

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury a ochrany vod

Bakalářská práce

**Zlepšení kvality vody při výloveh rybníků
pomocí flokulantů**

Autor: Aneta Mondeková

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

Konzultant bakalářské práce: Ing. Ján Regenda, Ph.D.

Studijní program a obor: B1601 Ekologie a životní prostředí, Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: Třetí

České Budějovice, 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdávanému textu do této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací na Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne

Podpis

Poděkování

Tato bakalářská práce byla zpracována v rámci řešení projektu CZ.01.1.02/0.0/0.0/16_084/0010345 Instalace uzavřených okruhů na sádkách ryb, zadržetí vody v krajině a minimalizace produkce škodlivin a opětovné využití živin v rybničním hospodářství (OP PIK). Touto formou bych ráda poděkovala vedoucímu RNDr. Jindřichu Durasovi, Ph.D a rovněž konzultantovi Ing. Jánou Regendovi Ph.D za pomoc, cenné rady, vstřícnost a odborné vedení při vypracování této bakalářské práce. Dále mé poděkování patří všem, kteří se podíleli na práci v terénu a pomohli tak vzniku této bakalářské práce.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2018/2019

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Aneta MONDEKOVÁ**
Osobní číslo: **V17B043P**
Studijní program: **B1601 Ekologie a ochrana prostředí**
Studijní obor: **Ochrana vod**
Téma práce: **Zlepšení kvality vody při výloveh rybníků pomocí flokulantů**
Zadávací katedra: **Ústav akvakultury a ochrany vod**

Zásady pro vypracování

Cílem bakalářské práce je sledovat v provozních podmínkách změnu kvality vody vypouštěné při výloveh rybníků. Následně se pokusit experimentálně zlepšit kvalitu vody při výlovu rybníku pomocí soustavy dvou dočasných bariér – hrázek ve stoce pod rybníkem. Ty budou vybudovány z balíku lisovaného sena/slámy. Proces sedimentace nerozpuštěných látek bude umocňován pomocí flokulantů dávkovaných do stoky pod rybníkem speciálním zařízením. Tyto poznatky budou následně využity pro ověření a vývoj technologie na zachytávání sedimentů a živiny z vody odtékající při výloveh rybníků. Studentka vyhledá v dostupných pramenech informace o kvalitě vody v rybnících v obecné rovině. Následně se zaměří na kvalitu vody odtékající z rybníků při výloveh. Z dostupné literatury popíše rovněž proces zabahňování rybníků s důrazem na vodní erozi. Zmíní rovněž možné zdroje znečištění vody pocházející z chovu ryb (krmení, hnojení, vápnění).

V terénní části práce se studentka aktivně zapojí do provozního sledování a vzorkování kvality vody při výloveh rybníků, v rámci řešeného projektu z OP PIK s Krajským školním hospodářstvím České Budějovice. V terénu budou měřeny průtoky a kvalita vody v základních parametrech (teplota, pH, kyslík, turbidita, konduktivita apod.). V průběhu procesu přípravy a výlovu rybníku budou rovněž odebrány vzorky vody pro laboratorní analýzu (nerozpuštěné látky 105 a 550, celkový a rozpuštěný fosfor, celkový dusík, celkový a celkový organický uhlík, celkový uhlík, vápník, draslík, hořčík, železo apod.). Kvalita vody bude sledována v profilu – pod hrází rybníka a pod druhou bariérou z balíku slámy/sena. Na základě naměřených dat provede studentka statistické porovnání změn kvality vody v průběhu procesu výlovu rybníka (strojení, noc před výlovem, těsně před výlovem, zátaž, vydávání ze sítě, dolovek a po výlovu) mezi oběma profily. Sledovány budou různé rybníky co do velikosti vodní plochy a typu obsádky (plůdek, násada, tržní ryba), jakož i teplota vody při výlovu (jarní výlovy, brzké podzimní a pozdní podzimní). Studentka se na základě naměřených dat pokusí vypočítat množství živin zachycených v bariérách z balíků slámy/sena pomocí flokulantů.

Rozsah pracovní zprávy: **30-50 stran**
Rozsah grafických prací: **dle potřeby (10-20 tabulek a grafů)**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**

Seznam doporučené literatury:

- Duras, J., Potužák, J., 2012. Látkové bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících, *Vodní Hospodářství*, č. 6, st. 210-216.
- Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015. Rybníky – producenti či příjemci znečištění? In: M. Urbánek (Editor), *Sborník referátů 3. ročníku odborné konference*. 19. a. 20. 2. 2015. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice: st. 67-72.
- Fiala, D., Rosendorf, P., 2010. Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík. *Vodní hospodářství*, č. 7, s. 199-202.
- Knösche, R., Schreckenbach, K., Pfeifer, M., Weissenbach, H., 1998. Phosphor und Stickstoffbilanzen von Karpfenteichen. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7, p 181-189.
- Krejčí, F., 2015. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících, *Bakalářská práce*, FROV JU, 89 s.
- Máchová, J., Faina, R., Mráz, J., Pícková, J., Valentová, O., Beránková, P., Sudová, E., Svobodová, Z., 2010. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících a kvalitu masa ryb. *Bulletin VÚRH Vodňany* 46: 19-30.
- Mikšíková, K., Dostál, T., Vrána, K., Rosendorf, P., 2012. Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. *Vodní Hospodářství*, č. 6, s. 203-208

- Pechar, L., 2015. Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek Vodní hospodářství č. 7. str. 1-6.
- Pechar, L., Bastl, J., Hais, M., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Štichová, J., Sulcová, J., 2005. Nutrient management in agricultural watersheds: a wetlands solution. 1. publ. Wageningen: Wageningen Academic Publ, 2005. ISBN 90-769-9861-2.
- Potužák, J., Duras, J., 2015. Rybníční sediment – kam s ním? In: M. Urbánek (Editor), Sborník referátů 3. ročníku odborné konference. 19. a. 20. 2. 2015. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice: str. 59-66.
- Potužák, J., Duras, J., Kröpfelová, L., Šulcová, J., Baxová Chmelová I., Benedová, Z., Svoboda, T., Novotný, O., Pokorný, J., 2016. Rybníční sedimenty – nové možnosti recyklace živin a organických látek v zemědělské krajině – příkladová studie rybník Horusický, In: V. David a T. Davidová (editoři), Rybníky 2016 – Sborník příspěvků odborné konference konané 23. a 24. 6. 2015, ČZU Praha, str. 174-183.
- Teodorowicz, M., 2013. Surface water quality and intensive fish culture, Arch. Pol. Fish. 21, str. 65-111.
- Szumiec, M., A., Augustyn, D., Kolasa-Jamińska, B., 2006. Quality of waters discharged from fishponds during the fall carp (Cyprinus carpio L.) harvest, Arch. Pol. Fish. 14, str. 257-270.
- Šálek, J., Míka, Z., Tresová, A., 1989. Rybníky a účelové nádrže. 1. Vydání. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 267 s. ISBN 80-03-00092-0.
- Valentová, O., Máchová, J., Faina, R., 2012. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících. Bulletin VÚRH 48, Vodňany, s. 21-30.
- Wojda, R. Zygmund, G., 2012. Wpływ stawów karpioowych na jakość, retencje i bilans wody zlewni. Komunikanty rybackie, č. 3 (128), str. 1-8.

Vedoucí bakalářské práce: **RNDr. Jindřich Duras, Ph.D.**
Ústav akvakultury a ochrany vod

Konzultant bakalářské práce: **Ing. Ján Regenda, Ph.D.**
Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání bakalářské práce: **11. ledna 2019**

Termín odevzdání bakalářské práce: **4. května 2020**

V Českých Budějovicích dne 25. února 2019


prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

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


doc. Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

Obsah

1. Úvod	8
2. Literární přehled	9
2.1 Rybník a jeho význam v krajině	9
2.2 Kvalita vody v rybnících.....	14
2.3 Kvalita vody při výloveh rybníků	18
2.4 Možnosti zlepšení kvality vody při výloveh	25
2.5 Koagulace a flokulace v úpravě kvality vod.....	29
2.6 Legislativa ve vztahu ke kvalitě vody a sedimentu	32
2.7 Odstraňování sedimentů	33
3. Materiál a metodika	35
3.1 Způsob odběru a zpracování vzorků vody	35
3.2 Sledované rybníky	37
3.3 Měření průtoku vody a objemu vzduší.....	41
3.4 Způsob budování hrázek (bariér).....	41
3.5 Flokulační stanice a flokulant	44
3.6 Zpracování dat a statistické vyhodnocení.....	46
4. Výsledky	47
4.1 Prostřední u Žižky.....	47
4.2 Jordán.....	56
4.3 Černoveský I.	64
4.4 Kočkov.....	72
5. Diskuze	80
6. Závěr	85
7. Přehled použité literatury	86
8. Přílohy	94
9. Abstrakt	98
10. Abstract	100

1. Úvod

Rybníky se na území naší země vyskytují už od dob středověku. Byly zde, jsou zde, a i nadále budou součástí životního prostředí České republiky. Proto je v současnosti zapotřebí, rybníky chápat jako přirozený prvek krajiny s řadou prospěšných funkcí. Mimo hlavní rybochovnou funkci rybník plní celospolečensky důležité role např. v oblasti akumulace vod, vodního cyklu s podporou malého koloběhu vody, biodiverzity, retence živin či zlepšování kvality vody protékající rybníkem.

Velmi diskutované téma je kvalita vody odtékající z rybníků během výlovů. Odtékající voda obsahuje vysoké množství nerozpuštěných látek a živin. Takto znečištěná voda negativně působí na povodí pod rybníkem a může způsobovat eutrofizaci navazujících vodotečí. Většina zatížení, které je obsaženo v rybníku, je přičítáno rybářskému hospodaření (příkrmování, hnojení). Zde je důležité si uvědomit, že tyto dodané živiny jsou z velké části transformovány do přírůstku ryb tzn. že budou opětovně vytěženy v podobě biomasy ryb při výlovu. Významné množství látek se do rybníka dostává i jinými zdroji, a to s přítokem, plošnými a bodovými zdroji jako jsou např. splachy ze zemědělských polí či přímé zaústění komunálních vod.

Zájmem společnosti je zlepšovat kvalitu vody v rybnících s možností opětovného využití živin, které nekontrolovatelně odtékají z rybníků během výlovů. Zlepšování kvality vody lze provádět několika způsoby, ale většina z metod je ekonomicky i technicky náročná (např. mechanické vytěžení plochy rybníka). Podmětem pro napsání této bakalářské práce bylo ověření alternativní metody vedoucí ke zlepšení kvality odtékající vody a zachycení živin, která by byla zároveň ekonomicky výhodná a snadno proveditelná.

Cílem této bakalářské práce je experimentálně zlepšit kvalitu vody odtékající z rybníka při výloveh s použitím soustavy dvou dočasných bariér umístěných ve stoce pod rybníkem. Bariéry budou sloužit ke vzduť hladiny a tím bude prodloužen proces sedimentace. Tento proces sedimentace bude navíc umocněn dávkováním chemické substance flokulantu. Tyto poznatky mohou být následovně využity pro další vývoj a rozvoj technologie zachytávání sedimentu a živin s možností jejich opětovné recyklace.

