.2.6 Zoobentos

Zoobentos se odebíral dvěma způsoby podle toho, zda se jednalo o odběr na přítoku (Obrázek č.8 – Příloha) a odtoku (Obrázek č.9 – Příloha) nebo v nádrži. První způsob byl semikvantitativní s použitím bentosové sítky. Takto se odebíral bentos na přítoku do rybníka i odtoku z něj. Odlovený bentos byl fixován v roztoku formaldehydu pro pozdější analýzu. Roztok formaldehydu byl ředěn v poměru 1:9 oproti původnímu v originálnímbalení na výslednou 4% koncentraci.

Kvantitativní odběr byl prováděn na rybníce s použitím sklápěcího čelistového sběrače (drapáku) typu Ekman-Birge (Obrázek č. 10a). Drapák se před odběrem vždy otevřel a po spuštění nadno se čelisti nechaly zabořit do sedimentu. Následně se pomocí provázku a závaží na něm čelisti uzavřely, a tím byl odebrán vzorek sedimentu společně s bentickými organismy. Odebrané vzorky byly na místě jednotlivě proprány na síť o velikosti ok 500 μm a zbytek sedimentu s bentickými organismy byl konzervován 4% formaldehydem. Zoobentos v nádrži byl odebírán čtyřikrát za celou dobu měření afixován stejným způsobem, jako předchozí.

Veškerý zoobentos byl determinován v Laboratoři ÚAOV FROV v Českých Budějovicích. Při pozdějším zpracování výsledků se hodnotila u vzorků z nádrže denzita (početnost) [ind.m^{-2}] a biomasa [g.m^{-2}]. V obou případech odběrů byl spočten Shannon – Weaverův index diverzity.



Obrázek č.10: a) drapák typu Ekman-Birge, b) planktonní síť s výpustním zařízením (převzato od Hartman a kol., 1998)

3.2.7 Zooplankton

Zooplankton byl odebírán přímo v nádrži semikvantitativní metodou pomocí planktonní sítě (Obrázek č. 10b). Sítivinu této sítě tvoří uhelón o průměru ok 80 μm . Planktonní síť byla opatřena výpustním zařízením ve spodní části. Odběr byl prováděn z lodi, kdy se síť odhodila do vzdálenosti 5 metrů a pohybem ode dna k hladině byla vytahována zpět. Následně se vzorek přes výpustní část přemístil do označené plastové lahvičky. Takto se postupovalo vždy třikrát. Intervaly odběrů zooplanktonu probíhaly při všech měřeních a odběrech po celou sezónu. Vzorky byly fixovány formalínem stejným způsobem jako zoobentos.

Jednotlivé odběry byly zpracovány v Laboratoři aplikované hydrobiologie ÚAOV FROV v Českých Budějovicích a rozděleny na jednotlivé druhy, u kterých byla stanovena početnost [ind.l^{-1}]. Tyto druhy byly následně zařazeny do vyšších systematických skupin.

U jednotlivých druhů byla stanovena početnost na jeden litr vzorku, jejíž výsledná hodnota byla vždy zaokrouhlena na celé číslo směrem nahoru. Dále byly výsledky zpracovávány v programu Microsoft Office Excel v tabulkách a grafech.

3.2.8 Odlov ryb

Odlov ryb byl proveden za celé období sledování pouze jednou a to 15. května 2014. Ryby byly odlovovány do nordických tenatních sítí s velikostí ok 6,5-55 mm v 9 sekcích. Celkem byla použita 3 tenata, která se natáhla z lodi úhlopříčně po celé nádrži (Obrázek č.6d). Po 45 minutách se sítě začaly stahovat a ryby z nich vybírat. Většina ryb byla umístěna do vaniček, některé (nepoškozené a citlivé druhy) byly po zdokumentování na lodi bezprostředně vráceny zpět do nádrže, ostatní byly měřeny a váženy na břehu. Hodnotilo se zastoupení jednotlivých druhů a jejich početnost a celková hmotnost.

4 VÝSLEDKY

4.1 Zoobentos

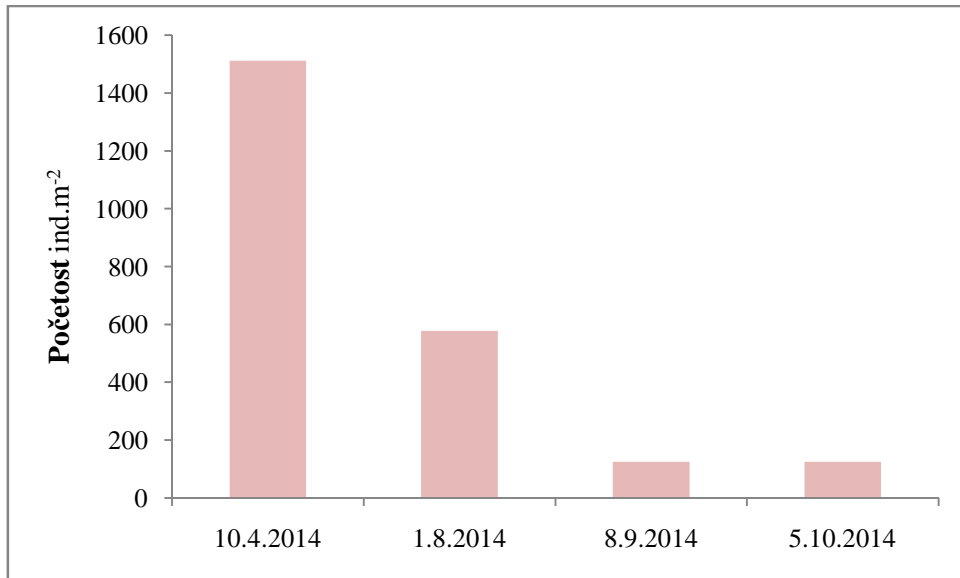
Během sezóny proběhlo několik odběrů bentických organismů. Čtyři vzorky byly odebrány na nádrži, kde nejhojnější na počet jedinců byl odběr v dubnu 2014 a nejčastěji se vyskytujícími taxony byly *Limnodrilus* sp. juv. a *Orthocladius* sp., druhově nejpočetnější byl odběr v srpnu 2014. Výčet všech determinovaných taxonů je v tabulce č.1.

Tabulka č. 1: Vývoj počtu a hmotností určených druhů zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na nádrži

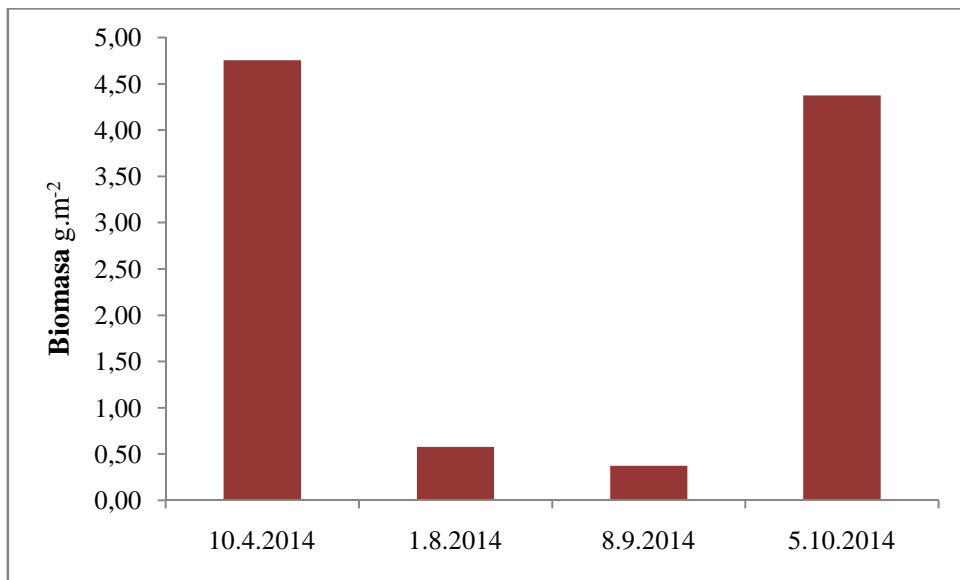
Druh	10.4.2014		1.8.2014		8.9.2014		5.10.2014	
	Počet n [ks]	Hmotnost [g]	Počet n [ks]	Hmotnost [g]	Počet n [ks]	Hmotnost [g]	Počet n [ks]	Hmotnost [g]
<i>Nais communis</i>			4	0,001				
<i>Ophidonais serpentina</i>			2	0,001				
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	4	0,006	1	0,002				
<i>Chaoborus</i> sp.	2	0,007						
<i>Limnodrilus</i> sp. juv.	13	0,018	2	0,003	1	0,003		
<i>Orthocladius</i> sp.	13	0,040	1	0,003				
<i>Chironomus plumosus</i>	1	0,007	1	0,001			1	0,035
<i>Chironomidae</i> g.sp. pupa	1	0,029						
<i>Tanytarsus</i> sp.			2	0,002				
Suma [ks] / suma [g]	34	0,107	13	0,013	1	0,003	1	0,035
Početnost [ind.m⁻²]	1512		578		125		125	
Biomasa [g.m⁻²]	4,756		0,578		0,375		4,375	
Počet druhů	6		7		1		1	
S-W index diversity H'	1,964		2,624		0,000		0,000	

