

**Univerzita Karlova v Praze**

**Přírodovědecká fakulta**

**Ústav pro životní prostředí**

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí, navazující magisterské



**Dlouhodobý vývoj kvality vody rybníka Svět ve vztahu k  
rybářskému hospodaření**

Long-term trends in water quality of pond Svět in relation to fish management

**Bc. Martin Altmann**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

Vedoucí práce: RNDr. Jindřich Duras, Ph.D.

srpen, 2016

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejeté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze, 29. srpna 2016

podpis

## **Poděkování**

Rád bych poděkoval především svému školiteli RNDr. Jindřichu Durasovi, Ph.D. za vstřícné vedení práce, cenné rady k tématu i mimo něj a poskytnutá data od Povodí Vltavy, s.p. Dále bych chtěl poděkovat Ing. Janu Potužákovi, Ph.D. za konzultace a umožnění účasti na průzkumu lokality a monitoringu, a v neposlední řadě také RNDr. Jolaně Tátosové, Ph.D. za ochotu při roli interního konzultanta. Za poskytnutá data patří dík také Rybářství Třeboň, a.s. Zvlášť bych pak na tomto místě chtěl poděkovat své rodině za neutuchající podporu při studiu.

# Obsah

## Abstrakt

## Abstract

<b>1. Úvod</b> .....	1
<b>2. Literární přehled</b> .....	3
Intenzifikace rybníkářského hospodaření .....	3
Nástroje intenzifikace a jejich dopady na kvalitu vody .....	5
Vliv rybníků na kvalitu povrchových vod .....	10
Živinové bilance .....	15
<b>3. Metodika</b> .....	18
Popis lokality .....	18
Systém vzorkování, chemická analýza.....	20
Použitý software .....	23
Vývoj ukazatelů chemismu vody .....	24
Látková bilance .....	25
<b>4. Výsledky</b> .....	29
Sezónní vývoj chemismu - porovnání let 2013, 2015 .....	29
Sezónní vývoj chemismu - porovnání hlavního přítoku a rybníka (2015) .....	36
Dlouhodobý vývoj chemismu.....	41
Látková bilance .....	46
<b>5. Diskuze</b> .....	49
Vývoj chemismu Spolského potoka v sezóně 2015.....	49
Rybník Svět.....	51
Porovnání let 2013 a 2015 .....	51
Dlouhodobý vývoj .....	54
Porovnání s ostatními rybníky na Třeboňsku .....	55
Látková bilance .....	57
<b>6. Závěr</b> .....	61
<b>7. Použitá literatura</b> .....	64
<b>8. Příloha</b> .....	71

## Abstrakt

Rybníční ekosystémy plní vedle produkce ryb řadu dalších funkcí. Jednou z nich je i retence živin a tudíž změna kvality protékající vody, čímž ovlivňují celkovou kvalitu povrchových vod. V případě rybníku Svět u Třeboně je to navíc i funkce částečně rekreační, kdy je rybník nedílnou součástí cestovního ruchu města. Kvalita vody v rybníku a jeho retenční schopnost fosforu je kromě rybářského hospodaření úzce spjata s přísunem živin z povodí, zejména v rámci soustav rybníků a hustě osídlených či zemědělských oblastí.

V této práci byl hodnocen sezónní (2013, 2015) a dlouhodobý (2007-2015) vývoj kvality vody rybníka Svět u Třeboně ve vztahu k rybářskému hospodaření. Dále byla vypočítána látková bilance pro rok 2015 a její odhad pro rok 2013. Roky 2015 a 2013 (první horka) se značně lišily v množství srážek. Rok 2015 byl extrémně suchý a rok 2013 naopak vodný. Rozdílné hydrologické podmínky způsobily odlišné sezónní průběhy chemismu i koncentrací. Kvalita vody rybníku Svět je ve většině parametrů ze srovnávaných produkčních rybníků na Třeboňsku nejvyšší a intenzita hospodaření poměrně nízká, přesto lze rybník klasifikovat jako silně eutrofní až hypertrofní a nespĺňuje normy pro koupání. V roce 2011 proběhla změna v intenzitě hospodaření a přestala se aplikovat organická hnojiva. Tato změna se však bezprostředně nepodepsala na parametrech chemismu. Hydrologické rozdíly ovlivnily i výsledky látkových bilancí. Zatímco v roce 2015 převažovalo jako zdroj celkového fosforu rybářské hospodaření, v roce 2013 byl vyšší přísun z povodí. Dlouhá doba zdržení v roce 2015 způsobila vysokou retenci celkového dusíku a fosforu. Pro hodnocení retence jsou však nutná data z druhého horka cyklu, kdy dochází k výlovu. Salda rybářských hospodaření byla v posledních dvou cyklech vyrovnaná, lze tedy usuzovat, že hospodaření nezpůsobuje pokles přirozené retence fosforu a nepředstavuje zatížení pro navazující povodí.

Na kvalitě vody v rybníce Svět se srovnatelnou měrou podílí vstup živin z povodí i rybářské hospodaření. Pro její zvýšení je tedy nutné omezit oba zdroje. Dále je nutné omezit kyslíkové deficity u dna a zabránit tak uvolňování rozpuštěného fosforu ze sedimentů.

**Klíčová slova:** látková bilance; živiny; kvalita vody; rybářské hospodaření

## **Abstract**

Fishpond ecosystems provide many other services besides fish production. One of them is the retention of nutrients and thus ability to change the quality of the through flowing water, thereby ability to influence the overall quality of surface waters. In the case of the fishpond Svět in Třeboň it is also recreation, as the pond is an integral part of the tourism of the town. Water quality in the fishpond and its retention capacity of phosphorus is connected with the fish management and the inflow of nutrients from the catchment basis, especially within a cascade of ponds and densely populated or agricultural regions.

This thesis evaluates seasonal (2013, 2015) and long term (2007-2015) trend of water quality of pond Svět in Třeboň in relation to fish management. Furthermore, mass balance was calculated for 2015 and estimated for 2013. The years 2015 and 2013 (the first years of production cycle) varied considerably in amount of annual rainfall. The year 2015 was extremely dry and 2013 very aqueous. Different hydrological conditions caused different seasonal courses in hydrochemistry parameters and its concentrations. The water quality of fishpond Svět is in the most of parameters better in comparison with other production fishponds in the Třeboň region and also the intensity of fish management is relatively lower. Despite of this fact, the fishpond can be classified as highly eutrophic or hypertrophic and does not meet the standards for bathing. In 2011 the change in the intensity of management occurred and organic fertilizers ceased to be applied. This change, however, immediately did not influence the chemistry parameters. Hydrological differences between years 2013 and 2015 also affected the results of mass balances. While in 2015 fish management as a source of total phosphorus prevailed, in 2013 the inflow was higher from the catchment basis. The long theoretical retention time in 2015 caused high retention of total nitrogen and phosphorus. For evaluation of retention, however, the data from the second year of production cycle (the fishpond is drained and harvested) are necessary. Balance of fish management has been in the last two cycles balanced, so it can be concluded that management does not cause decrease of natural retention of phosphorus and does not constitute a burden of nutrients for downstream catchment basis.

The inflow of nutrients from the catchment basis and fish management are comparable contributors as for the water quality. For improvement of it is necessary to reduce both sources and further reduce the oxygen deficiency at the bottom and prevent the release of dissolved phosphorus from sediment.

**Key words:** mass balance; nutrients; water quality; fish management

# 1. Úvod

Rybníky již po staletí představují neodmyslitelnou součást naší kulturní krajiny a spolu s rybníkářským řemeslem na ně lze nahlížet jako na přírodní a kulturní dědictví českého národa. Ačkoli je historie chovu ryb v našich zemích více než tisíciletá, o vzniku rybníkářství lze mluvit až od 12. století, kdy byly v oblastech s příznivým terénem a mokřady poprvé budovány důmyslné rybníční soustavy (Pechar, 2000; Pechar, 2015). Samotný fakt, že jde o dílo člověka, implikuje, že se jedná o krátkověké a velmi nestabilní ekosystémy, které vyžadují lidské zásahy (Duras et al. 2015).

Už první stavitelé si byli plně vědomi jejich mimoprodukčních funkcí a zásadního vlivu na okolní krajinu. Kromě produkce ryb rybníky regulují vodní režim a koloběh látek v krajině, zvyšují diverzitu prostředí a vytváří tak habitat pro specifická společenstva organismů, která zde našla útočiště po ztrátě svých původních stanovišť v říčních nivách (Pechar, 2000; Duras et Potužák, 2013). Pro kvalitu většiny našich povrchových vod se ukazuje jako zásadní schopnost rybníků transformovat kvalitu vody, která jimi protéká. Jde zvláště o živiny, zejména fosfor (Knösche et al., 2000; Hejzlar et al., 2008; Potužák et Duras, 2012). Vedle těchto ryze ekologických funkcí je nutné zdůraznit i funkci částečně antropocentrickou, a to tlumení dopadů hydrologických extrémů, které se v důsledku globální klimatické změny stávají velmi aktuální (Pokorný et Zykmond, 2013).

Spolu s rozvojem lidské společnosti se od středověku vyvíjely také způsoby rybářského hospodaření. V samých počátcích tohoto řemesla byly rybníky v naprostém souladu s přírodou a v jejich rukách byla také rybí produkce. Postupem času se více začalo využívat řízených biologických procesů za účelem jejího zvýšení. Zlom ve způsobu hospodaření nastal na většině rybníků v minulém století. Pro 20. století je již typické umělé navyšování produkčního potenciálu, kdy se zvyšující se intenzifikací postupně docházelo k opomíjení mimoprodukčních funkcí rybníků. Následkem tohoto trendu a nadcházejících společensko-politických změn v ostatních, zejména zemědělských, odvětvích došlo k radikálnímu poklesu kvality povrchových vod a degradaci vodních ekosystémů (Pechar et al., 2012; Pechar, 2015).

Mnohé rybníky se tak v posledních dekádách ocitly ve stavu eutrofie až hypertrofie, což výrazně narušilo stabilitu jejich biocenóz. Podle průměrných sezónních koncentrací fosforu se tento stav týká 80% našich rybníků (Přikryl, 1996). Nalézt viníky tohoto stavu však není jednoduché. Potenciálně lze za ně označit produkční rybáře, zemědělskou činnost, jako důsledek splachu hnojiv a vodní eroze, a bodové zdroje. Bodovými zdroji jsou průmyslové či

zemědělské provozy a obce, kde vedle nedokonalého čištění komunálních odpadních vod často dochází k jejich přímému vypouštění nebo odlehčování kanalizačního řadu obcí při srážkoodtokových událostech (Potužák et Duras, 2015). Pro objasnění původce lze účinně využít data z látkových bilancí rybníků, kterých však do současnosti byl nedostatek (Potužák et al., 2010a).

Bez ohledu na znečišťovatele v konkrétních případech je však aktuálně nejdiskutabilnější otázkou posouzení vlivu produkce ryb a s ní spojených opatření na kvalitu zadržované a vypouštěné vody. Těmito opatřeními je myšlena zejména velikost rybí obsádky, krmení, hnojení a jiná manipulace s vodou (Potužák et Duras, 2012b). Rybníční ekosystémy byly nevhodným rybářským managementem devastovány a jejich obnova je velmi finančně náročná. Tyto akutní problémy se tudíž výrazně promítají i do sociálně-ekonomické sféry společnosti a jejich řešení ekologickou kontrolou je bezesporu žádoucí (Pechar, 2000; Všeticková et al., 2013).

Nevyhovující stav některých rybníků se týká i největší rybníkářské oblasti v České republice – Třeboňska. Tato diplomová práce se konkrétně věnuje rybníku Svět u Třeboně, kde došlo v minulých letech v reakci na nízkou kvalitu vody ke změně v rybářském hospodaření. Práce si proto klade za cíl vyhodnotit chování rybníka z pohledu sezónního (2013, 2015) a dlouhodobého vývoje chemických a biologických charakteristik (2007-2015), a to v souvislosti s touto změnou v hospodaření, a dále vypočítat roční látkové bilance rybníka se zaměřením na obsah živin. Na základě výsledků bude testována následující hypotéza:

- Kvalita vody v rybníce Svět je rozhodujícím způsobem ovlivňována intenzivním rybářským hospodařením a snížením jeho intenzity lze jakost vody zlepšit.



## 2. Literární přehled

### Intenzifikace rybářského hospodaření

První rybníky u nás byly zakládány zhruba před 800 lety a již tehdy byla jejich hlavním účelem produkce ryb. Proces přirozené integrace těchto člověkem vytvořených vodních biotopů do okolní krajiny a jejich ekologických vazeb nebyl až do konce 19. století hospodářskou aktivitou člověka příliš ovlivňován. Při chovu ryb byl využíván pouze přirozený produkční potenciál rybníků. Proto lze tehdejší stav popsat jako výsledek přirozených přírodních procesů a způsob hospodaření jako extenzivní. Průměrná produkce tehdy dosahovala asi 30 kg.ha<sup>-1</sup> a z hlediska trofie lze podle dnešních měřítek popsat tehdejší stav rybníků jako oligotrofní či mesotrofní (Pechar, 2000; Brabec et al., 2011; Všetičková et al., 2012; Pechar, 2015).

Zájem o produkční podstatu rybníků se poprvé projevil na sklonku 19. století, kdy v třeboňské pánvi došlo ke zřetelnému poklesu přirozené produkce ryb v nejstarších rybnících. Důvodem poklesu bylo vyčerpání původní zásoby živin uložené v sedimentech, která se po předešlá staletí z chudých půd vytvářela. Problémem poklesu produkce se zabýval významný rybníkář a hydrobiolog Josef Šusta, jehož práce byly vrcholem tehdejších znalostí hospodářského chovu ryb a jsou dodnes světově uznávané (Pechar, 2000a, Pechar 2000b). Jediným nástrojem recyklace živin bylo do 19. století letnění rybníků. To však představovalo dočasnou ztrátu produkční plochy, a tím zhoršení ekonomiky provozu rybníků, proto se postupně opustilo. Absence letnění však měla za následek otevření do té doby relativně uzavřeného cyklu živin, které začaly být mohutně exportovány povodím níže. Pravděpodobně také tato změna hospodaření značně pomohla k šíření sinic povrchovým vodstvem, protože populace sinic přestala být omezována fixací klidových stádií v utuženém sedimentu či vyvážením na pole, kde se stala potravou edafonu (Duras et al., 2015).

Od počátku 20. století dochází pod vlivem nových vědeckých poznatků a technologického pokroku k racionalizaci rybářského hospodaření, která vede k řízené produkci a její intenzifikaci. Vápnění rybníků, zvyšování úživnosti hnojením a příležitostné příkrmování ryb zaváděné již na sklonku 19. století se projevily v mírném zvýšení a stabilizaci produkce ryb. Alkalinita třeboňských rybníků se ve 20. letech pohybovala od 0,4 do 0,8 meq.l<sup>-1</sup> a pH okolo 6. Od 30. let se navíc postupně přistoupilo k aplikaci minerálních hnojiv – zejména superfosfátu. To mělo za následek udržení neutrálního až mírně alkalického pH. Průměrné hodnoty produkce se počátkem 30. let pohybovaly v rozsahu 50 až 100 kg.ha<sup>-1</sup> a rybníky bylo

možné ještě na konci 50. let označit za mezotrofní až mírné eutrofní (Pechar et al., 2012; Pechar, 2015). K další etapě umělého zvyšování produkce došlo v 60. letech, kdy se dále stupňovala aplikace minerálních hnojiv (superfosfátu a ledku). Tato zvýšená aplikace vedla k posunu na pravý uhličitanový typ vod s převahou kationtů Ca a Mg, zvýšení alkalinity na průměrnou hodnotu  $155 \text{ meq.l}^{-1}$  a pH nad 7. To se promítlo také v koncentracích dostupných sloučenin dusíku a fosforu. Vrchol intenzifikace nastal v 70. – 80. letech, kdy další nárůst obsádek nutně vyžadoval přihřívání. Používání statkových hnojiv postupně zcela převládlo nad aplikací hnojiv minerálních. Přísun čistého dusíku a fosforu pocházející z hospodářských zásahů dosahoval v průměru  $46 \text{ kg.ha}^{-1}$  N a  $10 \text{ kg.ha}^{-1}$  P za rok, v některých případech dokonce až  $130 \text{ kg.ha}^{-1}$  N a  $22 \text{ kg.ha}^{-1}$  P za rok. Průměrná produkce ryb přitom, stejně jako dnes, představovala odnos biomasou zhruba  $3,5 \text{ kg.ha}^{-1}$  P za rok. Nadměrný přísun živin tak dovedl rybníky na počátku 90. let do stavu eutrofie až hypertrofie (Brabec et al., 2011; Pechar et al., 2012; Pechar, 2015). Podle ročních průměrů koncentrací celkového fosforu bylo možné za eutrofní označit 80% našich rybníků (Příkryl, 1996). Stále frekventovanější a intenzivnější zásahy do produkčního potenciálu rybníků od počátku 30. let vedly k téměř desetinásobnému zvýšení produkce ryb asi na  $500 \text{ kg.ha}^{-1}$ , kde zůstává doposud. Tato forma hospodaření zahrnující hnojení a/nebo přihřívání je ve smyslu Metodického pokynu ZP03/2003 označována jako polointenzivní a pro střední a východní Evropu je typická (Všetičková et al., 2012).

V současnosti se objevují snahy o postupné snižování intenzifikace. Hlavní příčinu lze hledat ve společenském vývoji, který však náš právní řád příliš nereflektuje, a to ani po implementaci evropských směrnic. Současnou právní úpravu regulující rybářské hospodaření tak lze označit za nedostatečnou a zastaralou (Hejzlar et al., 2008; Všetičková et al., 2012; Rocha et Kočí, 2015; Duras et Potužák, 2016). Vystává proto otázka, zda je současný nepříznivý stav rybníků zapříčiněn historickou zátěží sedimentu, který se vytvářel podle vlivů působících v minulosti (Knösche et al., 2000; Tabinda et Ayub, 2010), a jeho efekt stále přetrvává (Borovec et al., 2012; Jan et al. 2015), či jsou za něj odpovědné aktuální vlivy, tj. přísun živin a organických látek z povodí a současné rybářské hospodaření (Potužák et Duras, 2015).

## Nástroje intenzifikace a jejich dopady na kvalitu vody

Jak již bylo zmíněno, intenzifikace rybí produkce spočívá v navyšování rybích obsádek a s tím souvisejícím přikrmováním a hnojením organickými i anorganickými hnojivy. Tyto zásahy do produkčního systému vedou ke zrychlení koloběhu živin a narušení ekologické rovnováhy (Schlott et al., 2002; Potužák et Duras, 2012b). V současné době se nejčastěji kombinuje přikrmování s organickým hnojením (Všetičková et al., 2012; Pechar, 2015), proto je těmto hospodářským zásahům věnována pozornost v následujícím textu.

### Krmení

Bez ohledu na dlouhou tradici rybníkářství, znalosti v oblasti výživy rybníční akvakultury jsou dodnes považovány za nedostatečné, ačkoli její vliv na kvalitu vody může být zásadní (Hardy et Gatlin, 2002; Jiménez-Montealegre et al., 2005; Dulic et al., 2010; Hartman, 2012; Hlaváč et al., 2014). Pro naše polointenzivní rybářské hospodaření je typická přirozená výživa ryb – zooplankton a makrozoobentos, doplněná krmivy, která tvoří obvykle 30 – 50% celkové potravy. Základní snahou by proto mělo být, aby intenzita a způsob přikrmování odpovídaly kvalitativnímu i kvantitativnímu rozvoji přirozené potravy, kterou zpětně ovlivňuje vyžírání tlak ryb (Všetičková et al., 2013; Hlaváč et al., 2014). Mlejnková et Horáková (2009) uvádí, že pro přírůstek 1 t kapra je potřeba 6 t zooplanktonu, který spotřebuje 21 t fytoplanktonu.

Druh, složení a způsob podávání krmiv má významný vliv na množství metabolitů produkovaných obsádkou ryb a odpadních látek z nespotřebovaného krmiva v rybnících (Hardy et Gatlin, 2002). Suma tohoto odpadu následně ovlivňuje kvalitu zadržené a tudíž i vypouštěné rybníční vody. Přestože obsádky ryb předložené krmivo obvykle zkonzumují a stráví, bylo zjištěno, že část živin z rostlinných bílkovin je nevstřebatelná a odchází do vody. Významné snížení produkce odpadu z krmiv lze tedy realizovat použitím lépe stravitelných krmiv, správnou krmnou technologií a vyváženou dietou (Hardy et Gatlin, 2002; Hlaváč et al., 2013; Hlaváč et al., 2014). Jak však uvádí Hlaváč et al. (2014), i přes sebelepší krmnou technologii není 5 – 15% krmiva rybami zkonzumováno vůbec.

Pro svoji dostupnost a nízké náklady jsou v našich podmínkách k přikrmování nejvíce využívány obiloviny, ačkoli nemohou plně pokrýt výživové nároky kapra (*Cyprinus carpio*) (Dulic et al., 2010), který u nás představuje 86-88% celkové rybí produkce. Nejčastěji se

využívá pšenice ozimá, triticales (tzv. žitovec), žito ozimé a ječmen. Díky svému vysokému obsahu polysacharidů slouží jako primární zdroj energie pro kultivované ryby, které disponují enzymatickým aparátem s vysokou aktivitou amylázy a maltázy. Obsah proteinů v obilovinách se pohybuje mezi 7 – 15 %. Tyto proteiny jsou nicméně velmi chudé na esenciální aminokyseliny, proto je jejich biologická hodnota velmi nízká. Přísun proteinů by tak měl být zabezpečen přirozenou potravou (Hartman, 2012; Hlaváč et al., 2014).

Obilná krmiva jsou zároveň ve vztahu ke kvalitě vody považována za nejvíce negativní. Je tomu tak proto, že fosfor vázaný v bílkovinách obilovin je, na rozdíl od přirozené potravy, kaprem stravitelný pouze z 25-28% (Jirásek et al. (2005) uvádí 32%). Recipročně je tak až 75% celkového fosforu vylučováno do prostředí (Hartman, 2012). Stanovení konkrétního podílu fosforu využitého rybí posádkou není jednoduché. Stravitelnost celkového fosforu rostlinného původu je totiž ovlivňována řadou faktorů od teploty a nasycení vody kyslíkem, podílem přirozené potravy, obsahem tuků až po fázi růstu kapra. V případě retence dusíku je situace podobná, pohybuje se okolo 30% (Jiménez-Montealegre et al., 2005). Průměrný obsah fosforu ve zmíněných obilovinách se pohybuje mezi 3 – 3,5 g.kg<sup>-1</sup> a dusíku 23 g.kg<sup>-1</sup>. Produkty metabolismu ryb jsou proto v intenzivní akvakultuře považovány za jeden z největších zdrojů rozpuštěného dusíku a fosforu ve vodě a zlepšení vyváženosti diety tak může vést k významnému poklesu těchto živin ve vodě (Hartman, 2012; Hlaváč et al., 2014).

Jedním ze způsobů, jak zvýšit stravitelnost cereálií pro kapra, a tím i snížit zatížení vodního prostředí odpadem, je tepelná a mechanická úprava krmiv, zejména peletování a extruze (Hartman, 2012; Hlaváč et al., 2013; Hlaváč et al., 2014). Hlaváč et al. (2013) zkoumali vliv tepelné a mechanické úpravy pšenice na efektivitu její konverze v potravním řetězci ve vztahu k přírůstkům ryb. Nejlepších výsledků z pohledu retence fosforu v biomase ryb zde podle očekávání dosáhla mačkaná, tepelně upravená pšenice. Na druhou stranu Dulic et al. (2010) a Ćirić et al. (2015) významný rozdíl mezi fyzikálně-chemickými parametry vody po aplikaci krmiv rozdílne úpravy a kvality nezjistili, nicméně kvalita krmiva měla průkazný vliv na snížení abundance sinic, dostupnost přirozené potravy (zooplanktonu a makrozoobentosu) a tím pádem i na růst kapra. Výsledky těchto studií tak indikují, že tepelně a mechanicky upravené krmivo může sloužit nejen jako efektivnější zdroj potravy pro ryby, ale nepřímo také jako nástroj udržení ekologické stability a kontroly vodního květu (Ćirić et al., 2015).

Vliv příkrmování na kvalitu vody byl rovněž posuzován ve studii Wezel et al. (2013a), autoři zde došli k závěru, že obsah nutrientů ve vodě se zvýšil pouze bezprostředně po aplikaci krmiv, dlouhodobé průměry jejich koncentrací však nebyly významně ovlivněny. Krmení

zde nemělo signifikantní vliv ani na koncentrace chlorofylu *a*, z toho lze usuzovat, že dodané živiny nepřispěly k růstu fytoplanktonu.

## Organické hnojení

Hnojení statkovými hnojivými je intenzifikační prostředek, který vede ke zvýšení primární produkce v rybníce (Kalchev et al., 2006; Terziyski et al., 2007; Kour et al., 2015). V rybníkářství je nejčastěji využívána kejda, tedy odpadní produkt bezsteličového ustájení hospodářských zvířat, a chlévská mrva (Mlejnková et Horáková, 2009). Organické hnojení slouží ke stimulaci autotrofního i heterotrofního potravního řetězce – bakterií a protozoa, které jsou zdrojem proteinů pro vyšší organismy. Tím se zásadně liší od anorganických hnojiv, která cíleně podporují pouze autotrofní organismy. Další výhodou oproti anorganickým hnojivům je bezesporu nižší cena (Al-Ghanim et al., 2015; Kour et al., 2015). Aplikací organických hnojiv dochází k vyrovnání poměru koncentrací uhlíku k přítomným biogenním prvkům, především dusíku a fosforu, které jsou ve vodním prostředí v relativním nadbytku. Dostatek uhlíku, zejména ve formě oxidu uhličitého, který je výsledkem rozkladu organické hmoty aerobními bakteriemi, je nezbytný předpoklad pro fotosyntetickou asimilaci fytoplanktonu. Ten vede k následnému rozvoji zooplanktonu a makrozoobentosu. Vhodnou aplikací organického hnojiva lze tedy chápat jako nástroj ke zvýšení podílu přirozené potravy kapra a naopak snížení nákladů na příkrmování (Mlejnková et Horáková, 2009; Al-Ghanim et al., 2015).

Aplikace statkových hnojiv je však spojena s riziky, která mohou ovlivnit kvalitu vody. Problémy s jejich aplikací nastávají v důsledku narušené rovnováhy živin, živočišné exkrementy obsahují 72-79% dusíku a 61-87% fosforu, který jejich původce zkonsumoval (Al-Ghanim et al., 2015). Další problémy plynou z rozkladu alochtonní organické hmoty (může vést ke kyslíkovému deficitu a převaze anaerobních procesů) či nadměrnému přísunu mikroorganismů, které mohou být potenciální původci zdravotních rizik při rekreačním využití rybníků. Mikrobiologické analýzy různých druhů statkových hnojiv prokázaly jejich zdravotní závadnost způsobenou obsahem původců průjemových onemocnění, parazitóz, viróz apod. Pokud je však ekosystém rybníka v rovnováze, dokáže eliminovat potenciální mikrobiologická rizika a uvolněné živiny zapojit do produkčního řetězce. To znamená, že při správné aplikaci kejdy do rybníků v časném jarním období nedochází k významnému zvýšení indikátorů fekálního a organického znečištění, a hnojení tak nepředstavuje ani zdravotní riziko při

rekreačním využití rybníků v letním období (Mlejnková et Horáková, 2009). Podobný výsledek byl zjištěn i pro nutrienty, jejichž dlouhodobé koncentrace nebyly vhodným organickým hnojením signifikantně ovlivněny (Kalchev et al., 2006; Terziyski et al., 2007; Wezel et al., 2013a). Aplikace statkových hnojiv dle Terziyski et al. (2007) signifikantně ovlivnila koncentraci chlorofylu *a* ve studovaných rybnících.

Kromě nižších nákladů je organické hnojení výhodnější než příkrmování i z pohledu bilance živin. Jak uvádí Hartman (2010), využití živin rybniční biocenózou, zejména celkového fosforu, z organických hnojiv je za přiměřených dávek významně příznivější než příkrmování obilovinami. Autor uvádí, že se zvyšující se aplikační dávkou chlévské mrvy do rybníka, kde nedochází k příkrmování, se zvyšuje přírůstek ryb až do úrovně aplikace 4-5 t.ha<sup>-1</sup>. Při vyšší aplikaci začíná přírůstek stagnovat.

## **Vliv obsádky na druhovou strukturu planktonu**

Během druhé poloviny 20. století se spolu s přísunem živin do rybníků zvyšovala produkce rybničního ekosystému. To umožňovalo navýšení velikosti rybích obsádek a dosáhnout tak plánovaného zvyšování produkce (Pechar, 2015). Rostoucí velikosti obsádek v posledních dekádách se podepsaly na druhové skladbě zooplanktonu a jejím velikostním složení (Potužák et al., 2007a; Nieoczym et Kloskowski, 2014). Intenzifikací došlo k poklesu efektivity přenosu energie v potravním řetězci, což mělo v důsledku rozhodující vliv na to, s jakou intenzitou se postupující eutrofizace projevila ve změnách kvality vody (Chumchal et al., 2005; Potužák et Duras, 2013; Pechar, 2015). První práce o vlivu rybí obsádky na velikostní strukturu a biomasu planktonu byly publikovány na počátku 60. let (Hrbáček et al., 1961, in Potužák et al., 2007b). Tyto znalosti potravních vztahů později vedly k formulaci „top-down regulace“, který je v dnešní době obecně uznávaným konceptem pro predikci biomasy planktonu a jeho druhového složení i při biomanipulacích v akvakultuře (Benndorf et al., 2002; Potužák et al., 2007b).

V 60. až 70. letech byly na našich rybnících objeveny souvislosti mezi sezónní dynamikou fytoplanktonu a dvouhorkovým způsobem rybářského hospodaření (Potužák et al., 2007b; Potužák et Duras, 2013). V prvním roce cyklu byla obsádka ryb početná (800-1000 kg.ha<sup>-1</sup>), avšak její celková biomasa byla nízká. Zooplankton byl tudíž vystaven slabé predaci a po většinu sezóny mohly dominovat velké perloočky rodu *Daphnia* (*D. pulicaria*, *D. magna*),

jakožto účinní filtrátoři. Fytoplankton byl od začátku jara zastoupen malými druhy, zejména bičíkovci a rozsivkami, které však vymizely na přelomu dubna a května. Pravděpodobně to bylo způsobené zvýšením teploty a intenzivnější filtrací perloočkami. Poté následovalo tzv. stádium čiré vody trvající jeden až dva měsíce, kdy průhlednost dosahovala až tři metry. Pro červen a červenec byla typická stabilní populace velkých perlooček a nízká biomasa fytoplanktonních druhů odolávajících filtraci zooplanktonu (např. *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oocystis* sp., *Planktosphaeria gelatinosa*). V druhé roce hospodářského cyklu poklesla vlivem přirozené mortality velikost obsádky, avšak její biomasa byla zhruba o jeden řád vyšší. Velké druhy zooplanktonu byly vlivem velkého predančního tlaku ryb nahrazeny malými druhy (*Bosmina*, *Ceriodaphnia*, *Daphnia galeata* a vířníky) s mnohem nižší filtrační účinností. Nedostatečnou filtrací následně došlo k rozvoji fytoplanktonu, který na jaře a v létě vytvářel husté vodní květy, přerušené pouze krátce stadiem čiré vody v květnu (Pechar et al., 2002; Potužák et al., 2007b; Nieoczym et Kloskowski, 2014; Pechar, 2015). Tento trend sezonní dynamiky byl pozorován také ve studii Potužák et al. (2007a) na třeboňských a blatenských rybnících v letech 2000-2001.