2. Literární přehled

2.1 Rybník a jeho význam v krajině

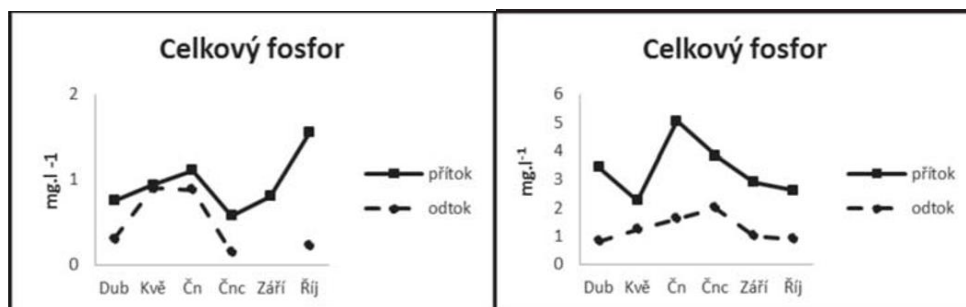
Rybníky jsou vodní díla, která jsou součástí hydrologického systému povrchových vod a životního prostředí České republiky. Jsou to umělé vodní nádrže s možností úplného a pravidelného vypouštění vody. Tvoří a tvořily neodmyslitelnou součást dnešní krajiny, a i krajiny v minulosti (Pechar a Potužák, 2006). Dle Šálka a kol. (1989) byly umělé vodní nádrže na území ČR budovány již v 8. a 9. století. První písemná zmínka o rybnících v Čechách je uvedena v listině Kladrubské z roku 1115. V době mezi 15. a 17. stoletím bylo na území Čech a Moravy zhruba 180 000 ha vodních ploch. Hlavním účelem, za kterým se zakládaly a budovaly rybníky v minulosti, byl chov ryb. Duchovními řády a později šlechtou bylo zřízené výnosné rybníční hospodářství s vysokými příjmy. Kromě rybochovné funkce sloužily rybníky rovněž jako zdroj energie k pohonům pil, mlýnů, hamrů a jako zásobárna vody. Rybník často posloužil i ve vojenství, např. k fortifikaci měst, hradů a zámků, případně byly využity aktivně ve válečné taktice (např. Husité–rybník u Sudoměře, 1420). Na území naší země se v současné době nachází zhruba 24 tisíc rybníků s plochou 52 400 ha. Z celkové rozlohy slouží zhruba 42 000 ha k produkčnímu chovu ryb (Hule, 2012).

Rybníky, jako umělá vodní díla – stavby, jsou z dlouhodobého hlediska velmi nestabilní útvary, které mají tendenci zanikat přechodem do mokřadů (Duras a kol., 2015a). Zazemňování a zanášení dna je přirozený děj pozorovaný jak u jezer, tak i vodních nádrží. Tento děj je způsoben přírodními procesy v povodí výše nad nádrží, přímo v nádrži, nebo v její bezprostřední blízkosti, ale i antropogenní činností. Za nejvýznamnější zdroj usazenin řadíme erozní procesy v povodí, erozní procesy břehů a dna toků, ukládání plavenin, rozklad odumřelých rostlin a živočichů, ukládání opadů listů z břehových porostů a v neposlední řadě výkaly vodních organismů. Sediment obsahuje značné množství živin podporující růst vegetace. Pokud množství sedimentu přesáhne určitou hranici, může omezovat funkčnost a využití nádrže např. snížení akumulacího prostoru nebo ovlivnění vlastností vody (Čašek 2016). Nestabilita rybníků se prohlubuje v závislosti na zvyšující se úživnosti vody. Z krátkodobého hlediska dochází k extrémním změnám chemismu vody během roku a mezi dnem a nocí (Duras a kol., 2015a).

Rybníky v České republice jsou využívány zejména pro polointenzivní chov ryb, jehož podstatou je využívání produkčního potenciálu rybníčního ekosystému společně s příkrmováním. Polointenzivní chov je založen na dodávání živin při dodržení vyrovnané bilance živin vložených ve formě hnojiv či krmiv a vytěžených přírůstkem lovených ryb. Tento chov je charakterizován přítomností přirozené potravy v rybníce (Hartman, 2012a). Hospodářskými zásahy jako je příkrmování, hnojení či vápnění, se uměle zvyšuje produkční potenciál rybníků. Díky tomu dochází ke zvyšování úživnosti. Rybníky jsou v současnosti pod tlakem hospodaření (Hlaváč a kol., 2012). Dle Knösche a kol. (2000) mají rybníky schopnost zlepšovat kvalitu rybníční vody. Rybník mění kvalitu vody, která jím protéká (Duras a Potužák, 2012). Jakost povrchových vod se v rybníčním ekosystému zlepšuje zejména na místech, kde přítoková voda nedosahuje nejlepší kvality. Rybníční ekosystémy tedy mohou kvalitu vody zlepšovat, ale i zhoršovat např. na místech, kde jsou živinově chudé přítoky (Knösche a kol., 2000). Rybníky jsou mocné regulátory látkových toků (Potužák a Duras, 2015b).

Dle Všetickové a kol. (2013) byl na rybnících v oblasti jižní Moravy nejznatelnější rozdíl mezi přítokem a odtokem u ukazatelů fekálního znečištění. Na odtoku bylo až o 98 % méně KTJ.ml⁻¹ (kolonie tvořící jednotky). Na odtoku byl také zaznamenán pokles koncentrace fosforečnanů, celkového fosforu, amoniakálního dusíku, dusičnanového dusíku a celkového dusíku. Na obrázku č. 2.1.1 je graficky znázorněn rozdíl koncentrace celkového fosforu mezi přítoky a odtoky dvou reprezentativních rybníků. Trofický potenciál byl na odtoku také nižší z důvodu čerpání živin fytoplanktonem. Naopak koncentrace nerozpuštěných látek a organického uhlíku byly na odtoku vyšší než na přítoku z důvodu zvýšené primární produkce. Dle výsledků lze usoudit, že extenzivní a polointenzivní chov ryb ve zkoumaných rybnících nezpůsobil v průběhu vegetační sezóny negativní změny v odtokové vodě.

Obr. 2.1.1 Koncentrace fosforu na přítocích a odtoku Kurdějovského rybníka (vlevo) a rybníka Šibenik (vpravo) (Všetičková a kol., 2013)

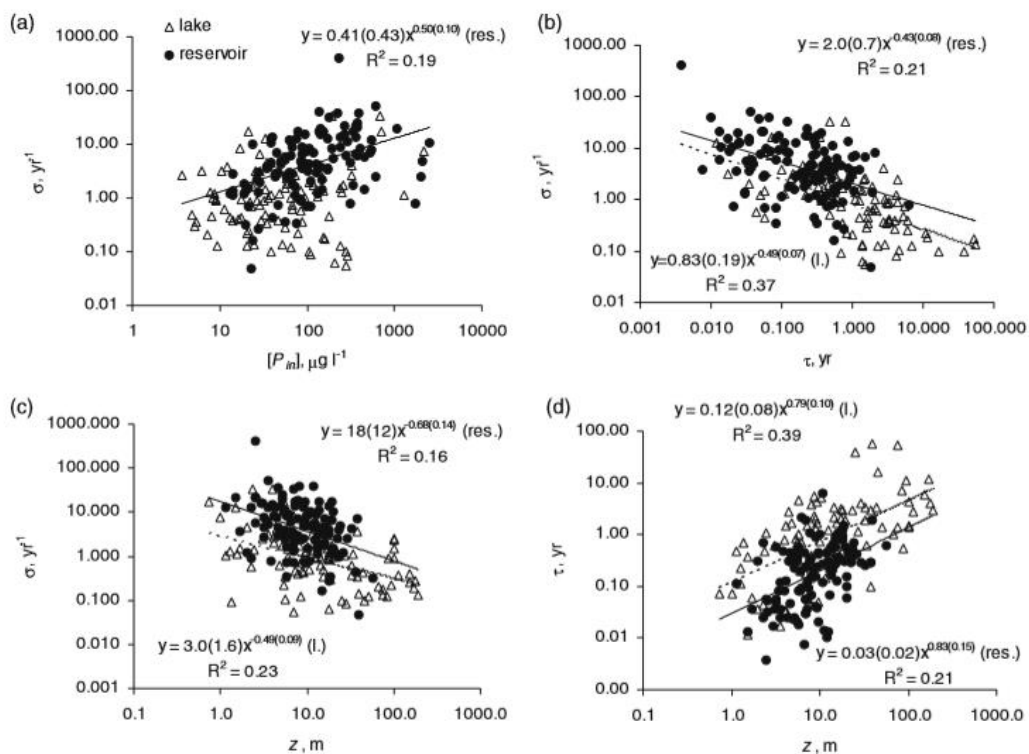


Funkce rybníka jsou rozmanité. Mimo hlavní rybochovnou funkci mohou plnit i další celospolečensky důležité role. Významnou rolí rybníků může být retence živin, zejména fosforu (Hejzlar a kol., 2006). Ten je esenciálním prvkem nutný pro život všech organismů (Pitter, 2009). Fosfor je však zároveň klíčovým prvkem eutrofizace sladkých vod. Eutrofní vody představují řadu negativních rizik jako je masový rozvoj vodního květu sinic, s čímž souvisí rozkolísání chemizmu vody (diurnálních změny pH a O₂) a v konečném důsledku rovněž úbytek kyslíku, který se vyčerpá jejich rozkladem. Zároveň dochází k produkci toxinů sinicemi a ke zhoršení estetických, ekologických a ekonomických hodnot rybníčního či jiného vodního ekosystému (Bennett a kol., 2001). Živiny v rybníku pocházejí z bodových, plošných, difúzních zdrojů či z rybářského obhospodařování (Potužák a Duras, 2015a).

Rybníky mají vysokou schopnost zadržovat živiny, ale zároveň mohou být i významným zdrojem živin pro navazující vodoteče (Potužák a Duras, 2015a). Poměr mezi tím, co rybník může zadržet a co skutečně zadrží, záleží na řadě faktorů. Retenci živin ovlivňuje široká škála geografických, morfologických a hydrologických podmínek. Zeměpisná poloha není pro retenci fosforu, jak v jezerech, tak i ve vodních nádržích (včetně rybníků) zvláště významná (Hejzlar, 2006). Koncentrace fosforu na přítoku koreluje s retenčními charakteristikami, ale pouze u umělých vodních nádržích (R :fosforu <0,001; σ :fosforu <0,001; v :fosforu <0,05), přičemž R je retenční koeficient fosforu, σ je sedimentační koeficient fosforu (rok⁻¹), v je zdánlivá usazovací rychlost fosforu (m.rok⁻¹). Tato korelace nebyla zaznamenána u přírodních jezer viz. obr. 2.1.2 a. Silný vzájemný vztah je mezi sedimentačním koeficientem fosforu (σ), dobou zdržení (τ), střední hloubkou (z), což můžeme vidět porovnáním obrázků 2.1.2 b–d. Vztahy mezi z , τ a σ (fosfor<0,05) znázorněné na obr. 2.1.2 d se výrazně lišily v parametrech mezi

podmnožinou jezera a vodní nádrže. Rozdíly v retenci fosforu vyplývají z různých vztahů mezi dobou zdržení (τ) a střední hloubkou (z) jezerech a vodních nádržích. Doba zdržení vody je v jezerech průměrně 3,3–4krát delší než ve vodních nádržích s podobnou hloubkou. Umělé vodní nádrže mají totiž méně stabilní a kratší periody tepelné stratifikace, z čehož vyplývá, že v hypolimnionu je vyšší množství rozpuštěného kyslíku, než je tomu v jezerech. Sedimenty ve vodních nádržích jsou více okysličené a mají větší kapacitu pro vázání fosforu. Díky tomu jsou rovněž méně náchylné k uvolňování fosforu ze dna než sedimenty v jezeře. Podmnožiny jezera jsou zobrazeny jako otevřené trojúhelníky a přerušovaná čára. Dále retenci živin ovlivňuje způsob výlovu či intenzita rybářského obhospodařování (Hejzlar a kol., 2006).

Obr. 2.1.2 a–d Vztahy mezi sedimentačním koeficientem fosforu (σ), vstupní koncentrací fosforu (P_{in}), dobou zdržení vody (τ) a střední hloubkou (z) pro podmnožiny jezera a nádrže (Hejzlar a kol., 2006)



Poznámka: Podmnožiny nádrží jsou zobrazeny jako plné kruhy a plná čára. Regresní rovnice obsahují standardní chybu odhadů parametrů v závorkách.