Sledovaná početnost byla nejvyšší v dubnovém odběru a činila 1512 ind.m⁻² (Graf č. 1), v dalších odběrech se početnost bentických organismů postupně snižovala. Dále se sledovala biomasa, jejíž nejvyšší hodnota byla zjištěna také v dubnu (4,76 g.m⁻²) a hned po ní následovala biomasa v říjnu (Graf č. 2). Index diverzity druhů počítaný podle

Shannon – Weavera vyšel nejvyšší v srpnu (2,624), přičemž hodnota biomasy v tento měsíc byla druhá nejnižší (0,578 g.m⁻²), zároveň počet druhů nejvyšší (7).



Graf č. 1: Vývoj celkové početnosti zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na nádrži



Graf č. 2: Vývoj celkové biomasy zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na nádrži

Ve dvou datech, při dubnovém a srpnovém měření, proběhly zároveň odběry mimo nádrž a to na přítoku do nádrže a na jejím odtoku. Zde byl sledován počet jedinců, dále počet jednotlivých druhů, který byl nejvyšší na přítoku v dubnu 2014. I z těchto odběrů byl spočítán Shannon – Weaverův index diverzity, který se při všech případech více méně rovnal. Přehled všech nalezených druhů a jejich konkrétní počty jsou uvedeny v tabulce č. 3 (Příloha). Mezi nejhojnější druhy vůbec patřil druh *Baetis rhodani*, který tvořil v dubnovém odběru s 200 ks 38% celého vzorku přítoku. Další velmi hojně zastoupený druh byl *Sphaerium corneum* (přítok – srpen) a *Nais alpina* (odtok – duben).

Tabulka č. 2: Vývoj počtů a druhů zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na přítoku a odtoku

Datum		Počet n [ks]	Počet druhů	Shannon - Weaverův index diverzity
10.4.2014	přítok	527	49	3,824
	odtok	53	22	3,965
1.8.2014	přítok	157	35	3,987
	odtok	133	22	3,973

4.2 Zooplankton

V průběhu vegetační sezóny početnost jednotlivých skupin zooplanktonu výrazně kolísala a její nejvyšší hodnota byla při odběru v říjnu 2014 s celkovou početností 1032 ind.l⁻¹ (Tabulka č. 4, Graf č. 3).

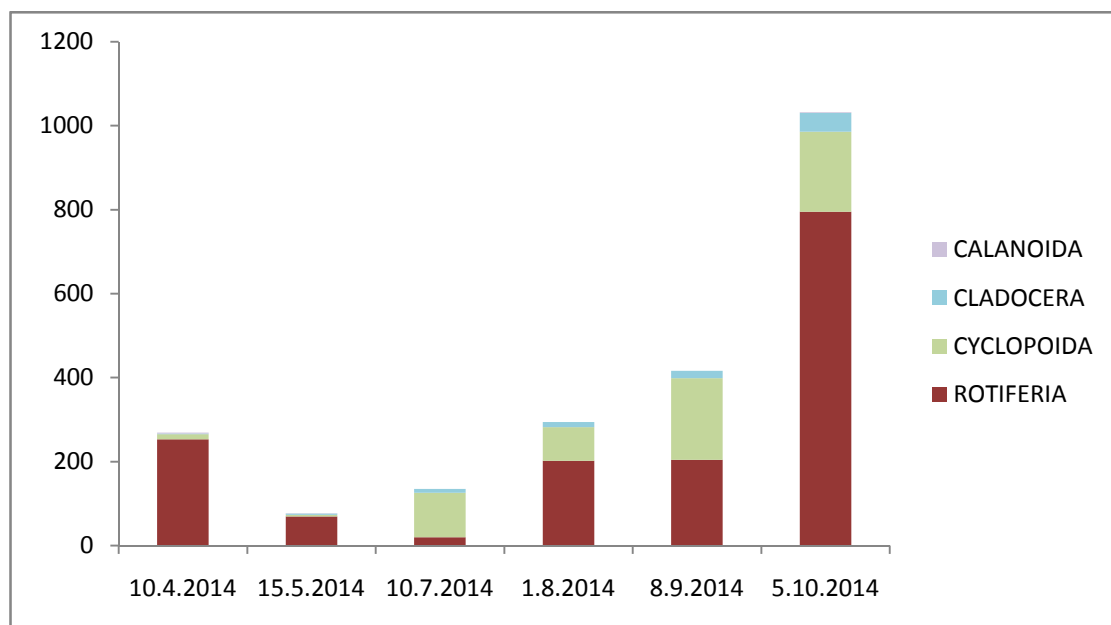
Dominantní skupinou téměř všech odběrů byli vířníci (Rotifera), krom odběru v červenci 2014, kdy převažovaly buchanky (Cyclopoida). Skupina vířníků byla zastoupena především taxony *Polyarthra* spp. (544 ind.l⁻¹), *Asplanchna priodonta* (370 ind.l⁻¹) a *Keratella cochlearis* (179 ind.l⁻¹). Skupinu buchaneček, která byla druhou nejpočetnější, zastupovala hlavně jejich vývojová stádia (321 ind.l⁻¹). Dále následovala skupina perlooček (Cladocera) s dominantní *Bosmina longirostris* (77 ind.l⁻¹) a nejméně

početná skupina vznášivek (Calanoida). Výčet všech determinovaných taxonů je v tabulce č. 5 (Příloha).

Tabulka č. 4: Vývoj celkové průměrné početnosti a podíl určených skupin zooplanktonu v jednotlivých datech odběrů

Druh	Početnost [ind.l ⁻¹]					
	10.4.2014	15.5.2014	10.7.2014	1.8.2014	8.9.2014	5.10.2014
ROTIFERIA	253	69	20	202	204	795
CLADOCERA	2	3	9	12	17	45
CYCLOPOIDA	12	4	106	80	195	191
CALANOIDA	2	1	0	0	0	1
Suma	269	77	135	294	416	1032

Pro přehlednost je vývoj zooplanktonu za vegetační sezónu znázorněn i v grafické formě.



Graf č. 3: Vývoj celkové průměrné početnosti a podíl určených skupin zooplanktonu v jednotlivých datech odběrů

4.3 Ryby

V nádrži dochází k přirozené reprodukci některých druhů (*), přičemž se zde udržuje velmi příznivý poměr mezi dravými a nedravými rybami - F/C index 1,33 (Tabulka č.6). Nejvyšší početnosti dosahovala plotice obecná (*Rutilus rutilus*). Její procentuální zastoupení činilo 52%. Dalším velmi hojným druhem byl perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*) a okoun říční (*Perca fluviatilis*), oba druhy dosahovaly zastoupení 17%, resp. 15%.