V současné době vysoce eutrofních rybníků se objevují druhy sinic, které v minulosti nebyly běžné, a vodní květy jsou podstatně častější (Pechar et al., 2002). Jedná se převážně o druhy tvořící vláknité (např. rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*) a koloniální formy (rod *Microcystis*). Příčinami, proč nejsou planktonní sinice efektivně vyžírány zooplanktonem, jsou mechanická interference, potenciální toxicita sinic a případně fakt, že sinice mají pro zooplankton nízkou výživovou hodnotu či je jejich trávení herbivorním zooplanktonem neefektivní (Potužák et Duras, 2013). Opačná a ne příliš častá situace, kdy obsádka nedokáže regulovat velké perloočky, je způsobena nadměrným přikrmováním a enormní fluktuací základních parametrů vody, jako je pH a množství kyslíku, která nepříznivě ovlivňuje zdraví rybí obsádky. To může vést ke snížení predančního tlaku na velké druhy perlooček (Potužák et al., 2007b; Potužák et Duras, 2013).

Zvláštní roli hrají také makrofyta litorální zóny, která mohou fungovat jako refugia zooplanktonu. V rybnících, kde jsou makrofyta přítomna, mají velké druhy perlooček prostor pro úkryt, vývoj a mohou odtud osídlit pelagiál. Jedná se o horizontální migraci, která se uplatňuje v případě rybníků, kde neexistuje teplotní stratifikace, světlo proniká až na dno a nelze tedy uplatnit migraci vertikální. Experimentálně autoři zjistili, že v přítomnosti predátora se 70 – 80% velkých perlooček rodu *Daphnia* zdržovalo v porostech makrofyt, zatímco při jeho absenci se jich zde zdržovalo pouze 27% (Burks et al., 2001).

Obsádka dnes může být regulována během sezóny a dvouleté hospodářské cykly nejsou všeobecně respektovány. Ryby se také často liší v hmotnostních a věkových kategoriích, které ovlivňují jejich schopnost přijímat zooplankton (Potužák et Duras, 2013). Z výše uvedených důvodů tak stále častěji nastávají situace, kdy struktura planktonu neodpovídá konceptu top-down regulace (Potužák et al., 2007b).

## **Vliv rybníků na kvalitu povrchových vod**

Rybníky jsou důležitými regulátory látkových toků v povodí. Je tomu tak zejména díky přirozené retenci živin – účinnému zadržování fosforu a eliminaci sloučenin dusíku z vodního prostředí. Tyto živiny se do nich dostávají z bodových, plošných a difúzních zdrojů v povodí, či rybářského obhospodařování (Knösche et al., 2000; Krása et al., 2012; Duras et al., 2015; Potužák et Duras, 2015). Pokud je tento přísun živin nadměrný, dochází k nežádoucí eutrofizaci, která značně snižuje živinovou retenční schopnost rybníků. Tím vzrůstá riziko eutrofizace i navazujícího povodí (Potužák et Duras, 2012b). Eutrofizace obecně představuje v našich podmínkách největší hrozbu pro vodní útvary stojatých vod a zároveň je jedním z nejdůležitějších parametrů, které brání dosažení dobrého ekologického stavu či potenciálu vodních útvarů dle Rámcové směrnice o vodách EU (WFD, 2000; Foller, 2012; Krása et al., 2012; Rocha et Kočí, 2015).

### **Fosfor**

Naprostá většina případů eutrofizace v kontinentálních povrchových vodách mírného pásu je způsobena fosforem, nikoliv dusíkem (Reynolds et Davies, 2001; Borovec et al., 2012). Mluvíme-li o fosforu v povrchové vodě, je jím myšlen celkový fosfor. Ten nám však neříká nic o zastoupení jeho forem, které se liší z pohledu role iniciátora eutrofizace. Důležitou formou je rozpuštěný fosfor, který je pro mikroorganismy a vyšší i nižší rostliny rychleji biologicky dostupný a primárně tak způsobuje eutrofizaci. Takto stanovený fosfor zahrnuje formy ortofosforečnanového fosforu a rozpuštěný organický fosfor. Jako rozdíl mezi celkovým a rozpuštěným fosforem je stanovována další forma – částicový fosfor. Ten je tvořen širokou škálou organických a minerálních částic autochtonního i alochtonního původu větších než 0,4  $\mu\text{m}$ . Jde zejména o řasy, sinice, zbytky rostlin, bakteriální vločky a erozní částice, které jsou



z pohledu plošného zatížení ze zemědělství zásadní. (Reynolds et Davies, 2001; Borovec et al., 2012; Krása et al., 2013; Jan, 2015; Jan et al., 2015). Částicový fosfor představuje více než 90% veškerého fosforu ve sladkovodních ekosystémech a většina je ho obsažena v sedimentech (Wetzel, 2001 in Jan, 2015; Shinohara et al., 2016). O této formě však nelze mluvit jako o biologicky dostupné, její dostupnost závisí na eutrofizačním potenciálu (schopnosti částice fosfor zadržovat / uvolňovat), který je nutné stanovit. Jak uvádí Borovec et al. (2012) a Krása et al. (2013), tento potenciál se liší podle místa původu částice. Obecně lze tvrdit, že vysoký eutrofizační potenciál mají částice:

- s malým obsahem vazebných partnerů pro fosfor – hydroxidů železa a hliníku
- velkým množstvím organicky vázaného fosforu – odumřelé organismy a exkrekty, které podléhají biochemické hydrolýze, při které se uvolní opět ortofosforečnan (Amirbahman et al., 2013)

Schopnost částic uvolňovat fosfor je možné odhadnout pomocí ukazatelů jako je obsah fosforu v sušině nerozpuštěných látek, poměr železa anebo hliníku v částicích vůči fosforu či podobně poměr organického uhlíku a fosforu v částicích. Přesného stanovení pak lze dosáhnout speciálními analýzami, například postupnou frakcionací či sorpční izotermou pro sloučeniny fosforu (Krása et al., 2013; Jan, 2015).

Jak uvádí Amirbahman et al. (2013), zpětné uvolňování fosforu ze sedimentu mineralizací organického materiálu je ve srovnání s uvolňováním z komplexů fosforu s hydroxidy železa zanedbatelné. V případě vazby fosforu v nerozpustných železitých solích je důležité mít na paměti, že jde o redox-labilní vazbu, proto nastává problém v případě sedimentace těchto látek a anaerobie hypolimnia, kdy dochází změnou pH k tvorbě rozpustných železnatých solí a uvolňování fosforu do vodního sloupce. Právě zpětné uvolňování je považováno v mnoha rybnících za hlavní zdroj eutrofizujícího fosforu (Hejzlar et al., 2012; Potužák et Duras, 2012b; Pokorný et al., 2015; Waters et Webster-Brown, 2015). Tento problém vyvstává zejména u rybníků, kde dochází k teplotní stratifikaci, jako je tomu v případě Dehtáře či Staňkovského rybníka, které patří mezi naše nejhlubší. U dna lze tudíž během letní a zimní stagnace očekávat hypolimnium se stabilní anoxií až anaerobií (Potužák et Duras, 2015).

Studii Potužák et Duras (2015) byl v případě Dehtáře prokázán vliv teplotní a kyslíkové stratifikace na hromadění sloučenin fosforu u dna a zároveň významný vliv typu odtoku z rybníka na další transport fosforu povodím. Dle studie Potužák et Duras (2013) bylo

v červenci 2012 zasaženo anoxií až 50% plochy dna Dehtáře. Uvolněný fosfor z komplexů se železem v sedimentu zde jednak přecházel přímo do odtoku z rybníka zajišťovaného spodní výpustí a jednak po promíchání vodního sloupce během epizodických destratifikací obohacoval i povrchové vrstvy vody. Tam se biologicky dostupný fosfor ocital v nadbytku, jeho vzrůstající koncentraci již nedokázala biomasa fytoplanktonu využít, a fosfor tak odtékal přelivem.

Právě zmíněná spodní výpusť může na mnoha rybnících představovat kritickou zátěž eutrofizujícího fosforu pro navazující povodí. Podíl rozpuštěné formy fosforu ve spodním odtoku může dosahovat 80-90%, odtok z přelivu pak 30-80% (Krása et al., 2013).

V případě Staňkovského rybníka podle Potužák et al. (2011, 2016) naopak významnější uvolňování sloučenin fosforu ze sedimentu za anaerobních podmínek prokázané nebylo. Důvodem je pravděpodobně fakt, že fosfor je zde vázán do komplexů s hliníkem a v těžko rozložitelných organických látkách, které nejsou redox-labilní. Podobného výsledku jako u Staňkovského rybníka bylo dosaženo podle Potužák et al. (2010a) na rybníce Hejtman. Teoretické riziko pro uvolnění fosforu by v těchto rybnících představovala intenzivní aerace, která by urychlila rozklad organických látek. Mineralizace organických látek je urychlována zvýšenou bioturbací v důsledku vysoké hustoty rybí obsádky (Griffiths, 2006; Adámek et Maršálek, 2013). Reálným rizikem je také umělé zvýšení hodnoty pH, kdy je oslabena vazba fosforu v komplexech s hliníkem a zároveň se podporuje rozklad organického podílu. Právě podpora mineralizačních procesů v rybníce byla ještě donedávna důvodem umělého zvyšování pH aplikací páleného vápna (Potužák et al., 2010a).

Jak již bylo naznačeno, nejvíce fosforu je obvykle deponováno v sedimentu, kde podle Všetická et al. (2013) může být  $10^2$ - $10^3$  krát více živin než ve vodě. Kritickým obdobím proto z pohledu emisí fosforu z rybníka představuje jeho výlov a vypouštění. Během vypouštění vody na konci hospodářského cyklu dochází k zvržení sedimentů pohybem ryb a rybářů a s posledními 2-5% objemu vody se vyplaví velké množství fosforu a nerozpuštěných látek. Maximální koncentrace celkového fosforu a nerozpuštěných látek v této odtékající vodě při výlovu je podle autorů různá a může se pohybovat od jednotek až po desítky  $\text{mg.l}^{-1}$  (Banas et al., 2002; Mikšíková et al., 2012; Potužák et Duras, 2012a; Hlaváč et al., 2014). Z pohledu roční bilance může při vypouštění uniknout až 26% celkového fosforu a 55 % nerozpuštěných látek (Potužák et Duras, 2014). Tyto koncentrace se mění v závislosti na podmínkách jednotlivých rybníků (např. typ loviště, průtok vody lovištěm, způsob lovu), ale i v průběhu samotného výlovu podle probíhající činnosti. To se prokázalo také v případě rybníku Rožmberk, kde je sice pravidelně prováděno odbahňování loviště, sediment je ale pouze přečerpán do jiné části

rybníka (Potužák et Duras, 2015). Při výlovu tohoto rybníka v roce 2010 představoval výlov únik 17% celkového fosforu a 38% nerozpuštěných látek z roční bilance. U celkového fosforu je však nutné zdůraznit, že z 99% je fosfor vázán na nerozpuštěné látky (částicový fosfor), a tudíž není organismům okamžitě dostupný a nepředstavuje tedy přímé eutrofizační riziko (Potužák et Duras, 2012a).

Obecně se ukazuje, že v eutrofních rybnících se koncentrace celkového fosforu v průběhu vegetační sezony zvyšuje a její vrchol nastává v srpnu. Velké riziko pro níže položené nádrže tudíž představují zvýšené letní průtoky, které transportují fosfor s poměrně teplou rybniční vodou, takže je vysoká pravděpodobnost, že se tato povodňová vlna zařadí spíše nad termoklinu nádrže, a vmíchá se tak do vrstvy, kde probíhá intenzivní růst řas a sinic (Potužák et Duras, 2012c).

Zdrojem rozpuštěného fosforu jsou pro vodní útvary zejména bodové zdroje jako vypouštěné či unikající komunální odpadní vody, některé typy průmyslových provozů, velkochovy hospodářských zvířat a hnojiště (Reynolds et Davies, 2001; Hejzlar et al., 2008; Krása et al., 2013), jak však uvádí Potužák et Duras (2015), v neposlední řadě je to také nevhodný rybářský management. Naopak plošné zdroje – erozní smyv z polí a luk, je významným zdrojem dusičnanů a převážně částicového fosforu, nikoli eutrofizačně účinného rozpuštěného fosforu (Hejzlar et al., 2008; Krása et al., 2012; Wezel et al., 2013b; Borovec et al., 2015). Jak poznamenává Krása et al. (2013), podíl rozpuštěné formy fosforu se v erozním odtoku pohybuje mezi 3,5 – 19,3 %. Kromě erozních událostí přispívají zemědělské plochy formou podpovrchového odtoku fosforu i během běžných průtoků. Ve srovnání s erozním přísunem je však tento vstup zanedbatelný a v některých oblastech se dokonce blíží odtoku z neovlivněných částí povodí (Krása et al., 2013).

O nutnosti neopomíjet rybníky a jejich rybářský management jako zdroj fosforu svědčí výsledky bilančních studií (Hejzlar et al., 2010; Potužák et al., 2010; Hejzlar et Borovec, 2014; Potužák et Duras, 2015). V bilančních studiích zpracovaných v rámci projektu „Revitalizace Orlické nádrže“, bylo probíhající hospodaření shledáno jako významný zdroj fosforu. Celoročně se podílelo 26% na všech zdrojích a v letních měsících se dokonce vyrovnaly ostatním bodovým zdrojům (Hejzlar et al., 2010). Bilanční studie ve Všeticková et al. (2013) prokázala, že ačkoli byly přísuny fosforu z rybářského hospodaření vysoké, rybníky zdrojem fosforu pro navazující povodí nebyly, klesla zde pouze přirozená schopnost retence fosforu a tím i schopnost zlepšovat protékající vodu.

## Dusík

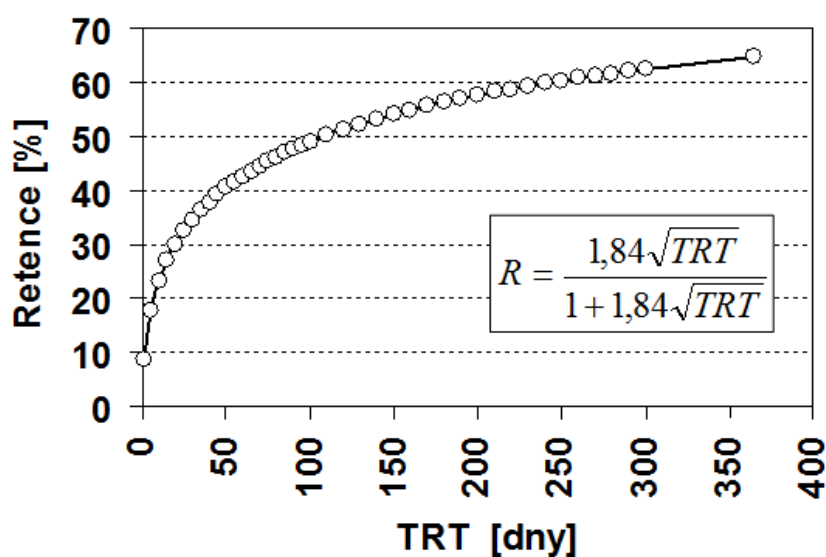
Dusík není rozhodujícím faktorem při vzniku eutrofizace (Knösche et al., 2000). Ve vodách je stanovován celkový dusík, v rámci kterého lze rozlišit anorganický (dusičnanový, dusitanový a amoniakální) dusík a dusík organicky vázaný. Podle Rahman et al. (2008) je 34% celkového dusíku v rybníku akumulováno v biomase ryb a zbytek je rozdělen mezi vodu, sedimenty a další vodní biotu – zejména plankton a makrozoobentos. Organicky vázaný dusík je mikrobiální činností rozkládán na dusík amoniakální. Ten organismy jako řasy, sinice a bakterie preferují před dusičnanovým dusíkem jako zdroj pro syntézu nové biomasy. Za aerobních podmínek probíhá nitrifikace amoniakálního dusíku chemolitotrofními bakteriemi přes dusík dusitanový až na konečný produkt oxidace – dusík dusičnanový. Ten je zpravidla ihned využit vodními organismy, či je za anoxických podmínek z vody účinně odstraňován denitrifikací heterotrofními bakteriemi. Stejně jako u fosforu, jsou proto formy dusíku závislé na koncentraci kyslíku (Kufel, 2012; Knösche et al., 2000). Denitrifikace se uplatňuje zejména v letních měsících, kdy se zhorší kyslíkové podmínky u dna. Pokles koncentrací dusičnanového dusíku je proto obvykle doprovázen zvýšením koncentrací železa a rozpuštěného fosforu, jako tomu bylo u rybníku Dehtář. V případě tohoto rybníka byla vypočtena retence dusičnanového dusíku 90% (Potužák et Duras, 2013; Potužák et Duras, 2015). Nedostatek kyslíku nicméně rovněž zabraňuje mineralizaci organických látek a způsobuje tak nárůst koncentrací amoniakálního dusíku (Wezel et al., 2013a; Duras et al., 2014; Potužák et Duras, 2015). Dostatečný vstup dusičnanového dusíku do rybníků proto zabraňuje anaerobním procesům vzniklých v důsledku eutrofie, a zlepšuje tak schopnost retence fosforu v redox-labilních komplexech v sedimentech (Duras et al., 2014).

Vedle biochemických přeměn autochtonního organického materiálu je zdrojem dusičnanového dusíku také povodí rybníka. Zásadním plošným zdrojem je zemědělství a eroze orné půdy. Nelze však opomíjet také bodové zdroje, zvláště odpadní vody (Duras et al., 2014). Jak bylo studií Duras et al. (2014) dokázáno, v jednotlivých sub-povodích vodárenské nádrže Žlutice korelovaly koncentrace dusičnanového dusíku s podílem orné půdy. Stejně jako u dostupné formy fosforečnanového fosforu závisí zatížení navazujícího povodí dusičnanovým dusíkem na způsobu vypouštění vody z rybníka. To je patrné z měření na rybníku Hejtman I., který je napájen přítokem ze Staňkovského rybníka, ze kterého odtéká voda pouze spodní výpustí. Přítok vykazuje prakticky nulové koncentrace dusičnanového dusíku (v důsledku denitrifikace ve Staňkovském rybníce) a tento fakt se projevil u retence amoniakálního dusíku

v rybníku Hejtman I., která zde byla v letech 2010-2014 ze všech studovaných rybníků na Třeboňsku nejvyšší (Potužák et Duras, 2015).

## Živinové bilance

Jako nástroj k odhalení zdroje přísunu živin do rybníku a zjištění jejich retence, resp. vypouštění do navazujícího povodí, slouží látkové bilance. Zadržování fosforu ve vodní nádrži je zejména určeno teoretickou dobou zdržení vody (TRT), kdy s rostoucí TRT roste i procento zadrženého fosforu (Hejzlar et al., 2006; Duras et Potužák, 2012; Potužák et Duras, 2015). Z průběhu křivky na Obr. 1 je patrný počáteční strmý růst retence. To znamená, že i silně průtočné rybníky s krátkou dobou zdržení dva až tři týdny mohou zadržovat kolem 30% fosforu, který do nich vstoupí. Jinými slovy koncentraci hlavního eutrofizačního prvku a v důsledku toho i přítomnost sinic v níže situovaných nádržích mohou významně ovlivnit i průtočné rybníky (Potužák et Duras, 2015).



Obr. 1: Vztah mezi teoretickou dobou zdržení vody (TRT) a retencí celkového fosforu včetně vzorce pro výpočet potenciální retence (R) (převzato a upraveno z Hejzlar et al., 2006; Potužák et Duras, 2015).

K hodnocení živinové retence rybníků nelze přistupovat stejně jako u mělkých jezer či přehrad. Důvodem je fakt, že bilance živin je v rybnících významně determinována chovem ryb a hospodářskými zásahy. V případě rybníků tak nelze účinně pracovat s retencí živin v rámci kalendářního roku a relativně stabilní úrovní hladiny, jako je tomu u jezer. Objektivnější je proto posuzovat retenci v rámci celého hospodářského cyklu od ukončení jednoho výlovu do ukončení druhého. Mnoho rybníků je stále obhospodařováno dvouhorkovým způsobem a zde může být účelné porovnávat retenci i za jednotlivá horka. Rok v tomto případě nezačíná lednem, ale měsícem po výlovu (Potužák et Duras, 2015).

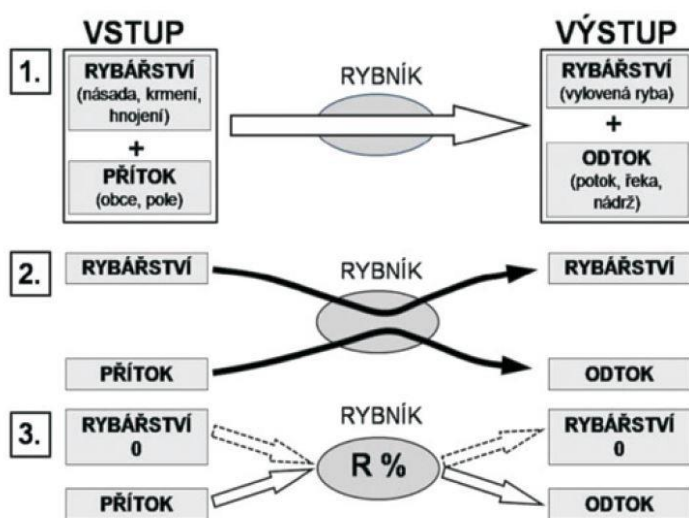
Jak dále uvádí Duras et al. (2015), hodnocení dat získaných bilančním monitoringem může být značně komplikováno např.:

- víceletým hospodářským cyklem, kdy v průběhu jednoho cyklu může být ryba dosazována či odlovována, nebo se v jednotlivých letech liší intenzita krmení a hnojení, výška hladiny a tím i objem vody a TRT
- vypouštěním a následným výlovem, který představuje zásadní položku v exportu látek, ale probíhá až na konci víceletého cyklu
- napouštěním rybníka po výlovu, zejména v případě velkých rybníků s hydrologicky málo vodným povodím nebo v dlouhých obdobích sucha. Zde po velké části vegetační sezony nemusí z rybníka odtékat žádná voda, což má za výsledek pozitivní vliv na živinovou retenci
- nárazovým vstupem látek z povodí či komunálních odpadních vod, např. při odlehčení
- povodňové stavy, které u průtočných rybníků mohou výrazně zkrátit TRT a snížit tak retenci živin.

Látkovou bilanci živin lze podle výsledku označit za pozitivní (kladnou), negativní (zápornou) či vyrovnanou. V případě pozitivní bilance se jedná o stav, kdy je vstup živin z přítoku a hospodaření vyšší než výstup živin odtokem a výlovem ryb. Fosfor je tedy rybníkem zadržován. V případě negativní bilance je situace opačná a z rybníka odtéká více živin, než do něj vstupuje (Knösche et al., 2000; Kufel 2012). Analogicky jsou označovány výsledky bilancí pro rybářské hospodaření (salda). Jako pozitivní saldo lze tedy označit výsledek, kde vstup živin z násady, krmení a hnojení je vyšší než výstup výlovkem.

K hodnocení živinové bilance u rybníků, kde jsou látkové toky ovlivněny hospodařením, existuje několik základních přístupů. Jejich základní schémata jsou popsána na

Obr. 2 (Duras et Potužák, 2012; Potužák et Duras, 2012b). Základní přístup zahrnuje porovnání součtu látkových vstupů (včetně rybářského hospodaření) s výstupy (včetně biomasy odlovených ryb) (Knösche et al., 2000; Waters et Webster-Brown, 2015). Výsledkem tohoto přístupu je obvykle pozitivní bilance fosforu, a to i na intenzivně obhospodařovaných rybnících. Tento závěr může vzbudit dojem, že rybník vždy zlepšuje kvalitu vody (Knösche et al., 2000). Rybník však nemůže systematicky uvolňovat fosfor. Určitou výjimkou mohou být jen velmi málo průtočné rybníky s vysokou vrstvou sedimentu bohatého na fosfor a organické látky, i zde však nelze mluvit o systematicky negativní bilanci (Potužák et Duras, 2012b). Druhou možností je přístup tzv. nulového salda rybářského hospodaření, při kterém je sledováno rybářské hospodaření odděleně od přísunu živin z povodí. Při tomto přístupu je porovnávána skutečná retence fosforu v rybníce s retencí potenciální, což umožňuje zhodnotit, zda a do jaké míry přispívá rybářské hospodaření k jejímu snižování (Potužák et Duras, 2012b; Potužák et Duras, 2015; Potužák et al., 2016). Poslední možnost zahrnuje výpočet potenciální retence fosforu z teoretické doby zdržení (Hejzlar et al., 2006), viz vzorec na Obr. 1. Na základě potenciální retence lze odhadnout, kolik by mělo při daném vstupu fosforu přítokem do rybníka z rybníka také odtékat. Pokud se očekávaná hodnota liší od skutečnosti, je nutné hledat příčinu jinde, například ve vstupu z rybářského managementu. Tento přístup ukazuje maximální potenciál retence fosforu, kterou by mohl rybník v povodí uplatnit, a umožňuje rovněž zhodnotit ztrátu přirozené retenční schopnosti v důsledku nevhodného hospodaření, proto může být využit při hodnocení ekosystémových služeb, zejména regulačních a podpůrných (Duras et Potužák, 2012; Potužák et Duras, 2012b).



Obr. 2: Schémata přístupů pro hodnocení látkové bilance rybníků. R % - potenciální retence P (převzato z Duras et Potužák, 2012).

## 3. Metodika

### Popis lokality

Rybník Svět se nachází na jižním okraji města Třeboň v Jihočeském kraji. Jeho nadmořská výška je 435-440 m. n. m., prochází jím 49. rovnoběžka severní šířky. Rybník byl vybudován ve 2. pol. 16. století. Jedná se o vysoce úrodný, hlavní kaprový rybník. Na rybníce se uplatňuje dvouhorkový systém hospodaření. Dle Metodického pokynu ZP03/2003 spadá Svět do kategorie polointenzifikačních rybníků. Kromě produkce ryb slouží také k rekreaci a sportu, na severovýchodním břehu se nachází koupaliště a konají se zde veslařské závody. Právě o soulad produkčních a mimoprodukčních funkcí je usilováno přibližně od roku 2000 po vzájemné dohodě mezi majitelem rybníku a městem Třeboň v rámci projektu revitalizace rybníka Svět. Podle projektu zde má docházet k hospodářským omezením, která povedou ke zlepšení kvality vody. Jedná se především o nasazování účelové rybí obsádky, která však není nikde blíže definována (Lukavský et al., 2014).

Hlavním přítokem je Spolský potok, který je přítokem Lužnice (přes Zlatou stoku) a přitéká do rybníka Svět přes mokřad ze západu. Spolský potok pramení u obce Ledenice. Protéká zalesněnými oblastmi, vyjma obce Spolí, kterou protíná, a jejího okolí. Před Světem napájí Spolský potok tři rybníky: Adamovský r., Výskok a Spolský r. (Obr. 3). Druhým největším přítokem je výpusť z Opatovického rybníku, jehož přepad je položen výše než hladina Světa. Do rybníku ústí rovněž tři drenáže ze zemědělských ploch na severní straně, které fungují pouze epizodicky při srážkoodtokových událostech, a potok přitékající od Církvického rybníku, který je se Světem v neustálém kontaktu a voda bývá střídavě mezi nimi vyměňována. Rybník má dvě výpusti. Hlavní východní (spodní výpusť) se využívá pro odtok Spolského potoka, severní k vypouštění rybníka nebo při povodních. Přítoky i drenáže vedoucí do rybníka, včetně hlavní výpusti, jsou patrné z Obr. 3, 5.

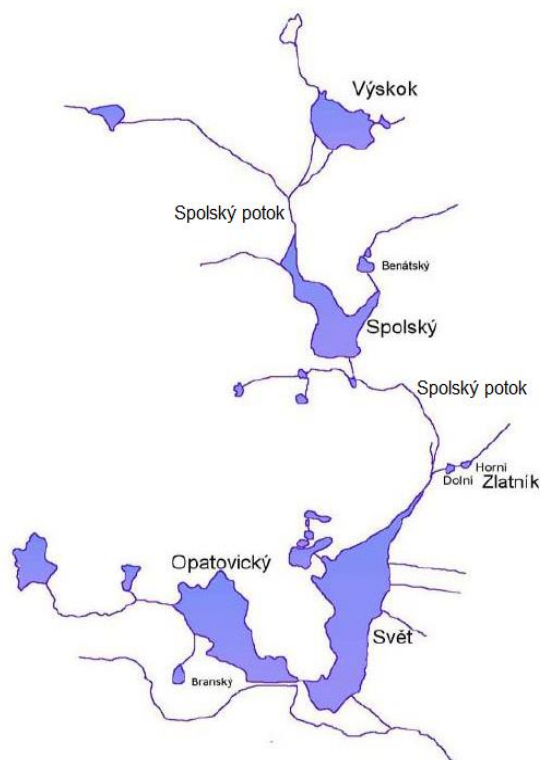
Rybník je na severozápadní a jižní straně obklopen obdělávanou zemědělskou půdou, z pohledu přísunu živin jsou proto rizikem již zmiňované drenáže i přímé splachy z polí.



Tab. 1: Vybrané parametry rybníka Svět.

Parametr	rybník Svět
Plocha [ha]	214,88
Objem [m <sup>3</sup> ]	3325000
Hloubka prům. [m]	2
TRT * 2015 [den]	246
Velikost povodí hl. přítoku [km <sup>2</sup> ]	84,6
Vzorkovací období	2007-2015
Počet odběrových profilů rybník/přítok/odtok	1/3/1

\* TRT (theoretical retention time) – teoretická doba zdržení



Obr. 3: Kaskáda rybníků v povodí Spolného potoka (převzato a upraveno z Lukavský et al., 2003).

Tab. 2: Hospodářský cyklus rybníka za období monitoringu (2007-2015).

1. horko	2007	-	2009	-	2011	-	2013	-	2015
2. horko (výlov)	-	2008	-	2010	-	2012	-	2014	-

## **System vzorkování, chemická analýza**

V letech 2007 – 2013 probíhaly odběry přibližně jednou měsíčně, od roku 2014 v pravidelných 14 denních intervalech. Při výlovu výše položeného rybníku Spolský v listopadu 2015 probíhaly odběry ve 24 hodinových intervalech. Autor práce se aktivně účastnil několika odběrů v roce 2015.