Podstatná mimoprodukční funkce rybníka je rovněž akumulace vody, a to jak v objemu nádrže, tak i v zátopové podzemní oblasti a v jeho okolí. Odhaduje se, že v podzemním horizontu činí navíc akumulace vody až 50 % objemu vody vlastní nádrže. U povodí s rozkolísaným průtokem vody tak může být vodohospodářská funkce významnější než rybochovná (Hule, 2012). Rybník sehrává významnou roli také v čištění odpadních vod s obsahem organických látek. Dochází k účinné destabilizaci organického znečištění za pomoci chemických, fyzikálních a biologických procesů (Říhová Ambrožová, 2007). Dle Pechara a Potužáka (2006) vytvářejí rybníky složitou mozaiku biotopů, která tvoří podstatu velké ekologické a druhové rozmanitosti. Nejcennější z pohledu biodiverzity je litorální pásmo. Nezastupitelná a klíčová role rybníka je poskytování trvalého či dočasného existenčního prostředí pro jednotlivé druhy organismů a rostlin (Pokorný, 2014). Biologická diverzita je důležitá pro zachování přirozené rovnováhy v přírodě (Moldan, 2015). V neposlední řadě vodní plocha rybníka, zejména hladina pobřežní zóny, plní svůj rekreační význam (Šálek a kol., 1989).

Rybníky jsou úzce provázané s klimatickou změnou (Pokorný, 2019), neboť mají zmírňující vliv na extrémní klimatické jevy (Azaroual a kol. 2012). Studie Azaroual a kol. (2012) ukazuje, že rybníční krajina má jen malý vliv na zvýšení průměrných ročních srážek. Z výsledků vyplývá, že rybníky – i když jsou malé velikosti – mají mírný dopad na lokální klima. Se zvyšující se teplotou vzduchu se zvyšuje územní výpar a výpar z vodních ploch. V posledních letech je výpar z volné hladiny umocňován klimatickými změnami (Šuhajková a kol., 2019). Tyto ztráty jsou v nerovnováze se srážkovými úhrny. Srážky jsou na našem území rozmístěny geograficky nerovnoměrně, což má za následek, že na řadě míst převažuje celkový výpar nad srážkami (Beran a Kašpárek, 2019). Zároveň, ale při odpařování se ochlazuje okolní prostředí a tím se podporuje malý (uzavřený) cyklus vody. Výpar vody z vodní hladiny a evapotranspirace tvoří perfektní způsob vyrovnávání teplot v prostředí mezi dnem a nocí. Sluneční energie se ve vlhkém prostředí váže do vodní páry. Nasycený vzduch vodní párou stoupá vzhůru a brzy dosahuje rosného bodu (narazí na masy chladnějšího vzduchu nahoře), který se projevuje odpoledními či večerními srážkami. Celkový výpar tímto mechanismem tlumí přehřívání krajiny ve dne (Pokorný a Dvořáková, 2011; Pokorný 2019).

Dle Pokorného (2019) odpařením 1 litru kapalné vody vznikne 1200 litrů vodní páry a naopak. V noci se při srážení vodní páry naopak uvolňuje skupenské teplo. Tyto přirozené procesy však neprobíhají v plném měřítku v člověkem pozměněné a vysušené krajině (suché a teplo akumulující povrchy polí a měst). Prohřáté povrchy bez vody (až 60 °C) vytvářejí termické stoupavé proudy na velkých plochách, které vystupují vysoko nad povrch a „vysávají“ vodu z krajiny. Tato voda je následně transportována vysokým proděním vzduchu nad moře. Krajina se díky tomu stále více prohřívá a vysychá (Pokorný 2019). Další studie o krajině v okolí Třeboně ukázala, že zpětná odrazivost pro sluneční záření (albedo) z rybníků byla dvakrát nižší než na obilných polích a třikrát nižší než u betonových povrchů. Teplota vzduchu v poledne byla také nejnižší ve 2 m výšce nad rybníky ve srovnání s poli a betonovými povrchy. Průměrná vlhkost vzduchu ve výšce 2 m nad zkoumanými povrchy byla nejvyšší nad rybníky a nad betonovými povrchy (Kapitel a kol., 2010). O problematice odparu vody z rybníků je nedostatek dat, a to i přesto, že rybníků v České republice je několik tisíc (Duras a Potužák 2017).

2.2 Kvalita vody v rybnících

Kvalita rybníční vody je dána zejména stavem jeho povodí, historií rybníka a aktuálním způsobem hospodaření (Máchová a kol., 2010). Kvalitu rybníční vody ovlivňují interakce mezi fyzikálně–chemickými faktory např. teplota, kyslíkový režim, průhlednost, obsah živin, pH, alkalita, vodivost. Dále je ovlivňována biologickými složkami rybníčního ekosystému včetně ryb, které tvoří poslední článek potravního řetězce rybníka (Ponce a kol., 1994). Důležitým faktorem, který ovlivňuje jakost vody v rybníku je přítok a jeho kvalita. Mezi další faktory řadíme manipulaci s vodní hladinou, kvalitu sedimentů, způsoby výlovů a vypouštění vody (Duras a Potužák, 2012;2016). Hloubka rybníka a nadmořská výška má vliv na způsob hospodaření a hydromorfologii nádrže. Reliéf krajiny a klimatické faktory ovlivňují dobu zdržení vody, a tím i zdržení živin (Mikšíková a kol., 2012).

Výrazný rozdíl v kvalitě vody je mezi dnem a hladinou. Spodní voda je zatížená velkým množstvím živin a obsahuje jen malé množství kyslíku (Pokorný, 2014). U dna rybníka jsou často nulové koncentrace rozpuštěného kyslíku, nedostatek světla a zvýšený obsah organické hmoty, která podléhá bakteriálnímu rozkladu (Adámek a kol., 2015). Výrazný rozdíl byl zaznamenán také u hodnot pH v důsledku čerpání oxidu uhličitého

rozpuštěného ve vodě fotosyntézou u hladiny a jeho produkcí bakteriálním rozkladem u dna (Kopp a kol., 2012).

Rybník má svou vlastní paměť, a tou je bahno (Duras a Potužák, 2016a). V sedimentu je uložena veškerá historie znečišťování. Nejdůležitější složkou sedimentu je tzv. aktivní bahno nacházející se v horní vrstvě v mocnosti 5–12 cm. V této vrstvě se nachází přirozená potrava ryb, a to bentos (Válek, 2019). Obecné pravidlo je, že pokud chceme dosáhnout čisté vody v rybníce, je potřeba řešit všechny znečišťující vlivy současně. Například pokud zlepšíme kvalitu vody na přítoku, ale nevyřešíme problém se sedimenty či neovlivníme intenzitu rybářského hospodaření a naopak, problém se nevyřeší. Při odstranění pouze jednoho znečišťujícího vlivu se úspěch nemusí dostavit (Duras a Potužák, 2016a). Ke splnění požadavků na kvalitu vody je potřeba znát a pochopit základní vzájemné interakce biologických a chemických procesů probíhající ve vodním prostředí. Dále jsou to základní faktory ovlivňující trofickou a saprobní úroveň vody v rybníce, a to včetně koloběhu živin a organických látek v ní (Máchová a kol., 2010).

Kvalita vody v rybníce je dána jeho úživností (Duras a kol., 2015b). Na konci 19. století byla většina rybníků ve stavu oligotrofním až mesotrofním. Dle Pechara (2015) produkce ryb byla limitována nedostatkem živin. V této době byl chov ryb založen na přirozeném produkčním potenciálu rybníků, což vedlo k postupnému stárnutí a vyčerpání původních zásob živin. Přirozená produkce je schopnost rybníka vyprodukovat za jedno vegetační období z vlastních zásob přirozené potravy určitý přírůstek ryb (Kostomarov, 1958). Dle Durase a Potužáka (2016) si metody chovu ryb prošly za posledních 100 let výraznou intenzifikací (obdobně jako celý sektor zemědělství). S ekonomickým, s technologickým pokrokem a s využitím rybářské mechanizace se zvýšila produktivita a tím i trofie neboli úživnost rybníků (Pechar a Potužák, 2006). Dle Pechara (2019) však došlo za posledních 20 let ke snížení přísunu fosforu do rybníků.

Mezi faktory ovlivňujícími úživnost rybníků patří klimatické, geografické, hydrologické podmínky a morfologie rybníka (hloubka, plošná výměra, členitost břehů). Dále je to kulturní stav rybníka, přístupnost živin a jeho nasazení obsádkou ryb (Hartman, 2012b). Produktivita rybníčního ekosystému je závislá na dostupnosti fosforu. Důležitý je i poměr mezi živinami (Grosse a kol., 2017). Pokud je fosforu k dispozici málo, znamená to i nízkou produkci ryb (Duras a Potužák, 2016a). Dle Pechara (2000)

v současné době můžeme většinu našich rybníků klasifikovat jako hypertrofní. Odhaduje se, že zhruba 80 % z celkové plochy všech rybníků na území České republiky jsou ve stavu hypertrofním (Machová a kol., 2010). Klasifikace trofie je založena na základě množství fosforu obsaženého ve vodách. Dle OECD (1992) se vody dělí podle koncentrace celkového fosforu a chlorofylu-*a* do čtyř základních tříd (tabulka 2.2.1).

Tab. 2.2.1 Klasifikace stojatých vod dle úživnosti (mg.l^{-1}) (OECD 1992)

Úživnost	Celkový P	Chlorofyl- <i>a</i>	
		průměr	maximum
Oligotrofie	<0,010	<2,5	<8
Mesotrofie	0,010–0,035	2,5–8	8–25
Eutrofie	0,035–0,100	8–25	25–75
Hypertrofie	>0,100	>25	>75

Vysoká úživnost rybníků může být způsobena zvýšeným přísunem fosforu, a to s přítokem nebo přímým zaústěním odpadních vod ze sídel. Erozní smyvy při srážko-odtokových situacích ze zemědělsky obdělávané krajiny také přispívají ke zvýšené hodnotě trofie (Krása a kol., 2013). Fosfor se ve vodě vyskytuje v různých formách, nejčastěji se však váže na pevné částice, které sedimentují ke dnu (Mikšíková a kol., 2012). V bahně je značné množství fosforu, který je schopen se opět zapojit do koloběhu látek. Dle Bíró (1995) může být v sedimentu deponováno 100–1000x více živin než ve vodě. Na základě aktuální situace můžeme rozlišit oblasti s živinově chudými rybníky s lepší jakostí vody (Tachovsko, Karlovarsko) a oblasti s úživnějšími rybníky, kde je intenzivnější obhospodařováním (jižní Čechy, jižní Morava) (Duras a kol., 2015b; Duras a Potužák, 2016a). V průběhu produkčního cyklu rybníku dochází ke kolísání hodnot kvality vody. Rozsah těchto změn je také závislý na množství a kvalitě používaných krmiv a hnojiv (Milstein, 1993). Dle Durase a kol. (2015) je kvalita vody rybníka velmi nestálá, její proměnlivost je závislá na fotosyntéze, s čímž souvisí sluneční radiace. U vysoce úživných vod dochází k diurnálním změnám základních parametrů v průběhu dne a noci (Kopp a kol., 2012). Nejvyšší kvality voda v rybnících dosahuje v jarních měsících a nejhorší kvality v plném létě. Výkyvy v jakosti vody jsou denní, sezonní a prostorové (Duras a kol., 2015b). Typické hodnoty chemismu vody v rybnících jsou uvedeny v tabulce 2.2.2.

Tab. 2.2.2 Hodnoty chemismu vody v rybnících (Hartmann a kol., 2005)

Parametr	jednotka	rozpětí	střed
pH		5,5–9,5	8
BSK₅	(mg.l ⁻¹)	1–30	6
CHSK_{Mn}	(mg.l ⁻¹)	4–30	12
N–NH₄	(mg.l ⁻¹)	0,01–1,2	0,15
N–NO₃	(mg.l ⁻¹)	0,05–3	0,24
N–NO₂	(mg.l ⁻¹)	0,001–0,08	0,005
N organický	(mg.l ⁻¹)	0,6–4	1,5
P_{celk}	(mg.l ⁻¹)	0,025–1,4	0,2
rozpuštěné látky	(mg.l ⁻¹)	100–700	300
nerozpuštěné látky	(mg.l ⁻¹)	1–60	10
vodivost	(μS.cm ⁻¹)	100–600	300

Máchová a Valentová (2004) sledovaly v letech 1999–2004 kvalitu vody na několika rybnících v okolí Protivína a Vodňan. Prováděly analýzu základních parametrů na začátku a na konci vegetačního období. Zjištěné hodnoty vybraných rybníků jsou uvedeny v tabulce 2.2.3 a 2.2.4.