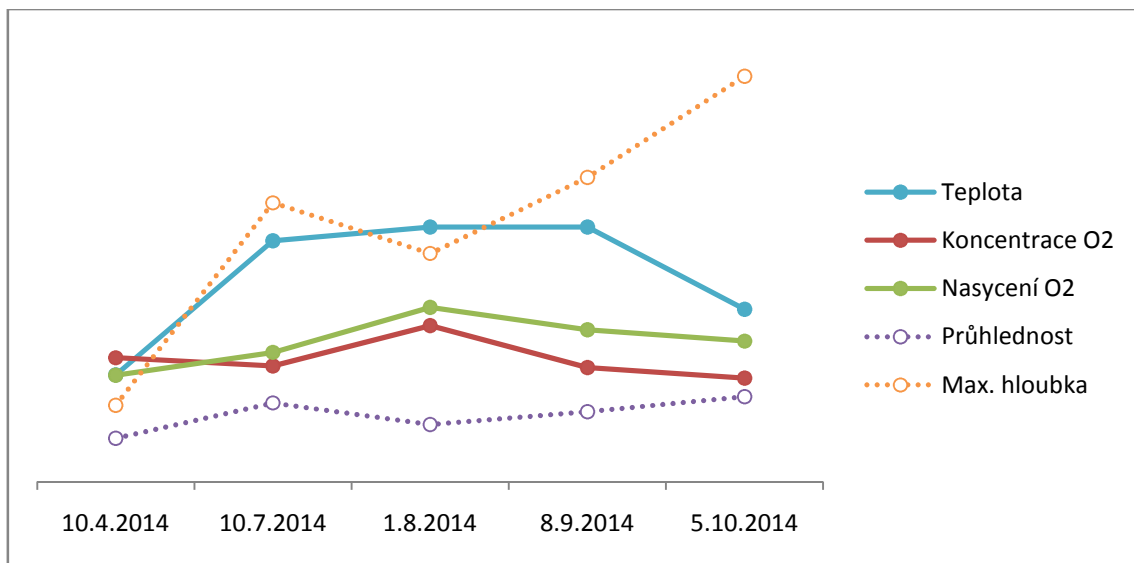
Tabulka č. 6: Počet, hmotnost a procentuální zastoupení jednotlivých druhů ryb v nádrži

Druh		Dravé ryby		Nedravé ryby		Zastoupení jednotlivých druhů [%]	Biomasa [%]
		Počet	Hm.	Počet	Hm.		
		[ks]	[kg]	[ks]	[kg]		
<i>Esox lucius</i>	štika obecná	7	9,69			6,93	38,92
<i>Perca fluviatilis</i>	okoun říční*	11	1,1	4	0,05	14,85	4,62
<i>Abramis brama</i>	cejn velký*			7	3,84	6,93	15,42
<i>Rutilus rutilus</i>	plotice obecná*			53	7,21	52,48	28,96
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	perlín ostrobřichý*			17	1,46	16,83	5,86
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	amur bílý			1	1,49	0,99	5,98
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	ježdík obecný*			1	0,06	0,99	0,24

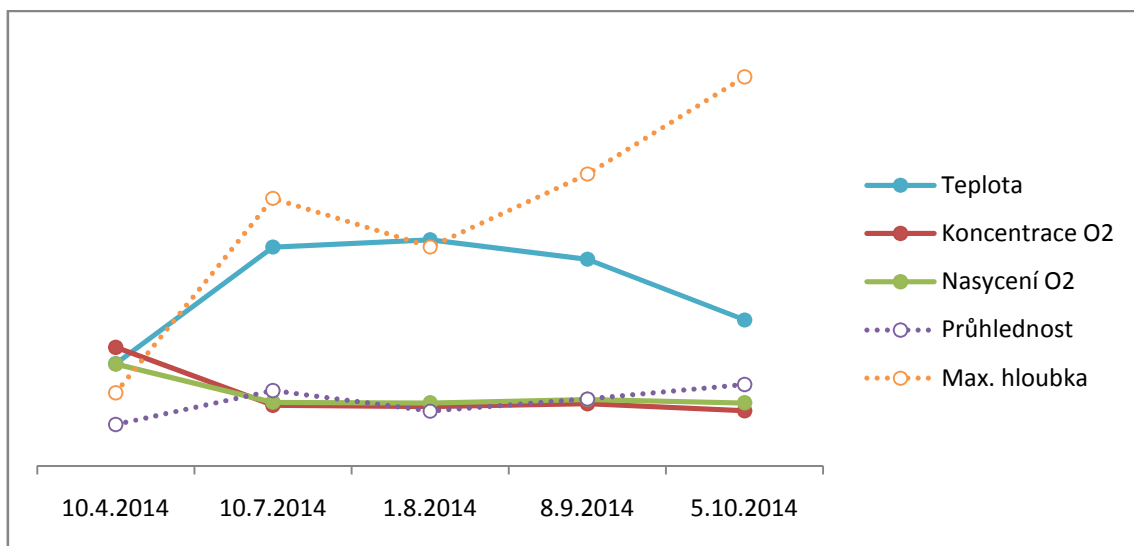
4.4 Hydrochemické ukazatele a ostatní měřené parametry

Hladina vody v nádrži se od dubna, kdy byla pouhých 0,6 m, začala postupně opět zvyšovat až na říjnovou hodnotu 3,2 m u výpusti. Závislost jednotlivých parametrů je znázorněna na grafu č.4 (hladina + průhlednost a hloubka) a grafu č.5 (dno). Teplota vody v nádrži byla nejvyšší u hladiny v letním období, konkrétně v srpnu a září (20,1°C), u dna dosahovala nejvyšších hodnot v srpnu (18,6°C). V tuto dobu byla hloubka u výpusti 1,8m a zároveň nejvyšší koncentrace kyslíku u hladiny a to 12,3mg.l⁻¹, u dna pak byla koncentrace nejvyšší o měsíc později, v září (5,12 mg.l⁻¹). V souvislosti se srpnovou teplotou a koncentrací kyslíku vzrostlo i pH na 8,67. Mocnost sedimentu byla ve vrcholu vegetační sezóny (srpen) 15cm, zákal od začátku měření

klesl z 9,38 NTU (duben) na 5,55 NTU (srpen), zatímco průhlednost vody po celé měření kolísala a v srpnu měla hodnotu 45 cm, největší byla na konci sezóny, v říjnu (67 cm). Vodivost se po dobu měření příliš nelišila, byla měřena v dubnu (14,87 mS.m⁻¹) a v srpnu, kdy lehce poklesla (14,19 mS.m⁻¹). Dno nádrže tvořilo po celém jeho povrchu bahno. Výčet všech naměřených hodnot v nádrži je uveden v tabulce č.7 (Příloha).



Graf č. 4: Průběh parametrů měřených u hladiny nádrže v jednotlivých datech odběrů



Graf č. 5: Průběh parametrů měřených u dna nádrže v jednotlivých datech odběrů

Na přítoku a odtoku nádrže byla provedena dvě měření a to na začátku (duben) a vrcholu (srpen) sezóny. Naměřené hodnoty teplot byly totožné na obou místech, tedy z nádrže odtékala (8,7°C, resp. 18,7°C) voda o v podstatě stejné teplotě jako do ní přitékala (8,7°C, resp. 17,5°C).

Koncentrace a nasycení O₂ i zákal za toto období klesly. Vodivost na přítoku klesla, na odtoku byla srovnatelná, zatímco pH nepatrně vzrostlo (z 6,65 na 7,32 na přítoku; z 6,63 na 7,42 na odtoku). Ve všech případech však zdržení vody v nádrži významně neovlivnilo hodnoty ukazatelů a ty byly na přítoku i odtoku srovnatelné. Výjimku tvořil zákal. Jeho hodnota byla vždy na přítoku nižší. Procentuální změny stavu vody na přítoku a odtoku jsou uvedeny v tabulce č.8. Dalším výrazně lišícím se parametrem byl průtok, který byl nejvyšší na odtoku v dubnu a to 140 l.s⁻¹. Dno přítoku tvořil kamenitý substrát, dno odtoku z 50% písek, z 50% štěrk. Výčet všech naměřených hodnot na přítoku a odtoku je uveden v tabulce č.9 (Příloha).

Tabulka č. 8: Rozdíl hodnot parametrů přítoku a odtoku měřených v dubnu a srpnu 2014 vyjádřený v procentech

Parametr	Změna přítok -> odtok [%]	
	10.4.2014	1.8.2014
Teplota [°C]	0,00 %	+ 6,42 %
Koncentrace O ₂ [mg.l ⁻¹]	- 2,52 %	+ 3,60 %
Nasycení O ₂ [%]	- 2,00 %	+ 6,36 %
pH	- 0,30 %	+ 1,35 %
Vodivost [mS.m ⁻¹]	- 2,65 %	+ 7,33 %
Zákal [NTU]	+ 50,36 %	+ 41,03 %
Aktuální rychlost [m.sec ⁻¹]	+ 53,33 %	+ 76,47 %
Šířka toku [m]	- 15,38 %	+ 60,00 %
Průměrná hloubka [m]	+ 35,29 %	+ 76,92 %
Rychlost toku [l.sec ⁻¹]	+ 64,21 %	- 53,89 %

5 DISKUZE

Na začátku sledované sezóny byla malá vodní nádrž Novomlýnský rybník po snížení hladiny kvůli výstavbě MVE, a tak se hloubka v ní v dubnu pohybovala v nejhlubším místě u výpustě pouze do 0,6 m, postupně se zvyšovala až v říjnu dosáhla plného stavu 3,2 m. V listopadu byla nádrž opět vypouštěna a v průběhu vegetačního období bylo s vodní hladinou v malých výkyvech manipulováno kvůli stavbě malé vodní elektrárny na výpusti.