Pro účely dlouhodobých a sezonních trendů chemismu vody byl na profilu u východní výpusti rybníka z hráze prováděn novodurovou vzorkovací trubicí o délce 2 m a průměru 3 cm hloubkově integrovaný odběr směsných vzorků z eufotické vrstvy. Odběry a nakládání se vzorky probíhaly v souladu s normou ČSN EN ISO 5667-1 Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků, ČSN EN ISO 5667-3 Konzervace vzorků a manipulace s nimi, ČSN ISO 5667-14 Pokyny k zabezpečování jakosti odběru vzorků vod a manipulace s nimi, ČSN ISO 5667-4 Pokyny pro odběr vzorků z vodních nádrží.

## **Stanovení fyzikálně chemických parametrů (*in situ*)**

Pro kvalitativní stanovení průhlednosti byla používána Secchiho deska kruhového tvaru o průměru 30 cm. Přesnost stanovení průhlednosti je 5 cm. Měření probíhala v souladu s ČSN EN ISO 7027 – Jakost vod – Stanovení zákalu.

Množství rozpuštěného kyslíku bylo stanoveno luminiscenční metodou LDO. Metoda je založena na zaznamenávání odrazu záření od molekul kyslíku. Záření je emitováno diodami sondy a odraz zaznamenáván fotodiodou.

Hodnota pH byla stanovena elektrochemicky pH metrem v souladu s ČSN ISO 10523 - Jakost vod - Stanovení pH. Metoda je založena na měření rozdílu elektrochemického potenciálu článků.

Elektrická konduktivita byla stanovena v souladu s ČSN EN 27888 - Jakost vod - Stanovení elektrické konduktivity. Metoda je založena na měření elektrolytického odporu vody.

Teplota vody při odběru byla měřena digitálním kalibrovaným teploměrem v souladu s ČSN 75 7342 - Jakost vod - Stanovení teploty.

Základní fyzikálně-chemické parametry byly zjišťovány s využitím multiparametrické sondy YSI.

## **Chemická analýza**

Chemické analýzy vzorků byly provedeny v akreditované Vodohospodářské laboratoři Povodí Vltavy, s.p. v Českých Budějovicích.

### **Celkový fosfor, celkový rozpuštěný fosfor**

Celkový fosfor a celkový rozpuštěný fosfor byl stanovován spektrofotometrickou metodou CFA v souladu s ČSN EN ISO 15681-2 (757464) Jakost vod - Stanovení orthofosforečanů a celkového fosforu průtokovou analýzou (FIA a CFA) - Část 2: Metoda kontinuální průtokové analýzy (CFA). Před stanovením celkového rozpuštěného fosforu proběhla filtrace vzorku (velikost pórů 0,45 μm).

### **Celkový dusík**

Celkový dusík by stanovován elektrochemickou detekcí po oxidaci na oxidy dusíku v souladu s normou Jakost vod - Stanovení dusíku - Stanovení vázaného dusíku (TNb) po oxidaci na oxidy dusíku.

### **N – NO<sub>3</sub>, N- NO<sub>2</sub>**

Dusičnanový dusík a dusitanový dusík byl stanovován spektrofotometricky metodou CFA v souladu s ČSN EN ISO 13395 Jakost vod - Stanovení dusitanového dusíku a dusičnanového dusíku a sumy obou průtokovou analýzou (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí.

## **N-NH<sub>4</sub>**

Amoniakální dusík byl stanovován spektrofotometricky metodou CFA v souladu s ČSN EN ISO 11732 Jakost vod - Stanovení amoniakálního dusíku - Metoda průtokové analýzy (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí.

## **TOC, DOC**

Celkový organický uhlík a rozpuštěný organický uhlík byl stanovován spektrofotometricky v souladu s ČSN EN 1484 (757515) Jakost vod - Stanovení celkového organického uhlíku (TOC) a rozpuštěného organického uhlíku (DOC). Metoda je založena na oxidaci organického uhlíku na oxid uhličitý. Před stanovením rozpuštěného organického uhlíku proběhla filtrace vzorku (velikost pórů 0,45 μm).

## **TC, TIC**

Celkový uhlík byl stanovován spektrofotometricky. Celkový anorganický uhlík byl vypočítán jako rozdíl mezi celkovým a celkovým organickým uhlíkem po úplném odstranění anorganického uhlíku ze vzorku okyselením a vytěsněním.

## **NL**

Nerozpuštěné látky byly stanovovány gravimetricky v souladu s ČSN 75 7346 Jakost vod - Stanovení rozpuštěných látek, ČSN 75 7350 Jakost vod - Stanovení ztráty žiháním nerozpuštěných látek. Metoda je založena na zachycení nerozpuštěných látek z objemu homogenního vzorku na filtru a zjištění jejich hmotnosti po vysušení při 105°C. Po vyžhání nerozpuštěných látek při teplotě 550°C se stanoví zbytek po žihání.

## **Chlorofyl *a***

Chlorofyl *a* byl stanovován spektrofotometricky v souladu s ČSN ISO 10260 (757575) Jakost vod - Měření biochemických ukazatelů - Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu-*a*. Metoda je založena na extrakci pigmentů z fytoplanktonu po filtraci horkým etanolem a následném spektrofotometrickém stanovení při 665 nm.

## **BSK<sub>5</sub>**

Množství rozpuštěného kyslíku pro stanovení BSK<sub>5</sub> bylo měřeno elektrochemicky kyslíkovou elektrodou v souladu s ČSN EN 1899 Jakost vod - Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po *n* dnech (BSK<sub>*n*</sub>). Biochemická spotřeba kyslíku (BSK) se stanovuje jako rozdíl

koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vzorku vody před a po proběhnutí biochemické oxidace organických látek při uzančně standardizovaných podmínkách inkubace vzorku.

### **CHSK<sub>Mn</sub>**

CHSK<sub>Mn</sub> byla stanovována titračně v souladu s ČSN EN ISO 8467 (757519) Jakost vod - Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem (CHSK<sub>Mn</sub>). Metoda je založena na oxidaci organických látek manganistanem draselným v prostředí kyseliny sírové při varu.

### **CHSK<sub>Cr</sub>**

CHSK<sub>Cr</sub> byla stanovována spektrofotometricky v souladu s ČSN ISO 15705 Jakost vod - Stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK<sub>Cr</sub>) - Metoda ve zkumavkách. Metoda je založena na oxidaci organických látek dichromanem draselným v prostředí kyseliny sírové.

### **KNK 4,5**

Kyselinová neutralizační konstanta byla stanovována titračně v souladu s ČSN EN ISO 9963-1 Jakost vod - Stanovení kyselinové neutralizační kapacity (KNK). Část 1: Stanovení KNK 4,5 a KNK 8,3. Metoda je založená na titraci vzorku odměrným roztokem kyseliny chlorovodíkové až do hodnoty pH 4,5. Body ekvivalence jsou indikovány potenciometricky nebo vizuálně.

### **Celkové železo**

Celkové železo bylo stanovováno metodou ICP-MS (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem) v souladu s ČSN EN ISO 17294 Jakost vod - Použití hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS).

## **Použitý software**

Mapa odběrových profilů byla vytvořena v programu ArcGIS 10.2 za použití mapových vrstev CORINE Land Cover a DIBAVOD. Data byla zpracována v softwaru MS Excel 2013.

## Vývoj ukazatelů chemismu vody

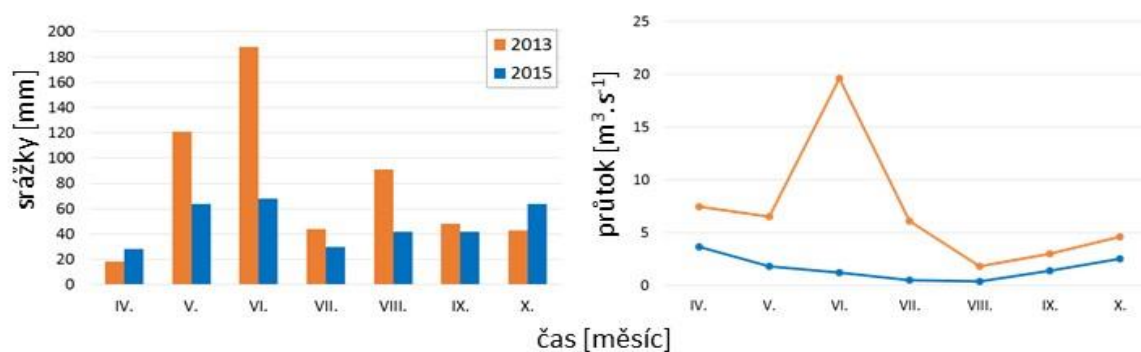
Pro účely této diplomové práce byla ke zpracování poskytnuta data monitoringu Povodí Vltavy s. p. z let 2007 – 2015.

Parametr ztráta žiháním (ZŽ %) byl vypočten jako rozdíl hmotností nerozpuštěných látek sušených při 105°C a nerozpuštěných látek žihaných při 550 °C. Parametr celkový organický dusík (N org.) byl vypočten jako rozdíl celkového dusíku a sumy anorganických forem dusíku. Výsledky analýz pod mezí stanovitelnosti byly brány jako polovina hodnoty meze stanovitelnosti.

### Sezónní vývoj chemismu – porovnání let 2013, 2015

Pro sezónní vývoj byly záměrně vybrány roky 2013 a 2015. Důvodem je značný rozdíl v distribuci srážek během sezóny (duben - říjen) (Obr. 4). Rok 2013 byl nadprůměrně vodný, rok 2015 naopak nadprůměrně suchý. Data průtoků a měsíčních úhrnů srážek pro roky 2013 a 2015 byla získána z veřejně dostupného internetového zdroje ČHMÚ (<http://portal.chmi.cz/>).

Vzájemně byly v těchto letech porovnávány základní chemické parametry za měsíce duben – říjen.



Obr. 4: Sezónní distribuce srážek v letech 2013 a 2015 v Jihočeském kraji. Průměrné denní průtoky na nejbližším profilu řeky Lužnice; profil Frahelž, Lomnice nad Lužnicí (zdroj ČHMÚ).

## Sezónní vývoj chemismu - porovnání hlavního přítoku a rybníka

Sezónní vývoj chemismu hlavního přítoku (Spolský potok) a rybníka byl srovnáván za rok 2015 v měsících duben – prosinec.

### Dlouhodobý vývoj

Roční průměrné koncentrace pro jednotlivé parametry byly vypočítány jako aritmetický průměr průměrných měsíčních koncentrací za měsíce duben – říjen.

### Látková bilance

Látková bilance byla vypočítána pro celkový fosfor a celkový dusík za kalendářní rok 2015 (1. horko). Výpočet proběhl podle vzorce:

$$\text{Balance P/N} = (\text{Vstup P/N přítoky} + \text{Vstup P/N rybí násada} + \text{Vstup P/N krmení}) - (\text{Výstup P/N odtok} + \text{Výstup P/N výlovek})$$

K vyhodnocení látkové bilance fosforu přístupem zahrnujícím zjištění odhadu potenciální retence (R) z teoretické doby zdržení (TRT [rok]) byl použit vzorec podle Hejzlar et al. (2006):

$$R = \frac{1,84\sqrt{TRT}}{1 + 1,84\sqrt{TRT}}$$

Tento vztah byl empiricky odvozen pro jezera a vodní nádrže v mírném pásmu a verifikován byl i pro mělká jezera. První použití pro rybníky probíhá teprve v současnosti (Potužák et Duras, 2015).

### Hydrologická bilance

Teoretická doba zdržení pro rok 2015 byla vypočtena jako podíl objemu přítoku vody za rok do rybníka a objemu rybníka [m<sup>3</sup>]. Odtok z rybníka probíhal během roku nepravidelně, největšího odtoku bylo dosaženo v měsících říjen a listopad, a to v souvislosti se zvýšeným úhrnem srážek v povodí a vypouštěním výše položeného Spolského rybníka. Tento odtok nebyl monitoringem zachycen, proto byl objem vypuštěné vody aproximován z dat o změně výšky

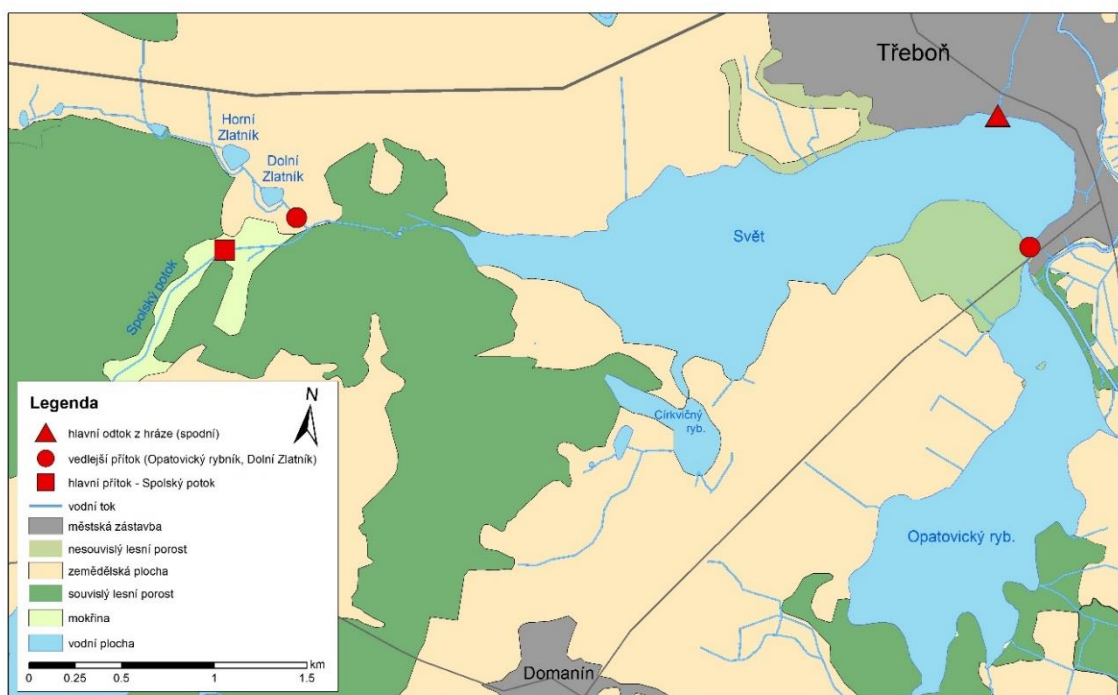
hladiny rybníka poskytnutými Rybářstvím Třeboň, a.s. Poskytnutá data mají týdenní frekvenci měření.

## Vstup živin z povodí

Pro účely výpočtu látkové bilance byly na profilech významných přítoků rybníka měřeny průtoky za použití FlowTracker a odebírány bodové vzorky pro stanovení koncentrace nutrientů. V období výlovu Spolského rybníka probíhaly na Spolském potoce odběry směsných vzorků (4/24 h.). Monitorované profily (Obr. 5): Spolský potok, odtok z rybníku Dolní Zlatník, odtok z Opatovického rybníku. Průtoky na profilu odtok z Opatovického rybníku byly ve dnech 4.3., 17.3., 1.4., 15.4., 29.4., 12.5., 22.6., 26.8., 8.9. a 30.9. 2015 na místě stanoveny kvalifikovaným odhadem z důvodu nemožnosti měření. Měření průtoků a odběry vzorků vody probíhaly ve 14 denních intervalech. Z dat byly následně vypočteny průměrné měsíční průtoky a průměrné měsíční koncentrace nutrientů. Jako součin průměrných měsíčních průtoků a průměrných měsíčních koncentrací byl vypočten roční import celkového fosforu a celkového dusíku do rybníka.

## Výstup živin z rybníka

Množství exportovaných živin z rybníka bylo aproximováno jako součin koncentrace živin ve směsném vzorku hladiny rybníka a objemu vypuštěné vody v daném týdnu.



Obr. 5: Schéma odběrových profilů na přítocích a na odtoku rybníka.



## Rybářské hospodaření

Společností Rybářství Třeboň a.s. byly poskytnuty údaje o hospodaření podle § 19 – 24 zákona č. 99/2004 Sb. za roky 2011 – 2015. V roce 2012 a 2014 proběhl výlov. Údaje obsahují data o druhovém složení obsádky/výlovku, počty kusů jednotlivého druhu a jejich celková hmotnost, množství a složení krmiva a hmotnost aplikovaného vápna.

Jak je patrné z dat rybářského hospodaření publikovaných v Jakešová (2011), ještě v hospodářském cyklu 2009-2010 na rybníce probíhalo organické hnojení. V současné době je však na rybníce podle rozhodnutí Krajského úřadu Jihočeského kraje aplikace organických hnojiv zakázána. Ke krmení se v letech 2011 – 2015 používalo žito, triticales a pšenice v přibližném poměru 4:2:1.

Pro výpočet látkové bilance byly použity následující průměrné hodnoty obsahu nutrientů:

Ryby: 8,1 g.kg<sup>-1</sup> celk. fosforu; 29 g.kg<sup>-1</sup> celk. dusíku (Sternier et George, 2000; Tanner et al., 2000; Hartman, 2012; Hlaváč et al., 2014)

Pro násadu i ryby vylovené byl použit stejný obsah celkového fosforu a celkového dusíku v biomase.

### Obiloviny:

- žito - 3,5 g.kg<sup>-1</sup> celk. fosforu; 16,1 g.kg<sup>-1</sup> celk. dusíku (Steiner et al., 2007; Kowieska et al., 2011; Hlaváč et al., 2013; Hlaváč et al., 2014)
- triticales - 3,4 g.kg<sup>-1</sup> celk. fosforu; 19,1 g.kg<sup>-1</sup> celk. dusíku (Steiner et al., 2007; Kowieska et al., 2011; Hlaváč et al., 2014)
- pšenice - 3,3 g.kg<sup>-1</sup> celk. fosforu; 19,2 g.kg<sup>-1</sup> celk. dusíku (Cossa et al., 2000; Steiner et al., 2007; Hlaváč et al., 2014)

Organická hnojiva: 1,4 g.kg<sup>-1</sup> celk. fosforu; 5 g.kg<sup>-1</sup> celk. dusíku (Hartman, 2012; Potužák et al., 2016)

Hodnoty pro obsah nutrientů v organických hnojivech byly použity pro nejčastěji používaná hnojiva v našich podmínkách a na rybnících, s nimiž je hospodaření na r. Svět srovnáváno. Množství krmiva použitého v roce 2011 bylo pro absenci dat aproximováno

kvalifikovaným odhadem na základě dat z hospodářských cyklů v letech 2012-2015, včetně dat publikovaných v Jakešová (2011).

Bilance rybářského hospodaření byla vypočítána podle vzorce:

$$\text{Bilance } P = (Vstup\ P\ násada + Vstup\ P\ krmení (+ Vstup\ P\ hnojení)) - (Výstup\ P\ výlovek)$$

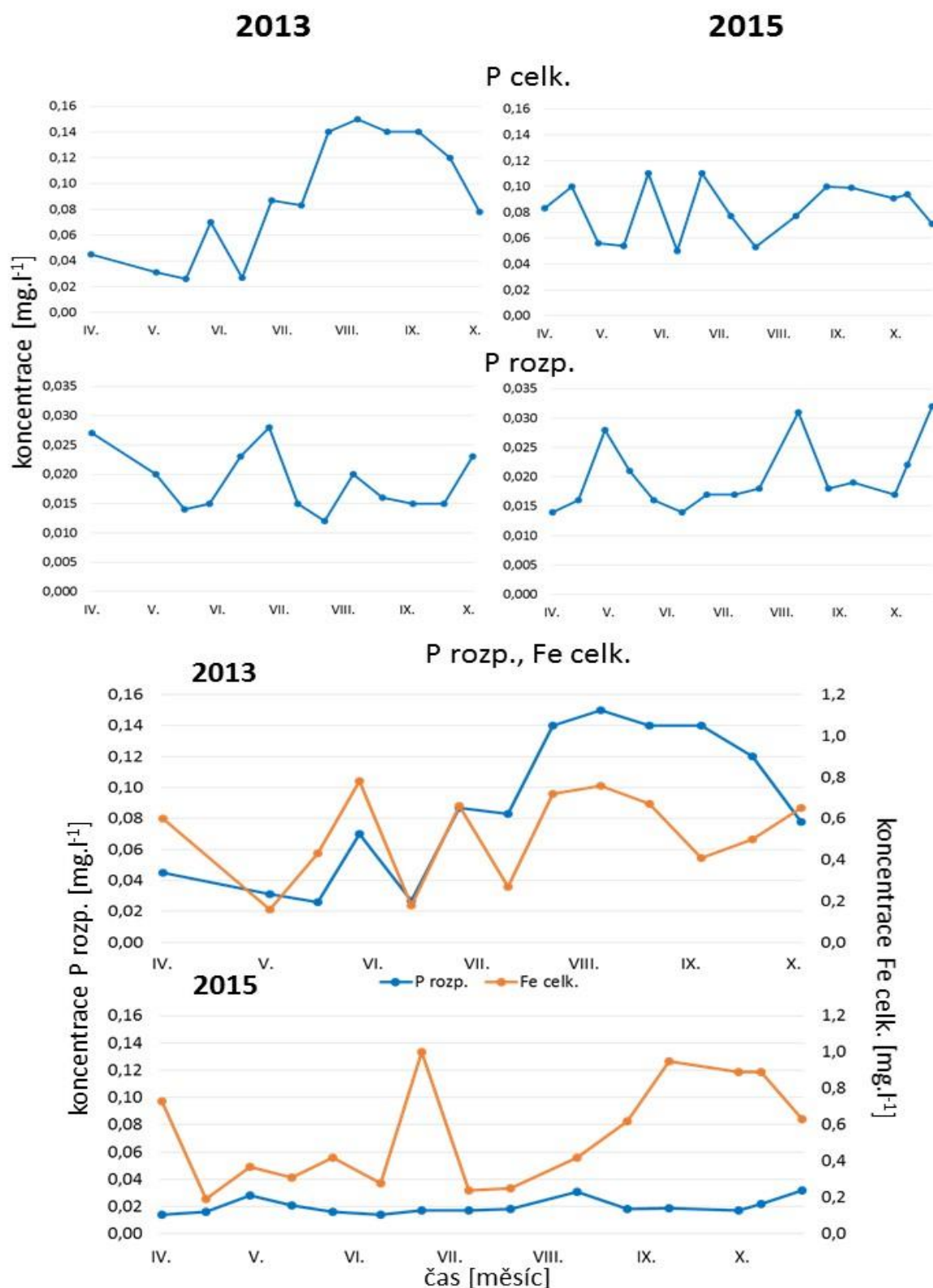
Relativní krmný koeficient (RKK) byl vypočten jako podíl hmotností použitého krmiva a čisté produkce ryb. Ekvivalentní změna koncentrace fosforu ( $\Delta P_{celk}$ ) ve vodě byla vypočtena podle vzorce (Hejzlar et al., 2006):

$$\Delta P_{celk} = \frac{P_K - P_{PR}}{q_w}$$

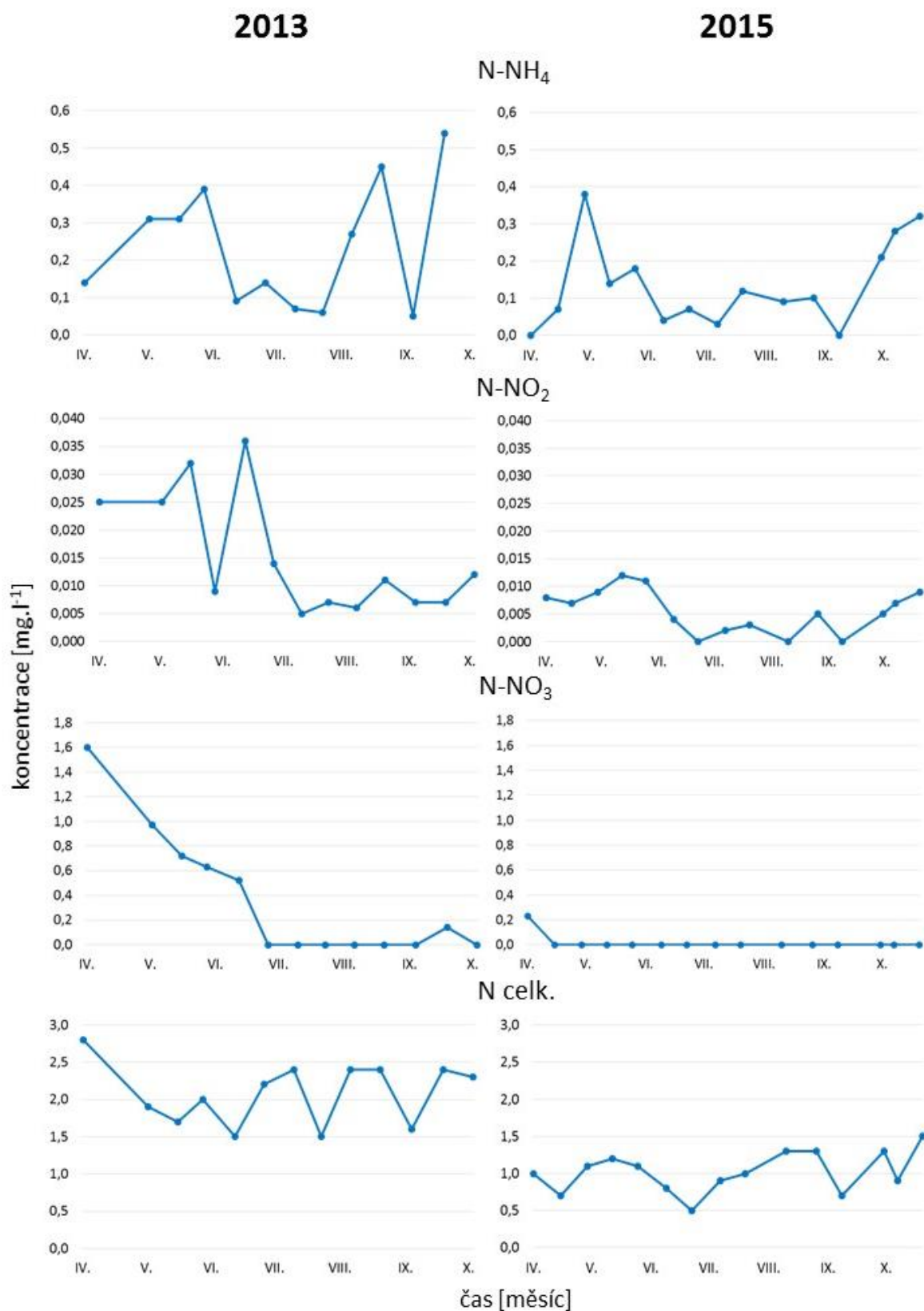
, kde  $\Delta P_{celk}$  je průměrná změna koncentrace fosforu ve vodě [ $\text{mg.l}^{-1}$ ],  $P_K$ ,  $P_{PR}$  jsou množství fosforu v krmení a čisté produkci ryb [ $\text{g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ ] a  $q_w$  [ $\text{m}.\text{rok}^{-1}$ ] je hydraulické zatížení rybníka vypočtené jako podíl objemu přítoku do rybníka v  $\text{m}^3$  za rok a plochy hladiny v  $\text{m}^2$ . Pro roky 2011 – 2014 bylo z důvodu absence dat z přítoků použito hydraulické zatížení rybníka vypočítané pro rok 2015.

## 4. Výsledky

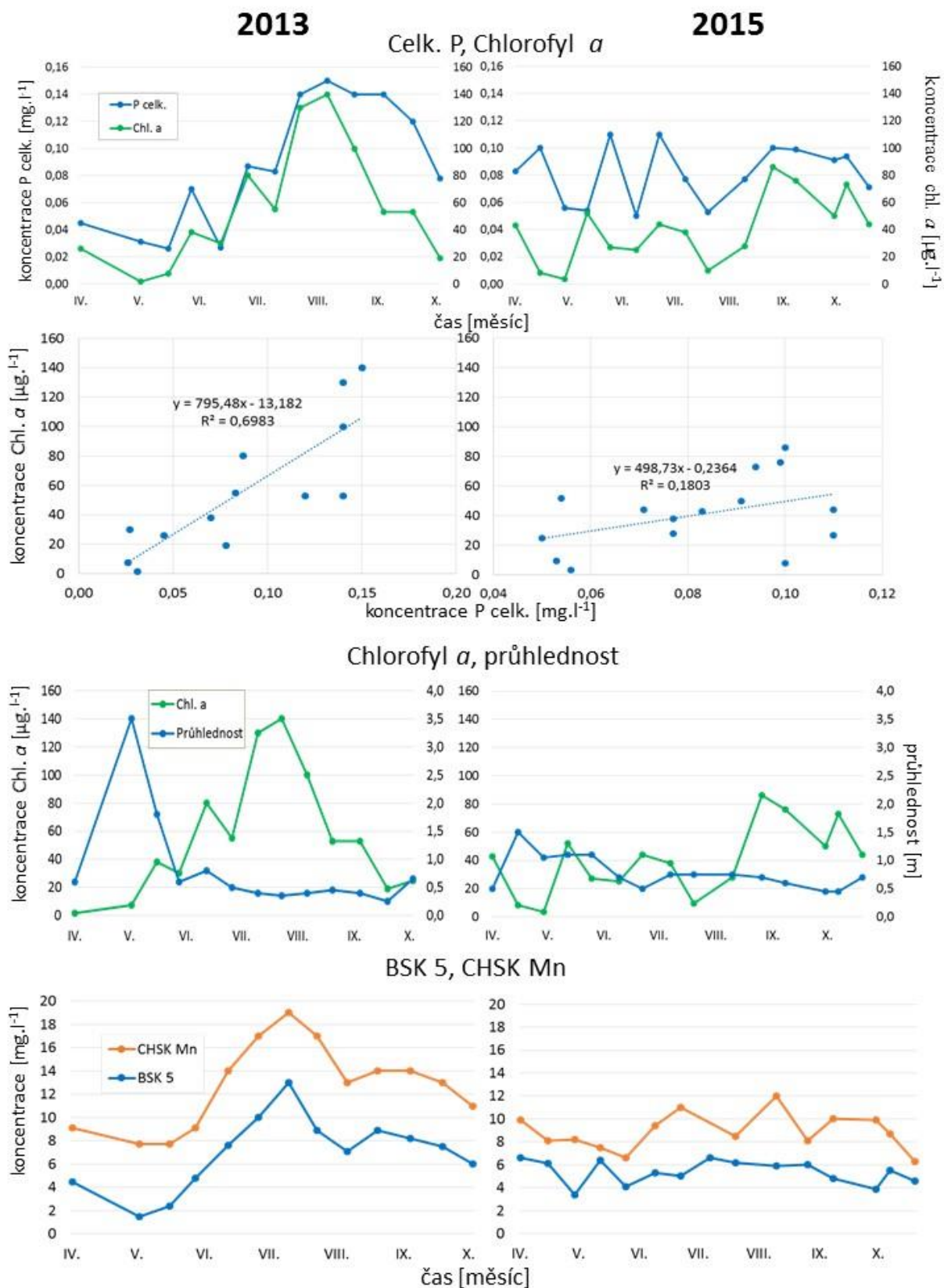
### Sezónní vývoj chemismu – porovnání let 2013, 2015



Obr. 6: Sezónní průběh koncentrací celkového fosforu (P celk.), rozpuštěného fosforu (P rozp.) a celkového železa (Fe celk.) v sezónách 2013 a 2015.