Tab. 2.2.3 Hodnoty sledovaných parametrů (mg.l⁻¹) v letech 1999–2004 z rybníka Trampalovský (2,68 ha). Rybník byl bez aplikace hnojiv a ryby byly přikrmovány (Machová a Valentová, 2004).

Parametr	začátek vegetačního období	konec vegetačního období
pH	6,00–7,00	6,7–7,6
N–NH₄	0,10–0,54	0,068–0,32
P_{celk}	0,04–0,27	0,40–0,78
BSK₅	5,0–32,00	11,1–30,5
CHSK_{Mn}	9,6–88,2	24,00–43,2

Vyšší koncentrace byly způsobeny velkým trofickým potenciálem dna, i přesto, že do rybníka nebyla aplikována hnojiva již několik let (Machová a Valentová, 2004).

Tab. 2.2.4 Hodnoty sledovaných parametrů (mg.l^{-1}) v letech 1999–2004 z rybníka Podroužek s polointenzivním způsobem hospodaření (29,85 ha). Každý rok bylo aplikováno 200–600 q chlévské mrvy (Machová a Valentová, 2004).

Parametr	začátek vegetačního období	konec vegetačního období
pH	8,6–10	6,3–8,2
N–NH₄	0,06–0,16	0,08–1,20
P_{celk}	0,12–0,36	0,24–0,33
BSK₅	6,0–13,9	7,5–29
CHSK_{Mn}	9,7–17,2	18,00–59,8

2.3 Kvalita vody při výloveh rybníků

Výlov rybníka je vyvrcholením hospodářského chovného cyklu ryb, který probíhá na začátku nebo na konci vegetačního období (tradiční jarní a podzimní výlovy). Způsob a provedení výlovu ovlivňuje jak kvalitu odtékající vody, tak i zvržení sedimentu. Výlov rybníka se rozděluje na jednotlivé technologické úkony (Adámek a kol., 2015). První fáze je tzv. strojení, která probíhá několik dní před samotným výlovem, kdy dochází k pozvolnému vypouštění vody. Cílem je zkoncentrování obsádky, do co nejhlubšího prostoru rybníka – loviště. Dle Hartmana (2012) na 1 tunu hmotnosti lovených ryb počítáme v lovišti s prostorem 6–15 m^3 vody. Samotný výlov rybníka začíná stavěním „nádobí“ a „rozdáváním“ sítí (pokud není podložní síť natažena den předem). Následuje plašení ryb a odlov za pomoci zátahových nebo podložních sítí. Dále dochází k tzv. jadření sítě, čímž se ryby ještě více zkoncentrují do prostoru vymezeného sítí. Zátah sítí se může opakovat s ohledem na velikost rybníka i několikrát během dne. Po zátahu sítí a jejím zjadření dochází k vydávání ryb se sítě a jejich následnému třídění neboli brakování. Situace v lovišti a jeho okolí se poněkud zklidní. Po ukončení lovení ryb za pomoci sítí se přistupuje k dolovení rybníka „na kesery“. Závěr výlovu se vyznačuje nízkým objemem vody v lovišti a jejím postupným vypouštěním. Ryby se loví a sbírají kesery (saky) do vaniček a lodí. Táto fáze výlovu je spojena s pohybem lidí v lovišti s intenzivním vířením (roste zákal vody). Po ukončení výlovu obvykle dochází

k samovolnému povrchovému odtoku vody z rybníka, který se vyznačuje velkou erozivností sedimentu uloženého v lovišti (Hartman a Regenda, 2016).

Kvalita vody při výlovu je rovněž ovlivňována několika faktory. Řadíme sem zejména historii rybníka, způsob hospodaření, stav jeho povodí, kvalitu přítoků a sedimentů. Na kvalitu odtékající vody má značný dopad i počasí, druh obsádky a její biomasa (Regenda a kol., 2019). Dále může být ovlivněna vhodnou manipulací na výpustném zařízení a způsobem výlovu (Mikšíková a kol., 2012). Řada studií z České republiky (Kalenda a kol., 1982; Mikšíková a kol., 2012; Poštulková a kol., 2012; Freidinger, 2016; Regenda a kol., 2019, Adámek a kol., 2015), tak i ze zahraničí (Boyd, 1978; Boyd a Schwartz, 1994, Banas a kol., 2002 a 2008) se zabývala zkoumáním kvality vody vypouštěné z rybníků. Odtékající voda z rybníka představuje riziko eutrofizace navazujících vodotečí (Potužák a Duras, 2015b).

Hodnoty odtoku živin dle výše uvedených autorů jsou v první fázi vypouštění rybníků nízké a téměř odpovídají jeho celoročním hodnotám měřených u výpusti. Zhoršení kvality vody nastává až těsně před vlastním výlovem, kdy dochází k odnosu sedimentů z loviště během krátké doby. Tento proces je umocněn zvýšeným zviřením sedimentů činností rybářů a ryb v lovišti (Regenda a kol., 2018a). Odnos nerozpuštěných látek je ovlivněn chováním rybí obsádky v lovišti, jelikož některé druhy mohou podkalovat vodu více než jiné druhy (Kalenda a kol., 1982). Při samotném výlovu dochází k odtoku živin z rybníčního ekosystému. S posledními 2–5% vody v recipientu se odplaví největší množství živin (Mikšíková a kol., 2012). Zejména se jedná o živiny, které jsou vázané na nerozpuštěné látky ve formě koloidních částic či jemného sedimentu organického i anorganického původu (Regenda a kol., 2018a). Kvalita vypouštěné rybníční vody je proměnlivá. Kolísá v závislosti na probíhající činnosti v lovišti (Adámek a kol., 2015). Podrobnější hodnoty kvality vypouštěné vody jsou uvedeny níže a v tabulkách číslo 2.3.1–2.3.4.

Kalenda a kol. (1982) sledovali dva průtočné rybníky v Čakovské rybníční soustavě o rozloze 1,48 a 1,60 ha. Rybníky nebyly hnojeny. Během vypouštění nebylo zaznamenáno zhoršení kvality vody. Příprava na výlov a vlastní lovení představovalo zvýšení koncentrace hodnot NH_4^+ a PO_4^{3-} a P_{celk} . Změny v hodnotách NO_3^- a NO_2^- nebyly výrazné. Hodnoty parametrů během vypouštění a lovení jsou uvedeny v tabulce 2.3.1. Dle poznatků autorů rybí obsádka ovlivňovala kvalitu vypouštěné vody (lín

nepodkaloval vodu tolik, jako kapr). Bylo prokázáno, že rybniční ekosystém zlepšuje kvalitu vody.

Tab. 2.3.1 Kvality vody při vypouštění a výlovu na rybníce Volský (1,60 ha) (Kalenda a kol., 1982)

Parametr	jednotka	vypouštění	lovení
NH₄⁺	(mg.l ⁻¹)	0,40–0,65	1,45
NO₂⁻	(mg.l ⁻¹)	0,024–0,040	0,041
NO₃⁻	(mg.l ⁻¹)	0,55–1,40	1,9
PO₄³⁻	(mg.l ⁻¹)	0,12–0,21	0,27
P_{celk}	(mg.l ⁻¹)	0,067–0,122	0,166

Regenda a kol. (2019) sledovali výlovy celkem na 12 rybnících. Jednalo se o hlavní rybníky, plůdkové výtažníky a výtažníky. Z tabulky číslo 2.3.2 je vidět postupný nárůst koncentrace N_{L105} , P_{celk} , N_{celk} od počátku vypouštění až do finální fáze výlovu a povrchového odtoku. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány v době plašení, zátahu, jadření apod., s čímž souvisel zvýšený pohyb osob a ryb v lovišti. Zatímco nižší koncentrace byly zaznamenány v době, kdy byl klid v lovišti např. stavění kádí či vydávání sítí. Další plašení, zátah a vydávání sítě byly spojené s vyšší koncentrací sledovaných parametrů oproti prvnímu, v důsledku menšího objemu vody, zvýšené aktivity ryb a intenzivnějšímu odtoku vody z loviště. Na závěr výlovu dochází obvykle k volnému povrchovému odtoku otevřeným výpustným zařízením. Povrchový odtok vykazoval vysoké koncentrace všech sledovaných parametrů, jelikož částice nemají téměř žádnou možnost sedimentace v lovišti. Hodnota pH v průběhu výlovu postupně klesala z důvodu zvýšené koncentrace látek a CO₂. Obsah kyslíku se snižoval v době zvýšené aktivity v lovišti (stavění kádí, plašení ryb) a při povrchovém odtoku. V průběhu zátahu se zvyšovala turbidita, přičemž se snižoval obsah kyslíku až na hodnotu 1 mg.l⁻¹. Při uklidnění situace v lovišti (vydávání ryb) se obsah kyslíku opět zvyšoval (Regenda a kol., 2019).

Tab. 2.3.2 Hodnoty koncentrace parametrů vypouštěné vody (mg.l^{-1}) v jednotlivých fázích výlovu (průměr \pm SD) (Regenda a kol., 2019)

Aktivita v rybníce	NL₁₀₅	P_{celk}	N_{celk}
rybník	58,83 \pm 22,94	0,41 \pm 0,12	2,82 \pm 0,61
vypouštění	126,64 \pm 70,32	0,59 \pm 0,30	3,52 \pm 1,69
večer před výlovem	248,82 \pm 158,48	0,86 \pm 0,41	5,47 \pm 2,83
ráno před výlovem	298,58 \pm 338,12	1,02 \pm 0,88	6,07 \pm 3,62
stavění kádí	841,11 \pm 786,91	2,24 \pm 2,12	10,91 \pm 8,42
plašení	1 871,67 \pm 1 457,78	4,82 \pm 3,57	31,72 \pm 32,30
zátah/zvedání podložky	1 936,00 \pm 1 287,03	5,09 \pm 3,08	20,57 \pm 15,32
jadření/přetažení sítě	4 500,00 \pm 800,00	9,20 \pm 3,80	59,00 \pm 31,00
vydávání sítě	827,78 \pm 624,9	2,35 \pm 1,62	11,41 \pm 7,62
plašení ryb II.	2 920,00 \pm 1 617,90	7,40 \pm 6,83	25,40 \pm 12,75
zátah II.	3 410,00 \pm 3 046,36	7,97 \pm 7,68	46,42 \pm 45,00
vydávání sítě II.	2 444,00 \pm 3 584,14	4,81 \pm 6,63	11,44 \pm 7,22
dolovek na kesery	7 579,17 \pm 5 145,77	18,74 \pm 13,99	73,42 \pm 52,24
povrchový odtok	26 900,00 \pm 19 837,75	65,73 \pm 51,44	313,09 \pm 263,80

Adámek a kol. (2015) v letech 2013 a 2014 sledovali 7 rybníků v Čechách a 4 rybníky nacházející se v oblasti Waldviertel v Rakousku. Sledováním kvality vypouštěné vody byla prokázána závislost mezi P_{celk} a NL_{105} . V průběhu vypouštění (strojení) byly průměrné koncentrace P_{celk} 0,24 mg.l^{-1} a průměrné koncentrace NL_{105} byly 62,1 mg.l^{-1} , což odpovídalo hodnotám daných rybníků ve vegetačním období. Při vlastním výlovu byly koncentrace P_{celk} 14x vyšší a NL byly dokonce 40x vyšší (P_{celk} 3,33 mg.l^{-1} a NL_{105} 2 803 mg.l^{-1}). Celkový fosfor byl z 98 % tvořen fosforem vázaným na nerozpuštěné látky. Koncentrace NL_{105} vzrostla z průměrné koncentrace 49 mg.l^{-1} před začátkem výlovu až na koncentraci 22 000 mg.l^{-1} při odpouštění loviště.

Freidinger (2016) sledoval celkem 5 rybníků nacházející se na Třeboňsku. V rámci této práce však nebyla zaznamenána těsná korelace mezi množstvím vypouštěných NL_{105} a koncentrací P_{celk} . Přehled základních fyzikálně chemických parametrů rozdílů při vypouštění a výlovu rybníků je uveden v tabulce 2.3.3 a vybrané laboratorní parametry jsou uvedeny v tabulce 2.3.4.