Provoz této stavby pravděpodobně změní hydrologický režim odtoku z nádrže (Obrázek č. 11 – Příloha) i kvalitu vypouštěné vody a může znamenat zaplavení nebo vysychání cenných biotopů a jednoznačně tvoří překážku pro vodní organismy (**Sequens, 2009**). Protože elektrárna má být uvedena do provozu až v polovině roku 2015 to, jakým způsobem a zda nevznikne i změna v samotné nádrži, by mohl být námět k dalšímu případnému sledování kvality prostředí Novomlýnského rybníka.

Stav nízké hladiny vody v nádrži nijak výrazně neovlivnil rozdíly mezi parametry měřeními na přítoku a odtoku a to i v porovnání s vysokou hladinou vody v srpnu. Nádrž Novomlýnský rybník, jako silně ovlivněný vodní útvar (**Blabolil a kol., 2013**), má ve své podstatě dobrý ekologický potenciál bez významného negativního vlivu na změnu kvality vody na odtoku. Příznivý vliv má konstrukce jejího napájení. Nádrž je plněna vodou z obvodové stoky (Obrázek č.12 – Příloha), do které je vyústěna i její výpust'. Voda se tak brzy po opuštění nádrže znovu dostává do původního koryta toku, kde se „ředí“. Na kvalitu vody má vliv i příznivý poměr obsádky F/C index 1,33.

Nádrž však výrazně negativně ovlivňuje počet taxonů i početnost bentických organismů, přičemž druhová diverzita zůstává stejná jak na odtoku, přítoku, tak i v různých obdobích roku.

Zadržení vody v nádrži hraje důležitou roli na zhoršení kvality vody, což je běžný jev při retenci vody sdopadem na vodní biocenózu na odtoku z nádrže. O tom vypovídá i početnost druhů zoobentosu v odtokové stoce z Novomlýnského rybníka. V dubnu, kdy byla kvalita vody značně snížena výrazným rozdílem v hodnotě zákalu (5,51 NTU přítok, 11,10 NTU odtok), pravděpodobně díky odtoku vody z jarního snížení hladiny,

tomu odpovídalo složení bentických organismů. Na přítoku bylo nalezeno 49 druhů s počtem 527 jedinců, kdežto na odtoku bylo pouze 22 druhů s 53 jedinci, což je co se počtu jedinců týče pouze desetina. Novomlýnský rybník je zásobován vodou z obvodové stoky, proto se odběry odehrávaly ve stejné lokalitě v rozmezí několika metrů a je málo pravděpodobné ovlivnění odběru rozdílnou pozicí lokalit.

V nádrži převládal drobný zooplankton bez výrazného zastoupení větších perlooček, které jsou důležité pro filtraci fytoplanktonu. Tento fakt napovídá, že vyžírací tlak planktonofágních druhů ryb byl od začátku měřené sezóny silný a nedovolil rozvoj většího zooplanktonu, který zde v podstatě chybí a chybítak i jeho jarní maximum (**Blabolil a kol., 2014**). Z tohoto důvodu v nádrži převažovali hlavně drobní vířníci a buchanky.

Vývoj zooplanktonu v českých malých vodních nádržích podobného typu jako Novomlýnský rybník je víceméně stejný díky vysoké trofii vody (**Musil, 1996**). V nádržích s vysokou obsádkou je minimum zooplanktonu o velikosti > 2mm, převažují zde pouze malé druhy schopné odolávat rybí predaci, jako např. vířníci rodu *Asplanchna*, *Brachionus*, *Keratella* a *Polyarthra* (**Kořínek a kol., 1987**), toto potvrzuje i zastoupení zooplanktonu v Novomlýnském rybníce. Výskyt těchto druhů je typický pro nádrže s vysokou obsádkou a rybníky s chovem kapra (**Příkryl a Faina, 1996**), přičemž v Novomlýnském rybníce nebyl kapr vůbec zjištěn. Množství perlooček se zvýšilo až v říjnu díky postupnému snižování aktivity ryb. Výskyt drobných druhů vířníků rodu *Keratella* podle **Smola (2008)** indikuje eutrofní vody. To může být příčinou případné anoxie, která výrazně ovlivňuje kvalitu různorodosti druhů zooplanktonu (**Rulík, 2000**) a prostředí celé nádrže, avšak na Novomlýnském rybníce zaznamenána nebyla.

Podobné výsledky odběrů zooplanktonu uvádí **Ištok (2013)** na lokalitě Karhov, což je velmi extenzivně obhospodařovaná nádrž v oblasti Javořické vrchoviny. Porovnával několik lokalit se stavem nádrží před intenzifikací rybničního obhospodařování a zemědělství. Na lokalitě Karhov došel ke skoro stejnému počtu determinovaných taxonů zooplanktonu, tj. 46, ale na nádrži o 5,5 x větší rozloze (21,9 ha). V Novomlýnském rybníce bylo zjištěno 43 taxonů. V porovnání se liší až procentuální

rozložení jednotlivých skupin. Na Karhově bylo nalezeno 47% vířníků, 28% klanonožců a 25% perlooček. Rozložení zooplanktonu v Novomlýnském rybníce bylo 65,5% vířníků, 30,5% klanonožců a pouhé 4% perlooček. Sezónní vývoj zooplanktonu byl stejný, zároveň byl stejný i vývoj jednotlivých skupin. Na obou lokalitách ve většině případů převažovali vířníci, kromě červencových odběrů, kde bylo nalezeno více klanonožců. V práci Ištoka převažovali klanonožci i v červnu, v případě Novomlýnského rybníka se odběr bohužel nekonal, ale podobnému stavu vývoj nasvědčuje. Stejně jako vývoj, se shodují i převládající druhy jednotlivých skupin.

Podobné odběry prováděl i **Kosík (2007)**, který uvádí lokalitu stabilizační nádrže biologického dočišťování Velká Podvinice s polointenzifikačním hospodařením. Nádrž se nachází v blízkosti Vodňan a má rozlohu 10,2 ha. Během svého sledování zde našel 26 taxonů zooplanktonu, opět s podobným složením, jaký má Novomlýnský rybník. Z toho bylo 54% vířníků, 15% klanonožců a 31% perlooček. Oproti Novomlýnskému, kde se pH vody pohybovalo v rozmezí 6,58 – 8,67, bylo zde v rozsahu pH 7,5 – 8,7, tedy kolísalo méně.

V eutrofních vodách se často vyskytuje vysoké pH vlivem vysoké fotosyntézy nebo přísunem znečišťujících látek z povodí. Hodnoty, které jsou optimální pro rybí obsádku se pohybují v rozmezí 6,5 – 8,5 (**Hartman a kol., 1998**). V Novomlýnském rybníce pH dosahovalo svého maxima 8,67 na vrcholu sezóny, tedy v srpnu, kdy byla jeho hodnota těsně nad ideální hranicí. V tomto případě zvyšovala pH prostředí evidentně přítomnost nádrže. Pravděpodobně to bylo způsobeno intenzivní fotosyntézou v ní, možná i přítomností vodního květu, jak uvádí **Hartman a kol. (1998)**, tomu nasvědčuje i snížená průhlednost v porovnání s ostatními měsíci. Na výpusti pod nádrží se pH opět snížilo na 7,42, což bylo jen mírné zvýšení v porovnání s přítokem (7,32).

Wilhelm a kol. (1994) a **Hartman a kol. (1998)** uvádí ovlivnění druhové diverzity ve sladkých vodách při vodivosti přesahující hodnotu 3000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Hodnota vodivosti v Novomlýnském rybníce byla maximální v dubnu 2014 na jeho přítoku a činila 151,1

$\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, což je hodnota běžná v tomto typu povrchových vod a lze proto předpokládat, že vodivost zde nehraje limitující roli.