Obr. 7: Sezónní průběh koncentrací anorganických forem dusíku a celkového dusíku (N celk.) v sezónách 2013 a 2015.

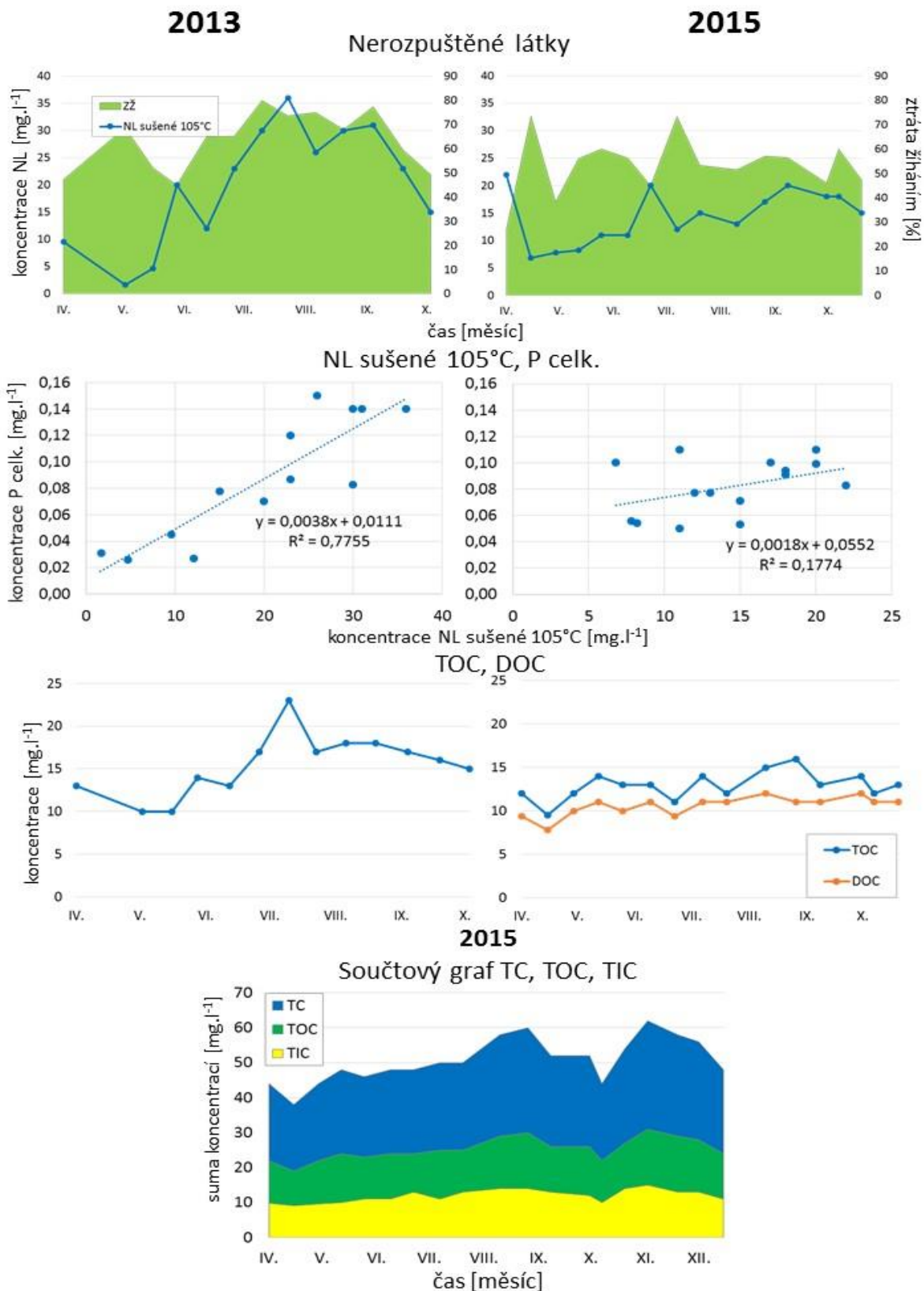


Obr. 8: Sezónní průběh koncentrací chlorofylu *a*, vztah mezi koncentracemi chlorofylu *a* a koncentrací celkového fosforu (P celk.), sezónní průběh průhlednosti a sezónní průběh koncentrací BSK<sub>5</sub> a CHSK<sub>Mn</sub> v sezónách 2013 a 2015.

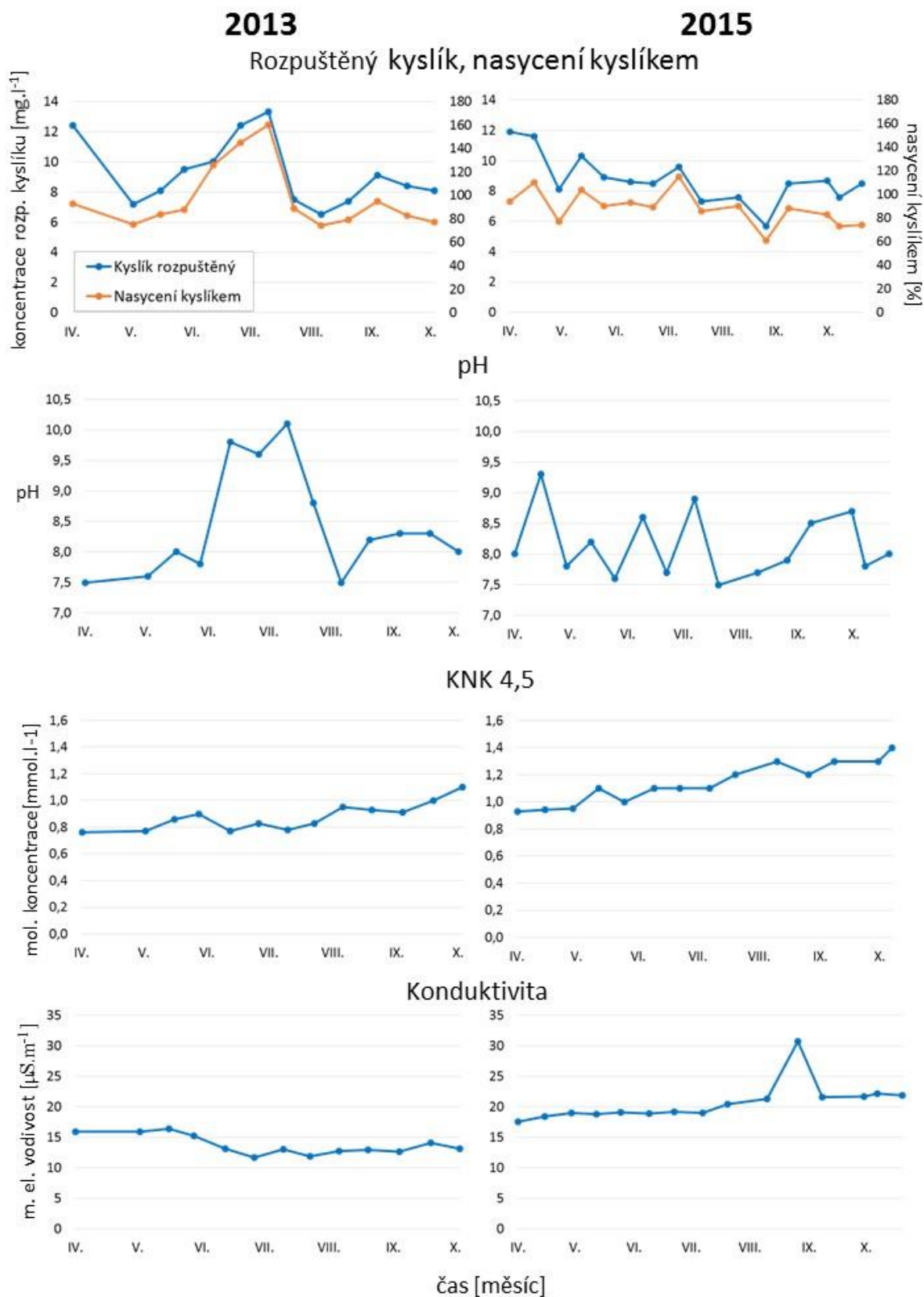
Koncentrace celkového fosforu v sezóně 2013 postupně rostla od června, maximální koncentrace byly naměřeny během srpna s měsíčním průměrem  $0,15 \text{ mg.l}^{-1}$ . Sezóna 2015 naproti tomu nevykazovala žádný trend. Průměrná sezónní koncentrace P celk.: 2013, 2015 -  $0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ . Počáteční koncentrace rozpuštěného fosforu v květnu roku 2013 a 2015 poklesly, další nárůst byl naměřen v červenci 2013 a srpnu 2015. Dále je v obou sezónách patrný nárůst koncentrací ke konci sezóny. Průměrná sezónní koncentrace P rozp.: 2013, 2015 -  $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$ . Koncentrace celkového železa v sezóně 2013 kopírovaly trend rozpuštěného fosforu s nejvyššími hodnotami během srpna. Průměrná sezónní koncentrace Fe celk.: 2013 -  $0,52 \text{ mg.l}^{-1}$ ; 2015 -  $0,55 \text{ mg.l}^{-1}$  (Obr. 6).

U amoniakálního dusíku je v obou letech patrný pokles počátečních koncentrací. V sezóně 2013 došlo k opětovnému nárůstu v průběhu srpna, v sezóně 2015 až v průběhu září. Průměrné sezónní koncentrace N-NH<sub>4</sub>: 2013 -  $0,24 \text{ mg.l}^{-1}$ ; 2015 -  $0,16 \text{ mg.l}^{-1}$ . V sezóně 2013 jsou patrné vyšší počáteční koncentrace dusitanového dusíku a jejich následný pokles v červenci. Průměrné sezónní koncentrace N-NO<sub>2</sub>: 2013 -  $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$ ; 2015 -  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ . V sezóně 2013 jsou rovněž patrné vyšší počáteční koncentrace dusičnanového dusíku s maximem v dubnu -  $1,6 \text{ mg.l}^{-1}$  a jejich následný pokles během května a června. Průměrné sezónní koncentrace N-NO<sub>3</sub>: 2013 -  $0,76 \text{ mg.l}^{-1}$ ; 2015 -  $0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ . V sezóně 2013 byly naměřeny podstatně vyšší koncentrace celkového dusíku než v sezóně 2015. Průměrné sezónní koncentrace N celk.: 2013 -  $2,1 \text{ mg.l}^{-1}$ ; 2015 -  $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$  (Obr. 7).

V sezóně 2013 je od června zřetelný nárůst koncentrací chlorofylu *a* s maximem v průběhu srpna ( $140 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ ). Sezóna 2015 naproti tomu nevykazovala žádný trend. Sezónní koncentrace chlorofylu *a* 2013 korelovaly s koncentracemi celkového fosforu a průhledností, v roce 2015 tato závislost zjištěna nebyla. Průměrné sezónní koncentrace chlorofylu *a*.: 2013 -  $56 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ ; 2015 -  $40 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ . Ukazatele organického zatížení BSK<sub>5</sub> a CHSK<sub>Mn</sub> v sezóně 2013 shodně vykazují zřetelné maximum na přelomu července a srpna. V sezóně 2015 jsou patrné nejvyšší koncentrace CHSK<sub>Mn</sub> v červenci a srpnu. Průměrné sezónní koncentrace BSK<sub>5</sub>: 2013 -  $6,5 \text{ mg.l}^{-1}$ ; 2015 -  $5,4 \text{ mg.l}^{-1}$ . Průměrné sezónní koncentrace CHSK<sub>Mn</sub>: 2013 -  $12 \text{ mg.l}^{-1}$ ; 2015 -  $8,9 \text{ mg.l}^{-1}$  (Obr. 8).



Obr. 9: Sezónní průběh koncentrací nerozpuštěných látek sušených při 105°C (NL sušené 105°C) a ztráty žiháním (ZŽ), vztah mezi konc. NL sušené 105°C a konc. celkového fosforu (P celk.), sezónní průběh konc. celkového org. uhlíku (TOC) a celkového rozpuštěného uhlíku (DOC) v sezónách 2013 a 2015, součtový (kumulativní) graf forem uhlíku v sezóně 2015.



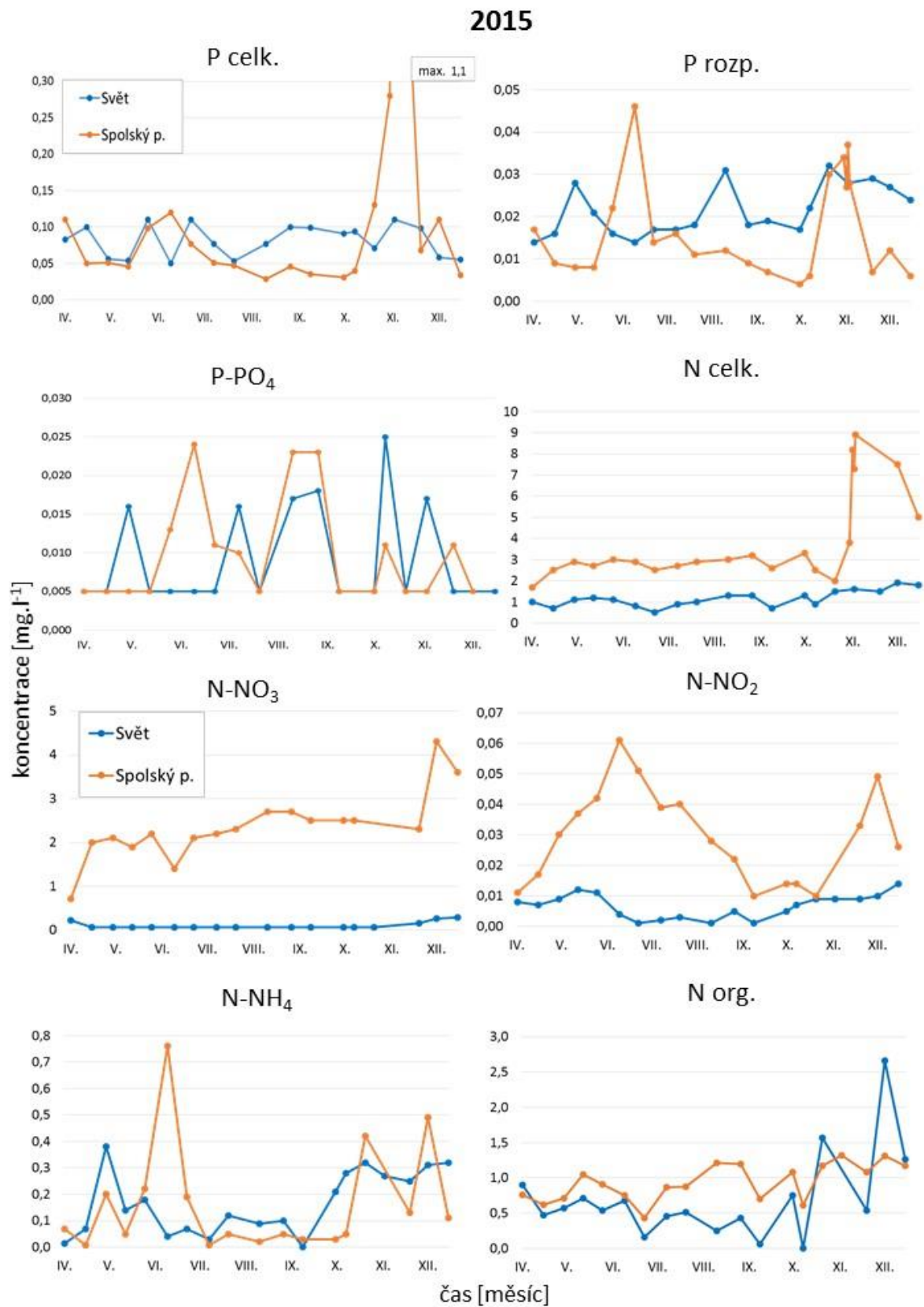
Obr. 10: Sezónní průběh koncentrací rozpuštěného kyslíku, pH, KNK 4,5 a konduktivity v sezónách 2013 a 2015.



Koncentrace nerozpuštěných látek sušených při 105°C vykazuje v červenci 2013 zřetelné maximum, stejně tak i procentuální ztráta organického podílu žíháním. Koncentrace dále korelovaly s koncentracemi celkového fosforu. Sezóna 2015 naproti tomu nevykazovala žádný trend a korelace s celkovým fosforem je zde slabá. Průměrné sezónní koncentrace NL sušené 105°C: 2013 – 20,1 mg.l<sup>-1</sup>; 2015 – 14 mg.l<sup>-1</sup>. Koncentrace celkového organického uhlíku dosahuje v sezóně 2013 svého maxima na přelomu července a srpna. Koncentrace rozpuštěného org. uhlíku nebyly v roce 2013 analyzovány. V sezóně 2015 je patrný nárůst koncentrací celkového uhlíku na přelomu srpna a září. Ze součtového grafu uhlíku pro sezónu 2015 je zřejmé, že se na koncentraci celkového uhlíku podílely organické i anorganické formy uhlíku stejnou měrou. Průměrné sezónní koncentrace TOC: 2013 – 14 mg.l<sup>-1</sup>; 2015 - 13 mg.l<sup>-1</sup>. Průměrná sezónní koncentrace DOC: 2015 – 10,7 mg.l<sup>-1</sup>. Průměrná sezónní koncentrace TC: 2015 - 25 mg.l<sup>-1</sup> (Obr. 9).

Koncentrace rozpuštěného kyslíku narůstala v sezóně 2013 od května do července, poté následoval v srpnu prudký pokles. V sezóně 2015 docházelo k postupnému poklesu koncentrací rozpuštěného kyslíku od dubna do září. Průměrné sezónní koncentrace rozpuštěného kyslíku: 2013 – 9,2 mg.l<sup>-1</sup>; 2015 – 8,8 mg.l<sup>-1</sup>. V sezóně 2013 je patrný prudký nárůst pH v druhé polovině června a následný prudký pokles v první polovině srpna. Sezóna 2015 naproti tomu nevykazovala žádný trend. Průměrné sezónní hodnoty pH: 2013 – 8,4; 2015 – 8,1. Kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 má v obou sezónách mírně rostoucí trend od dubna do října. V sezóně 2015 je patrný ojedinělý prudký pokles ve druhé polovině července. Průměrná sezónní hodnota KNK 4,5: 2013 – 0,9 mmol.l<sup>-1</sup>; 2015 – 1,1 mmol.l<sup>-1</sup>. Konduktivita má v sezóně 2013 mírně klesající trend, v sezóně 2015 naproti tomu mírně rostoucí. Průměrná sezónní vodivost: 2013 - 13,7 μS.m<sup>-1</sup>; 2015 - 20,6 μS.m<sup>-1</sup> (Obr. 10).

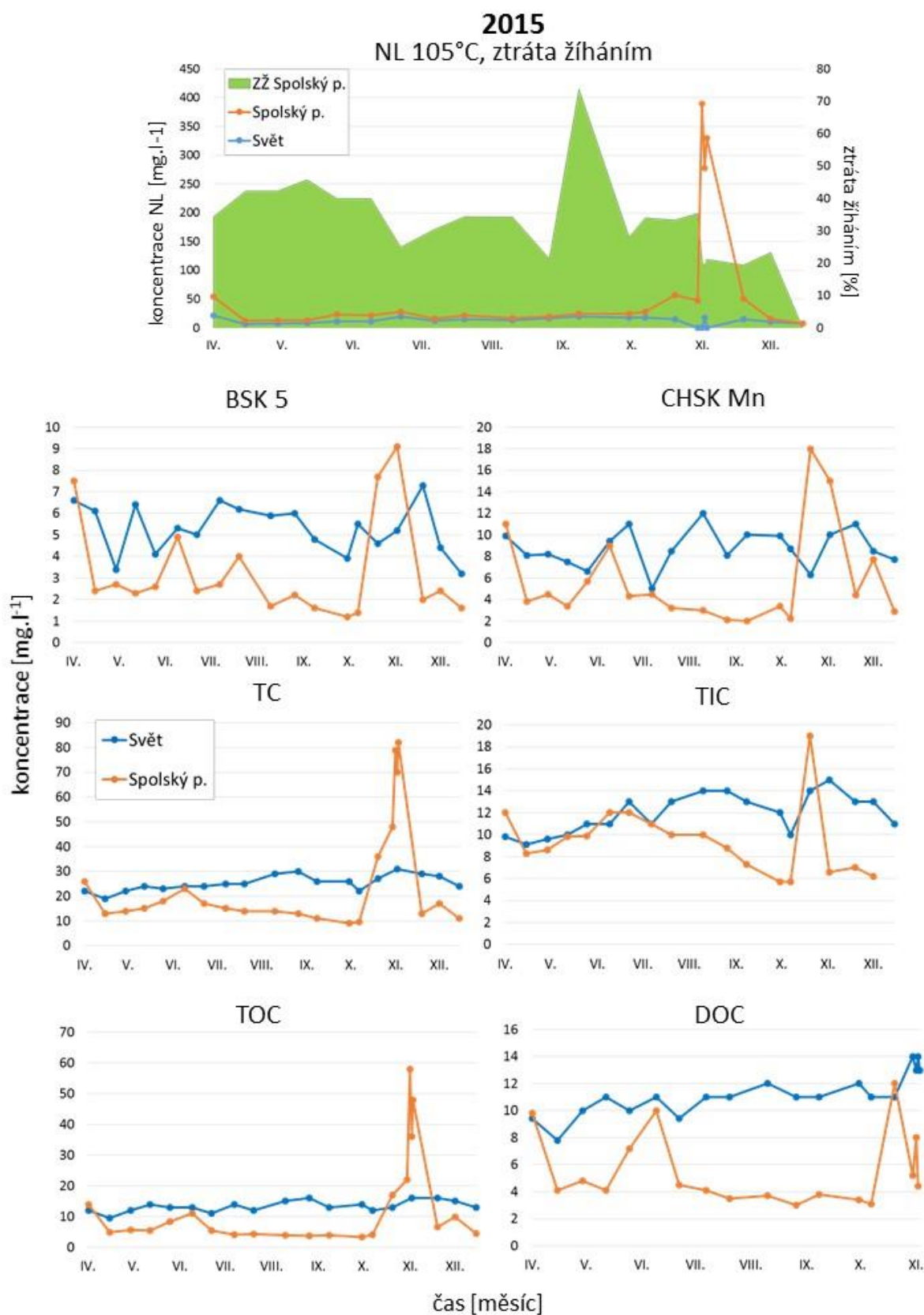
## Sezónní vývoj chemismu - porovnání hlavního přítoku a rybníka (2015)



Obr. 11: Porovnání sezónního průběhu koncentrací anorg. forem fosforu a dusíku, celkového fosforu (P celk.) a celkového dusíku (N celk.) v hlavním přítoku a rybníku pro sezónu 2015.

Koncentrace celkového fosforu byly v průběhu sezóny na přítoku nižší než v rybníce s výjimkou strmého nárůstu na přítoku v říjnu s maximem  $1,1 \text{ mg.l}^{-1}$  během výlovu Spolského rybníku. Průměrné koncentrace P celk. (bez říjnového maxima / s maximem na přítoku): Svět –  $0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ ; přítok –  $0,06 / 0,19 \text{ mg.l}^{-1}$ . Náhlý zvýšený vstup fosforu přítokem se na koncentraci v rybníce bezprostředně neprojevil. Koncentrace rozpuštěného fosforu na přítoku měla v sezóně 2015 dvě maxima, v červnu a následně během výlovu v říjnu. Spolu s růstem koncentrace v přítoku během října došlo k nárůstu koncentrace i v rybníku. Průměrné koncentrace P rozp.: Svět –  $0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ ; přítok –  $0,06 \text{ mg.l}^{-1}$  (Obr. 11).

U koncentrací celkového dusíku v přítoku došlo k prudkému nárůstu rovněž během říjnového výlovu. Průměrné koncentrace N celk. (bez říjnového maxima / s maximem na přítoku): Svět –  $1,1 \text{ mg.l}^{-1}$ ; přítok –  $3,1 / 3,9 \text{ mg.l}^{-1}$ . Koncentrace dusičnanového dusíku byly v sezóně mnohonásobně vyšší na přítoku než v rybníku. V závěru roku je v přítoku i rybníku patrný nárůst. Průměrné koncentrace N-NO<sub>3</sub>: Svět –  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ ; přítok –  $2,3 \text{ mg.l}^{-1}$ . Koncentrace dusitanového dusíku byly také znatelně vyšší na přítoku než v rybníce, je zde patrný růst od dubna do maxima v červnu a následný pokles od června do září. Následně je v závěru roku na přítoku i v rybníku opět patrný nárůst. Průměrné koncentrace N-NO<sub>2</sub>: Svět –  $0,007 \text{ mg.l}^{-1}$ ; přítok –  $0,03 \text{ mg.l}^{-1}$ . Koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku dosahuje prudkého nárůstu a následného poklesu v druhé polovině června, spolu s koncentracemi v rybníce pak následuje nárůst od října do prosince. Průměrné koncentrace N-NH<sub>4</sub>: Svět –  $0,17 \text{ mg.l}^{-1}$ ; přítok –  $0,16 \text{ mg.l}^{-1}$ . Koncentrace organického dusíku na přítoku i v rybníce vykazují mírný nárůst v závěru roku. Průměrné koncentrace N org.: Svět –  $0,9 \text{ mg.l}^{-1}$ ; přítok –  $0,7 \text{ mg.l}^{-1}$  (Obr. 11).



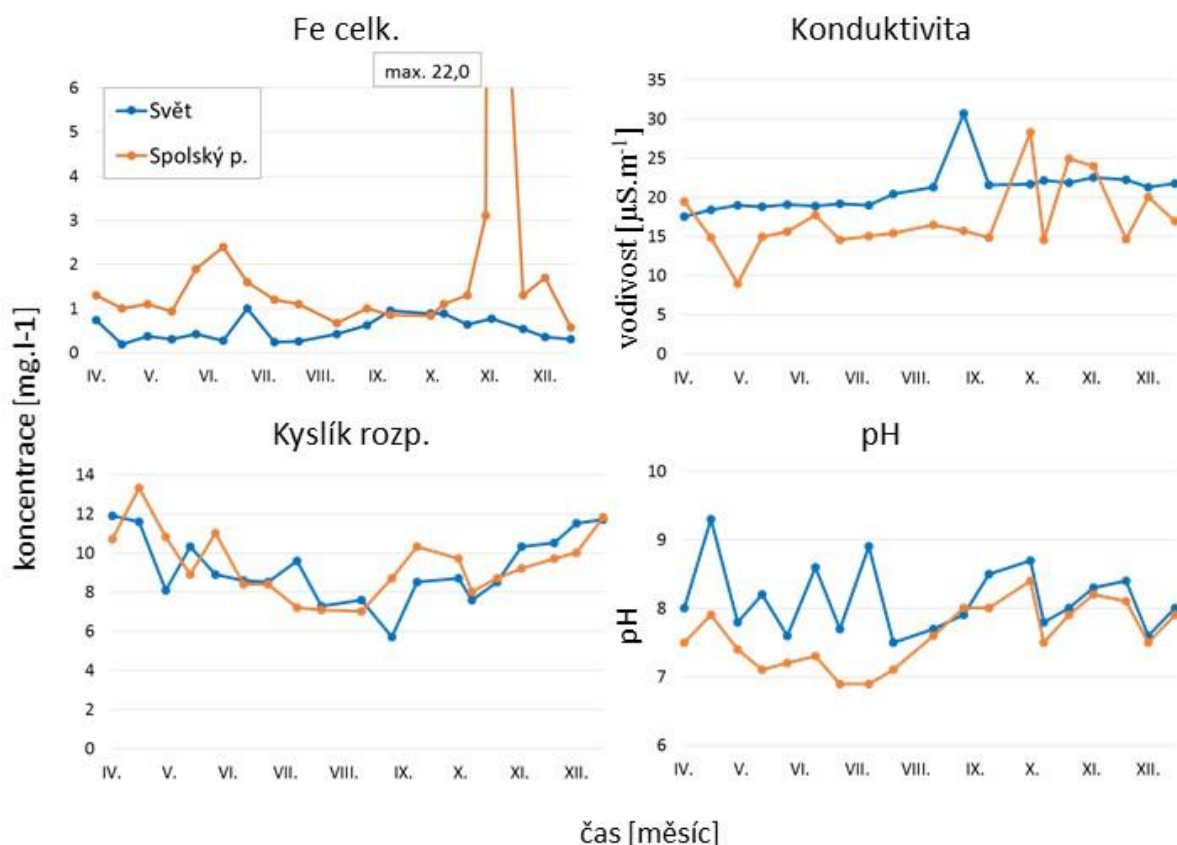
Obr. 12: Srovnání sezónního průběhu koncentrací nerozpuštěných látek sušených při 105°C (NL sušené 105°C) a ztráty žíháním (ZŽ), BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Mn</sub>, celk. uhlíku (TC), celk. anorg. uhlíku (TIC), celk. org. uhlíku (TOC) a rozpuštěného org. uhlíku v hlavním přítoku a rybníku pro sezónu 2015.

Koncentrace nerozpuštěných látek sušených při 105°C měla na přítoku i v rybníce od dubna do srpna stejný průběh. Strmý růst a rychlý pokles je na přítoku patrný během výlovu v říjnu s maximem 390 mg.l<sup>-1</sup>. Toto maximum na přítoku je v případě ztráty organického podílu žiháním naopak doprovázeno minimem 21%. Průměrné koncentrace NL 105°C (bez říjnového maxima / s maximem na přítoku): Svět – 14 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 14 / 58 mg.l<sup>-1</sup> (Obr. 12).

Koncentrace BSK<sub>5</sub> a CHSK<sub>Mn</sub> byly v průběhu sezóny na přítoku nižší než v rybníku, výjimkou byl strmý růst obou ukazatelů v říjnu. Průměrné koncentrace BSK<sub>5</sub>: Svět – 5,3 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 3,3 mg.l<sup>-1</sup>. Průměrné koncentrace CHSK<sub>Mn</sub>: Svět – 8,8 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 5,8 mg.l<sup>-1</sup> (Obr. 12).