Tab. 2.3.3 Koncentrace fosforu a nerozpuštěných látek (mg.l⁻¹) (Freidinger, 2016)

Parametr	vypouštění	výlov
NL₁₀₅	7–133,3	2 180–13 000
P_{rozp}	0,0690–0,1050	0,007–0,065
P_{celk}	0,160–0,270	0,13–2,9

Tab. 2.3.4 Fyzikálně chemické vlastnosti vypouštěné vody z rybníka na konci vegetačního období (Freidinger, 2016)

Parametr	jednotka	vypouštění	výlov
rozpuštěný O₂	(mg.l ⁻¹)	5,26–8,43	0,21–2,97
O₂ nasycení	(%)	55–87,6	1,9–29,3
vodivost	(μs.cm ⁻¹)	183–208,4	199,4–209,6
pH		8,00–8,8	6,7–7,6
turbidita	(NTU)	11,7–16,4	21–413,3

Mikšíková a kol. (2012) sledovala kvalitu vypouštěné vody na dvou rybnících na Českomoravské vrchovině. Jednalo se o rybníky Jezuitský (14 ha) a Sirákovický (10 ha). Produkce ryb byla u obou na úrovni 500–600 kg.ha⁻¹. Koncentrace NL₁₀₅ a P_{celk} byla nízká po celou dobu vypouštění do doby zahájení výlovu. V závěru lze konstatovat, že nejvyšší koncentrace NL₁₀₅ i P_{celk} byly ve fázi výlovu po krátký časový úsek, než odtekl sediment z loviště a jeho okolí. Mezi koncentrací NL₁₀₅ a P_{celk} byla prokázána těsná závislost (vazba fosforu na sediment). Hodnoty minimálních až maximálních koncentrací NL₁₀₅, P_{celk} a průtoku jsou uvedeny v tabulce číslo 2.3.5. Celkem z rybníka Jezuitského odteklo 1 231,6 t NL z toho 12,4 % při vypouštění vody do dne zahájení výlovu, 85,5 % v období výlovu a 2,1 % při průtoku otevřenou výpustí po výlovu a 1,19t P_{celk} z toho 17,6 % při vypouštění vody do dne zahájení výlovu, 80,6 % v období výlovu a 1,8 % při průtoku otevřenou výpustí po výlovu. Z rybníka Sirákovického celkem odteklo 160,3 t NL z toho 15,6 % při vypouštění vody do dne zahájení výlovu, 42,3 % v období výlovu a 4,21 % při průtoku otevřenou výpustí po výlovu. Celkového fosforu pak odteklo 0,267 t z toho 27 % při vypouštění vody do dne zahájení výlovu, 37,5 % v období výlovu a 35,5 % při

průtoku otevřenou výpustí po výlovu. Množství odnosu nerozpuštěných látek je vzhledem k celkovému množství sedimentu na dně zanedbatelné (0,2–0,5 %).

Tab. 2.3.5 Fyzikálně chemické vlastnosti vypouštěné vody na rybnících Jezuitský a Sirákovický (Mikšíková, 2012)

Parametr	jednotka	vypouštění	výlov	konec
Q	(m ³ .s ⁻¹)	0,248–1,176	0,423–1,083	0,00–0,221
NL₁₀₅	(mg.l ⁻¹)	21,00–23 600	3 160–139 000	<2
P_{celk}	(mg.l ⁻¹)	0,074–21,00	0,376–127,00	0,0836–0,246
NL₁₀₅	(kg)	2,2–32 068,5	1547,6–141 696,4	22 412,6–67 370,3
P_{celk}	(kg)	0,01–52,78	1,00–148,68	24,35–94,60

Poštulková a kol. (2012) sledovali změnu kvality vody při vypouštění rybníka Medlov nacházející se na Českomoravské vrchovině a rybníka Jaroslavický dolní ležící na jižní Moravě. U rybníka Medlov (28,47 ha) byla průměrná koncentrace P_{celk.} v průběhu vypouštění 0,45 mg.l⁻¹ a výrazně se neměnila. V průběhu vlastního výlovu se však koncentrace P_{celk.} zvýšila na hodnotu 3,37 mg.l⁻¹. Průměrná koncentrace TN během vypouštění byla 2,4 mg.l⁻¹. Svého maxima dosáhla koncentrace TN ve fázi výlovu, a to s hodnotou 7,7 mg.l⁻¹. Průměrná koncentrace TOC byla během vypouštění 20,39 mg.l⁻¹ s maximem 50 mg.l⁻¹, opět ve fázi výlovu. Celkem z rybníka odteklo 0,169 t P_{celk.}, 2,054 t TN a 18,35 t TOC. U rybníka Jaroslavický (188,7 ha) byla průměrná koncentrace v průběhu vypouštění P_{celk.} 0,65 mg.l⁻¹ a maximální koncentrace během výlovu byla 2,03 mg.l⁻¹. Minimální koncentrace TN byla 1,60 mg.l⁻¹ a maximální koncentrace dosáhla 5,50 mg.l⁻¹. Průměrná koncentrace TOC byla během vypouštění 28,24 mg.l⁻¹ s maximem 45,40 mg.l⁻¹ ve fázi výlovu. Celkem z rybníka odteklo 0,405 t P_{celk.}, 4,415 t TN a 37,57 t TOC.

Boyd a kol. (1978) sledovali celkem 8 rybníků s rozlohou od 0,53 do 5,02 ha v USA. Rybníky byly určeny pro chov tržních sumců. Rybníky byly loveny na konci vegetační sezóny, a to během listopadu a prosince. Průměrné hodnoty základních fyzikálních parametrů jsou uvedeny v tabulce číslo 2.3.6. Zvýšená koncentrace fosforu během výlovu byla pravděpodobně způsobena zvýšenou aktivitou ryb a rybářů v lovišti a sníženým obsahem vody. Zvýšená koncentrace amoniaku byla přičítána metabolickým

produktům ryb. Amoniak se nevyskytoval v toxické formě, jelikož pH se pohybovalo kolem 7,5. Forma amoniaku je závislá na pH. Nebyl zaznamenán rozdíl v koncentracích dusičnanů během fáze vypouštění a fáze výlovu. Boyd a kol. (1978) poznamenal, že s posledními 5 % vody v rybníce odteklo až 95 % NL₁₀₅. Během výlovu intenzivního rybníka odteklo 11 % TN a 19 % TP.

Tab. 2.3.6 Fyzikálně chemické vlastnosti vypouštěné vody (mg.l⁻¹) (Boyd a kol., 1978)

Parametr	vypouštění	výlov
BSK	4,31 ± 0,38	28,9 ± 17,9
CHSK	30,2 ± 3,7	342 ± 213
TP	0,11 ± 0,02	0,49 ± 0,34
NH₃	0,98 ± 0,30	2,34 ± 0,62
NO₃	0,16 ± 0,02	0,14 ± 0,04

Banas a kol. (2002) sledovaly v letech 1997–1998 rybník nacházející se v severovýchodní Francii v blízkosti řeky Seille. Dno rybníka bylo převážně tvořené vápenatou půdou s vysokým obsahem jílu. Tento rybník s rozlohou 2 ha byl využívaný pro produkci kaprovitých ryb. V roce 1997 sledovali rybník bez přítomnosti atmosférických srážek a během roku 1998 za přítomnosti atmosférických srážek. V roce 1997 během vypouštění odteklo celkem 239 kg.ha⁻¹ NL₁₀₅, 9,6 kg.ha⁻¹ TN, 0,48 kg.ha⁻¹ N–NO₃, 0,76 kg.ha⁻¹ TP. V roce 1998 během vypouštění odteklo 2627 kg.ha⁻¹ NL₁₀₅, 49,1 kg.ha⁻¹ TN, 4,6 kg.ha⁻¹ N–NO₃, 4,8 kg.ha⁻¹ TP. Průměrná koncentrace kyslíku byla 3,2 mg.l⁻¹ v roce 1997 a 4,3 mg.l⁻¹ v roce 1998. Maximální koncentrace NL₁₀₅ během vypouštění rybníka byl 0,64 mg.l⁻¹ v roce 1997. Během výlovu byla koncentrace NL₁₀₅ 1,5 mg.l⁻¹ v roce 1997 a 4,1 mg.l⁻¹ v roce 1998. V roce 1997 a 1998 odteklo 40 % a 30 % NL₁₀₅ s posledními 2 % vody v rybníce. Více než 8 % TN a 25 % TP odteklo během posledních 3 hodin vypouštění. Během roku 1997 a 1998 byla průměrná koncentrace TP ve vypouštěné vodě 1,055 ± 0,391 mg.l⁻¹, koncentrace TN 4,113 ± 1,109 mg.l⁻¹ a koncentrace N–NO₃ 0,188 ± 0,030 mg.l⁻¹.

Schwartz a Boyd (1994) sledovali celkem 3 rybníky s rozlohou 1,32 ha, 1,15 ha a 0,92 ha nacházející se v U.S.A. Produkce ryb na rybnících se pohybovala mezi 3,35–

4,76 kg.ha⁻¹. Koncentrace N–NH₃ nebyla během vypouštění vyšší než 0,1 mg.l⁻¹. Ve fázi výlovu byla koncentrace N–NH₃ 1,5 mg.l⁻¹. Koncentrace TP se během vypouštění pohybovala mezi 0,15 až 0,8 mg.l⁻¹. Během výlovu se koncentrace TP pohybovala mezi 1,2 až 1,4 mg.l⁻¹. Hodnota pH během vypouštění klesala, od hodnoty 7,6 k hodnotě 6,4 ve vypouštěné vodě. Pokles pH byl způsoben zvýšenou respirací ryb. Celkový amoniakální dusík, rozpuštěný reaktivní fosfor a celkový fosfor se postupně zvyšoval během fáze vypouštění a maximálních hodnot dosáhl ve fázi výlovu. Zvýšené koncentrace fosforu byly přičítané zviření sedimentu v lovišti a zvýšení amoniakální dusík metabolickým produktům ryb. S posledními 15–20 % vody v rybníce odteklo 50 % fosforu a dusíku. S posledními 5 % vody v rybníce odteklo 50 % NL₁₀₅.

2.4 Možnosti zlepšení kvality vody při výlovech

Možnosti, jak zlepšovat kvalitu odtékající vody výpustným zařízením při výlovu, lze rozdělit do dvou skupin. První metoda funguje na principu omezení či úplného zastavení odtoku sedimentů, zatímco druhá pracuje se zachycením živin po hrází (Regenda a kol., 2017). O tom, která metoda je vhodnější, se rozhoduje především na základě podmínek, které dané místo poskytuje (Baxa a kol., 2017). Nejvýhodnější je kombinace obou výše uvedených metod (Duras a Potužák, 2012). Cílem těchto metod je zachytit co největší množství nerozpuštěných látek či živin a opětovně je využít. K tomuto na našem území prakticky nedochází (Regenda a Hartman, 2017). Množství transportujících nerozpuštěných látek lze částečně ovlivnit vhodnou manipulací na výpustném zařízení a technologií výlovu. Jejich odtékající množství je závislé na jejich obsahu v recipientu, na objemu vypouštěné vody a na intenzitě pohybu v lovišti. Zamezení úniku živin je možné pomocí kontrolovaného vzduť a krátkodobého zadržení vypouštěné vody. Cílem tohoto vzduť a zdržení vody je podpora sedimentačních procesů v prostoru pod rybníkem (Regenda a kol., 2017). Polovina nerozpuštěných látek v průběhu sledování Mikšíkové a kol. (2012) unikla právě v průběhu výlovu, zatímco druhá polovina unikla z rybníku nekontrolovaně po ukončení výlovu (otevřená výpust').