Průměrná průhlednost v českých rybnících je ve vegetačním období 30 cm, což je významně méně než naměřená průhlednost na Novomlýnském rybníce a to i na vrcholu sezóny, kdy činila 45cm (srpen).

Míru degradace ekologické kvality prostředí vodního díla lze soudit z hodnocení společenstva rybí obsádky. Vývoj a růst ryb je ovlivňován kvalitou prostředí vodního biotopu a podmínkami v něm. Veškeré změny se na životě ryb odrážejí a zároveň jsou tyto vlivy snadno srovnatelné v rámci rozsáhlého území díky rozšířenosti jednotlivých druhů ryb (**Blabolil a kol., 2013**).

U malých vodních nádrží dochází k přímému ovlivnění zvanému „efekt dna“, kdy je celý vodní sloupec ovlivněn procesy probíhajícími v sedimentech. Děje se tomu tak kvůli nízké hloubce nádrží (**Lellák a Kubíček, 1991**). Nejvyšší mocnost sedimentů v Novomlýnském rybníce byla 15 cm při hloubce vody 1,8m – tato nádrž byla v roce 2007 za podpory dotací EU odbahněna.

6 ZÁVĚR

Cílem práce bylo zhodnotit kvalitu prostředí Novomlýnského rybníka a jeho vliv na změny sledovaných parametrů na přítoku a odtoku. Zjištěné hodnoty nasvědčují tomu, že nádrž má dobrý ekologický potenciál – hydrochemické parametry Koštěnického potoka víceméně neovlivňuje, případně jen zanedbatelně. Jedinou výjimkou je zákal, který je na odtoku z nádrže výrazně vyšší. Otázkou je však další vývoj ovlivněný stavbou MVE na výpusti nádrže.

Ačkoliv hlavní přítok nádrže protéká několika aglomeracemi a přes zemědělsky obhospodařované plochy a ústí do něj oživené vody z menších čistíren odpadních vod, poslední cca 4 km protékají nezasazenou krajinou, kde tok přirozeně meandruje smíšenými lesy PP Homolka – Vojířov a tvoří zde mokřadní ekosystémy s poměrně vysokou biodiverzitou vzácných a ohrožených druhů živočichů i rostlin. Vliv zde má tedy jistě i samočistící schopnost prostředí na vodu přitékající do nádrže.

Co se samotné nádrže týče, je zde velmi patrný vyžírací tlak rybí obsádky na vývoj a početnost hlavně velkého zooplanktonu, který zde přes léto chybí a dává tak prostor pro vznik vodního květu a tím snížení kvality vody.

Při šetrném hospodaření a snaze nepodporovat populace kaprovitých ryb jejich vysazováním a naopak preferovat dravé druhy, jako je štika obecná a okoun říční, které zde dobře prosperují, má nádrž zajímavý potenciál k udržení kvalitních hydrocenóz.

7 SEZNAM LITERATURY

- Adámek, Z., Maršálek, B., (2013). Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International* 21:1–17
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., (2010). *Aplikovaná hydrobiologie*. JU FROV, České Budějovice, 350s.
- Avnimelech, Y., Kochva, M., Hargreaves, J.A., (1999). Sedimentation and resuspension in earthen fish ponds. *Journal of World Aquaculture Society* 30:401–409.
- Blabolil, P., Říha, M., Peterka, J., Prchalová, M., Vašek, M., Jůza, T., Čech, M., Draštík, M., Kratochvíl, M., Muška, M., Tušer, M., Frouzová, J., Ricard, D., Šmejkal, M., Vejřík, L., Duras, J., Matěna, J., Borovec, J., Kubečka, J., (2014). Současný stav nádrží v České republice z hlediska složení rybích obsádek. In: Stránský, V. (ed), *Vodní hospodářství* 9, 5-11
- Blabolil, P., Říha, M., Peterka, J., Prchalová, M., Vašek, M., Jůza, T., Čech, M., Draštík, M., Kratochvíl, M., Muška, M., Tušer, M., Frouzová, J., Ricard, D., Šmejkal, M., Vejřík, L., Duras, J., Matěna, J., Borovec, J., Kubečka, J., (2013). Co říkají ryby o kvalitě vodních ekosystémů. In: Kosour, R. (ed), *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2013*, 51-56
- Björk, S., (1994a). Overview – Man-introduced degradation of inland waters. In: Eiselová, M. (ed): *Restoration of Lake Ekosystems – a holistic approach*. *Wetlands International*, 32: 1-5

- Björk, S., (1994b). The evolution of lakes and watherlands. In: Eiseltoová, M. (ed): Restoration of Lake Ekosystems – a holistic approach. Wetlands International, 32: 6-15
- Boyd, C.E., (1995). Bottom soils, sediments and pond aquaculture. Chapman and Hall, New York, 348s.
- Broža, V., (2006). Extremní hydrologické jevy v povodí a opatření pro zmírnění jejich škodlivých účinků: Víceúčelové nádrže jako nejúčinnější řešení. Vodní hospodářství 56 (10), 331-333
- Closs, G., Downes, B., Boulton, A., (2008). Freshwater Ekology – A Scientific Introduction. John Wiley & Sons, New York, 221s
- Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F. (1998). Rybníkářství. Informatorium, Praha, 306s.
- ČSN 75 2410, (2011). Malé vodní nádrže. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a zkušebnictví, 48s.
- Faina, R., Kubů, F. (1989). Chov ryb ve stabilizačních a akumulacních rybnících. Edice metodik, VÚRH, Vodňany, č. 31, 11s.
- Faina, R., Máchová, J., Valentová, O. (2011). Možnost řešení kritických deficitů kyslíku v rybníčním chovu ryb pomocí aplikace nízké dávky superfosfátu. Edice metodik, VÚRH, Vodňany, č.116, 13s.

- Faina, R., Svobodová, Z. (1997). Vliv dravých buchanek na raná vývojová stádia ryb. Edice metodik, VÚRH, Vodňany, č. 44, 8s.
- Gergel, J. 1990: Úloha malých vodních nádrží v zemědělské krajině. Studie VTR, ÚVTIZ, Praha, 5-11, 13, 15
- Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E. (1998). Hydrobiologie. Informatorium, Praha, 335s.
- Heteša, J., Kočková, E. (1997). Hydrochemie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 95s.
- Hrbáček, J., (1994). Food web relations. In: Eiseltová, M. (ed): Restoration of Lake Ekosystems – a holistic approach. Wetlands International, 32: 44-57
- Ištok, T., (2013). Druhové složení zooplanktonu vybraných rybníků v oblasti Javořické vrchoviny. Bakalářská práce, České Budějovice, Jihočeská Univerzita, 18s
- Kalff, J. (2002). Limnology: Inland water ecosystems. Prentice Hall, USA, 592s.
- Kořínek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lellák, J., Pražáková, M. (1987). Carp ponds of central Europe. In: Michael, R. G. (ed.), Managed aquatic ecosystems, Ekosystems of the World 29, Elsevier Amsterdam, 29-63
- Lambert, W., Sommer, U., (1997). Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University Press, New York, 382s

- Lellák, J., Kubíček, F. (1991) Hydrobiologie. Univerzita Karlova, Praha, 257s.
- Lhotský, R. (2006). Retenční funkce Třeboňské rybníční soustavy. *Vodní hospodářství* 56 (12), 410-413
- Lhotský, R. (2010). The role of historical fishpond systems during recent flood events. *Journal of Water and Land Development* 14 (11) 49-65
- Matěna, J., (1994). Foot web management. In: Eiseltoová, M. (ed): Restoration of Lake Ekosystems – a holistic approach. *Wetlands International*, 32: 97-102
- Moss, B., (1988). Ecology of fresh waters – man and medium. John Wiley & Sons, New York, 2nd ed., 384s.
- Musil, P. (1996). Vliv obhospodařování jihočeských rybníků na vodní a mokřadní ptáky. In: Eiseltoová, M. (ed): Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup. *Wetlands International*, 32: 174-181
- Novák, O. (2011). Povodně a sucha na Třeboňsku v období let 1890-2009. *Vodní hospodářství* 61 (8), 307-311
- Pechar, L., (2006). Eutrofizace, stabilita a produkční efektivita rybníků. In: Sacherová, V., Sborník příspěvků, 14. konference, Nečtiny, 62
- Pechar, L., Radová, J., (1996). Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19.století. In: Alexa, F., Bureš, J., Faina, R., Hátle, M., Hejný, S., Janda, J., Musil, P., Kubů, F., Pechar, L., Pecharová, E., Plesník, J., Pokorný,

J., Příkryl, I., Pykal, J., Radová, J., Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN, Praha, 189s.