Stejný trend koncentrací vykazoval parametr celkový uhlík, celkový anorganický uhlík a celkový organický uhlík. Koncentrace na přítoku byly až na říjen v průběhu sezóny nižší než koncentrace v rybníku. Průměrné koncentrace TC (bez říjnového maxima / s maximem na přítoku): Svět – 25 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 16 / 26 mg.l<sup>-1</sup>. Průměrné koncentrace TIC: Svět – 12 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 9 mg.l<sup>-1</sup>. Průměrné koncentrace TOC (bez říjnového maxima / s maximem na přítoku): Svět – 13 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 7 / 13 mg.l<sup>-1</sup>. Odlišný byl průběh koncentrací rozpuštěného organického uhlíku. Zde byly i přes říjnový nárůst koncentrací na přítoku koncentrace v rybníku během celého sledovaného období vyšší. Průměrné koncentrace DOC: Svět – 11 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 5 mg.l<sup>-1</sup> (Obr. 12).

2015

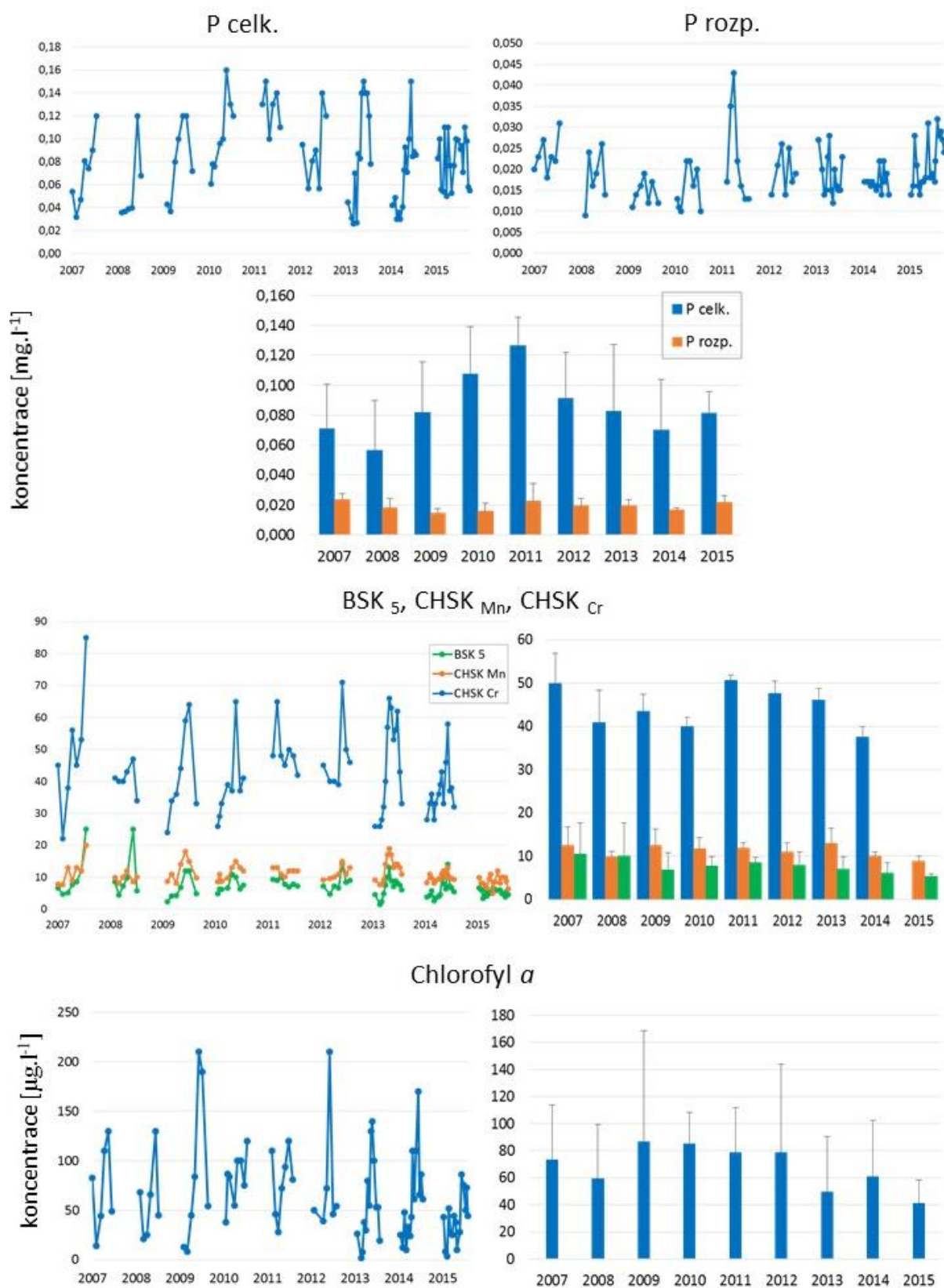


Obr. 13: Srovnání sezónního průběhu koncentrací celkového železa (Fe celk.), rozpuštěného kyslíku (Kyslík rozp.) konduktivity a pH v hlavním přítoku a rybníku pro sezónu 2015.

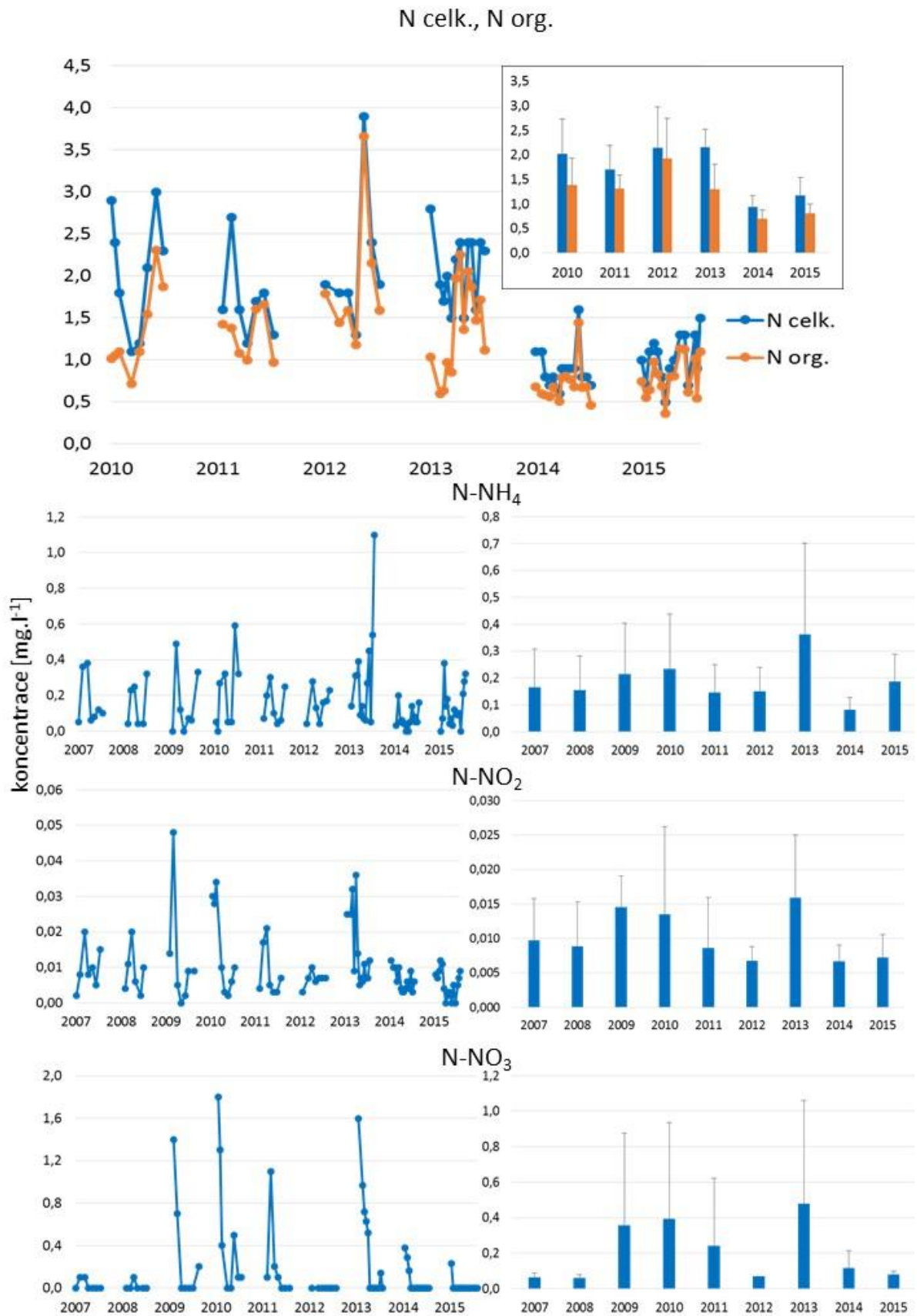
Koncentrace celkového železa byla na přítoku po celé období sledování vyšší než v rybníku, v první polovině července je na obou profilech patrný shodný nárůst. Maximální koncentrace na přítoku 22 mg.l<sup>-1</sup> nastala při strmém nárůstu během říjnového výlovu. Nárůst se však bezprostředně na koncentracích v rybníku neprojevil. Průměrné koncentrace Fe celk. (bez říjnového maxima / s maximem na přítoku): Svět – 0,5 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 1,2 / 3,3 mg.l<sup>-1</sup> (Obr. 13).

Konduktivita byla po většinu sledovaného období vyšší v rybníku než na přítoku, s výjimkou závěru roku. Průměrná vodivost: Svět – 21 μS.m<sup>-1</sup>; přítok – 17,2 μS.m<sup>-1</sup>. Koncentrace rozpuštěného kyslíku měly na obou profilech shodný trend, od dubna do srpna byl patrný pokles, po kterém následoval růst do konce roku. Průměrné koncentrace Kyslík rozp.: Svět – 9,2 mg.l<sup>-1</sup>; přítok – 9,4 mg.l<sup>-1</sup>. Hodnota pH byla ve sledovaném období vyšší v rybníku. Na obou profilech je patrný trend růstu od druhé poloviny července. Průměrná hodnota pH: Svět – 8,1; přítok – 7,6 (Obr. 13).

## Dlouhodobý vývoj chemismu



Obr. 14: Vývoj koncentrací celkového fosforu (P celk.), rozpuštěného fosforu (P rozp.); BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Mn</sub>, CHSK<sub>Cr</sub> a chlorofyl *a* v sezónách 2007 – 2015.



Obr. 15: Vývoj koncentrací celkového dusíku (N celk.), celkového organického dusíku (N org.) a anorganických forem dusíku v letech 2007 – 2015.

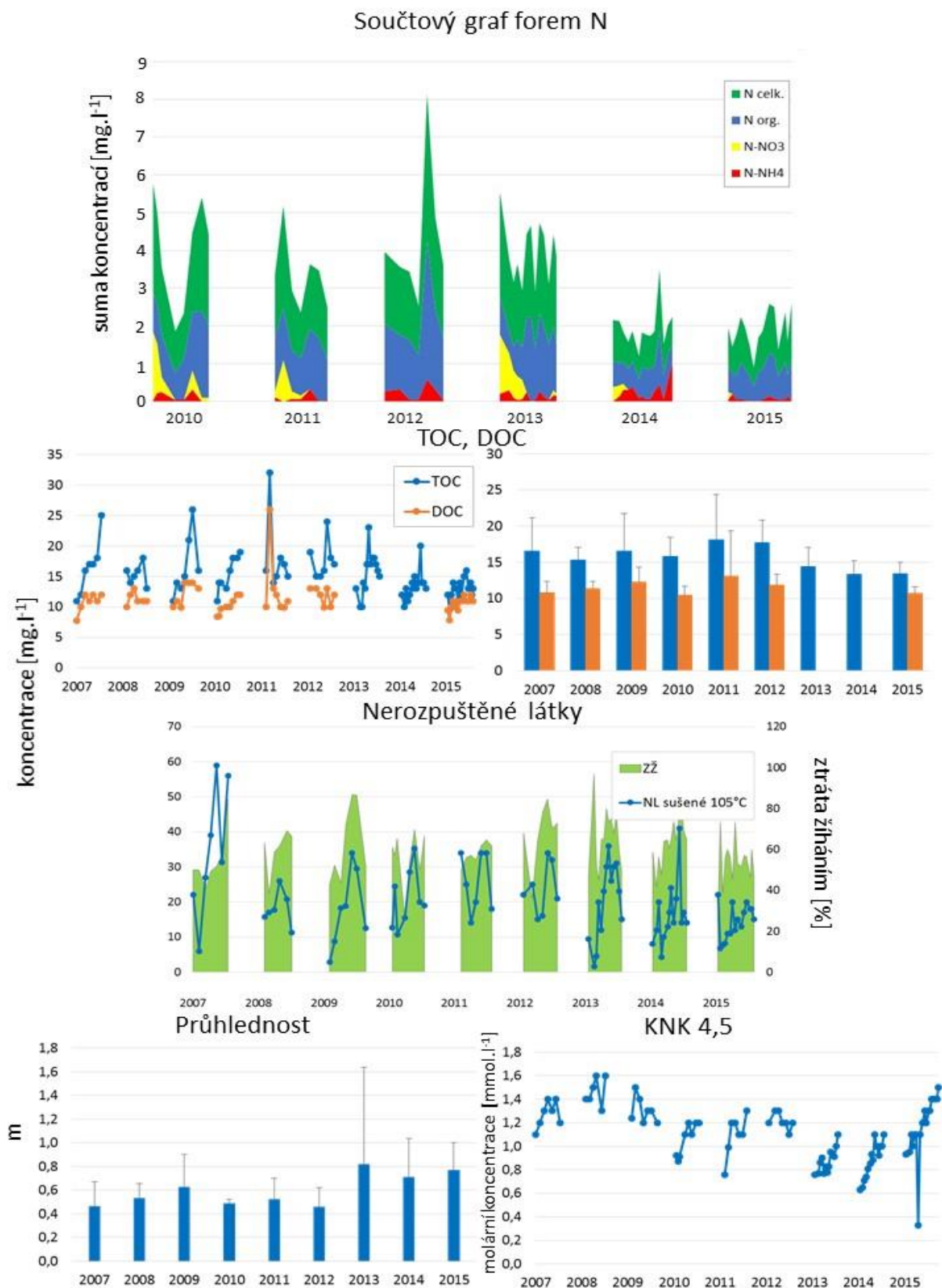


Nejvyšší průměrná sezónní koncentrace celkového fosforu byla naměřena v roce 2011 ( $0,13 \text{ mg.l}^{-1}$ ), rovněž byla naměřena nejvyšší průměrná sezónní koncentrace rozpuštěného fosforu ( $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Jak je však patrné, koncentrace rozpuštěného fosforu nekorelovaly s koncentracemi fosforu celkového. Ve sledovaných sezónách je patrný nárůst koncentrací celkového fosforu v druhé polovině sezóny, tedy od července (Obr. 14).

Nejvyšší průměrné koncentrace parametrů BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Mn</sub> a CHSK<sub>Cr</sub> byly naměřeny v sezóně 2007 (BSK<sub>5</sub> -  $10 \text{ mg.l}^{-1}$ ; CHSK<sub>Mn</sub> -  $12,4 \text{ mg.l}^{-1}$ ; CHSK<sub>Cr</sub> -  $49 \text{ mg.l}^{-1}$ ), druhé nejvyšší pak v sezóně 2011, v následujících sezónách je patrný pokles. Průměrné koncentrace v sezóně 2015 byly z celého sledovaného období nejnižší (BSK<sub>5</sub> -  $5,4 \text{ mg.l}^{-1}$ ; CHSK<sub>Mn</sub> -  $8,9 \text{ mg.l}^{-1}$ ) (Obr. 14).

Nejvyšší průměrné koncentrace chlorofylu *a* byly naměřeny v sezónách 2009 ( $86 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ ) a 2010 ( $85 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ ), v následujících sezónách je patrný mírný pokles. Průměrná koncentrace v sezóně 2015 byla z celého sledovaného období nejnižší ( $41 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ ). Ve sledovaných sezónách je rovněž patrný nárůst koncentrací v druhé polovině sezóny (Obr. 14).

Nejvyšší průměrné koncentrace celkového dusíku byly naměřeny v sezónách 2012 a 2013 ( $2,15 \text{ mg.l}^{-1}$ ), v sezóně 2012 byla rovněž nejvyšší koncentrace organického dusíku ( $0,8 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Nejnižší průměrné koncentrace pro oba parametry byly naměřeny v sezóně 2014 (N celk. -  $0,9 \text{ mg.l}^{-1}$ ; N org. -  $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Nejnižší průměrná koncentrace byla v sezóně 2014 naměřena rovněž pro parametr amoniakální dusík ( $0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Nejvyšší průměrné koncentrace amoniakálního, dusitanového a dusičnanového dusíku byly naměřeny v sezóně 2013 (N-NH<sub>4</sub> -  $0,36 \text{ mg.l}^{-1}$ ; N-NO<sub>2</sub> -  $0,016 \text{ mg.l}^{-1}$ ; N-NO<sub>3</sub> -  $0,48 \text{ mg.l}^{-1}$ ) (Obr. 15).



Obr. 16: Součtový (kumulativní) graf forem dusíku, průběh koncentrací celkového org. uhlíku (TOC), rozpuštěného org. uhlíku (DOC), nerozpuštěných látek sušených při 105°C (NL sušené 105°C) a ztráty žiháním (ZŽ), průhlednost a KNK 4,5 v sezónách 2007 – 2015.

Graf kumulativních součtů forem dusíku naznačuje, že se na koncentraci celkového dusíku podílel začátkem vegetační sezóny významně N-NO<sub>3</sub> a později dominoval podíl N vázaný v organických látkách (Obr. 16).

Průměrné koncentrace celkového organického uhlíku byly v sezónách 2007 – 2012 vyrovnané, nejvyšších hodnoty byly naměřeny v sezónách 2011 a 2012 (18 mg.l<sup>-1</sup>), v následujících sezónách je patrný klesající trend. Nejnižší průměrná koncentrace celkového organického uhlíku a rozpuštěného org. uhlíku byla dosažena v sezóně 2015 (TOC - 13 mg.l<sup>-1</sup>; DOC – 10,7 mg.l<sup>-1</sup>) (Obr. 16).

Nejvyšší průměrné koncentrace nerozpuštěných látek sušených při 105°C byly naměřeny v sezóně 2007 (34,3 mg.l<sup>-1</sup>), nejnižší pak v sezóně 2015 (14 mg.l<sup>-1</sup>) (Obr. 16).

Od sezóny 2012 je patrný výrazný nárůst průhlednosti. Ve srovnání se sezónou 2012, kdy byla průměrná sezónní průhlednost za sledované období nejnižší (0,46 m) byla průměrná sezónní průhlednost 2013 téměř dvojnásobná (0,82 m) (Obr. 16).

## Látková bilance

Tab. 3a, 3b: Látková bilance pro rok 2015. Celkový fosfor (TP) (a), celkový dusík (TN) (b), potenciální retence fosforu v roce 2015 (R). Hodnoty v závorkách na profilu Spolský potok jsou množství nutrientu, které přiteklo hlavním přítokem do rybníka Svět během strojení a následného výlovu rybníku Spolský od 17.10. do 3.11. 2015.

	Zdroj / profil		P celk.		$\Sigma$		$\Sigma$ vstup- výstup	R
			[kg.rok <sup>-1</sup> ]	%	[kg.rok <sup>-1</sup> ]	%	[kg.rok <sup>-1</sup> ]	%
Vstup	Povodí:	Spolský potok	530 (296)	36	632	42	1378	60
		Opatovický rybník	99	6				
		Dolní Zlatník	3	0,2				
	Rybářství:	násada	354	24	855	58		
		krmení	501	34				
		hnojení	0	-				
Výstup		výpust' rybníka	108		7			

	Zdroj / profil		N celk.		$\Sigma$		$\Sigma$ vstup-výstup
			[kg.rok <sup>-1</sup> ]	%	[kg.rok <sup>-1</sup> ]	%	[kg.rok <sup>-1</sup> ]
Vstup	Povodí:	Spolský potok	10334 (3796)	62	12719	76	14663
		Opatovický rybník	2319	14			
		Dolní Zlatník	66	0,4			
	Rybářství:	násada	1266	8	3858	24	
		krmení	2592	16			
		hnojení	0	-			
Výstup		výpust' rybníka	1914		12		

Tab. 4: Průměrné množství aplikovaného organického hnojiva za sezónu v hospodářských cyklech 2003-2010. Zdroj dat Jakešová (2011).

	Hospodářský cyklus			
	2003-2004	2005-2006	2007-2008	2009-2010
Množství org. hnojiva [t.sezóna <sup>-1</sup> ]	57	41	71	27
Průměr [t.sezóna <sup>-1</sup> ]	49			

Tab. 5: Bilance rybářského hospodaření v hospodářských cyklech 2011-2012 a 2013-2014 pro celkový fosfor a celkový dusík doplněná o hypotetickou bilanci (H. bilance), pokud by docházelo ke srovnatelnému org. hnojení jako v letech 2003-2010.

Hospodářský cyklus	Nutrient	Vstup [kg]			Výstup [kg]	Bilance [kg]	H. bilance [kg]
		ryby	krmení	hnojení	ryby		
2011-2012*	P celk.	362	1197	0	1590	<b>-30</b>	<b>+107</b>
	N celk.	1234	6051	0	5694	<b>+1652</b>	<b>+2142</b>
2013-2014**	P celk.	209	1166	0	1558	<b>-182</b>	<b>-45</b>
	N celk.	747	5889	0	5575	<b>+1061</b>	<b>+1551</b>

\* Množství krmiva použitého v roce 2011 bylo pro absenci dat aproximováno kvalifikovaným odhadem (viz Metodika)

\*\* Hodnota obsádky pro druh tolstolobec pestrý byla oproti originálním datům opravena, aby odpovídala hodnotě výlovku (zahrnuta 10% mortalita)

Tab. 6: Produkce ryb (PR), spotřeba krmiva (K), relativní krmný koeficient (RKK), max. povolená krmná dávka dle Metodického pokynu ZP03/2003 při průměrné hloubce 2 m pro polointenzifikační rybník za rok ( $K_{limit}$ ), množství P v produkci ryb ( $P_{PR}$ ) a v krmivech ( $P_k$ ), podíl součtu fosforu v krmivu k fosforu v rybě ( $P_k/P_{PR}$ ), potenciální změna koncentrace fosforu rybářským hospodařením ( $\Delta P_{celk}$ ), hypotetická potenciální změna koncentrace fosforu rybářským hospodařením, pokud by docházelo ke srovnatelnému org. hnojení jako v letech 2003-2010 (H.  $\Delta P_{celk}$ ).

Hospodářský cyklus	PR [kg.ha <sup>-1</sup> ]	K [kg.ha <sup>-1</sup> ]	RKK	$K_{limit}$ [kg.ha <sup>-1</sup> ]	$P_{PR}$ [g.m <sup>-2</sup> ]	$P_k$ [g.m <sup>-2</sup> ]	$P_k/P_{PR}$	$\Delta P_{celk}^*$ [mg.l <sup>-1</sup> ]	H. $\Delta P_{celk}^*$ [mg.l <sup>-1</sup> ]
2011-2012	706	1614	2,3	6000	0,57	0,56	0,99	-0,01	+0,02
2013-2014	775	1575	2,0	6000	0,62	0,55	0,82	-0,04	-0,02

\* Za předpokladu stejného hydraulického zatížení rybníka jako v roce 2015

V roce 2015 činil celkový přísun fosforu do rybníka přibližně 1,5 t. Hlavním vstupem fosforu do rybníka bylo rybářské hospodaření. Krmením a násadou bylo do rybníka dodáno přes 0,8 t fosforu. Podíl rybářského hospodaření na celkovém vstupu činil 58%, přičemž převažujícím zdrojem bylo krmení (34%). Z povodí přiteklo do rybníka 0,6 t, což představuje podíl 42% na celkovém vstupu. Největší přísun fosforu z povodí do rybníka Svět představuje jeho hlavní přítok – Spolský potok (36%), zbylé dva přítoky (odtok z Opatovického r. a r. Dolní Zlatník) se jeví ve srovnání s ostatními zdroji jako zanedbatelné. Během strojení a výlovu rybníku Spolský od 17.10. do 3.11. 2015 přiteklo do rybníka 0,3 t fosforu, což tvoří 56% celkového fosforu, který přitekla za kalendářní rok Spolským potokem a 47% přísunu z povodí. Potenciální retence fosforu v rybníku za rok 2015 pro vstup z povodí představuje 60%. Výstup vypustí činil přibližně 0,1 t, což představuje 7% veškerého fosforu, který za kalendářní rok do rybníka vstoupil (Tab. 3a).

Prísun celkového dusíku do rybníka v roce 2015 činil přibližně 16,5 t. Hlavním vstupem bylo povodí, roční dotace dusíku přítoky činila 12,5 t, což představuje 76% podíl na celkovém vstupu. Stejně jako pro fosfor, největším zdrojem dusíku z povodí je hlavní přítok – Spolský potok (62%), druhým největším je Opatovický rybník (14%). Prísun z rybníku Dolní Zlatník byl ve srovnání s ostatními zanedbatelný. Během strojení a výlovu rybníku Spolský od 17.10. do 3.11. 2015 přiteklo do rybníka 3,8 t fosforu, což tvoří 37% celkového dusíku, který přitekla za kalendářní rok Spolským potokem a 30% přísunu z povodí. Rybářským hospodařením bylo do rybníku dodáno 3,8 t, což představuje 24% celkového vstupu. Převažujícím zdrojem bylo krmení (16%). Výstup vypustí činil přibližně 2 t, což představuje 12% celkového dusíku, který za kalendářní rok do rybníka vstoupil (Tab. 3b).

Během hospodářských cyklů v letech 2003-2010 bylo aplikováno v průměru 49 t organických hnojiv za sezónu (Tab. 4).

Bilance rybářského hospodaření pro hospodářské cykly 2011-2012 a 2013-2014 byly pro fosfor v obou případech mírně záporné (-30 kg, -182 kg). Výstup v biomase ryb byl tedy vyšší než vstup z hospodaření. Bilance dusíku byly naopak zřetelně kladné (+1652 kg, +1061 kg). V případě, že by se hnojilo organickými hnojivy srovnatelně s lety 2003 až 2010, byly by bilance v těchto cyklech pro fosfor +107 kg a -45 kg a pro dusík +2142 kg a +1551 kg (Tab. 5).

Relativní krmné koeficienty hospodářských cyklů 2011-2012 a 2013-2014 byly 2,3 a 2,0. Rybářské hospodaření mělo za předpokladu stejného hydraulického zatížení rybníka jako v roce 2015 potenciál snížit koncentrace fosforu ve vodě o 0,01 a 0,04 mg.l<sup>-1</sup>. V případě, že by

se hnojilo organickými hnojivy jako v letech 2003 až 2010, došlo by v hosp. cyklu 2011-2012 potenciálně k zvýšení koncentrace o  $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$  a v hosp. cyklu 2013-2014 k snížení o  $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$  (Tab. 6).

## 5. Diskuze

### Vývoj chemismu Spolského potoka v sezóně 2015

Sezónní vývoj chemismu hlavního přítoku rybníka v sezóně 2015 byl ve většině parametrů výrazně poznamenán strojením a následným výlovem Spolského rybníka na přelomu října a listopadu. Maximální koncentrace celkového fosforu byly ve srovnání s průměrem před a po výlovu ( $0,07 \text{ mg.l}^{-1}$ ) téměř šestnáctinásobně vyšší ( $1,1 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Jak je však patrné, růst koncentrací rozpuštěného fosforu na přítoku tak dramatický nebyl (Obr. 11). Potvrzuje to výsledky studií, že výlovy rybníků jsou výrazným zdrojem partikulovaného fosforu vázaného v nerozpuštěných látkách, který není bezprostředně biologicky dostupný (Mikšíková et al., 2012; Potužák et Duras, 2012a; Potužák et Duras, 2014).

Na výlov reagovaly i koncentrace celkového dusíku v přítoku, kdy došlo během výlovu k nárůstu na  $3,9 \text{ mg.l}^{-1}$  oproti průměru  $3,1 \text{ mg.l}^{-1}$  před a po výlovu, nárůst je patrný i pro jeho organické složky. To však neplatí pro dusičnanový dusík, který během výlovu v přítoku nerostl (Obr. 11). Svědčí to o jeho efektivním odstraňování ve Spolském rybníku denitrifikací či fixací fytoplanktonem. Naopak je patrný nárůst koncentrací amoniakálního dusíku a celkového železa, což indikuje přítomnost částic sedimentu a zřejmě i uvolněné pórové vody, které se nacházely v průběhu vegetační sezóny ve zhoršených kyslíkových poměrech u dna Spolského rybníka (Obr. 11, 13).

Zcela podle očekávání výlov Spolského rybníka značně ovlivnil koncentrace nerozpuštěných látek v hlavním přítoku. Koncentrace dosahovaly více než dvacetinásobku ( $184 \text{ mg.l}^{-1}$ ) průměru před a po výlovu ( $14 \text{ mg.l}^{-1}$ ) (Obr. 12), a opět tak potvrzují výsledky studií věnovaných otázce výlovů na jiných rybnících (Potužák et Duras, 2012a; Duras et Potužák 2015). Maxima parametrů BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Mn</sub>, TC, TIC, TOC a DOC jsou pak zjevným důsledkem velkého přísunu organické hmoty obsažené v částicích uvolněných při vypouštění a manipulaci v lovišti Spolského rybníka (Obr. 12).

Koncentrace DOC byly v průběhu sezóny i přes maximum na přítoku ( $5 \text{ mg.l}^{-1}$ ) podstatně nižší než v rybníce ( $11 \text{ mg.l}^{-1}$ ). To indikuje nadbytek organických látek autochtonního původu v rybníku, které nestíhá mikrobiální společenstvo rozkládat (Obr. 12).

V červnu až říjnu byly na nejbližším sledovaném profilu řeky Lužnice i na přítoku rybníka nejnižší průtoky během sezóny (průměr  $11 \text{ l.s}^{-1}$ ) (Obr. 4, Tab. 9, 12 Příloha). Během těchto měsíců byla na přítoku rovněž patrná minima koncentrací celkového a rozpuštěného fosforu, BSK<sub>5</sub> a CHSK<sub>Mn</sub> (Obr. 11, 12). Vysvětlením mohou být samočistící mechanismy, které se v tekoucích vodách silněji uplatňují během extrémního sucha, jak bylo prokázáno na vodních nádržích a jejich přítocích v Duras (2016). Díky malému množství srážek klesá hloubka vody, průtok a prodlužuje se doba dotoku ve vodotečích napájejících rybníky. To zásadně zvyšuje podíl biologicky aktivních povrchů vůči objemu vody a prodlužuje se doba, po kterou se mohou samočistící procesy v korytě i hyporeálu uplatnit. Velmi pravděpodobný je také zvýšený podíl infiltrující mělké podzemní vody do koryta vodního toku (Duras, 2016).