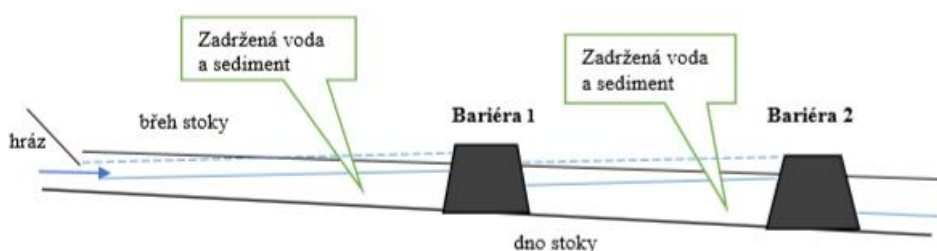
Jedna z metod odtěžení sedimentu z loviště rybníka před jeho vypouštěním využívá geotextilní vaky, do kterých byla čerpána pomocí sacího bagru suspenze vody a sedimentu. Vaky byly umístěny na břehu rybníky na rovné ploše a byly podloženy nepropustnou folií svažující směrem do rybníka, aby tam voda zpětně samovolně odtékala. Sediment odsáván z loviště sacím bagrem byl dopraven plastovým potrubím do

homogenizační nádrže. Do této nádrže byl dávkován práškový dolomitický vápenec, který zlepšuje úživné vlastnosti zachyceného sedimentu, resp. půdy. Vápenec byl rozmíchán míchadly. Kal z homogenizační nádrže byl veden potrubím k odvodnění. V potrubí docházelo k míšení koagulantu a kalu. Koagulant usnadňoval sedimentaci a byl dávkován z flokulační stanice umístěné na zpevněném břehu rybníka. Dávka koagulantu byla 3 kg.t^{-1} sušiny a podle potřeby byla upravována. Množství koagulantu bylo dávkováno podle průtoku a měrné hmotnosti kalu. Po ukončení čerpání byly vaky ponechány několik dní stát. Po tento časový úsek vytekla přebytečná voda ven z vaku (Baxa a kol., 2017). Odvodněný sediment obsahující množství živin lze opětovně využít např. na zemědělské půdě (Potužák a kol., 2017). Tato metoda je nenáročná na prostor, ale není příliš ekonomicky výhodná, jelikož geotextilní vaky nelze opětovně využít. Při vyjmutí zachyceného sedimentu dojde k jejich znehodnocení. Výhodou však je časově rychlá proveditelnost a malý – dočasný zábor pozemků (Baxa a kol., 2017).

Odtékající voda z vaků byla odebírána v určitých intervalech po celou dobu čerpání sedimentu do vaků. V těchto vzorcích byla průběžně měřena turbidita (zákal). Dle výsledků došlo ke značnému snížení zákalu odtékající vody z vaků. V průběhu experimentu byl značný rozdíl mezi koncentrací živin na vstupu a výstupu. Během čerpání došlo ke snížení obsahu $\text{NL}_{105,550}$ a živin. Průměrný pokles koncentrace TC a TOC byl až o 99 %. Pokles TN byl o 93 %, hořčíku o 89 % a vápníku o 83 %. Průměrná koncentrace TP ve vypouštěné vodě z vaků na konci čerpání byla $0,26 \text{ mg.l}^{-1}$. V případě P_{rozp} byl pokles od $0,15 \text{ mg.l}^{-1}$ na začátku čerpání do $0,017 \text{ mg.l}^{-1}$ na konci čerpání. Koncentrace P-PO_4 se na konci čerpání pohybovala pod mezí detekce ($<0,005 \text{ mg.l}^{-1}$), což bylo pravděpodobně způsobeno vyvázáním do komplexu se železem.

Poměrně novou metodou je zachytávání živin pod hrází rybníka za pomocí bariér neboli hrázek, které jsou vytvořeny z organického materiálu. Jedná se o dočasné bariéry sloužící k vzdutí hladiny ve stoce, čímž se prodlouží doba zdržení a podpoří se sedimentační procesy. Cílem je zachytávat nerozpuštěné látky ve stoce pod rybníkem rostlinou organickou hmotou, a to balíky slámy či sena. Bariéry jsou postaveny ve dvou řadách v určité vzdálenosti od sebe. Balíky jsou upevněny ocelovými bodáky ve tvaru písmene T a mohou být podloženy jutovou tkaninou z důvodu omezení podtékání bariér. Na obrázku číslo 2.4.1 je schematicky zobrazené zachytávání NL a živin pomocí bariér ve stoce pod rybníkem. Po výlovu a odvodnění jsou balíky se stoky společně se

zachyceným sedimentem odtěženy pomocí mechanizace a je obnoven původní profil koryta stoky. Odtěžený sediment je možné opětovně vrátit do rybníka nebo jej využít k hnojení polí (Regenda a kol., 2018b). Tímto procesem dochází k recyklaci živin, které by jinak unikaly dále do recipientu bez možnosti následného využití. Autoři dále shledávají, že hrázky mohou být budovány i jiným materiálem např. betonem či kamenem, a to jako trvalé. Tento způsob má několik kladů. Jedním z nich je zlepšení kvality odtékající vody. Dalším je možnost recyklace zachycených živin a finanční dostupnost (Regenda a Hartman, 2017). Tato technologie je vhodná pro menší rybníky zhruba do 10 ha. Stoka pod rybníkem by měla být dobře přístupná potřebné mechanizaci k odtěžení sedimentů. Její dno by nemělo být silně zanesené bahnem, jelikož hrozí silné podtékání bariér (Regenda a kol., 2018b).



Obr. 2.4.1 Schéma zachytávání NL a živin pod hrází pomocí bariér (Regenda a Hartman, 2017)

Dle výsledku je zřejmá účinnost dočasných bariér. Tabulka číslo 2.4.1 ukazuje rozdíl v průměrných koncentracích mezi profilem A (pod hrází) a B (pod druhou bariérou), která závisela na objemu aktuálně vypouštěné vody, objemu vzduché vody (těsnost hrázek) a době zdržení. S nárůstem koncentrace sledovaných látek vzrostla i míra účinnosti jejich zachycení. V prvních dvou fázích (noc před výlovem, ráno před výlovem) byla účinnost zachycení látek v řádu kolem jednotek procent. Těsně před výlovem účinnost vzrostla na desítky procent. Nejvyšší účinnosti dosahovala ve fázi výlovu a hodinu po jeho ukončení, a to až nad 50 %. Záchyt NL_{105} a NL_{550} byl průměrně 65,2 % a 67,3 %. Záchyt TP byl průměrně 69,2 %, TOC 36,0 %, TN 25,9 %, P_{rozp} -4,39 % (negativní retence, uvolnění). V průběhu strojení, výlovu a také při průchodu bariérami docházelo k nepatrnému snížení hodnot pH, která se jinak pohybovala kolem 7. Množství kyslíku klesalo kontinuálně v čase. V prvních třech fázích (noc před výlovem, ráno před výlovem, těsně před výlovem) se koncentrace kyslíku průchodem přes hrázky zvyšovala,

zatímco ve fázi výlovu a po něm obsah kyslíku klesal. Množství kyslíku ráno před výlovem na profilu A bylo průměrně $8,48 \pm 2,36 \text{ mg.l}^{-1}$ a $8,79 \pm 2,22 \text{ mg.l}^{-1}$ na profilu B. Ve fázi výlovu a hodinu po výlovu koncentrace kyslíku klesala průměrně na hodnotu $3,41 \pm 2,95 \text{ mg.l}^{-1}$ na profilu A a na hodnotu $1,96 \pm 1,05 \text{ mg.l}^{-1}$ na profilu B. K těmto změnám dochází vlivem zvíření sedimentů, zvýšeného přísunu CO_2 a zvýšeným obsahem organických látek spotřebovávající kyslík pro svůj rozklad. V průběhu výlovu klesala hodnota ORP (oxidačně redukční potenciál), ale průchodem přes bariéry se hodnota zvyšovala. Během výlovu byla hodnota ORP průměrně $33,24 \pm 74,97 \text{ mg.l}^{-1}$ na profilu A, zatímco na profilu B byla hodnota $53,70 \pm 55,56 \text{ mg.l}^{-1}$ (Regenda a Hartman, 2017).

Tab. 2.4.1 Rozdíl koncentrací sledovaných parametrů (mg.l^{-1}) mezi profilem A a B (průměr \pm SD) (Regenda a Hartman, 2017)

Parametr	Profil A pod rybníkem	Profil B pod druhou hrázkou
NL ₁₀₅	$3915,05 \pm 8459,22^a$	$1568,62 \pm 4305,33^b$
NL ₅₅₀	$3189,70 \pm 7018,64^a$	$1233,64 \pm 3526,74^b$
TN	$36,25 \pm 98,66^a$	$18,88 \pm 46,03^b$
TP	$13,73 \pm 23,68^a$	$5,12 \pm 17,00^b$
P _{rozp.}	$0,06 \pm 0,03^a$	$0,07 \pm 0,05^b$
TOC	$323,81 \pm 858,04^a$	$140,62 \pm 379,98^b$
TIC	$79,00 \pm 121,17^a$	$37,47 \pm 24,18^b$
TC	$360,79 \pm 586,51^a$	$113,21 \pm 136,58^b$
Ca	$130,63 \pm 143,06^a$	$52,11 \pm 32,56^b$
Fe	$253,42 \pm 395,19^a$	$63,78 \pm 199,95^b$
Fe _{rozp.}	$0,29 \pm 0,67^a$	$0,33 \pm 0,73^b$

Existují i alternativní metody zmenšování objemu sedimentů v rybnících, které jsou založeny na rozkladu organické hmoty. Fungují na principu aktivace mikroorganismů na dně nádrže. Ty jsou aktivovány prokysličením vrchní vrstvy sedimentu vzduchem nebo ozonizací hadicemi uloženými na dně. Mikroorganismy rozkládají organické látky a transformují je na látky anorganické o menším objemu. Tato metoda je obdobou letnění. Na základě výsledků z ověřování metody v okolí Prahy nebyla tato technika příliš efektivní. Byl zjištěn pouze nepatrný úbytek sedimentu (Karnecki, 2016).

2.5 Koagulace a flokulace v úpravě kvality vod

Koagulace neboli číření je fyzikálně chemický proces, kdy se koloidně dispergované částice shlukují ve větší agregáty. Při koagulaci dochází k destabilizaci dispergovaných částic přidáním vhodného činidla. Následně dochází ke shlukování neboli flokulaci destabilizovaných částic bez náboje kmitající v důsledku Brownova tepelného pohybu do větších útvarů. Mezi sebou jsou dispergované částice poutané pomocí povrchových molekulárních adhezních sil, a to Wan der Walsovými silami a elektrostatickými silami (Žáček, 1981). Shlukováním vzniká hrubý disperzní systém, který je ale nestálý. Tímto procesem se z vody odstraňují koloidní látky (koloidně disperzní), což jsou suspenzní částice o průměru 1–1000 nm, které jsou příliš lehké a malé na to, aby se usadily (viry, bakterie, řasy, sinice, jílové minerály, huminové kyseliny, amorfni oxid křemičitý, polysacharidy, proteiny) (Pivokonský, 2019). Samovolnému shlukování brání souhlasné náboje, které koloidní částice nesou v přirozeném stavu, což má za následek, že se částice koloidů vzájemně odpuzují. Náboj částice je výsledkem elektrické dvojvrstvy vznikající iontovou adsorpcí a elektrolytickou disociací (Hocking 2005).

Elektrická dvojvrstva je tvořena dvěma částmi. Tyto dvě části nesou stejně velký náboj opačného znaménka. První část je pevně spojená s částicí koloidu a je tvořena vnitřní vrstvou a absorpční částí vnější vrstvy. Absorpční část vnější vrstvy pevně ulpívá na povrchu částice a pohybuje se zároveň s ní. Druhá část elektrické dvojvrstvy je tvořena difúzní částí vnější vrstvy. Tato vrstva náleží kapalině a s částicí nepohybuje. Při pohybu částice se protionty v difúzní části dvojvrstvy neustále mění za jiné se stejným výsledným nábojem. Mezi těmito dvěma částmi elektrické dvojvrstvy (na fázovém rozhraní kapalina a pevná látka) vzniká elektrokinetický potenciál zeta. Hodnota potenciálu zeta se obvykle pohybuje od 50 mV do 10 mV a slouží k charakteristice elektrické dvojvrstvy. Pokud je zeta potenciál nižší než 30 mV, tak částice začínají koagulovat. Koagulace probíhá rychleji, čím víc se potenciál zeta blíží nule do tzv. izoelektrického stavu (Bratby, 2006).