Pokorný, J. (2009). Vodní hospodářství. Informatorium, Praha, 318s.

Pokorný, J., Lucký, Z., Lusk, S., Pohunek, M., Jurák, M., Štědranský, E., Prášil, O. (2004). Velký encyklopedický rybářský slovník. Fraus, Plzeň, 649s.

Příkryl, I., (1996). Vývoj hospodaření na českých rybnících a jeho odraz ve struktuře zooplanktonu, jako možného kritéria biologické hodnoty rybníků. In: Flajšman. M. (red.), Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH Vodňany, 151-164.

Příkryl, I., (2000). Území ovlivněná těžbou uhlí a záchranný přenos ohrožených organismů. Ochrana přírody, 55 (4), 127-128

Příkryl, I., Faina, R., (1996). Změny ve společenstvu zooplanktonu a zoobentosu v třeboňských rybnících od poloviny 19. století do současnosti. In: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 78-82

Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., (2013). Rybářství ve volných vodách. JU FROV, České Budějovice, 434s.

- Rulík, M., (2000). Hydrobiologický průzkum vybraných odstavených ramen řeky Moravy. In: Pithart, D. (ed.), Ekologie aluviálních tůní a říčních raen, Botanický ústav AVČR, 108-112
- Sequens, E., (2009). Malé vodní elektrárny a životní prostředí, Calla, České Budějovice, 4s.
- Smol, J. P., (2008). Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. John Wiley & Sons, New York, 2nd ed., 384s.
- Šálek, J., (1996). Malé vodní nádrže v životním prostředí. Vysoká škola báňská – Technická univerzita, Ostrava, 141s.
- Šálek, J., Mika, Z., Tresová, A.,(1989). Rybníky a účelové nádrže. SNTL, Praha, 9-14, 153s.
- Welch, P. S., (1952). Limnology. NIOF, Alexandria – Calalogue, 538s.
- Wilhelm, R., Pokorný, J., Eiseltová, M., Ridgill, S., (1994). A holistic approach to the structure and function of watherlands, and their degradation. In: Eiseltová, M. (ed): Restoration of Lake Ekosystems – a holistic approach. Wetlands International, 32: 16-35

8 SEZNAM TABULEK, GRAFŮ, OBRÁZKŮ, PŘÍLOH

Tabulka č. 1: Vývoj počtu a hmotností určených druhů zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na nádrži (str. 29)

Tabulka č. 2: Vývoj počtu určených druhů zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na přítoku (str. 31)

Tabulka č. 4: Vývoj celkové průměrné početnosti a podíl určených skupin zooplanktonu v jednotlivých datech odběrů (str. 32)

Tabulka č. 6: Počet, hmotnost a procentuální zastoupení jednotlivých druhů ryb v nádrži (str. 33)

Tabulka č. 8: Rozdíl hodnot parametrů přítoku a odtoku měřených v dubnu a srpnu 2014 vyjádřený v procentech (str. 35)

Graf č. 1: Vývoj celkové početnosti zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na nádrži (str. 30)

Graf č. 2: Vývoj celkové biomasy zoobentosu v jednotlivých datech odběrů na nádrži a odtoku (str. 30)

Graf č. 3: Vývoj celkové průměrné početnosti a podíl určených skupin zooplanktonu v jednotlivých datech odběrů (str.32)

Graf č. 4: Průběh parametrů měřených u hladiny nádrže v jednotlivých datech odběrů (str. 34)

Graf č. 5: Průběh parametrů měřených u dna nádrže v jednotlivých datech odběrů (str. 34)

Obrázek č. 2: Foto nádrže a blízkého okolí (str. 22)

Obrázek č. 7: Mapa odběrových míst: A) Koštěnický potok, B) Pstruhový potok, a) odběry na rybníce, b) odběry na přítoku, c) odběry na odtoku, d) místa instalace nordických tenatních sítí (str. 24)

Obrázek č. 10: a) drapák typu Ekman-Birge, b) planktonní síť s výpustním zařízením (převzato od Hartman a kol., 1998) (str. 27)

Příloha č. 1: Tabulka č. 3: Přehled determinovaných druhů zoobentosu a jejich počet [ks] v jednotlivých datech odběrů

Příloha č. 2: Tabulka č. 5: Přehled determinovaných druhů zooplanktonu a jejich početnosti [ind.l⁻¹] v jednotlivých datech odběrů

Příloha č. 3: Tabulka č. 7: Přehled sledovaných parametrů v nádrži

Příloha č. 4: Tabulka č. 9: Přehled sledovaných parametrů na přítoku a odtoku

Příloha č. 5: Obrázek č. 1: Foto MVE (stav k 8.5.2015)

Příloha č. 6: Obrázek č. 3: Foto obtokové stoky (vlevo) a Novomlýnského rybníka (vpravo)

Příloha č. 7: Obrázek č. 4: Mapa přítoků Novomlýnského rybníka

Příloha č. 8: Obrázek č. 5: Panoramatické foto – pohled z hráze nádrže

Příloha č. 9: Obrázek č. 6: Panoramatické foto – pohled od přítoku

Příloha č. 10: Obrázek č. 8: Foto Koštěnického potoka (přítok) pod hrází nádrže

Příloha č. 11: Obrázek č. 9: Foto současné odtokové stoky pod hrází nádrže

Příloha č. 12: Obrázek č. 11: Foto budované odtokové stoky z MVE

Příloha č. 13: Obrázek č. 12: Foto obvodové napájecí stoky a stavidla nádrže

Tabulka č. 3: Přehled determinovaných druhů zoobentosu a jejich počet [ks] v jednotlivých datech odběrů

Druh	Počet n [ks]			
	10.4.2014 přítok	10.4.2014 odtok	1.8.2014 přítok	1.8.2014 odtok
<i>Ablabesmyia</i> sp.			3	6
<i>Anisus vortex</i>			1	
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	1		2	
<i>Asellus aquaticus</i>	13	10	4	4
<i>Atherix ibis</i>	1		1	
<i>Baetis muticus</i>	7			
<i>Baetis niger</i>	12			
<i>Baetis rhodani</i>	200	1		4
<i>Baetis</i> sp. juv			4	
<i>Baetis vernus</i>		1	1	
<i>Bathyomphalus contortus</i>			1	
<i>Ceratopogonidae</i> g.	1			
<i>Cristatella mucedo</i>	1			
<i>Dicranota</i> sp.	2	1	1	3
<i>Donaciinae</i> g.			4	
<i>Ecdyonurus torrentis</i>	1			
<i>Eiseniella tetraedra</i>		1		
<i>Elmis maugetii</i>	5			
<i>Elmis</i> sp.			1	
<i>Eloeophila</i> sp.	1			
<i>Ephemera danica</i>	6	5	2	
<i>Ephemerella ignita</i>			8	3
<i>Erpobdella octoculata</i>	2	1	2	16
<i>Erpobdella vilnensis</i>	3	1	1	9
<i>Eukieferiella devonica</i> gr.				
<i>Glossosoma conformis</i>			2	
<i>Halesus digitatus</i>	23		5	
<i>Halesus</i> sp. juv.		1		
<i>Hemerodromia unilineata</i>	4			
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	2			
<i>Heptagenia sulphurea</i>	32		9	8
<i>Heptageniidae</i> juv.	6			
<i>Hydropsyche angustipennis</i>			1	6
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	19	1		8
<i>Hydropsyche siltalai</i>	8			