Samočistící procesy během sucha se pravděpodobně projeví v průměrných koncentracích celkového ( $0,07 \text{ mg.l}^{-1}$ ) a rozpuštěného fosforu ( $0,014 \text{ mg.l}^{-1}$ ) na Spolském potoce (pozn. vyjma období výlovu), které byly ve srovnání s ostatními přítoky rybníka Svět až dvojnásobně nižší (Opatovický r.  $0,11$  resp.  $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$ ; r. Dolní Zlatník  $0,15$  resp.  $0,04 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Zatímco jsou v případě Opatovického rybníka a rybníka Dolní Zlatník odběrové profily přímo pod jejich výpustí, odběrový profil na Spolském potoce je umístěn přibližně 2 km od Spolského rybníka a za obcí Spolí protéká z velké části mokřinami (Obr. 5). K únikům komunálních vod z obce Spolí, jakožto bodového zdroje fosforu, tak ve větším měřítku - vzhledem k nízkým koncentracím zjištěným v potoce - zřejmě nedocházelo. K přesnější interpretaci by však byl zapotřebí monitoring přímo pod hrází Spolského rybníka a detailnější průzkum obce.

Jiná situace je nad Spolským rybníkem zhruba 5 km proti proudu pod obcí Ledenice, u které Spolský potok pramení. Zde se nachází jediný monitorovaný profil potoka nad r. Svět. Z dosud nepublikovaných dat Povodí Vltavy, s. p. z roku 2014 je patrné, že jsou koncentrace celkového fosforu v potoku po průtoku obcí Ledenice silně ovlivněny komunálními odpadními vodami (roční průměr P celk.  $0,36 \text{ mg.l}^{-1}$ ). S největší pravděpodobností je to způsobeno ČOV na kraji obce, která vypouští vodu právě do Spolského potoka. Lze proto konstatovat, že bodové zdroje v povodí rybníka Svět mají zásadní význam na koncentrace fosforu, obdobně jako bylo zjištěno v jiných povodích (Hejzlar et al., 2008; Krása et al., 2013; Duras et al., 2014). Pro zodpovězení otázky, jaký vliv mají výše položené rybníky (Adamovský, Výskok, Spolský)



v kaskádě na transformace fosforu před vstupem do rybníku Svět, by však bylo zapotřebí více dat.

Průměrné koncentrace celkového fosforu jsou na sledovaných profilech výrazně nižší než v případě odtoků z jiných eutrofních rybníků v Potužák et al. (2010a), Potužák et al. (2010b) a Všeticková et al. (2012). Ve zmíněných studiích se koncentrace celkového fosforu pohybovaly v intervalu 0,3 – 1,26 mg.l<sup>-1</sup>, přesto jsou průměrné koncentrace odtoku z Opatovického rybníka a rybníka Dolní Zlatník vyšší než sezónní koncentrace v rybníku Svět (Tab. 10, 11 Příloha). To je v souladu s výsledky studií, že kromě bodových zdrojů v povodí, mohou být významným zdrojem fosforu také rybníky položené výše v kaskádě (Hejzar et al., 2010; Potužák et al., 2010; Hejzar et Borovec, 2014; Potužák et Duras, 2015).

## Rybník Svět

### Porovnání let 2013 a 2015

Mezi vývoji chemismu v sezónách 2013 a 2015, tedy prvními horky hospodářského cyklu, jsou ve většině parametrů patrné značné rozdíly v sezónním průběhu a částečně i průměrných hodnotách. Ačkoli v roce 2015 probíhalo intenzivnější hospodaření (vyšší násada a množství aplikovaného krmiva), které způsobilo o 20% vyšší vstup celkového fosforu a dusíku z hospodaření než v roce 2013, sezónní průměry celkového a rozpuštěného fosforu jsou srovnatelné a v případě všech sloučenin dusíku v sezóně 2013 dokonce vyšší. Tuto skutečnost lze přisoudit zejména velkým hydrologickým rozdílům, které jsou dobře ilustrovány průměrnými hodnotami konduktivity. Ta byla během celé sezóny 2013 nižší (13,7  $\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ ) z důvodu většího podílu vstupující srážkové vody s velmi nízkou konduktivitou. V sezóně 2015 (20,6  $\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ ) se naopak odparem a mineralizací organických látek v rybníce konduktivita zvyšovala (Obr. 10). Roli mohly rovněž hrát výše zmíněné intenzivnější samočistící mechanismy na hlavním přítoku. Velmi nízké průtoky během června až října způsobily enormně dlouhou teoretickou dobu zdržení (TRT) – 246 dní. Nebýt výlovu Spolského rybníku na přelomu října a listopadu překročila by TRT velmi pravděpodobně celý kalendářní rok.

Pro rok 2013 nejsou k dispozici data o průtoku vody ve Spolském potoce v profilu ústí do rybníka Svět, ovšem lze využít alespoň orientačně hydrologické analogie s profilem Lužnice Frahelž. Podle korelace ( $R^2 = 0,7$ ) průtoků v obou profilech v roce 2015 (pozn. vyjma výlovu Spolského rybníka) (Tab. 9, 12 Příloha) lze odhadnout, že do rybníka Svět přitekla během roku 2013 přibližně dvojnásobný objem vody než v roce 2015. Průměrná koncentrace celkového fosforu ve Spolském potoce v sezóně 2013 byla 0,14 mg.l<sup>-1</sup> (nepublikovaná data Povodí Vltavy,

s. p.), v sezóně 2015 pak 0,19 mg.l<sup>-1</sup>. Na základě vyšší vodnosti lze proto odhadnout zhruba 1,7 krát vyšší přísun celkového fosforu hlavním přítokem do rybníka Svět v roce 2013 než v roce 2015. Faktory vodnosti v sezóně 2013 a recipročně zvýšené samočisticí procesy v sezóně 2015 tak dohromady mohly kompenzovat (fosfor) či dokonce převyšovat (dusík) rozdíly v intenzitě hospodaření.

Jak již bylo zmíněno, hydrologické rozdíly se projeví ve značných rozdílech průměrných sezónních koncentrací sloučenin dusíku. Ty byly v sezóně 2013 podstatně vyšší, v případě dusičnanového dusíku téměř desetinásobné (0,76 mg.l<sup>-1</sup>), což ovlivnilo i průměrné sezónní koncentrace celkového dusíku, které byly v sezóně 2013 (2,1 mg.l<sup>-1</sup>) oproti 2015 dvojnásobné. Podstatně vyšší vstup dusičnanového dusíku do rybníka ve vodném roce než v roce suchém odpovídá výsledku studií, že dusík v našich povrchových vodách pochází hlavně z plošných zdrojů, tedy ze zemědělských půd, odkud je v letech bohatých na srážky intenzivněji vymýván (Reynolds et Davies, 2001; Hejzlar et al., 2008; Duras et al., 2014).

I přes vyšší vstup fosforu z rybářského hospodaření v sezóně 2015 (Tab. 7 Příloha), byly průměrné koncentrace celkového a rozpuštěného fosforu v obou sezónách stejné (0,08 mg.l<sup>-1</sup> resp. 0,02 mg.l<sup>-1</sup>). Vysvětlením jsou již výše zmíněné faktory. Pro rozpuštěný fosfor, který se do vodního sloupce mohl dostat přítokem, trávicí aktivitou rybí obsádky či uvolněním ze sedimentu, je v sezóně 2013 zřejmý pokles koncentrací v době nárůstu koncentrací chlorofylu *a* (Obr. 6, 8). To je důkazem intenzivního čerpání fytoplanktonem. Těsnou korelaci ( $R^2=0,7$ ) celkového fosforu s chlorofylem *a* pak lze vysvětlit fixací rozpuštěného fosforu v buňkách fytoplanktonu (Obr. 8). Z průběhu koncentrací rozpuštěného fosforu lze konstatovat, že růst biomasy fytoplanktonu mohl být částečně limitován dostupností fosforu, který nebyl v nadbytku, ale mohl ho být přechodný nedostatek. S růstem biomasy fytoplanktonu a jeho fotosyntetické činnosti v sezóně 2013 pozitivně korelovala červencová maxima koncentrace rozpuštěného kyslíku a pH (Obr. 10). Nejvyšší biomasa fytoplanktonu v této sezóně způsobila i nejvyšší průměrné koncentrace BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Mn</sub>, nerozpuštěných látek sušených (včetně ztráty org. podílu žíháním) a celkového organického uhlíku v červenci 2013 (Obr. 8).

V sezóně 2013 je od srpna patrný shodný vývoj rozpuštěného fosforu a celkového železa, který patrně indikuje anoxické podmínky u dna a následné uvolňování fosforu a železa z redox labilních komplexů v sedimentu (Obr. 6). V sezóně 2015 je tento trend od srpna patrný pouze pro celkové železo. To patrně odpovídá skutečnosti, že byly koncem srpna 2015 ve srovnání se srpnem 2013 vyšší koncentrace chlorofylu *a* a rozpuštěný fosfor byl stále ještě efektivně odčerpáván fytoplanktonem (Obr. 8). Jarní i podzimní maxima amoniakálního dusíku

v obou sezónách nasvědčují významnějšímu míchání při zhoršených kyslíkových poměrech (Obr. 7). Koncentrace dusičnanového dusíku poklesly pod mez stanovitelnosti již na přelomu června a července v důsledku intenzivní denitrifikace a/nebo fixací fytoplanktonem, a nebránily tak vzniku redukčních podmínek na rozhraní voda/sediment (Obr. 7). Anoxie byla způsobena pravděpodobně rozkladem velkého množství odumřelé organické hmoty, což by odpovídalo i poklesu koncentrací chlorofylu *a* na přelomu srpna a září vlivem sedimentace odumřelé biomasy fytoplanktonu. V sezóně 2015 došlo zřejmě v důsledku teplejšího počasí k úbytku chlorofylu *a* až v říjnu, kdy je již patrný i mírný nárůst rozpuštěného fosforu a silný nárůst amoniakálního dusíku (Obr. 8).

Z průhlednosti v květnu 2013 je dobře vidět stádium čiré vody, kdy byl zároveň hojný výskyt korýšového zooplanktonu, který vystřídal vířníky převažující v dubnu (nepublikovaná data Povodí Vltavy, s.p.) (Obr. 8). Ačkoli dominující perloočky (*Daphnia galeata*) byly zjištěny pouze drobné (frakce < 710 um) s doprovodem buchank, dokázaly fytoplankton účinně odfiltrovat. Podíl perlooček rodu *Daphnia* začal od konce května klesat a dominovaly buchanky, nástup fytoplanktonu byl patrný až začátkem července, kdy začaly dominovat vláknité sinice rodu *Aphanizomenon*, *Planktothrix* a *Limnothrix*. Tento stav pak přetrval až do září, ovšem ústup biomasy sinic byl patrný již ve druhé polovině srpna. Na jaře 2015 stádium čiré vody nebylo tak výrazné. V květnu přesto dominovaly perloočky (*Daphnia galeata*, *Bosmina longirostris*, ojediněle *Daphnia pulicaria*). Ty od června ustoupily buchankám a vířníkům. Začaly také přibývat koloniální druhy sinic (zejména rod *Microcystis*), které od července dominovaly. Jejich náhlý pokles začátkem srpna, který indikuje přerušení jejich vývoje (Obr. 8), nelze z dostupných dat interpretovat. Z dat je však zároveň patrný náhlý srpnový hustý výskyt zooplanktonu, kde mírně převažovaly menší druhy perlooček (*Daphnia cucullata*) nad buchankami (mohlo dojít k tomu, že perloočky potravně využily odumírající vodní květ – Ing. Potužák PhD., ústní sdělení). Od druhé poloviny srpna je pak patrný opětovný značný nárůst kokálních sinic rodu *Microcystis* a *Woronichinia*. Ačkoli podíl perlooček v září klesal ve prospěch buchank, jejich přítomnost během sezóny indikuje, že v rybníce nedocházelo k enormnímu predačnímu tlaku ze strany rybí obsádky. Ta měla pravděpodobně dostatek krmiva dodaného rybáři. Sinice začaly ustupovat podstatně později než v sezóně 2013, a to až v druhé polovině září.

Rozdílné složení fytoplanktonu odpovídá počasí v jednotlivých sezónách. Kokální sinice, které preferují teplé počasí bez výrazného míchání a dlouhou dobu zdržení, dominovaly

v sezóně 2015. Vlákňité sinice naopak v chladnější a více vodné sezóně 2013 (Mooij et al., 2005; Harke et al., 2016).

Na otázku, proč byly sezónní průběhy parametrů v sezóně 2015 tak atypické a rozkolísané není snadné odpovědět. Vysvětlením bude pravděpodobně kombinace faktorů nízké vodnosti roku bezprostředně po výlovu, tedy velmi malý objem vody během sezóny (nižší hladina znamenala i menší průměrnou hloubku) v kombinaci s téměř dvojnásobnou rybí obsádkou než v roce 2013. Tyto faktory mohly způsobit, že se podmínky během sezóny v rybníku měnily v důsledku zintenzivnění probíhajících procesů velmi často a nedokázal se jim přizpůsobit ani fytoplankton do takové míry, aby vytvořil zřetelné letní maximum, jako na ostatních produkčních rybnících (Potužák et Duras, 2010a; Duras et Potužák, 2015). I přes větší hustotu ryb však v sezóně 2015 koncentrace nerozpuštěných látek ani průhlednost nenavědčují zvýšené bioturbaci rybí obsádkou (Obr. 8, 9).

## **Dlouhodobý vývoj**

Rybník Svět lze podle klasifikace OECD (1982) na základě průměrných sezónních hodnot v letech 2007-2015 pro parametry celkový fosfor, celkový dusík, chlorofyl *a* a průhlednost označit za silně eutrofní až hypertrofní.

Z výsledků vyplývá, že s výjimkou hospodářského cyklu 2009-2010 byly koncentrace celkového i rozpuštěného fosforu v prvním horku vyšší, než ve druhém. Na koncentracích chlorofylu *a* trend patrný není (Obr. 14). Ke spolehlivému vysvětlení tohoto zjištění není dostatek údajů. Lze se ale pokusit o tuto interpretaci: příčinou vyšších koncentrací fosforu v prvním horku by mohla být rostoucí biomasa ryb, jejíž spotřeba přirozené potravy i krmiva v průběhu produkčního cyklu roste, tudíž je fosfor ve druhém horku více odčerpáván. Proč není v prvním horku vyšší abundance fytoplanktonu lze vysvětlit množnou přítomností velkých perlooček na začátku sezóny, kdy ještě nejsou pod velkým predančním tlakem ryb a filtrací snižují celosezónní průměr chlorofylu *a*. S tím korelují i výsledky vyšších průhledností v prvním horku, u kterých je průměr navýšen fázemi čiré vody na začátku sezóny.

Shodně vysoké průměrné koncentrace celkového dusíku v sezónách 2012 a 2013 lze vysvětlit srovnatelně vysokými úhrny srážek (nadprůměrné) za duben až říjen (Obr. 4), které umožnily uplatnění plošných zdrojů sloučenin dusíku (Obr. 15). Jak však dokládají grafy jednotlivých forem dusíku za oba roky a graf součtový, jeho transformace v rybníku probíhala rozdílně (Obr. 15, 16). Vysvětlení lze hledat v odlišné fázi hospodářského cyklu, kdy se lišila i

průměrná koncentrace chlorofylu *a*, a to přibližně o třetinu. V sezóně 2012 (druhém horku) byla koncentrace chlorofylu *a* vyšší ( $79 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) než v sezóně 2013 ( $56 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) (prvním horku) a dusičnanový dusík byl fytoplanktonem efektivněji odčerpáván již zkraje sezóny, aniž by byl zachycen monitoringem.

Upuštění od aplikace organických hnojiv od roku 2011 se bezprostředně na sezónních průměrech parametrů neprojevalo. Zdůvodněním může být stabilizující role sedimentu, který má schopnost obsah živin ve vodním sloupci vyrovnávat, jak uvádí Potužák et Duras (2012b). Nelze si však nevšimnout klesajícího trendu pro  $\text{BSK}_5$  a TOC, které v sezónách 2011-2015 rovnoměrně klesají (Obr. 14, 16). Nasvědčuje to klesajícímu autochtonnímu zatížení organickými látkami a pravděpodobně to souvisí i s nízkými koncentracemi chlorofylu *a* v posledních letech, které korelovaly i s nejnižšími průhlednostmi (Obr. 14, 16). Zmíněné poklesy jsou nicméně zhruba na úroveň před rokem 2011, a proto teprve výsledky v dalších letech objasní, zda se jednalo jen o krátkodobý výkyv nebo jde o trvalý trend. Klesající alochtonní přísun lze spíše vyloučit s ohledem na fakt, že se na parametrech neprojevují ani výlovy rybníku Spolský (2011, 2013, 2015), v rámci kterého je do Světa Spolským potokem transportováno velké množství nerozpuštěných látek s organickým podílem.

Z dlouhodobého vývoje chemismu rybníka Svět tedy není patrný prokazatelný trend zlepšování jakosti vody, který byl očekáván po ukončení hnojení rybníka. Nutné je ovšem dodat, že poslední dvě, resp. tři sezóny se sice ve většině parametrů zařadily mezi nejlepší, co do kvality vody, ale také patřily k průtokově nevyrovnaným: 2013 velmi vodný rok, 2014 suchý a 2015 extrémně suchý rok. O směřování dalšího vývoje bude možné rozhodnout až na základě dalších dat z monitoringu.

## **Porovnání s ostatními rybníky na Třeboňsku**

V sezóně 2013 jsou, na rozdíl od sezóny 2015, u parametrů celkového fosforu a chlorofylu *a* patrné sezónní vývoje očekávané pro produkční rybníky s vysokou úživností. Sezónní vývoj celkového fosforu spolu s chlorofylem *a* je obdobný s trendy na rybnících Dehtář, Rožmberk, Hejtman II. a Ratmírovský (Potužák et Duras, 2010a; Duras et Potužák 2015; Potužák et al. 2016). Koncentrace na rybníku Svět jsou však výrazně nižší. Na přelomu července a srpna, kdy jsou v rybnících přítomny maximální koncentrace celkového fosforu a chlorofylu *a*, dosáhly na zmíněných rybnících v letech 2010 a 2012 koncentrace pro celkový

fosfor více než dvojnásobku ( $0,3\text{--}0,7\text{ mg.l}^{-1}$ ) koncentrací v sezónách 2013 a 2015 ve Světě ( $0,15$  a  $0,11\text{ mg.l}^{-1}$ ).

V souladu se sledovanými rybníky v Potužák et al. (2016) koncentrace dusičnanového dusíku v sezóně 2013 poklesly pod mez stanovitelnosti již na přelomu června a července v důsledku intenzivní denitrifikace a/nebo fixací fytoplanktonem a nebránily tak vzniku redukčních podmínek na rozhraní voda/sediment (Obr. 7).

Ačkoli je rybník Svět silně eutrofní až hypetrofní, z dalších devíti sledovaných rybníků na Třeboňsku (Dehtář, Rožmberk, Labuť, Buzický, Horusický, Hejtman II, Bezdrev, Ratmírovský Hejtman I a Staňkovský), až na výjimky dosahoval v období 2007-2015 nejnižších průměrných sezónních koncentrací celkového fosforu a dusíku (Duras et al., 2015; Potužák et al., 2016). Dlouhodobě nižší průměrné koncentrace byly naměřeny pouze na rybnících Staňkovský a Hejtman I ( $0,03\text{--}0,04\text{ mg.l}^{-1}$  pro celk. fosfor a  $0,96\text{--}1,24\text{ mg.l}^{-1}$  pro celk. dusík), které však slouží výlučně rekreačním účelům a je zde provozován pouze sportovní rybolov bez produkčního chovu ryb. Mezi produkčními rybníky dosahoval lepších výsledků v parametru chlorofyl *a* pouze Horusický rybník ( $37\text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ ), velmi podobné sezónní koncentrace byly na rybníku Dehtář ( $46\text{--}57\text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ ).

Právě se zmíněným rybníkem Dehtář se nabízí vhodné srovnání co do chemismu i látkové bilance. Jedná se stejně jako v případě rybníka Svět o silně eutrofní až hypertrofní rybník s dlouhou dobou zdržení a podobnou rozlohou rybníka (246 ha) i povodí ( $91\text{ km}^2$ ). Průměrná hloubka rybníka je větší (2,6m). Rybník je rovněž obklopen zemědělskou půdou a probíhá zde poměrně intenzivní rybářské hospodaření. Na rozdíl od rybníku Svět se zde v současnosti stále aplikují organická hnojiva, a to v největším množství ze všech sledovaných rybníků (Potužák et al., 2010; Potužák et Duras, 2013).

Přestože Dehtář vykazuje dlouhodobě podstatně vyšší koncentrace celkového i rozpuštěného fosforu než Svět (v dlouhodobém průměru téměř dvakrát vyšší pro celkový a třikrát vyšší pro rozpuštěný fosfor), jsou koncentrace chlorofylu *a* na obou rybnících srovnatelné. Jak uvádí Potužák et Duras (2012b), vysvětlení vyšších koncentrací fosforu lze hledat ve větší průměrné hloubce Dehtáře, která v sezóně podporuje teplotní i kyslíkovou stratifikaci. Ta za současného nulového vstupu dusičnanového dusíku a nadměrné aplikace organického hnojení, které nemusí být plně realizováno v potravním řetězci, prohlubuje kyslíkový deficit a vede k obohacování vodního sloupce rozpuštěným fosforem. Ten však z nějakého důvodu není efektivně využíván fytoplanktonem. Možným vysvětlením by mohl být

vysoký poměr mezi hloubkou a eufotickou vrstvou, která dosahuje třetiny až poloviny výšky vodního sloupce, pod kterou již neproniká fotosynteticky aktivní záření. Na spotřebu rozpuštěného fosforu v tenké eufotické vrstvě rovněž negativně působí časté míchání vodního sloupce větrem. Limitujícím faktorem pro fytoplankton je proto v Dehtáři světlo. V případě rybníka Svět se zdá být tato situace odlišná. Stratifikace pravděpodobně není vlivem menší hloubky tak stabilní, plocha dna zasažená anoxií tak rozsáhlá a eufotická vrstva je natolik silná, že fytoplankton účinně fixuje veškerý uvolněný rozpuštěný fosfor, který je tudíž jeho limitujícím prvkem.

## **Látková bilance**

Ačkoli je pro nedostatek dat látková bilance vypočítána pouze pro první horko (2015) cyklu, lze s vysokou pravděpodobností tvrdit, že se poměr mezi vstupem fosforu z rybníkářství (58%) a z povodí (42%) ve druhém horku nebude snižovat. Důvodem je fakt, že intenzita rybníkářského hospodaření ve druhém horku vždy v minulosti rostla a dále také skutečnost, že vstup z povodí byl v roce 2015 významně ovlivněn výlovem rybníku Spolský, který představoval 47 % celkového přísunu fosforu z povodí (Tab. 3a). Přísun celkového fosforu z hospodaření byl  $0,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$  a přísun z povodí  $0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ .

Na základě průměrných měsíčních koncentrací celkového fosforu ve Spolském potoce roce 2013 (Tab. 13 Příloha), korelaci jeho průtoků s profilem Lužnice Frahelž (viz podkap. Porovnání let 2013 a 2015) a dat z rybníkářského hospodaření v roce 2013 (Tab. 7 Příloha) lze odhadnout i poměr vstupů celkového fosforu z povodí a z rybníkářství v roce 2013. Ten je téměř opačný než v roce 2015. Vstup z povodí mohl představovat zhruba 59% a z rybníkářského hospodaření asi 41% celkového fosforu. Přísun celkového fosforu z hospodaření pak  $0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$  a odhadovaný přísun z povodí  $0,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ .

Ze sledovaných rybníků ve studii Potužák et al. (2016) situace s vyšším vstupem z hospodařením než z povodí nastala pouze na dvou. Stejného výsledku dosáhl rybník Labuť a vyššího výsledku dosáhl již zmiňovaný rybník Dehtář (61% podíl rybníkářského hosp.). Důležitým zjištěním je, že hodnota vnosu celkového fosforu povodím do rybníku Svět je v obou letech ve srovnání s ostatními rybníky nejnižší. U jednohorkově obhospodařovaných rybníků a rybníků, kde byl bilancován pouze jeden kalendářní rok, se přísun pohyboval mezi  $1,9-7,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ . U dvouhorkově obhospodařovaných se jednalo o  $1,4-16,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{cyklus}^{-1}$  (tedy v průměru čtrnáctkrát vyšší specifický vstup celkového fosforu povodím než do r. Svět za první horka

2013 a 2015). Do rybníku Dehtář byl průměrný vnos za rok  $0,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$  ( $1,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{cyklus}^{-1}$ ). Zajímavá se však jeví skutečnost, že roční vnos i na rekreačních rybnících Hejzman I a Staňkovský byl podstatně vyšší ( $2,1$  a  $1,0 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ ). Vysoká retence celkového fosforu a jeho nejnižší koncentrace ve vodě jsou na těchto dvou rybnících ovlivněny dvěma faktory. Prvním je skutečnost, že povodí zde představuje jediný zdroj celkového fosforu, tedy není zde vstup z hospodaření. Druhým faktorem je prokázaná přítomnost hliníku v sedimentu, jehož komplexy s fosforem jsou redox stabilnější než komplexy železa a fosforu. Hliník proto i přes anoxické podmínky a spodní výpusť z rybníka zvyšuje retenci fosforu a není ani tendence k uvolňování rozpuštěných sloučenin fosforu do vodního sloupce (Potužák et al., 2016).

Potenciální retence celkového fosforu (Hejzlar et al., 2006), podle které by měl Svět teoreticky zadržet 60% vstupujícího fosforu z povodí (tj. 379 kg) byla nižší než retence zjištěná v roce 2015 (Tab. 3a). Za předpokladu nulového salda rybářského hospodaření v celém cyklu rybník zadržel za rok 2015 o 145 kg fosforu z povodí více, což představuje retenci 83%. Vyšší zjištěnou retenci lze vysvětlit faktem, že nebyl zahrnut výlov, který obvykle bilanci celkového fosforu v rybníce zhoršuje (Potužák et Duras, 2012a). Dalším vysvětlením je, že velká část vstupu celkového fosforu proběhla v podobě fosforu vázaného na částice sedimentu Spolského rybníku. Tento fosfor byl rybníkem Svět zadržen a nestihl se již na konci vegetační sezóny začlenit do procesů v rybníce, a tím zhoršit bilanci.

Retence celkového dusíku byla podle očekávání vysoká, rybník zadržel 79% (Obr. 3b), což nasvědčuje intenzivní biogenní denitrifikaci (Duras et Potužák, 2012b; Potužák et Duras, 2015). Výsledek bilance dusíku byl však výrazně ovlivněn dlouhou teoretickou dobou zdržení v roce 2015, při které probíhala denitrifikace intenzivněji. V příštím roce tak lze očekávat retenci nižší.

Saldo rybářského hospodaření v rybníce Svět (Tab. 5) bylo v obou sledovaných cyklech mírně záporné (výstup celkového fosforu výlovem byl vyšší než vstup násadou a krmáním), a to i přes vyšší relativní krmný koeficient (2,3 a 2,0), který však byl stále oproti rybníku Dehtář nižší (2,4 a 2,6). Ve srovnání s velikostí jednotlivých látkových toků je však možné označit saldo spíše za vyrovnané, a rybáři tak ve výlovku odstranili přibližně stejně fosforu, kolik ho do rybníka přidali násadou a krmáním. Z vyrovnaných sald lze usoudit, že současné hospodaření nesnižuje přirozenou retenci fosforu rybníkem a navazující povodí jím proto není systematicky zatíženo. Jak je patrné z potenciální změny koncentrace celkového fosforu, mírně záporné saldo hospodaření mělo potenciál koncentrace ve vodě snížit. To může vzbuzovat neoprávněný optimismus, že hospodaření ve výsledku zlepšuje kvalitu vody. Je však nutné si



uvědomit, že uvedená snížení koncentrací jsou sumou za dva roky, a že v důsledku rybářského hospodaření dochází častěji ke kyslíkovým deficitům u dna, a tudíž i k uvolňování fosforu vázaného v sedimentech. Ve výsledku tak může i vyrovnané saldo přispět k růstu koncentrace ve vodním sloupci a retence celkového fosforu rybníkem se tak může snižovat, jak bylo prokázáno studií na jiných rybnících (Potužák et al., 2016). Dále je nutné zdůraznit, že uvedená potenciální změna byla vypočítána pro extrémně suchý rok 2015, tedy v případě vyšších objemů přitečené vody bude snížení koncentrací nižší až nulové.

Svémi čistými produkcemi ryb 706 a 775 kg.ha<sup>-1</sup> za poslední dva hospodářské cykly (Tab. 6) je rybník Svět v porovnání s produkčními rybníky v Potužák et al. (2016) podprůměrný (900-1200 kg.ha<sup>-1</sup>). Nižší produkce dosáhly pouze jednohorkové rybníky a z dvouhorkových pouze rybník Rožmberk, který je vlivem vysoké průtočnosti rybáři považován za méně úživný (Potužák et al., 2010b). Stejného výsledku dosáhl Svět i co do množství dodaného fosforu rybářským hospodařením v obou cyklech – 0,6 g.m<sup>-2</sup> (Tab. 6). To bylo nižší opět pouze na jednohorkových rybnících a Rožmberku (Potužák et al., 2016). Produkce ryb na srovnávaném rybníku Dehtář byla 1009 kg.ha<sup>-1</sup> a přísun celkového fosforu rybářským hospodařením byl za cyklus 2,1 g.m<sup>-2</sup>.

Zahrneme-li do salda rybářského hospodaření průměrnou roční dávku 49 t organického hnojiva aplikovaného v letech 2003-2010 (Tab. 4) zjistíme, že upuštění od její aplikace se nezdá být z pohledu látkové bilance fosforu příliš zásadní. Za celý cyklus bylo v průměru hnojením dodáno 137 kg celkového fosforu, což představuje vnos 0,06 g.m<sup>-2</sup>. Tedy ani navýšení o tuto hodnotu nezmění nic na skutečnosti, že vnos z hospodaření na rybníku Svět je s výjimkou rybníku Rožmberk nejnižší ze srovnávaných produkčních rybníků s dvouhorkovým systémem. Jak je však patrné, v hospodářském cyklu 2011-2012 by org. hnojení k slabě pozitivní bilanci vedlo (Tab. 5). Tím by došlo i ke zvýšení koncentrace celk. fosforu ve vodě (Tab. 6). Výsledek na rybníku Svět tak úplně nepotvrzuje zjištění Potužák et al. (2016), kde došli na studovaných rybnících k závěru, že aplikace organického hnojení prokazatelně způsobuje pozitivní bilanci fosforu. Pro srovnání bylo v posledním cyklu na rybníku Dehtář hnojením dodáno 1760 kg celkového fosforu (vnos 0,72 g.m<sup>-2</sup>), což je více než třetina vnosu hospodařením. Hnojení prováděné na rybníku Svět tak lze ve srovnání s Dehtářem označit za zanedbatelné.