Koagulace je komplexní proces skládající se z dílčích procesů, které jsou závislé na pH, teplotě, typu a dávce koagulačního činidla, iontové síle, oxidačně–redukčním potenciálu vody a na koncentraci separovaných částic (Žáček, 1981). Velikost a znaménko náboje znečišťujících látek je ovlivněno pH vody (Tuček, 1977). Při tomto procesu nedochází k narušení fázového rozhraní mezi částicemi a disperzním prostředím.

Fázové rozhraní je z makroskopického hlediska plocha, na které se jedna nebo více vlastností mění skokem. Částice si uchovávají svoji totožnost, ale ztrácejí svou kinetickou nezávislost. Agregát se chová jako samostatná kinetická jednotka (Bartovská a Šišková, 2005). Suspendované částice nelze efektivně odstranit pouze prostou sedimentací, a proto se využívá tohoto fyzikálně chemického procesu. Cílem je převést „nečistoty“ do separovatelné formy, které lze odstranit následnou sedimentací, filtrací nebo jinou separační metodou (Bindzar a kol., 2009). Proces koagulace a flokulace je hojně využívána při úpravě pitné vody (Nathason, 2019).

Ve vodním prostředí se vyskytují faktory, které zabraňují samovolnému shlukování částic. Relativní stálost koloidních disperzí způsobuje elektrický náboj, který částice nese (Tuček a kol., 1977). Charakter a velikost náboje určuje povahu a míru interakcí mezi částicemi. Náboj ovlivňuje jejich agregátní stabilitu, což je schopnost disperzního systému zachovávat stupeň své disperzity neboli schopnost odolávat procesům směřující k agregaci a je stabilizátorem bránící souhlasně nabitým částicím k adhezi (Pivokonský, 2019). Dalším faktorem je lyosféra, což je vrstva disperzního prostředí poutaného adsorpcí k povrchu částice, kolem které vytvoří ochranný obal. Poslední faktorem je ochranný koloid, který se adsorbuje na povrchu micely solu a vytvoří ochranný obal (Tuček a kol., 1977). Micela solu je částice tvořená jádrem a obalem. Jádro lyofobního charakteru je tvořené tuhous látkou nerozpustnou v disperzním prostředí a obalová vrstva zabraňuje jejich agregaci (Bartovská a Šišková, 2005).

Za pomoci koagulantu dochází k destabilizaci systému (odstranění nábojové bariéry), která je nutná ke zvýšení přitažlivosti částic (Suopajärvi a kol., 2013). Koagulant hydrolyzuje za vzniku částic s kladným nábojem. Tyto produkty hydrolyzy vnitřně reagují s odstraňovanými koloidy opačného znaménka za vzniku společných sraženin s téměř nulovým potenciálem zeta (Hocking, 2005). Flokulant shlukuje koloidně dispergované částice do větších celků. Zvyšuje hustotu a pevnost vytvořených vloček (Radoiu a kol., 2004). Vločky jsou poutány mezi molekulovými adhezními povrchovými silami (Tuček, 1977). Obecně lze říci, že koagulant je činidlo vytvářející vločky a flokulant je činidlo spojující mikro vločky do větších útvarů (Tuček, 1977).

Činidla, která se používají k destabilizaci systému a k následnému shlukování lze rozdělit do dvou základních kategorií, a to na hydrolyzující činidla a na polymery. Proces koagulace je založen na dávkování roztoků hydrolyzujících solí neboli koagulantů, které

reakcí s vodou vytvoří potřebné hydroxidy. Koagulanty jsou obvykle na anorganické bázi. Mezi nejčastěji používané hydrolyzující sole patří síran hlinitý ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), hlinitan sodný (NaAlO_2), síran železitý ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), síran železnatý ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) nebo chlorid železitý ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Bratby, 2006).

Polymery jsou makromolekulární látky na organické bázi, které jsou využívány jako pomocná agregační činidla neboli flokulanty ve formě kationtových (kladně nabitých), aniontových (záporně nabitých), amfoterních (obsahující aniontové i kationtové skupiny) a neionogenních (prakticky neutrální) polyelektrolytů (Lee a kol., 2014). Flokulant musí být odpovídající ionogenity např. pro bahno a aktivované kaly se používají kationaktivní flokulanty. Shlukování (agregace) částic je založena na spojení polymerním můstkem. Vzniká komplex částice–polymer–částice poutaný povrchovými adhezními silami. Flokulanty jsou obvykle rozpustné, lineární nebo rozvětvené polymery s charakteristickými skupinami na vláknitých molekulách. Podle Lee a kol. (2014) je účinnost bio–flokulantu (semena Moringy olejodárné, škroby, guaranové gummy, taniny, chitosan, alginát sodný) srovnatelná se syntetickými flokulanty (polyakrylamid a jeho kopolymery s kyselinou polyakrylovou, kvartérní amoniové sloučeniny). Rozhodující vlastností organických polymerů je relativní molekulová hmotnost, která se u polymerů s dobrými flokulačními vlastnostmi pohybuje mezi 1 až 10 milióny (Žáček, 1981).

Flokulanty na organické bázi či koagulanty na anorganické bázi se často používají v kombinaci s hlinitými či železitými solemi z důvodu urychlení procesu a tvorbě vloček (Bratby, 2006).

Dávka činidla se zjišťuje na základě provedení sklenicové optimalizační zkoušky (Pivokonský, 2019). Dávka pro poměrně čisté povrchové vody se pohybuje okolo 50 až $100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$. Odpadní vody mohou vyžadovat až kilogramové dávky (Tuček, 1977). Dle Tučka a kol. (1977) jsou požadavky na velikost dávky co nejmenší, a to z ekonomických důvodů. Dávka musí být optimální, dostačující v poměru s nečistotami a pH musí zůstat v optimální oblasti (4–6). Při malé dávce je zrychlení koagulace nepatrné, zatímco při nadměrné dávce rychlost koagulace klesá, a to z důvodu, že jednotlivé makromolekuly polymeru se mohou navzájem dotýkat (Žáček, 1981).

2.6 Legislativa ve vztahu ke kvalitě vody a sedimentu

Legislativa zabývající se kvalitou vody je položena na několika právních předpisech. Základním předpisem je vodní zákon č. 254/2001 Sb., který má nejvyšší právní sílu. Tento zákon, ale nemůže problematiku řešit podrobněji. Detailněji jsou požadavky na kvalitu vody specifikovány v Nařízení vlády ČR 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), kde je uvedeno přípustné znečištění povrchových vod. Přípustné průměrné roční znečištění vody je $3,8 \text{ mg.l}^{-1} \text{ BSK}_5$, $26 \text{ mg.l}^{-1} \text{ CHSK}_{\text{Cr}}$, $10 \text{ mg.l}^{-1} \text{ TOC}$, $0,15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}_{\text{celk}}$, $6 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}_{\text{celk}}$, $0,23 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$.

Na základě metodického pokynu ZP03/2003 vydává krajský vodoprávní úřad výjimku k aplikaci závadných látek (§ 39 vodního zákona), jaké množství hnojiva a dalších látek je možné do konkrétního rybníka dávat (výjimka se nevyžaduje na aplikaci rostlinných krmiv). Tento pokyn má nejnižší právní sílu a je závazný pouze pro úředníky daného ministerstva. Tento metodický pokyn je v současnosti i nadále využíván, i když je velmi zastaralý a nemá oporu v nadřazených právních dokumentech (Duras a Potužák, 2016b). Hnojiva, krmení, látky k vápnění a léčení ryb jsou zařazeny mezi látky závadné. Vodoprávní úřady, jakožto krajské úřady, udělují výjimky k aplikaci těchto závadných látek. Při povolování se řídí pokyny a výsledky rozborů k dodržení ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod podle nařízení vlády č. 401/2015 Sb., ve znění pozdějších předpisů (Havrda, 2010). Hlavním problémem je provádění kontrol a vymahatelnost, jelikož rybáři nejsou povinni zajišťovat rozborů vod (Duras a Potužák, 2016b).

Povrchové vody, které jsou využívány pro rybářské hospodaření a tímto hospodařením je ovlivňována jejich jakost, se nepovažují za majetek související s vlastnictvím rybníka. K užívání těchto vod k chovu ryb či vodní drůbeže je potřeba povolení k nakládání s vodami (§ 8) dle zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů. Voda po odtoku z rybníka se nepovažuje za vodu odpadní, ale musí splňovat požadavky stanovené přílohou k 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 (Kladivová a Kult, 2010).

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, má uplatnění pouze u tzv. malých vodních útvarů. Na našem území je pouze několik rybníků označených jako malý vodní útvar (Duras a Potužák, 2016b).

Sediment byl považován za odpad do té doby, než začala platit vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě. V příloze této vyhlášky jsou uvedené limitní hodnoty rizikových látek pro sediment (Knollová, 2012). Situace v ČR je následující. Sediment je nedocenená surovina, platí zde poměrně přísná legislativa a je zapotřebí nákladných chemických analýz pro vyloučení zjištění kontaminace sedimentu cizorodými látkami. Primárně je snaha se sedimentu spíše zbavit než ho jakýmkoliv způsobem využít. Dle platné legislativy lze sedimenty z rybníků aplikovat na zemědělskou půdu, která se řídí zákonem č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (Baxa a kol., 2017). Dle zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech, vyhlášky č. 387/2016 Sb. lze vytěžený sediment ukládat na povrchu terénu. Sediment lze také využít jako vstupní suroviny pro výrobu kompostu v souladu s normou ČSN 46 5735. Rozhodujícím faktorem aplikace sedimentu je míra jeho kontaminace rizikovými prvky a organickými polutanty (Baxa a kol., 2019).

2.7 Odstraňování sedimentů

Odbahnění rybníků se provádí už několik desítek let. K výraznému zvýšení odstraňování sedimentů došlo v 80. létech minulého století. Hlavním důvodem bylo navýšení produkční kapacity rybníků (Sychra, 2016). Odbahnění dna rybníka má pozitivní i negativní vliv na rybníční ekosystém. Mezi pozitivní vlivy patří zlepšení kvality vody, snížení množství fosforu v sedimentu, redukce vodního květu a chlorofylu, nárůst diverzity fytoplanktonu a velkého zooplanktonu nebo obnova porostů mokřadní vegetace. Tato pozitiva mají krátkodobý charakter. Mezi negativní jevy odbahnění patří odstranění živočichů vázaných na sedimenty (Sychra, 2016).

Dle Baxy a kol. (2017) je v České republice nejčastěji využívaným postupem odtěžení sedimentů po výlovu tzv. za sucha, tedy vybagrování plochy rybníka. Dle Karneckého (2016) je tento postup nejefektivnější a nejrychlejší. Pokud je těžba provedena z ekologického hlediska citlivě, tzn. podzimní vypuštění, ponechání alespoň

10 % litorálu, nedochází k vyhrnování sedimentu na břeh, tak se jedná v dlouhodobém měřítku z pohledu ochrany přírody o pozitivní zásah (Karnecki, 2016). Tato metoda je založena na vypuštění vody z nádrže s následným částečným vysušením sedimentu. Proces vysoušení lze umocnit odvodňovacím příkopem v nejnižší položeném místě dna. V praxi se nejčastěji rybník po podzimním výlovu nechá vypuštěný a na jaře se provede odbahnění. Toto řešení není příliš ekonomicky výhodné. Hledají se tedy nové a výhodnější metody k nakládání se sedimenty (Knollová, 2012).

Další možnost odstranění sedimentu je tzv. mokrou cestou pomocí sacího bagru. Tento bagr pluje po hladině nádrže, aniž by muselo dojít k jejímu vypuštění. Tato metoda je tedy ideální pro nádrže, kde není z jakéhokoliv důvodu možné její vypuštění (Karnecki, 2016). Dochází k odsávání suspenze vody a nánosů ze dna nádrže. Odbahnění rybníka za pomoci sacího bagru se realizuje tehdy, pokud je únosnost rybníčního dna po vytěžení daného množství sedimentu menší než 105 kPa (Knollová, 2012). Těžbu lze provádět v různých hloubkách a vytěžený sediment lze čerpat do vzdáleností několika kilometrů (Karnecki, 2016). Dle Sychra (2016) je tento postup odtěžení sedimentu šetrnější k živočichům vázaným na rybníční dno.