Druh	Počet n [ks]			
	10.4.2014 přítok	10.4.2014 odtok	1.8.2014 přítok	1.8.2014 odtok
<i>Hydropsyche</i> sp. juv.	26	1	3	9
<i>Isoperla oxylepis</i>	8			
<i>Isoperla</i> sp. juv.	9			
<i>Leptophlebia marginata</i>	8			
<i>Leuctra albida</i>			9	
<i>Limnephilus flavicornis</i>	2			
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		1		
<i>Lumbriculus variegatus</i>	1	5	3	
<i>Micropsectra apposita</i> gr.			1	
<i>Microtendipes chloris</i> gr.	1			
<i>Nais alpina</i>	50			
<i>Nemoura cinerea</i>	3	1		
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	7	3	8	4
<i>Ophidonais serpentina</i>	2			
<i>Orectochilus villosus</i>	2			
<i>Ormosia</i> sp.	1			
<i>Oulimnius</i> sp. lv.	2			
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1			
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	4		1	
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	1			
<i>Paratrichocladus rufiventris</i>	1			
<i>Pisidium casertanum</i>	1	2	2	
<i>Pisidium subtruncatum</i>		2	1	
<i>Plumatella</i> sp.			1	1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2		4	
<i>Polypedilum pedestre</i> gr.			1	1
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	1	4		
<i>Pseudolimnophila</i> sp.	1	1		
<i>Rhyacophila nubila</i>	4		7	27
<i>Rhyacophila</i> sp. juv.	4		4	4
<i>Sericostoma</i> sp.			1	
<i>Simulium noelleri</i>				2
<i>Slavina appendiculata</i>				2
<i>Sphaerium corneum</i>	3	3	54	3
<i>Stylodrilus heringianus</i>	25	1		
<i>Stylodrilus</i> sp.				5
<i>Thienemannimyia</i> sp.	7		4	7
<i>Tvetenia veralli</i>				1

Druh	Počet n [ks]			
	10.4.2014 přítok	10.4.2014 odtok	1.8.2014 přítok	1.8.2014 odtok
<i>Tubificidae</i> juv.		6		
Suma [ks]	527	53	157	133
Počet druhů	49	22	35	22
S-W index diversity H'	3,824	3,965	3,987	3,973

Tabulka č. 5: Přehled determinovaných druhů zooplanktonu a jejich početnosti [ind.l⁻¹] v jednotlivých datech odběrů

Druh	Početnost [ind.l ⁻¹]					
	10.4.2014	15.5.2014	10.7.2014	1.8.2014	8.9.2014	8.10.2014
ROTIFERA						
<i>Asplanchna priodonta</i>	10			9	187	164
<i>Bdelloidea</i>	1	1		1		
<i>Brachionus angularis</i>	14	1	3	82	1	1
<i>Brachionus cf bidentata</i>		1				
<i>Brachionus budapestiensis</i>			1			
<i>Brachionus calyciflorus</i>	2		1	9		
<i>Brachionus diversicornis</i>			1	1	3	1
<i>Brachionus quadridentatus</i>				1		1
<i>Cephalodella gibba</i>	1					
<i>Cephalodella forficula</i>	1	1				
<i>Conochilus</i> sp	8	1				
<i>Euchlanis incisa</i>		1				
<i>Euchlanis dilatata</i>						1
<i>Filinia longiseta</i>	16	5	2		1	1
<i>Hexarthra</i> sp				1		
<i>Kellicottia longispina</i>	1	15				1
<i>Keratella cochlearis</i>	47	21	8	54	2	47
<i>Keratella quadrata</i>	19		1	1	4	89
<i>Lecane flexilis</i>		1				
<i>Lecane lunaris</i>				1		

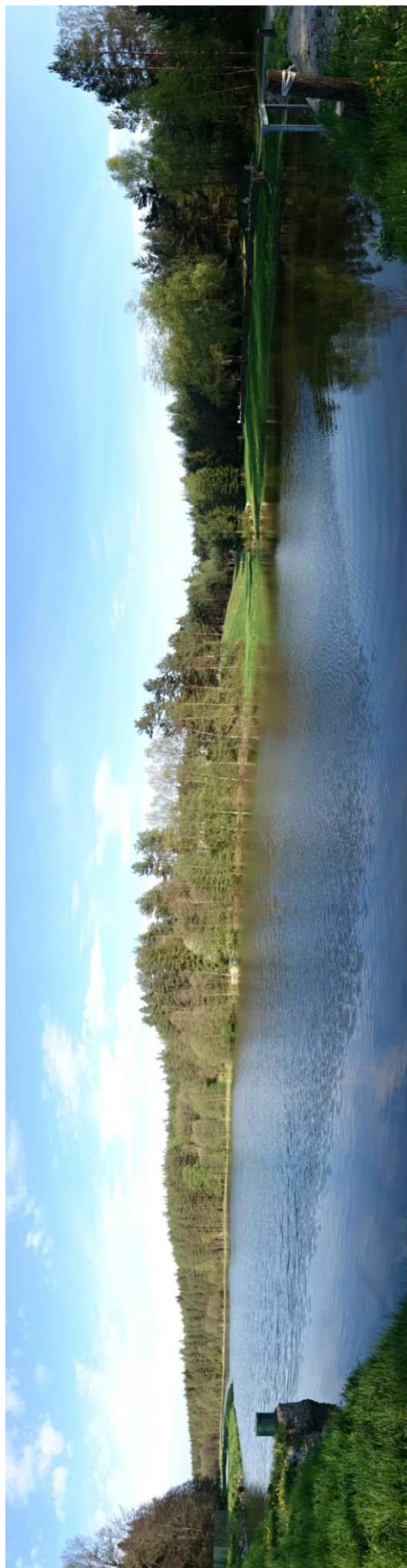
Druh	Početnost [ind.l ⁻¹]					
	10.4.2014	15.5.2014	10.7.2014	1.8.2014	8.9.2014	8.10.2014
<i>Notholca cf labis</i>		1				
<i>Polyarthra</i> spp.	130	14	1	40	2	357
<i>Pompholyx sulcata</i>		1	1		2	1
<i>Synchaeta cf oblonga</i>	1	1				
<i>Synchaeta pectinata</i>	1	2			1	127
<i>Testudinella patina</i>				1		1
<i>Trichocerca cf capucina</i>		1				
<i>Trichocerca cylindrica</i>		1	1			1
<i>Trichocerca pusilla</i>				1		1
<i>Trichocerca similis</i>	1				1	1
Suma ROTIFERA	253	69	20	202	204	795
CLADOCERA						
<i>Alona nana</i>	1					
<i>Bosmina longirostris</i>	1	1	8	10	14	43
<i>Ceriodaphnia</i> sp				1		1
<i>Chydorus sphaericus</i>		1	1	1	2	1
<i>Daphnia longispina</i>		1				
<i>Daphnia cucullata</i>					1	
Suma CLADOCERA	2	3	9	12	17	45
CALANOIDA						
<i>nauplii</i>	1	1				1
<i>Eudiaptomus</i> sp	1					
Suma CALANOIDA	2	1	0	0	0	1
CYCLOPOIDA						
<i>nauplii</i>	11	3	58	34	92	123
<i>copepodids</i>	1	1	31	42	99	66
<i>Acanthocyclops</i> sp			14	3	2	1
<i>Thermocyclops</i> sp			1	1	1	1
<i>Mesocyclops</i> sp			2		1	
Suma CYCLOPOIDA	12	4	106	80	195	191

Tabulka č. 7: Přehled sledovaných parametrů v nádrži

Datum	Teplota [°C]		Koncentrace O ₂ [mg.l ⁻¹]		Nasyčení O ₂ [%]		Průhlednost [m]	pH	Vodivost [mS.m ⁻¹]	Zákal [NTU]	Sediment [m]	Max. hloubka [m]	Substrát
	povrch	dno	povrch	dno	povrch	dno							
10.4.2014	8,4		9,76		83,8		0,34	6,58	14,87	9,38	0,09	0,6	
10.7.2014	19	18	9,11	4,99	101,9	52,3	0,62					2,2	
1.8.2014	20,1	18,6	12,3	4,88	137,5	51,8	0,45	8,67	14,19	5,55	0,15	1,8	bahno
8.9.2014	20,1	17	8,99	5,12	119,7	54,8	0,55					2,4	
5.10.2014	13,6	12	8,15	4,53	110,8	51,9	0,67					3,2	