Za zmínku rovněž stojí diskuse maximální povolené krmné dávky dle Metodického pokynu ZP03/2003 při průměrné hloubce 2 m pro polointenzifikační rybník, která činí 6000 kg.ha<sup>-1</sup> za rok (Tab. 6). Pokud by byla plně využita, množství dodaného krmiva by

představovalo 7,5 násobek reálně aplikovaného. Odpovídající navýšení rybí obsádky v poměru ke krmivu by však bylo nereálné a obě bilance by tak byly výrazně pozitivní.

Rybářské hospodaření na rybníku Svět má vyrovnaná salda a zdá se být ve srovnání s ostatními produkčními rybníky v oblasti méně intenzivní, což je v souladu s myšlenkou rekreačního využití rybníka. Pomohlo tomu i upuštění od aplikace organických hnojiv, tato změna hospodaření se však nezdá být v rámci celkové bilance příliš významnou. Navzdory umístění rybníka na konci kaskády bylo v suchém roce 2015 hospodaření v prvním horku vyšším zdrojem fosforu než povodí. Ve vodném roce 2013 již byla odhadovaná situace opačná a dominovalo povodí. Je proto patrné, že podíl vstupu celkového fosforu z povodí a rybářského hospodaření je v rybníce Svět závislý především na hydrologických podmínkách daného roku. Navzdory hydrologickým rozdílům jsou však hodnoty přísunu z povodí v letech 2013 a 2015 nejnižší na srovnávaných rybnících, včetně rekreačního Hejtmana I a Staňkovského. Tento fakt v kombinaci s relativně méně intenzivním hospodařením pravděpodobně způsobuje jedny z nejnižších průměrných koncentrací celkového fosforu, dusíku a chlorofylu *a* v sezóně mezi srovnávanými produkčními rybníky v Potužák et al. (2016). Přesto je rybník klasifikován jako silně eutrofní až hypertrofní. Na rozdíl od rekreačních rybníků Staňkovský a Hejtman I s velkou rezervou nesplňuje limitní hodnoty přípustného znečištění pro účely koupání podle nař. vlády č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Z výše uvedených důvodů nelze konstatovat, že se současné rybářské hospodaření významně podepisuje na koncentracích fosforu, a tím na kvalitě vody. Za předpokladu průměrné vodnosti lze očekávat vyrovnanost obou zdrojů. Také lze uvažovat o negativním vlivu sedimentu, který může představovat nezanedbatelné vnitřní zatížení fosforem.

Tato situace, kdy byl zjištěn velmi malý a zároveň srovnatelný přísun celkového fosforu z povodí i z rybářského hospodaření, je poměrně zajímavá a mezi studovanými rybníky v Potužák et al. (2016) ojedinělá. Zasloužila by si proto další zkoumání a to zejména se zřetelem na vstupy celkového fosforu z Opatovického r. a r. Dolní Zlatník, kde bylo měření průtoků velmi nepřesné, a mohlo tak dojít k podhodnocení zatížení živinami. Vzhledem k poměrně podrobné rybářské evidenci se nejeví příliš pravděpodobná chyba ve vstupu živin z rybářského hospodaření. Pro přesnější odhad jeho vlivu na kvalitu vody bude nutné počkat na ukončení hospodářského cyklu v roce 2016, následný výpočet reálné retence za celý cyklus a jeho porovnání s retencí teoretickou. Vhodné by bylo také provést odběr a frakcionační analýzu

horní vrstvy sedimentu pro zjištění podílu redox-labilní frakce fosforu v komplexech se železem.

Pro zlepšení kvality vody, je nutné snížit intenzitu hospodaření i přísun látek z povodí, což by vedlo ke zlepšení přirozené retence. Řešením by mohlo být alespoň částečné snížení obsádky, a tím i snížení aplikace krmení. Určitým přínosem by byla také změna druhového složení obsádky. Podíl kapra, který byl v posledních dvou cyklech jako na všech srovnávaných rybnících v Potužák et al. (2016) naprosto dominantní (90 %), by mohl být snížen ve prospěch např. dravého candáta, jehož nároky na kvalitu vody jsou nižší než u štiky. Candát by svým predačním tlakem snižoval celkovou biomasu ryb o plevelné druhy, což by vedlo k dalšímu zvýšení podílu přirozené potravy pro kapra a menší nutnosti přikrmovat, tedy i k poklesu relativního krmného koeficientu. Jak je prokázáno na Buzickém rybníku, candát dokáže prosperovat i v hypertrofním prostředí, kde dochází ke kyslíkovým deficitům (MVDr. Špeta, Blatenská ryba s.r.o. – ústní sdělení). Finančně nejnáročnějším opatřením by bylo odtěžení sedimentu z nejhlubších částí rybníku, které by vedlo k poklesu vnitřního zatížení fosforem. Řešením, jak snížit relativně nízký alochtonní přísun fosforu z povodí, by mohlo být odčerpání sedimentu z loviště Spolského rybníku či změna způsobu výlovu, což by výrazně omezilo transport nerozpuštěných látek a partikulovaného fosforu.

## 6. Závěr

Tato diplomová práce si kladla za cíl vyhodnotit sezónní vývoj chemismu rybníka Svět u Třeboně, a to v hydrologicky odlišných prvních horkách 2013 a 2015, a dále vyhodnotit dlouhodobé trendy chemismu v letech 2007 – 2015. Obě hodnocení proběhla v souvislosti s rybářským hospodařením, jehož intenzita byla snížena. Druhým cílem byl výpočet látkové bilance celkového fosforu a dusíku pro rok 2015 a její částečný odhad pro rok 2013. Na základě výsledků a diskuze lze formulovat následující závěry:

- Sezónní vývoj chemismu vody byl ve vodné sezóně 2013 velmi podobný ostatním produkčním rybníkům na Třeboňsku. Platí to zejména pro koncentrace celkového fosforu a s ním korelující koncentrace chlorofylu *a*, které dosáhly maxima v srpnu. Z vývoje koncentrací celkového železa a rozpuštěného fosforu lze konstatovat, že u dna docházelo v druhé polovině sezóny k anoxickým podmínkám a sedimenty rybníku Svět představují vnitřní zatížení fosforem.

- Sezóna 2015 byla značně ovlivněna suchem, malý objem vody a enormně dlouhá doba zdržení vedly k rychle se měnícím podmínkám, což ovlivnilo většinu parametrů, které vykazovaly značně rozkolísaný průběh bez výrazných sezónních maxim.
- Nižší přísun celkového fosforu a dusíku do rybníka v důsledku méně intenzivního hospodaření v roce 2013 byl vykompenzován vyšším přísunem nutrientů z povodí.
- Rybník Svět dosahuje v posledních letech co do kvality vody jedny z nejlepších výsledků ze srovnávaných produkčních rybníků na Třeboňsku. Je tomu tak díky nejnižšímu přísunu živin z povodí a relativně málo intenzivnímu rybářskému hospodaření ve srovnání s rybníky v oblasti. Přesto ho však lze klasifikovat jako silně eutrofní až hypertrofní vodní útvar s rizikem vzniku vodního květu v letních měsících, který zdaleka nespĺňuje kritéria pro koupání a tudíž není příliš vhodný k rekreaci.
- Upuštění od aplikace organických hnojiv od roku 2011 se bezprostředně na sezónních průměrech chemických parametrů neprojevalo. Zdůvodněním může být stabilizující role sedimentu, který má schopnost obsah živin ve vodním sloupci vyrovnávat, i relativně nízká průměrně aplikovaná dávka.
- Jak se ukázalo v látkové bilanci pro extrémně suchý rok 2015, navzdory menší intenzitě zásahů než v roce 2013, bylo rybářské hospodaření (58 %) převažujícím zdrojem celkového fosforu. Vzhledem k velmi nízkému objemu přitečené vody v tomto roce lze však mluvit o dolní mezi zatížení povodím. Pro odhad v nadprůměrně vodném roce 2013 totiž byla situace opačná a převažoval zdroj z povodí (59 %). Poměr mezi vstupy celk. fosforu z jednotlivých zdrojů je tak v případě Světa silně závislý na hydrologických podmínkách a při průměrné vodnosti lze očekávat jejich vyrovnanost.
- Jako zásadní se ukázal přísun živin z povodí při strojení a výlovu Spolského rybníka na přelomu října a listopadu 2015. Ten představoval téměř 47% celkového vstupu fosforu a 30% celkového vstupu dusíku povodím za kalendářní rok. Právě výlovům by proto měla být věnována z pohledu látkových bilancí zvýšená pozornost.
- Pokud by se pokračovalo s organickým hnojením ve stejné míře jako v letech 2003-2010, nevedlo by to k zásadním změnám v látkové bilanci. Lze tak konstatovat, že zde v těchto letech v průměru nedocházelo k nadměrné aplikaci hnojiv.
- Reálná retence celkového fosforu byla v roce 2015 vyšší (83%) než očekávaná (60%) podle Hejzlar et al. (2006). To lze vysvětlit faktem, že nebyl zahrnut výlov, který obvykle bilanci celkového fosforu v rybníce zhoršuje a také faktem, že velká část vstupu celkového fosforu

byla vázána na částice sedimentu Spolského rybníku. Tento fosfor se již nestihl na konci vegetační sezóny začlenit do procesů v rybníce, a tím zhoršit bilanci.

- Retence celkového dusíku byla podle očekávání vysoká, rybník zadržel 79%, což nasvědčuje intenzivní biogenní denitrifikaci. Výsledek byl ovlivněn dlouhou teoretickou dobou zdržení v roce 2015 (246 dní), při které probíhala denitrifikace intenzivněji. V příštím roce tak lze očekávat retenci nižší, navíc zhoršenou výlovem.
- Z vyrovnaných sald rybářského hospodaření v posledních dvou cyklech lze usoudit, že současné hospodaření významně nesnižuje přirozenou retenci fosforu rybníkem a navazující povodí jím proto není systematicky zatíženo. Pro přesnější odhad vlivu rybářského hospodaření na kvalitu vody bude nutné počkat na ukončení hospodářského cyklu v roce 2016, následný výpočet reálné retence celkového fosforu za celý cyklus a jeho porovnání s retencí teoretickou.

Na základě látkové bilance 2015, jejího odhadu pro rok 2013 a výsledků sezónního chemismu lze konstatovat, že rybářské hospodaření ovlivňuje během sezóny vodu v rybníce Svět. Nelze však konstatovat, že významně, ve smyslu převažujícího faktoru. Stanovenou hypotézu proto nelze potvrdit.

K úplnému zhodnocení všech látkových toků, představě o roli sedimentu při transformacích fosforu a vlivu rybářského hospodaření na kvalitu vody je nutné znát reálnou a teoretickou retenci celkového fosforu za celý cyklus. Bude proto nezbytný monitoring i v druhém horku cyklu (2016) s důrazem na strojení a výlov. Ke zlepšení kvality vody by bylo nutné omezit oba zdroje, tedy jak přísun živin z povodí (zejména změnou hospodaření a techniky výlovu na Spolském rybníku), tak i intenzitu rybářského hospodaření (snížení obsádky, změna druhového složení a snížení RKK).

## 7. Použitá literatura

**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), 1-17 s.

**Al-ghanim K. A., Mahboob S., Al-Balawi H. F. A., Al-Akel A. S., Al-Misned F., Ahmad Z. (2015)** Nitrogen input II: Performance evaluation of buffalo manure on the production of natural fish food and growth performance of major carps, *Journal of Animal and Plant Sciences*: 25 (2), 567-571 s.

**Amirbahman A., Lake B. A., Norton S. A. (2013)** Seasonal phosphorus dynamics in the surficial sediment of two shallow temperate lakes: a solid-phase and pore-water study, *Hydrobiologia*: 701, 65-77 s.

**Banas D., Masson G., Leglise L., Pihan J. C. (2002)** Discharge of sediments, nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds: effect of rain-fall and management practices, *Hydrobiologia*: 402, 29-38 s.

**Benndorf J., Böing W., Koop J., Neubauer I. (2002)** Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state, *Freshwater Biology*: 47, 2282-2295 s.

**Borovec J., Jan J., Hejzlar J., Krása J., Rosendorf P. (2012)** Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích, *Vodní nádrže 2012*, Brno, Kosour D. (ed.), 57-61 s.

**Brabec T., Straková L., Kopp R., Vítek T., Šťastný J., Spurný P., Mareš P. (2011)** The influence intensity of eutrophication on fishpond yield, *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*: 6, 53-62 s.

**Burks R. L., Jeppesen E., Lodge R. M. (2001)** Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators, *Limnology and Oceanography*: 46 (2), 230-237 s.

**Ćirić M., Subakov-Simić G., Dulić Z., Bjelanović K., Čičovački S., Marković Z. (2015)** Effect of supplemental feed type on water quality, plankton and benthos availability and carp (*Cyprinus carpio L.*) growth in semi-intensive monoculture ponds, *Aquaculture research*: 46, 777-788 s.

**Cossa J., Oloffs K., Kluge H., Drauschke W., Jeroch H. (2000)** Variabilities of total and phytate phosphorus contents as well as phytase activity in wheat, *Tropenlandwirt*: 101, 119-126 s.

**Dulić Z., Subakov-Simić G., Ćirić M., Relić R., Lakić N., Stanković M., Marković Z. (2010)** Water quality in semi-intensive carp production system using three different feeds, *Bulg. J. Agric. Sci.*: 16, 266-274 s.

**Duras J. (2016)** Jak se sucho 2015 projevilo v kvalitě stojatých vod, Sborník konference Vodárenská biologie 2016, Praha, Říhová Ambrožová J. (ed.), 77-89 s.

**Duras J., Marcel M., Jelínková K. (2014)** Zdroje fosforu v povodí vodárenské nádrže Žlutice, Sborník konference Vodárenská biologie 2014, Praha, Říhová Ambrožová J. (ed.)

**Duras J., Potužák J. (2012)** Látková bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících, Vodní hospodářství: 62 (6), 210-216 s.

**Duras J., Potužák J. (2016)** Rybníky: jakost vody a legislativa, Fórum ochrany přírody: 3, 47-50 s.

**Duras J., Potužák J., Marcel M. (2015)** Rybníky a jakost vody, Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost, Praha, ČVUT, Fakulta stavební

**Foller J. (2012)** Snižování odtokových koncentrací fosforu v boji proti eutrofizaci toků je i u malých ČOV akceptovatelným, snadno a jednoduše řešitelným požadavkem, Vodní nádrže 2012, Brno, Kosour D. (ed.), 63–67 s.

**Griffiths D. (2006)** The direct contribution of fish to lake phosphorus cycles, Ecology of Freshwater Fish: 15, 86–95 s.

**Hardy R. W., Gatlin D. M. (2002)** Nutritional Strategies to Reduce Nutrient Losses in Intensive Aquaculture, Avances en Nutrición Acuícola VI. Memorias del VI Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. Cancún, Quintana Roo, Mexiko, 24-34 s.

**Harke M. J., Steffen M. M., Gobler C. J., Otten T. G., Wilhelm S. W., Wood S. A., Paerl H. W. (2016)** A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis spp.*, Harmful Algae: 54, 4-20 s.

**Hartman P. (2012)** Model výživy rybníční biocenózy s ohledem na celkový fosfor, Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 33-48 s.

**Hejzlar J., Žaloudík J., Duras J., Staňková B., Mivalt R. (2008)** Vliv rybářského obhospodařování rybníků na jakost vody ve vodárenské nádrži Mostiště, Sborník konference Vodárenská biologie 2008, Praha, Říhová Ambrožová J. (ed.), 93-101 s.

**Hejzlar J., Šámalová K., Boers P., Kronvang B. (2006)** Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs. Water, Air and Soil Pollution: Focus 6: 487-494 s.

**Hejzlar, J., Borovec, J. (2014)** Vliv intenzivního klecového chovu ryb na jakost vody v nádrži Nechanice, Výzkumná zpráva Biologického centrum AV ČR

**Hejzlar, J., Borovec, J., Mošnerová, P., Polívka, J., Turek, J., Volková, A., Žaloudík, J. (2010)** Bilanční studie zdrojů fosforu a dusíku v povodí nádrže Orlický. Biologické centrum AVČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice

**Hlaváč D., Adámek Z., Hartman P., Másílko J. (2014)** Effects of supplementary feeding in carp ponds on discharge water quality: a review, *Aquaculture International*: 22 (1), 299-320 s.

**Hlaváč D., Hartman P., Adámek Z., Másílko J., Bláha M., Pechar L., Baxa M. (2013)** Vliv příkrmování kapra obilnými krmivými na kvalitu vody a bilanci živin, Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody II, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 21-30 s.

**Hrbáček J., Dvořáková M., Kořínek V., Procházková L. (1961)** Demonstration of the effect of fish stock on the species composition of zooplankton and the density of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Theoretisch Angewandte Limnologie*: 14, 192-195 s.

**Chumchal M., Nowlin W., Drenner R. (2005)** Biomass-dependent effect of common carp on water quality in shallow ponds, *Hydrobiologia*: 545, 271-277 s.

**Jakešová L. (2011)** Rybník Svět – vývoj vybraných environmentálních faktorů v letech 2009 – 2010, Diplomová práce, Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Pedagogická fakulta

**Jan J. (2015)** Determination of eutrophication potential of particles in rivers and waterbody sediments, rigorozní práce, Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice

**Jan J., Borovec J., Hubáček T. (2015)** Co umíme říci o sedimentech, aneb hodnocení sedimentů v nádržích ve vztahu k eutrofizaci, *Vodní nádrže 2015*, Brno, Povodí Moravy, s.p., Kosour D. (ed.), 55-60 s.

**Jiménez-Montealegre R., Avnimelech Y., Verreth J. A. J., Verdegem M. C. J. (2005)** Nitrogen budget and fluxes in *Colossoma macropomum* ponds, *Aquaculture Research*: 36, 8-15 s.

**Jirásek J., Mareš J., Zeman L. (2005)** Potřeba živin a tabulky výživné hodnoty krmiv pro ryby, MZLU v Brně, 68 s.

**Kalchev R., Terziyski D., Stoeva A., Grozev G. (2006)** Nutrients and Other Chemical variables, Related to Plankton Primary Production in Fertilized and Control Fish Ponds, *Bulgarian Journal of Agricultural Science*: 12, 226-235 s.

**Knösche R. K., Schreckenbach K., Pfeifer M., Weissenbach H. (2000)** Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds, *Fisheries Management and Ecology*: 7 (1-2), 15-22 s.

**Kour S., Masud S., Khan A. (2015)** Effect of organic manure and inorganic fertilizer on the growth and proximate composition of common carp, *Cyprinus carpio*, *Journal of Environmental Biology*, 149-153 s.

**Kowieska A., Lubowicki R., Jaskowska I. (2011)** Chemical composition and nutritional characteristic of several cereal grain, *Acta Sci. Pol., Zootechnica*: 10(2), 37-50 s.



**Krása J., Janotová B., Bauer M., Dostál T., Rosendorf P., Hejzlar J., Borovec J. (2012)** Zdroje splavenin v povodích a eutrofizační potenciál, Vodní nádrže 2012, Brno, Kosour D. (ed.), 53–56 s.

**Krása J., Rosendorf P., Hejzlar J., Borovec J., Dostál T., David V., Ansorge L., Duras J., Janotová B., Bauer M., Devátý J., Strouhal L., Vrána K., Fiala D. (2013)** Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy, Praha, ČVÚT, Fakulta stavební

**Kufel L. (2012)** Are fishponds really a trap for nutrients? – a critical comment on some papers presenting such a view, Journal of Water and Land Development: 17, 39-44 s.

**Lukavský J., Kubů F., Strusková H. (2003)** Zpráva z projektu "Rybník Svět" za r.. 2013, Botanický ústav AV ČR, Třeboň, BIORAF, Centrum kompetence pro biorafinaci

**Lukavský J., Strusková H., Zajíčková A. (2014)** Zpráva z projektu "Rybník Svět" za r.. 2014, Botanický ústav AV ČR, Třeboň, BIORAF, Centrum kompetence pro biorafinaci

**Metodický pokyn ZP03/2003** pro posuzování žádostí o výjimku z ustanovení § 39 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, pro použití závadných látek ke krmení ryb [§ 39 odst. 7 písm. b) vodního zákona] a k úpravě povrchových vod na nádržích určených pro chov ryb [§ 39 odst. 7 písm. b) vodního zákona]

**Mikšíková, K., Dostál, T., Vrána, K., Rosendorf, P. (2012)** Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. Vodní hospodářství: 62 (6), 203-208 s.

**Mlejnková H., Horáková K. (2009)** Vliv aplikace statkových hnojiv na fekální znečištění rybníků, Vodní hospodářství: 59 (6), 11–14 s.

**Mooij W. M., Hülsmann S., De Senerpont Domis L. N., Nolet B. A., Bodelier P. L. E., Boers P. C. M., Dionisio Pires L. M., Gons H. J., Ibelings B. W., Noordhuis R., Portielje R., Wolfstein K., Lammens E. H. R. R. (2005)** The impact of climate change on lakes in the Netherlands: A review. Aquatic Ecology: 39 (4), 381–400 s.

**Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.** o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

**Nieoczym M., Kloskowski J. (2014)** The role of body size in the impact of common carp *Cyprinus carpio* on water quality, zooplankton, and macrobenthos in ponds, International Review of Hydrobiology: 99, 212-221 s.

**OECD (1982)** Eutrofication of Waters - Monitoring, Assessment and Control, Final Report, OECD Paris

**Pechar L. (2000)** Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds, *Fisheries Management and Ecology*: 7, 23-31 s.

**Pechar L. (2015)** Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství*: 65(7), 1-6 s.

**Pechar L., Příkryl I., Faina R. (2002)** Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds the end of nineteenth century, *Freshwater wetlands and their sustainable future*, Paříž, 31-61 s.

**Pokorný J., Pechar L., Baxa M. (2015)** Zadržování vody a živin v krajině – přirozená funkce a podstata ekosystémových služeb rybníků, *Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost*, Praha, ČVUT, Fakulta stavební

**Potužák J., Duras J. (2012a)** Výlov rybníků – kritické období z pohledu emisí fosforu?, *Sborník konference Vodárenská biologie 2012*, Praha, Říhová Ambrožová J., Veselá J. (ed.), 37-44 s.

**Potužák J., Duras J. (2012b)** Látkové bilance rybníků a k čemu jsou dobré?, *Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody*, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 49-64 s.

**Potužák J., Duras J. (2012c)** Jaké riziko představují rybníky v procesu eutrofizace vodních nádrží, *Vodní nádrže 2012*, Brno, Kosour D. (ed.), 68-72 s.

**Potužák J., Duras J. (2013)** Vliv struktury planktonu na efektivitu rybí produkce v eutrofních a hypertrofních rybnících, *Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody II*, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 43-52 s.

**Potužák J., Duras J. (2014)** A new approach to nutrient recycling in small river basins – importance of fish ponds nutrients and suspended solids retention, *Magdeburger Gewässerschutzseminar 2014 – Gewässerzustand der Elbe – neue Herausforderungen*, Špindlerův Mlýn, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), 26 – 29 s.

**Potužák J., Duras J. (2015)** Retence živin v rybnících jako účinný nástroj pro zlepšení kvality vody v povodí, *Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost*, Praha, ČVUT, Fakulta stavební

**Potužák J., Duras J., Borovec J., Rohlík V., Langhansová M., Kubelka A. (2010b)** První výsledky živinové bilance rybníku Rožmberk s posouzením vlivu na řeku Lužnici, *Sborník konference Revitalizace Orlické nádrže*, Písek, Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 99-117s.

**Potužák J., Duras J., Borovec J., Rucki J. (2010a)** Rybníky Dehtář a Hejtman - látkové bilance, *Sborník konference Revitalizace Orlické nádrže*, Písek, Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 119-136 s.

**Potužák J., Duras J., Drozd B. (2016)** Mass balance of fishponds: are they sources or sinks of phosphorus? *Aquaculture International* (*in press*)

**Potužák J., Hůda J., Pechar L. (2007a)** Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds – impact of zooplankton structure, *Aquaculture International*: 15, 201-210 s.

**Potužák J., Hůda J., Pechar L. (2007b)** Zooplankton in Hypertrophic Fishponds: is the „Top-Down“ Regulation of Phytoplankton Still a Valid Concept?, *Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica*: 21, 115-120 s.

**Příkryl I. (1996)** Development of fishpond management in Bohemia and its projection in zooplankton structure, a potential criterion of the fishponds biological value, *Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, Flajšhanz M. (ed.)*, 151-164 s.

**Rahman M. M., Joa Q., Gong Y. G., Miler S. A., Hossain M. Y. (2008)** A comparative study of common carp (*Cyprinus carpio* L.) and calbasu (*Labeo calbasu* Hamilton) on bottom soil resuspension, water quality, nutrient accumulations, food intake and growth of fish in simulated rohu (*Labeo rohita* Hamilton) ponds, *Aquaculture*: 285, 78-83 s.

**Reynolds C. S., Davies P. S. (2001)** Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*: 76, 27–64 s.

**Rocha J., Kočí V. (2015)** Critical review of phosphorus problematic in Europe: Nutrient and pollutant, *Vodní nádrže 2015*, Brno, Povodí Moravy, s.p., Kosour D. (ed.), 88-91 s.

**Shinohara R., Imai A., Kohzu A., Tomioka N., Furusato E., Satou T., Sano T., Komatsu K., Miura S., Shimotori K. (2016)** Dynamics of particulate phosphorus in a shallow eutrophic lake, *Science of the Total Environment*: 563–564, 413–423 s.

**Schlott G., Schlott K., Pechar L., Pokorný J. (2002)** Comparison between carp ponds in the Třeboň basin and Waldviertel, *Freshwater Wetlands and their Sustainable Future: A case study of Třeboň Basin Biosphere Reserve, Česká republika, Man and the Biosphere Series 28, UNESCO and The Parthenon Publishing Group, Paříž, Květ J., Jeník J., Soukupová L. (ed.)*, 495 s.

**Steiner T., Mosenthin R., Zimmermann B., Greiner R., Roth S. (2007)** Distribution of phytase activity, total phosphorus and phytate phosphorus in legume seeds, cereals and cereal by-products as influenced by harvest year and cultivar, *Animal Feed Science and Technology*: 133 (3-4), 320-334 s.

**Sterner R. W., George N. B. (2000)** Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry of cyprinid fishes. *Ecology*: 81 (1), 127-140 s.

**Tabinda A. B., Ayub M. (2010)** Effect of high phosphate fertilization rate on pond phosphate concentrations, chlorophyll a, and fish growth in carp polyculture, *Aquaculture International*: 18, 285-301 s.

**Tanner D. K., Brazner j. C., Brady V. J. (2000)** Factors influencing carbon, nitrogen, and phosphorus content of fish from a Lake Superior coastal wetland, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*:57(6), 1243-1251 s.

**Terziyski D., Grozev G., Kalchev R., Stoeva A. (2007)** Effect of organic fertilizer on plankton primary productivity in fish ponds, *Aquaculture International*: 15, 181-190 s.

**Všetičková L., Adámek Z., Rozkošný M., Sedláček P. (2012)** Effects of semi-intensive carp pond farming on discharge water quality, *Acta ichtyologica et piscatoria*: 42 (3), 223-231 s.

**Všetičková L., Adámek Z., Rozkošný M., Sedláček P. (2013)** Změna kvality vody po průtoku rybníky, *Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody II*, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 35-42 s.

**Waters S., Webster-Brown J. G. (2015)** The use of mass balance phosphorus budget for informing management in shallow coastal lakes, *Journal of Hydro-environment Research*: 10, 32-49 s.

**Wetzel R. G. (2001)** *Limnology: lake and river ecosystems*, 3. vydání, Academia Press, San Diego, ISBN: 978-0-12-744760-5

**Wezel A., Arthaud F., Dufloux C., Renoud F., Vallod D., Robin J., Sarrazin B. (2013b)** Varied impact of land use on water and sediment parameters in fish ponds of the Dombes agro-ecosystem, France, *Hydrological Sciences Journal*: 58 (4), 854-871 s.

**Wezel A., Robin J., Guerin M., Arthaud F., Vallod D. (2013a)** Management effects on water quality, sediments and fish production in extensive fish ponds in the Dombes region, France, *Limnologica*: 43, 210-218 s.

**WFD (2000)** Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/EU ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky

## 8. Příloha

Tab. 7: Produkční karty Rybníku Svět za roky 2013-2015 (pozn. k publikaci dat rybářského hospodaření za roky 2011 a 2012 nebyl dán souhlas).

Rybářství Třeboň a.s.

Údaje o hospodaření vedené rybníkářem (podle § 19 - 24 zákona č. 99/2004 Sb.)

Registrační číslo hospodářství : 31079404

Rok: 2015

Identifikační kód	Název rybníka nádrže	Plocha ha	Obsádka				Poznámka	Výlov			Další hospodářská opatření			Poznámka
			druh ryby	ks	kg	měsíc		Měsíc	ks	kg	Krmení (t)	Vápnění (t)	Hnojení (t)	
93	Svět	214,88	Ab2	8400	940	3					143,23	19,88		
			Ca2	100	30	3								
			L2	480	50	3								
			Š2	100	30	3								
			K3hl	108750	35590	3								
			Šo	80000		4								
			Top2	1200	120	4								
			Car	15000		6								
			Ca2	50	15	9								
			Š2	60	15	9								
			Ab2	944	1000	10								
			Ca2	1400	300	10	10.-11.							
			K3hl	4140	4550	10								
			L2	200	40	10								
			Su2	400	550	10	10.-11.							
			Š1	150	20	10								
			Š2	420	110	10	10.-11.							

Rybářství Třeboň a.s.

Údaje o hospodaření vedené rybníkářem (podle § 19 - 24 zákona č. 99/2004 Sb.)

Registrační číslo hospodářství : 31079404

Rok: 2014

Identifikační kód	Název rybníka nádrže	Plocha ha	Obsádka				Poznámka	Výlov			Další hospodářská opatření			Poznámka
			druh ryby	ks	kg	měsíc		Měsíc	ks	kg	Krmení (t)	Vápnění (t)	Hnojení (t)	
93	Svět	214,88	Bél				4.-9.		211,5	200,819	12			Odchyty
			K3 šup.				4.-9.	17280	16790					
			Kv				4.-9.	37934	43726,8					
			Suv				4.-9.	15	43					
			Šv				4.-9.	12	17					
			Ab2				11.	800	800					Výlov
			Abv				11.	3500	7294,3					
			Bél				11.		507,5					
			Ca2				11.	1680	425					
			Cav				11.	1052	1398,5					
			Cejn				11.	45	47,9					
			K3 šup.				11.	5230	5950					
			Kv šup.				11.	55031	106304,1					
			Lv				11.	430	165					
			Okoun				11.		465,8					
			Su2				11.	430	320					
			Suv				11.	440	1266					
			Š2				11.	790	220					
			Šv				11.	936	1539,5					
			Tolpv				11.	1258	4736,3					



Tab. 8a, 8b: Data chemismu rybníku Svět (směsný vzorek z hráze) v letech 2007-2015.