Tabulka č. 9: Přehled sledovaných parametrů na přítoku a odtoku

Datum	Teplota [°C]	Koncentrace O ₂ [mg.l ⁻¹]		Nasyčení O ₂ [%]	Šířka toku [m]	Průměrná hloubka [m]	pH	Vodivost [mS.m ⁻¹]	Zákal [NTU]	Aktuální rychlost toku [m.sec ⁻¹]	Rychlost toku [l.sec ⁻¹]	Substrát
		povrch	dno									
10.4.2014	8,7	11,11		94,8	1,3	0,11	6,65	15,11	5,51	0,35	50,1	kámen
1.8.2014	17,5	7,76		81	0,6	0,06	7,32	13,65	4,47	0,20	72,0	
10.4.2014	8,7	10,83		92,9	1,1	0,17	6,63	14,71	11,10	0,75	140,0	písek / štěrky
1.8.2014	18,7	8,05		86,5	1,5	0,26	7,42	14,73	7,58	0,85	33,2	



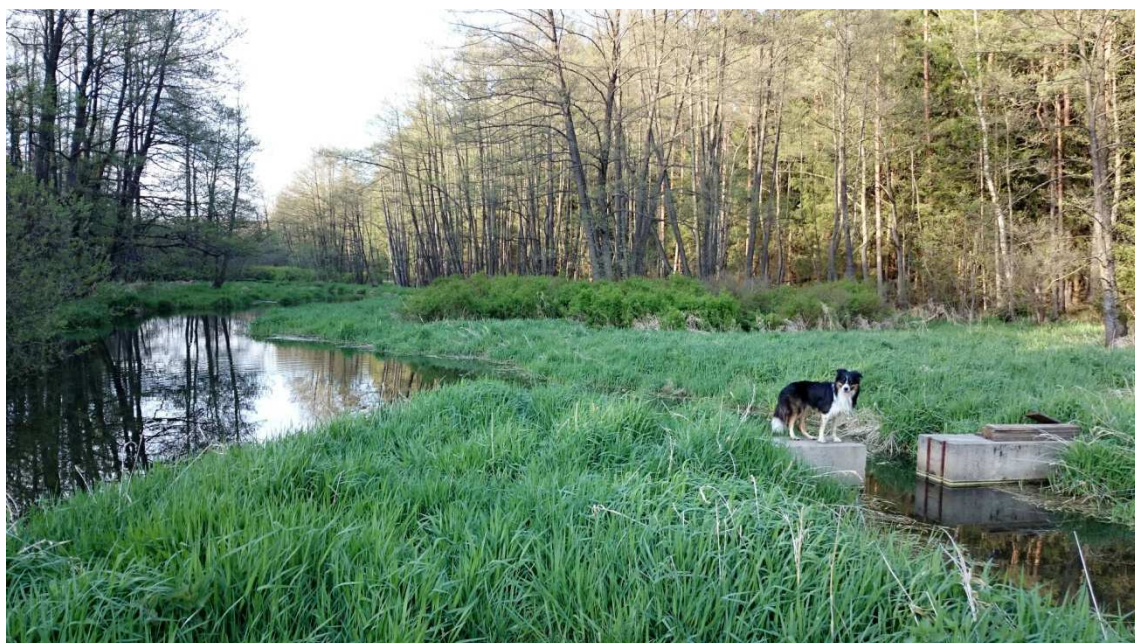
Obrázek č.5: Panoramatické foto - pohled z hráze nádrže



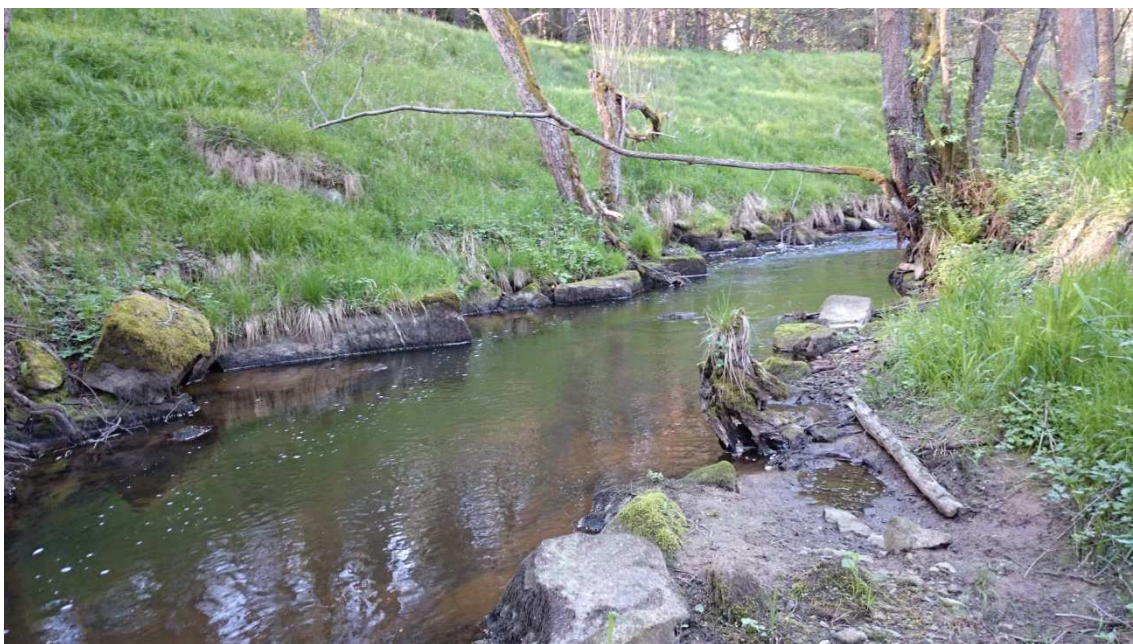
Obrázek č.6: Panoramatické foto - pohled od přítoku



Obrázek č.8: Foto obtokové stoky (vlevo) a Novomlýnského rybníka (vpravo)



Obrázek č.9: Foto obtokové napájecí stoky a stavidla nádrže



Obrázek č.10: Foto Koštěnického potoka (přítok) pod hrází nádrže



Obrázek č.11: Foto současné odtokové stoky pod hrází nádrže



Obrázek č.12: Foto budovy MVE (stav k 8.5.2015)



Obrázek č.13: Foto budované odtokové stoky z MVE (stav k 8.5.2015)

10 ABSTRAKT / CZ

Hodnocení kvality prostředí Novomlýnského rybníka (k.ú. Nová Bystřice)

Byla sledována sezónní dynamika zooplanktonu, zoobentosu, zastoupení rybí obsádky a hydrochemické a limnologické ukazatele po jednu sezónu, v roce 2014, v lokalitě Novomlýnského rybníka (PP Homolka – Vojířov) v blízkosti Nové Bystřice. Podle výsledků byly hodnoceny vlivy podílející se na kvalitě prostředí této malé vodní nádrže. Měření i odběry probíhaly vždy jedenkrát měsíčně od dubna do října (vyjma června) a to v pelagiálu nádrže v jejím nejhlubším místě. Odběr ryb pro stanovení rybí obsádky proběhl jedenkrát, v dubnu téhož roku. Zároveň proběhla dvě měření a odběry na přítoku a odtoku z nádrže.

Výsledky tohoto pozorování mohou být užitečné při plánování a managementu vodního hospodaření v nádrži s cílem toto prostředí oživit a podpořit zastoupení velkého zooplanktonu, hlavně větších filtrujících zástupců rodu Cladocera, který v nádrži chybí.

KLÍČOVÁ SLOVA

zooplankton, zoobentos, malá vodní nádrž, obvodová stoka, druhová diverzita, potravní síť, eutrofie, Rotifera, Copepoda, Cladocera

11 ABSTRACT / EN

Evaluation of the environmental quality of the Novomlýnský rybník reservoir (cadastral zone Nová Bystřice)

Seasonal variations of zooplankton, zoobenthos, fish assemblage and hydrochemical and limnological indicators were studied in the Novomlýnský rybník reservoir (PP Homolka – Vojířov) near Nová Bystřice in 2014. The results were used for the

evaluation of factors influencing the quality of the environment of a small water reservoir.

The measurements and samples were taken monthly from April to October (with the exception for June) in the pelagial at the point of the pond maximum depth. The sampling of fish to determine the species present took place once, in April of 2014. At the same time, two measurements and sample taking took place at the reservoir inflow and outflow.

The results of this survey could be useful during planning and water management of the reservoir with the aim to restore the environment and increase the range of present large filtering zooplankton, particularly those from the Cladocera family, which are scarce in the reservoir.

KEY WORDS

zooplankton, zoobenthos, small water reservoir, bypass channel, diversity, food web, eutrophication, Rotifera, Copepoda, Cladocera