Datum odběru	PROFIL název	Teplota vody	Průhlednost	Kyslík rozpustěný/cení kyslí	pH	Konduktivita	Chlorofyl-a	BSK 5	CHSK Mn	CHSK Cr	TOC	DOC	NL sušené 105°C	Cíhané 55	N-NO3	N-NO2	N-NH4	N CELK.	P-PO4	P CELK.	L. rozpuš	KNK-4.5	TC	TIC	Fe CELK.	
21.03.2007	r.Svět hráz směsný	4,3	0,45	13,1	101	7,91	18,4	83	6,7	7,9	45	11	7,7	22,0	11,0	<0,1	0,002	0,05	1,2	-	0,054	0,020	1,1	-	-	0,28
23.04.2007	r.Svět hráz směsný	15,5	0,90	12,9	129	8,59	20,4	14	4,7	7,7	22	12	10	6,0	3,0	0,1	0,008	0,36	-	-	0,032	0,023	1,2	-	-	0,45
30.05.2007	r.Svět hráz směsný	17,6	0,50	8,5	89	8,09	22,9	44	5,2	13	38	16	12	27,0	16,0	0,1	0,020	0,38	-	-	0,047	0,027	1,3	-	-	0,60
28.06.2007	r.Svět hráz směsný	19,0	0,40	10,5	113	8,55	23,3	110	7,7	8,9	56	17	11	39,0	19,7	<0,1	0,008	0,06	-	-	0,081	0,018	1,4	-	-	0,77
30.07.2007	r.Svět hráz směsný	20,3	0,25	8,5	94	8,21	23,1	130	8,5	13	45	17	12	59,0	28,5	<0,1	0,010	0,08	-	-	0,074	0,023	1,3	-	-	0,76
30.08.2007	r.Svět hráz směsný	20,7	0,35	5,6	63	8,43	24,2	49	12	12	53	18	11	31,3	13,3	<0,1	0,005	0,12	-	-	0,090	0,022	1,4	-	-	1,1
02.10.2007	r.Svět hráz směsný	14,4	0,40	18,0	179	9,66	22,1	370	25	20	85	25	12	56,0	8,5	<0,1	0,015	0,10	-	-	0,12	0,031	1,2	-	-	0,57
23.04.2008	r.Svět hráz směsný	12,1	0,60	11,8	110	8,76	22,3	68	8,5	9,9	41	16	10	15,8	5,8	<0,1	0,004	0,04	-	-	0,036	0,009	1,4	-	-	0,17
19.05.2008	r.Svět hráz směsný	18,5	0,70	9,6	103	8,86	22,9	21	4,4	8,2	40	14	12	17,0	10,5	<0,1	0,011	0,23	-	-	0,037	0,024	1,4	-	-	0,45
17.06.2008	r.Svět hráz směsný	20,6	0,35	11,3	127	8,76	23,4	25	7,2	10	40	15	13	17,7	7,3	0,1	0,020	0,25	-	-	0,039	0,016	1,5	-	-	0,23
15.07.2008	r.Svět hráz směsný	20,6	0,45	8,8	103	8,37	23,2	66	9,7	12	43	16	11	26,0	10,0	<0,1	0,006	0,04	-	-	0,040	0,019	1,6	-	-	0,26
27.08.2008	r.Svět hráz směsný	24,1	0,50	15,9	191	9,46	23,9	130	25	8,6	47	18	11	20,8	6,4	<0,1	0,002	0,04	-	-	0,12	0,026	1,3	-	-	0,58
23.09.2008	r.Svět hráz směsný	14,9	0,60	8,4	90	7,69	24,3	45	5,8	10	34	13	11	11,3	3,8	<0,1	0,010	0,32	-	-	0,068	0,014	1,6	-	-	0,52
22.04.2009	r.Svět hráz směsný	17,6	0,60	7,4	78	8,86	23,1	13	2,4	8,7	24	11	10	2,8	1,6	1,4	0,014	<0,03	-	-	0,043	0,011	0,24	-	-	0,13
20.05.2009	r.Svět hráz směsný	23,6	1,20	6,0	70	8,62	24,1	8,2	4,1	11	34	14	11	8,8	4,2	0,7	0,048	0,49	-	-	0,037	0,014	1,5	-	-	0,49
24.06.2009	r.Svět hráz směsný	16,2	0,60	7,6	78	7,83	22,4	45	4,3	8,2	36	13	9,9	18,3	10,3	<0,1	0,005	0,12	-	-	0,080	0,016	1,4	-	-	0,52
22.07.2009	r.Svět hráz směsný	24,9	0,60	16,4	200	9,74	18,4	84	6,8	14	44	15	14	18,8	5,2	<0,1	<0,002	<0,03	-	-	0,10	0,019	1,2	-	-	0,37
26.08.2009	r.Svět hráz směsný	25,7	0,35	12,5	154	8,94	18,6	210	12	18	59	21	14	34,0	4,5	<0,1	0,002	0,07	-	-	0,12	0,012	1,3	-	-	0,25
21.09.2009	r.Svět hráz směsný	17,9	0,40	12,9	137	9,26	16,2	190	12	15	64	26	14	29,5	4,0	<0,1	0,009	0,06	-	-	0,12	0,017	1,3	-	-	0,24
10.11.2009	r.Svět hráz směsný	6,4	0,65	14,0	114	7,97	19,7	54	4,9	9,7	33	16	13	12,5	6,0	0,2	0,009	0,33	-	-	0,072	0,012	1,2	-	-	0,38
08.04.2010	r.Svět hráz směsný	11,9	0,60	14,9	138	8,78	19,4	38	4,8	8,5	26	11	8,4	12,6	4,9	1,8	0,030	0,05	2,9	-	0,061	0,013	0,92	-	-	0,45
21.04.2010	r.Svět hráz směsný	12,7	0,40	15,6	147	9,53	18,5	87	6,3	11	29	14	8,5	24,5	10,5	1,3	0,028	<0,03	2,4	-	0,078	0,011	0,87	-	-	0,46
05.05.2010	r.Svět hráz směsný	14,6	0,50	9,9	97	9,06	18,9	84	6,2	8,7	33	14	9,7	10,7	3,7	0,4	0,034	0,27	1,8	-	0,076	0,010	0,91	-	-	0,33
17.06.2010	r.Svět hráz směsný	18,8	0,50	5,9	63	7,41	18,5	55	6,7	9,8	39	13	10	15,5	11,5	<0,1	0,010	0,32	1,1	-	0,096	0,022	1,1	-	-	0,54
14.07.2010	r.Svět hráz směsný	26,0	0,40	9,5	117	9,60	19,4	100	11	13	37	16	10	28,5	13,0	<0,1	0,003	0,05	1,2	-	0,10	0,022	1,2	-	-	0,19
10.08.2010	r.Svět hráz směsný	20,6	0,50	12,0	135	7,66	20,1	100	10	15	65	18	11	35,3	10,7	0,5	0,002	0,05	2,1	-	0,16	0,016	1,1	-	-	0,46
09.09.2010	r.Svět hráz směsný	14,5	0,50	6,8	67	8,14	18,1	75	6,3	13	37	18	12	20	10	0,1	0,006	0,59	3,0	-	0,13	0,020	1,2	-	-	0,51
04.10.2010	r.Svět hráz směsný	11,1	0,50	13,0	118	7,40	18,3	120	7,5	12	41	19	12	19	6,3	0,1	0,010	0,32	2,3	-	0,12	0,010	1,2	-	-	0,56
27.04.2011	r.Svět hráz směsný	15,0	0,40	8,8	87,4	8,8	17,3	110	9,3	13	48	16	10	34	17	0,1	0,004	0,07	1,6	-	chyba	0,017	0,76	-	-	chyba
25.05.2011	r.Svět hráz směsný	23,4	0,50	9,0	107	8,8	19,7	46	9,0	13	65	32	26	25	11	1,1	0,017	0,20	2,7	-	0,13	0,035	0,99	-	-	1,7
21.06.2011	r.Svět hráz směsný	20,7	0,90	7,8	87,6	7,7	20,1	28	10	11	48	14	13	14	6,0	0,2	0,021	0,30	1,6	-	0,15	0,043	1,2	-	-	0,93
19.07.2011	r.Svět hráz směsný	21,8	0,50	7,8	89,7	8,4	20,4	72	7,9	10	45	15	12	20	9,0	0,1	0,005	0,10	1,2	-	0,10	0,022	1,2	-	-	0,76
17.08.2011	r.Svět hráz směsný	23,1	0,45	10,8	127	8,5	19,9	94	6,9	12	50	18	10	34	13	<0,1	0,003	0,04	1,7	-	0,13	0,016	1,1	-	-	0,54
15.09.2011	r.Svět hráz směsný	20,3	0,35	9,5	105	8,3	12,1	120	7,8	12	48	17	9,9	34	12	<0,15	0,003	0,06	1,8	-	0,14	0,013	1,1	-	-	0,74
16.10.2011	r.Svět hráz směsný	10,6	0,55	10,0	89,9	9,1	21,9	81	7,2	12	42	15	11	18	6,9	<0,15	0,007	0,25	1,3	-	0,11	0,013	1,3	-	-	0,37
10.04.2012	r.Svět hráz směsný	10,5	0,35	12,5	112	9,2	20,9	50	7,2	9,2	45	19	13	22	7,0	<0,15	0,003	0,04	1,9	-	0,095	0,014	1,2	-	-	0,56
28.05.2012	r.Svět hráz směsný	21,6	0,50	7,8	88,6	8,0	22,0	neodebráno	4,7	9,6	40	15	13	25	16	<0,15	0,007	0,28	1,8	-	0,057	0,021	1,3	-	-	0,56
27.06.2012	r.Svět hráz směsný	19,1	0,75	7,7	83,5	8,2	20,6	39	7,2	10	40	15	12	15	5,4	<0,15	0,010	0,13	1,8	-	0,081	0,026	1,3	-	-	0,42
26.07.2012	r.Svět hráz směsný	25,1	0,55	12,4	150	9,3	18,8	72	6,6	11	39	16	9,9	16	3,5	<0,15	0,006	0,04	1,3	-	0,090	0,014	1,2	-	-	0,22
22.08.2012	r.Svět hráz směsný	23,7	0,25	8,2	97,3	8,9	18,8	210	14	15	71	24	13	34	5,2	<0,15	0,007	0,16	3,9	-	0,057	0,025	1,2	-	-	0,09
17.09.2012	r.Svět hráz směsný	18,1	0,35	8,6	90,8	8,0	18,7	46	8,4	11	50	18	10	32	9,5	<0,15	0,007	0,17	2,4	-	0,14	0,017	1,1	-	-	0,53
15.10.2012	r.Svět hráz směsný	11,8	0,45	9,8	90,7	7,3	18,4	54	9,0	13	46	17	12	21	5,7	<0,15	0,007	0,23	1,9	-	0,12	0,019	1,2	-	-	0,59

Datum odběru	PROFIL název	Teplota vody	Průhlednost	Kyslík rozpuštěný	Nasyčení kyslíkem	pH	Konduktivita	Chlorofyl-a	BSK 5	CHSK Mn	CHSK Cr	TOC	DOC	NL sušené 105°C	NL žíhané 550 °C	N-NO3	N-NO2	N-NH4	N CELK.	P-PO4	P CELK.	.K. rozpuš	KNK-4.5	TC	TIC	Fe CELK.
08.04.2013	r.Svět hráz směsný	3,2	0,60	12,4	93	7,5	15,9	26	4,5	9,1	26	13	-	9,5	5,0	1,6	0,025	0,14	2,8	0,038	0,045	0,027	0,76	-	-	0,60
09.05.2013	r.Svět hráz směsný	17,2	3,50	7,2	75	7,6	15,9	1,6	1,5	7,7	26	10	-	1,6	<1,0	0,97	0,025	0,31	1,9	<0,010	0,031	0,020	0,77	-	-	0,16
23.05.2013	r.Svět hráz směsný	16,8	1,80	8,1	84	8,0	16,4	7,5	2,4	7,7	28	10	-	4,6	2,2	0,72	0,032	0,31	1,7	<0,010	0,026	0,014	0,86	-	-	0,43
04.06.2013	r.Svět hráz směsný	12,0	0,60	9,5	88	7,8	15,2	38	4,8	9,1	32	14	-	20	11	0,63	0,009	0,39	2,0	<0,010	0,070	0,015	0,90	-	-	0,78
19.06.2013	r.Svět hráz směsný	27,3	0,80	10,0	126	9,8	13,1	30	7,6	14	40	13	-	12	4,2	0,52	0,036	0,09	1,5	<0,010	0,027	0,023	0,77	-	-	0,18
03.07.2013	r.Svět hráz směsný	23,1	0,50	12,4	145	9,6	11,7	80	10	17	57	17	-	23	8,0	<0,15	0,014	0,14	2,2	<0,010	0,087	0,028	0,83	-	-	0,66
17.07.2013	r.Svět hráz směsný	24,7	0,40	13,3	160	10,1	13,0	55	13	19	66	23	-	30	6,0	<0,15	0,005	0,07	2,4	<0,010	0,083	0,015	0,78	-	-	0,27
30.07.2013	r.Svět hráz směsný	24,0	0,35	7,5	89	8,8	11,9	130	8,9	17	63	17	-	36	9,5	<0,15	0,007	0,06	1,5	<0,010	0,14	0,012	0,83	-	-	0,72
13.08.2013	r.Svět hráz směsný	21,3	0,40	6,5	74	7,5	12,7	140	7,1	13	53	18	-	26	6,5	<0,15	0,006	0,27	2,4	<0,010	0,15	0,020	0,95	-	-	0,76
27.08.2013	r.Svět hráz směsný	18,0	0,45	7,4	79	8,2	12,9	100	8,9	14	56	18	-	30	9,6	<0,15	0,011	0,45	2,4	<0,010	0,14	0,016	0,93	-	-	0,67
11.09.2013	r.Svět hráz směsný	17,3	0,40	9,1	95	8,3	12,6	53	8,2	14	62	17	-	31	7,0	<0,15	0,007	0,05	1,6	<0,010	0,14	0,015	0,91	-	-	0,41
26.09.2013	r.Svět hráz směsný	14,8	0,25	8,4	83	8,3	14,1	53	7,5	13	43	16	-	23	9,3	0,14	0,007	0,54	2,4	<0,010	0,12	0,015	1,0	-	-	0,50
10.10.2013	r.Svět hráz směsný	13,3	0,65	8,1	77	8,0	13,1	19	6,0	11	33	15	-	15	7,6	<0,15	0,012	1,1	2,3	<0,010	0,078	0,023	1,1	-	-	0,65
02.04.2014	r.Svět hráz směsný	11,6	1,30	11,4	105	8,4	13,9	25	3,9	8,3	28	12	-	8,0	3,3	0,38	0,012	0,03	1,1	<0,010	0,042	0,017	0,63	-	-	0,21
23.04.2014	r.Svět hráz směsný	13,0	0,90	9,4	90	7,6	14,6	12	4,2	11	33	10	-	12	7,0	0,29	0,010	0,20	1,1	<0,010	0,049	0,017	0,65	-	-	0,73
05.05.2014	r.Svět hráz směsný	16,2	0,75	9,6	98	7,7	14,9	48	5,8	9,7	36	13	-	20	8,7	0,16	0,010	0,05	0,8	<0,010	0,030	0,017	0,71	-	-	0,25
21.05.2014	r.Svět hráz směsný	16,6	1,60	9,8	100	7,8	15,0	9,8	2,6	8,1	28	11	-	4,2	2,2	<0,15	0,006	0,06	0,7	<0,010	0,036	0,016	0,74	-	-	0,19
03.06.2014	r.Svět hráz směsný	18,1	0,70	10,6	112	8,4	15,6	33	3,6	8,9	33	12	-	10	3,6	<0,15	0,010	0,04	0,8	<0,010	0,030	0,017	0,81	-	-	0,14
24.06.2014	r.Svět hráz směsný	21,7	0,65	8,7	99	8,0	16,3	24	4,0	9,4	36	14	-	13	4,6	<0,15	0,004	<0,03	0,6	<0,010	0,041	0,016	0,85	-	-	0,23
03.07.2014	r.Svět hráz směsný	18,7	0,60	8,6	92	8,6	16,6	43	4,5	9,5	39	13	-	17	6,7	<0,15	0,003	0,04	0,9	<0,010	0,073	0,015	0,93	-	-	0,58
14.07.2014	r.Svět hráz směsný	21,9	0,45	10,7	122	8,9	17,1	110	9,4	11	43	15	-	24	8,4	<0,15	0,003	<0,03	0,9	<0,010	0,093	0,016	0,88	-	-	0,69
29.07.2014	r.Svět hráz směsný	22,8	0,50	7,1	82	8,1	16,7	61	8,0	12	33	13	-	14	3,7	<0,15	0,004	0,05	0,9	<0,010	0,071	0,022	1,1	-	-	0,19
12.08.2014	r.Svět hráz směsný	20,9	0,35	7,3	81	7,7	16,8	110	6,3	9,9	46	14	-	21	7,5	<0,15	0,006	0,14	0,9	<0,010	0,10	0,014	1,0	-	-	0,52
28.08.2014	r.Svět hráz směsný	18,3	0,15	10,4	110	7,8	16,5	170	14	13	58	20	-	41	9,0	<0,15	0,004	0,08	1,6	<0,010	0,15	0,022	0,92	-	-	0,64
10.09.2014	r.Svět hráz směsný	19,1	0,60	10,2	110	8,7	17,0	66	7,3	9,9	37	14	-	14	2,7	<0,15	0,009	0,05	0,8	0,018	0,085	0,017	1,0	-	-	0,23
23.09.2014	r.Svět hráz směsný	15,3	0,60	8,9	89	7,8	17,5	86	6,7	9,6	38	14	-	17	5,3	<0,15	0,003	0,05	0,8	<0,010	0,089	0,019	1,0	-	-	0,44
09.10.2014	r.Svět hráz směsný	15,0	0,65	9,5	95	7,4	18,3	61	5,4	9,3	32	13	-	14	4,9	<0,15	0,006	0,16	0,7	0,014	0,086	0,014	1,1	-	-	0,36
01.04.2015	r.Svět hráz směsný	5,4	0,50	11,9	94	8,0	17,5	43	6,6	9,9	-	12	9,4	22	16	0,23	0,008	<0,03	1,0	<0,010	0,083	0,014	0,93	22	9,8	0,73
15.04.2015	r.Svět hráz směsný	12,8	1,50	11,6	110	9,3	18,4	8,2	6,1	8,1	-	9,5	7,8	6,8	1,8	<0,15	0,007	0,07	0,7	<0,010	0,10	0,016	0,94	19	9,1	0,19
29.04.2015	r.Svět hráz směsný	13,1	1,05	8,1	77	7,8	19,0	3,5	3,4	8,2	-	12	10	7,8	4,8	<0,15	0,009	0,38	1,1	0,016	0,056	0,028	0,95	22	9,6	0,37
12.05.2015	r.Svět hráz směsný	15,9	1,10	10,3	104	8,2	18,8	52	6,4	7,5	-	14	11	8,2	3,6	<0,15	0,012	0,14	1,2	<0,010	0,054	0,021	1,1	24	10	0,31
25.05.2015	r.Svět hráz směsný	15,9	1,10	8,9	90	7,6	19,1	27	4,1	6,6	-	13	10	11	4,4	<0,15	0,011	0,18	1,1	<0,010	0,11	0,016	1,0	23	11	0,42
09.06.2015	r.Svět hráz směsný	19,0	0,70	8,6	93	8,6	18,9	25	5,3	9,4	-	13	11	11	4,8	<0,15	0,004	0,04	0,8	<0,010	0,050	0,014	1,1	24	11	0,28
22.06.2015	r.Svět hráz směsný	17,2	0,50	8,5	89	7,7	19,2	44	5,0	11	-	11	9,4	20	11	<0,15	<0,002	0,07	0,5	<0,010	0,11	0,017	1,1	24	13	1,0
07.07.2015	r.Svět hráz směsný	24,4	0,75	9,6	115	8,9	19,0	38	6,6	5,0	-	14	11	12	3,2	<0,15	0,002	0,03	0,9	0,016	0,077	0,017	0,33	25	11	0,24
20.07.2015	r.Svět hráz směsný	23,7	0,75	7,3	86	7,5	20,4	9,7	6,2	8,5	-	12	11	15	7,0	<0,15	0,003	0,12	1,0	<0,010	0,053	0,018	1,1	25	13	0,25
10.08.2015	r.Svět hráz směsný	23,7	0,75	7,6	90	7,7	21,3	28	5,9	12	-	15	12	13	6,3	<0,15	<0,002	0,09	1,3	0,017	0,077	0,031	1,2	29	14	0,42
26.08.2015	r.Svět hráz směsný	19,1	0,70	5,7	61	7,9	30,7	86	6,0	8,1	-	16	11	17	7,3	<0,15	0,005	0,10	1,3	0,018	0,10	0,018	1,3	30	14	0,62
08.09.2015	r.Svět hráz směsný	17,3	0,60	8,5	88	8,5	21,6	76	4,8	10	-	13	11	20	8,7	<0,15	<0,002	<0,02	0,7	<0,010	0,099	0,019	1,2	26	13	0,95
30.09.2015	r.Svět hráz směsný	13,5	0,45	8,7	83	8,7	21,7	50	3,9	9,9	-	14	12	18	9,7	<0,15	0,005	0,21	1,3	<0,010	0,091	0,017	1,3	26	12	0,89
07.10.2015	r.Svět hráz směsný	13,3	0,45	7,6	73	7,8	22,1	73	5,5	8,7	-	12	11	18	7,2	<0,15	0,007	0,28	0,9	0,025	0,094	0,022	1,3	22	10	0,89
20.10.2015	r.Svět hráz směsný	9,0	0,70	8,5	74	8,0	21,9	44	4,6	6,3	-	13	11	15	7,9	<0,15	0,009	0,32	1,5	<0,010	0,071	0,032	1,4	27	14	0,63
02.11.2015	r.Svět hráz směsný	7,3	0,65	10,3	85	8,3	22,5	55	5,2	10	-	16	14	18	11	<0,15	0,009	0,27	1,6	0,017	0,11	0,028	1,4	31	15	0,77
19.11.2015	r.Svět hráz směsný	9,2	0,50	10,5	91	8,4	22,2	51	7,3	11	-	16	13	15	8,0	0,16	0,009	0,25	1,5	<0,010	0,098	0,029	1,4	29	13	0,54
01.12.2015	r.Svět hráz směsný	6,0	1,00	11,5	93	7,6	21,3	36	4,4	8,5	-	15	14	10	6,0	0,27	0,010	0,31	1,9	<0,010	0,058	0,027	1,4	28	13	0,36
15.12.2015	r.Svět hráz směsný	3,6	1,15	11,7	88	8,0	21,8	8,6	3,2	7,7	-	13	13	7,4	4,4	0,29	0,014	0,32	1,8	<0,010	0,055	0,024	1,5	24	11	0,31





Tab. 10: Data chemismu a průtoky odtoku z Opatovického rybníka, rok 2015.

Datum odběru	Místo odběru	Teplota vody	Průtok	Kyslík rozp.	Nasycení kyslíkem	pH	Konduktivita	BSK 5	CHSK Mn	TOC	DOC	NL sušené 105°C	Zčihané 550	Dusičnany	N-NO3	N-NO2	N-NH4	N celk.	P-PO	P celk.	P rozp.	TC	TIC	Fe celk.
06.01.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	1,5	1,0	13,2	94	7,4	47,0	1,7	7,4	11	11	11	8,4	16	3,6	0,047	1,3	5,4	0,022	0,073	0,027	40	29	2,4
20.01.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	1,5	5,0	12,5	90	8,0	44,0	5,5	11	14	12	21	15	8,8	2,0	0,014	0,13	2,9	0,011	0,12	0,033	32	28	1,3
04.02.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	1,2	0,5	12,0	85	8,5	47,6	6,4	12	13	11	33	23	7,4	1,7	0,029	0,55	3,3	0,010	0,19	0,021	36	23	3,1
18.02.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	2,2	2,0	11,7	85	7,5	24,3	1,8	9,7	9,5	9,0	3,4	1,4	9,8	2,2	0,011	0,10	2,8	<0,010	0,047	0,012	20	11	1,1
01.04.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	3,4	2,0	11,4	86	7,9	24,3	8,0	12	14	13	20	11	6,6	1,5	0,017	0,14	2,3	0,16	0,43	0,23	27	13	7,5
15.04.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	17,5	0,5	9,2	96	8,0	23,4	4,4	14	13	8,3	55	38	6,3	1,4	0,018	0,10	2,3	<0,010	0,20	0,019	26	13	5,1
25.05.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	14,7	1,0	7,9	77	7,1	23,2	2,4	11	16	15	12	7,0	3,7	0,84	0,012	0,07	1,5	0,018	0,094	0,032	32	16	2,3
09.06.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	14,2	0,5	7,8	76	7,1	24,4	5,4	14	21	20	15	10	1,9	0,43	0,019	0,10	1,3	0,023	0,10	0,035	38	17	2,9
22.06.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	13,2	0,5	8,0	76	7,3	25,3	2,2	11	14	12	21	15	2,1	0,47	0,012	0,06	0,9	0,022	0,12	0,026	32	18	4,1
20.10.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	8,2	0,2	10,0	85	7,9	41,7	9,9	16	20	15	31	15	<0,5	<0,15	0,004	0,03	1,7	<0,010	0,16	0,031	45	25	1,5
19.11.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	8,8	0,3	6,3	54	7,8	48,8	14	19	23	16	59	38	<0,5	<0,15	0,005	0,58	2,9	0,017	0,25	0,050	55	30	1,6
01.12.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	5,7	2,0	10,5	84	7,3	37,9	4,8	10	16	14	13	7,2	3,6	0,81	0,024	0,24	2,4	0,015	0,12	0,024	37	21	1,0
15.12.2015	přítok od r. Dolní Zlatník	4,5	0,2	11,0	85	7,7	38,7	2,2	7,7	13	11	7,0	2,8	5,2	1,2	0,025	0,39	2,8	0,013	0,072	0,022	14	17	0,33

Tab. 11: Data chemismu a průtoky odtoku z rybníku Dolní Zlatník, rok 2015.

Datum odběru	Místo odběru	Teplota vody	Průtok	Kyslík rozp.	Nasycení kyslíkem	pH	Konduktivita	BSK 5	CHSK Mn	TOC	DOC	NL sušené 105°C	Zčihané 550	Dusičnany	N-NO3	N-NO2	N-NH4	N celk.	P-PO	P celk.	P rozp.	TC	TIC	Fe celk.
06.01.2015	přítok od Opatovického r.	1,7	25,9	13,5	97	7,4	18,8	2,8	10	14	12	5,4	3,4	3,6	0,81	0,011	0,48	1,8	0,021	0,072	0,026	24	10	0,73
20.01.2015	přítok od Opatovického r.	1,5	217	13,0	93	7,9	18,1	5,8	11	15	12	6,9	4,6	4,9	1,1	0,013	0,25	1,9	0,015	0,066	0,028	24	8,5	0,59
04.02.2015	přítok od Opatovického r.	0,1	209	14,1	97	8,0	17,7	4,7	13	12	10	11	6,3	5,6	1,3	0,012	<0,03	2,0	0,014	0,065	0,023	18	6,4	0,67
18.02.2015	přítok od Opatovického r.	2,6	100	13,7	101	7,2	17,9	3,3	9,9	14	12	6,0	2,8	5,7	1,3	0,011	0,07	2,1	<0,010	0,054	0,019	21	6,5	0,49
04.03.2015	přítok od Opatovického r.	3,7	-	12,5	98	8,0	18,1	3,2	9,4	12	9,8	9,0	5,2	5,8	1,3	0,010	0,03	2,0	<0,010	0,058	0,020	20	7,6	0,63
17.03.2015	přítok od Opatovického r.	6,7	120	11,3	99	8,0	17,7	5,1	11	13	10	17	9,7	4,3	0,97	0,009	<0,03	1,9	<0,010	0,071	0,019	21	7,8	0,69
01.04.2015	přítok od Opatovického r.	6,4	-	11,4	93	7,9	17,1	7,3	11	13	10	20	11	2,6	0,59	0,008	<0,03	1,4	<0,010	0,093	0,016	21	7,6	0,84
15.04.2015	přítok od Opatovického r.	13,0	-	13,2	126	9,7	17,7	6,3	10	13	9,9	19	8,9	0,9	0,20	0,011	<0,03	1,1	<0,010	0,091	0,018	20	6,8	0,61
29.04.2015	přítok od Opatovického r.	12,7	-	6,9	65	7,6	18,8	3,3	8,7	11	10	10	6,4	0,5	<0,15	0,012	0,24	1,1	0,026	0,074	0,034	19	7,7	0,63
12.05.2015	přítok od Opatovického r.	15,0	-	9,2	91	7,5	19,6	4,3	8,0	14	11	9,0	4,8	1,2	0,27	0,018	0,19	1,6	<0,010	0,095	0,029	23	9,0	0,78
22.06.2015	přítok od Opatovického r.	16,9	10,0	8,0	83	7,7	20,2	6,3	13	14	10	28	15	<0,5	<0,15	0,008	0,03	0,8	0,012	0,14	0,027	25	11	0,81
26.08.2015	přítok od Opatovického r.	17,3	10,0	7,8	81	7,8	26,2	11	10	14	10	39	14	<0,5	<0,15	0,004	<0,02	1,3	0,023	0,26	0,019	25	11	0,67
08.09.2015	přítok od Opatovického r.	16,1	-	6,7	68	8,4	28,4	9,2	13	16	9,6	33	8,6	<0,5	<0,15	0,009	0,23	1,9	<0,010	0,21	0,020	27	11	0,71
30.09.2015	přítok od Opatovického r.	13,0	-	9,6	91	8,5	28,2	8,5	14	11	10	36	13	<0,5	<0,15	0,004	0,07	0,7	<0,010	0,20	0,019	20	9,2	0,76

Tab. 12: Průtoky na profilu řeky Lužnice, rok 2013, 2015 (zdroj: ČHMÚ).

Tok	Lužnice	
Název stanice	Frahelž	
Průměrné průtoky [m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ]		
Měsíc	Rok 2013	Rok 2015
leden	11,6	5,97
únor	14,3	5,99
březen	10,3	5,6
duben	7,44	3,66
květen	6,51	1,82
červen	19,6	1,19
červenec	6,07	0,471
srpen	1,79	0,394
září	2,97	1,41
říjen	4,58	2,55
listopad	3,27	3,84
prosinec	2,35	5,62

Tab. 13: Koncentrace celk. fosforu ve Spolském potoce (bodový vzorek), rok 2013.

Datum odběru	Místo odběru	P celk. [mg.l <sup>-1</sup> ]
24.1.13	Spolský potok	0,19
25.2.13	Spolský potok	0,17
26.3.13	Spolský potok	0,14
25.4.13	Spolský potok	0,08
30.5.13	Spolský potok	0,13
27.6.13	Spolský potok	0,23
18.7.13	Spolský potok	0,32
15.8.13	Spolský potok	0,12
26.9.13	Spolský potok	0,08
30.10.13	Spolský potok	0,05
28.11.13	Spolský potok	0,09
11.12.13	Spolský potok	0,06