3. Materiál a metodika

3.1 Způsob odběru a zpracování vzorků vody

Odběr vzorků vody byl prováděn ve stoce pod hrází rybníka na dvou profilech, a to na profilu A a B. Profil A se nacházel ihned pod hrází rybníka ve vývážišti před přidáváním flokulantu. Profil B, již s přidáním flokulantem, se nacházel pod dvěma bariérami tvořené slámou zhruba 65 až 125 metrů od profilu A. Vzorky vody byly odebírané tak, aby představovaly reprezentativní odběr pro danou fázi výlovu. Vlastní odběr vzorků byl prováděn pomocí 1 l plastové kádinky, která byla přichycená na teleskopické tyči. Postupným odebíráním vody v daný časový interval (3–5 min) byl vytvořen směsný vzorek v nádobě o objemu 20 l odpovídající situaci odehrávající se v lovišti. Následně byl tento směsný vzorek homogenizován (míchání, prolévání) s použitím kuchyňské odměrky. Směsný homogenizovaný vzorek byl rozlíván do jednotlivých plastových vzorkovnic o různých objemech určené pro specifické analýzy. Pro analýzu kovů a fosforu bylo nutné vzorky před upravit na místě, a to filtrací vzorků přes jednorázový nylonový filtr o velikosti ok 0,45 μm . Vzorkování profilu A a B neprobíhalo současně, ale v intervalech závislých na době zdržení vody ve stoce. Průměrně bylo odebráno z každého rybníka 16 vzorků na profilu A a 16 vzorků na profilu B. Vzorky byly odebírány v průběhu vypouštění rybníka, tak i při samotném výlovu. Také byl odebrán sediment ze dna rybníka.

Pomocí základní laboratorní analýzy byly stanoveny koncentrace rozpuštěných i nerozpuštěných látek. Mezi analyzované parametry patřily NL_{105} (nerozpuštěné látky sušené při 105 °C), NL_{550} (nerozpuštěné látky žíhané při 550 °C), Fe a Fe_{rozp} (železo a železo rozpuštěné), TN (celkový dusík), N– NH_4 (amoniakální dusík), TP (celkový fosfor), P_{rozp} (celkový fosfor rozpuštěný), TOC (celkový organický uhlík), TC (celkový uhlík), Ca (vápník). Vzorky pro laboratorní analýzu byly odeslány co nejrychleji po jejich odběru, resp. výlovu rybníka a zpracovány vodohospodářskou akreditovanou laboratoří v Českých Budějovicích – Povodí Vltavy, s.p., Emila Pittera 1, 370 01 České Budějovice.

Vlastní sledování kvality vody bylo prováděno na místě u základních fyzikálně–chemických parametrů s použitím multiparametrální sondy YSI EXO 2 viz. obr 3.1.1, která je vybavena 4 senzory. První senzor EXO Conductivity/Temperature Sensor Ti slouží na měření teploty (°C), vodivosti ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), SPC (specifická vodivost přepočtená

na teplotu vody 25 °C), TDS (celkové rozpuštěné látky $\mu\text{g.l}^{-1}$), salinity (stanovená dle algoritmu teploty vody a vodivosti). Druhý senzor EXO Optical DO Sensor Ti slouží na měření množství rozpuštěného kyslíku (mg.l^{-1}) a nasycení vody kyslíkem (%). Třetí senzor EXO ISE06 pH/ORP Sensor Assembly, Unguarded Ti slouží na měření pH a ORP (oxidačně redukční potenciál mV). Čtvrtý senzor EXO Total Algae-PC Sensor, Ti slouží na měření chlorofylu-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) a BGA-PC (modrozelené řasy $\mu\text{g.l}^{-1}$).

Obr. 3.1.1 Multiparametrální sonda YSI EXO 2 (foto Regenda)



3.2 Sledované rybníky

Sledování kvality vody v terénu probíhalo celkem na 4 rybnících nacházejících se v jižních Čechách. Na rybnících hospodaří Krajské školní hospodářství České Budějovice. Informace o jednotlivých rybnících jsou uvedeny v tabulkách 3.1.1–3.1.4.

Tab. 3.1.1 Rybník Prostřední u Žižky

Rybník	Prostřední u Žižky
Druh rybníka	průtočný, dvouhorkový
Katastrální území	Štetice
Vodní plocha (ha)	8,17
Charakter povodí rybníka	40 % orná půda, 10 % lesy, 50 % TTP
Datum výlovu	23.10.2019
Obsádka ryb–nasazeno	5 000 ks K ₂ o průměru 0,2 kg
Obsádka ryb–sloveno	4 500 ks o průměru 2,3 kg
Doplňkové druhy ryb	štika obecná

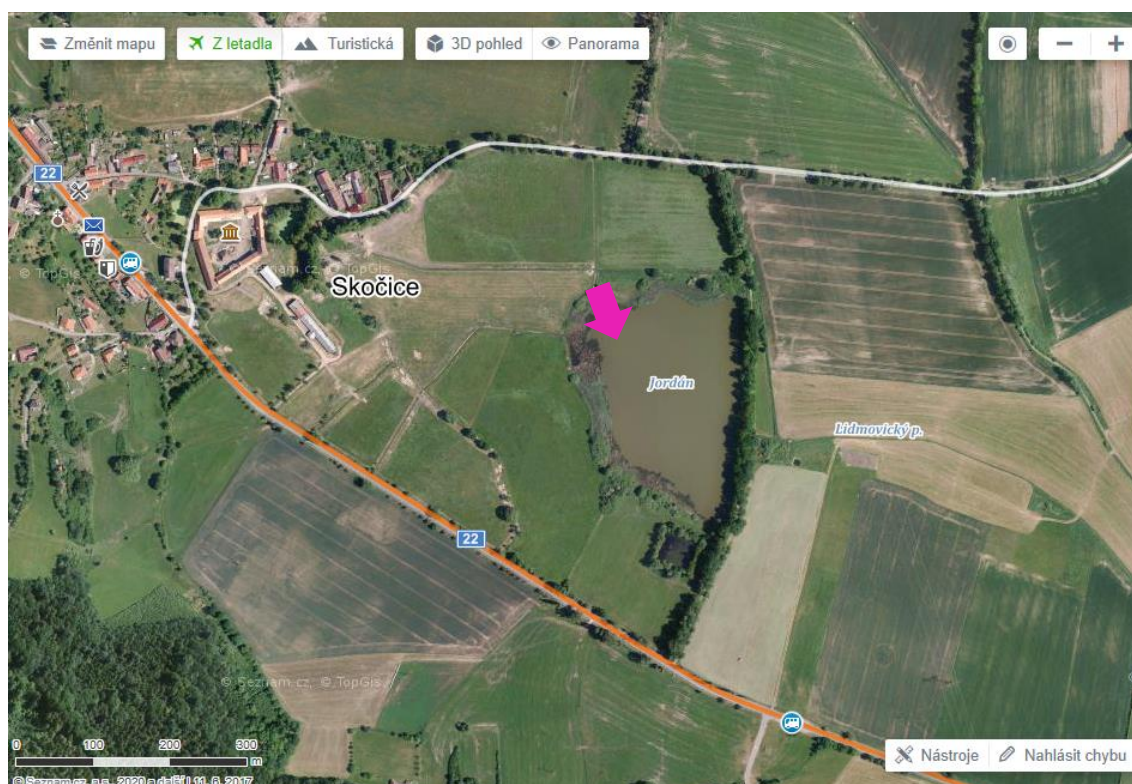
Obr. 3.1.1 Rybník Prostřední u Žižky (zdroj Mapy.cz)



Tab. 3.1.2 Rybník Jordán

Rybník	Jordán
Druh rybníka	průtočný, jednohorkový
Katastrální území	Skočice
Vodní plocha (ha)	4,91
Charakter povodí rybníka	50 % orná půda, 30 % lesy, 20 % TTP
Datum výlovu	25.10.2019
Obsádka ryb–nasazeno	20 000 ks K ₁ o průměru 0,03 kg
Obsádka ryb–sloveno	15 000 ks K ₂ o průměru 0,2 kg
Doplňkové druhy ryb	štika obecná, amur bílý

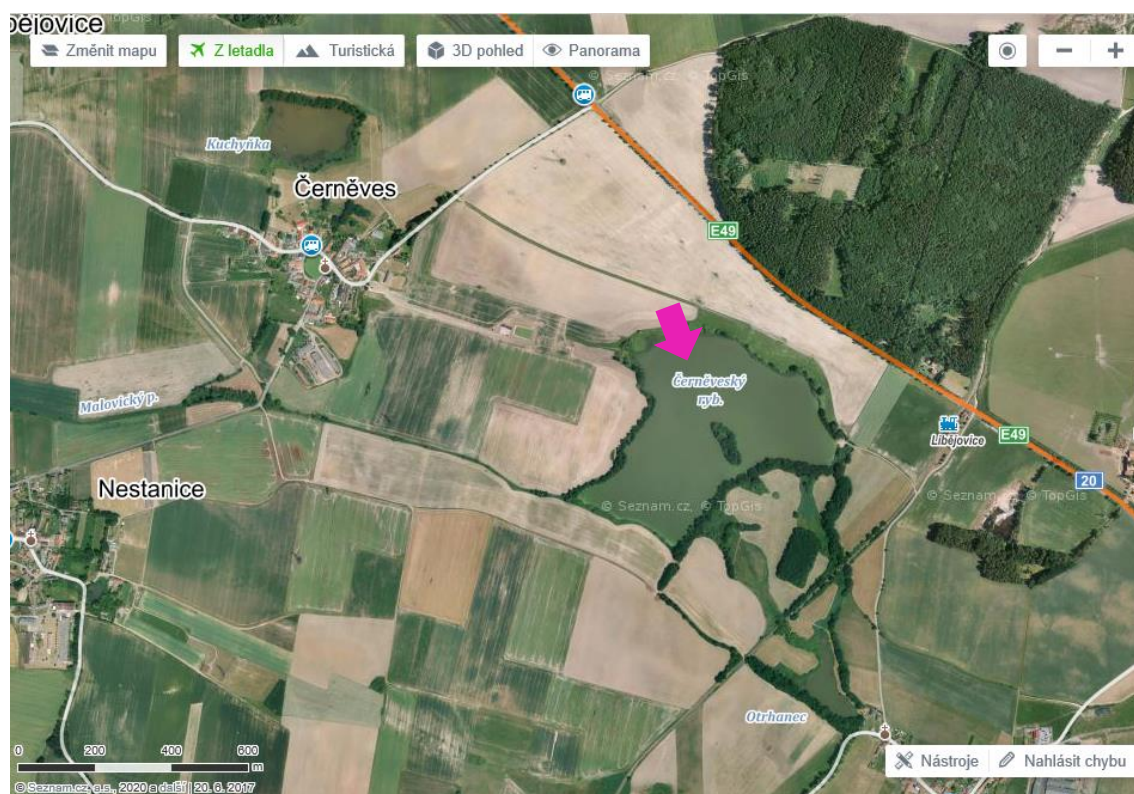
Obr. 3.1.2 Rybník Jordán (zdroj Mapy.cz)



Tab. 3.1.3 Rybník Černoveský I.

Rybník	Černoveský I.
Druh rybníka	průtočný, dvouhorkový
Katastrální území	Černěves u Libějovic
Vodní plocha (ha)	22,13
Charakter povodí rybníka	70 % orná půda, 10 % lesy, 20 % TTP
Datum výlovu	13.11.2019
Obsádka ryb–nasazeno	17 000 ks K ₂ o průměru 0,3 kg
Obsádka ryb–sloveno	14000 ks K ₄ o průměru 2 kg
Doplňkové druhy ryb	štika obecná, amur bílý, tolstolobik bílý

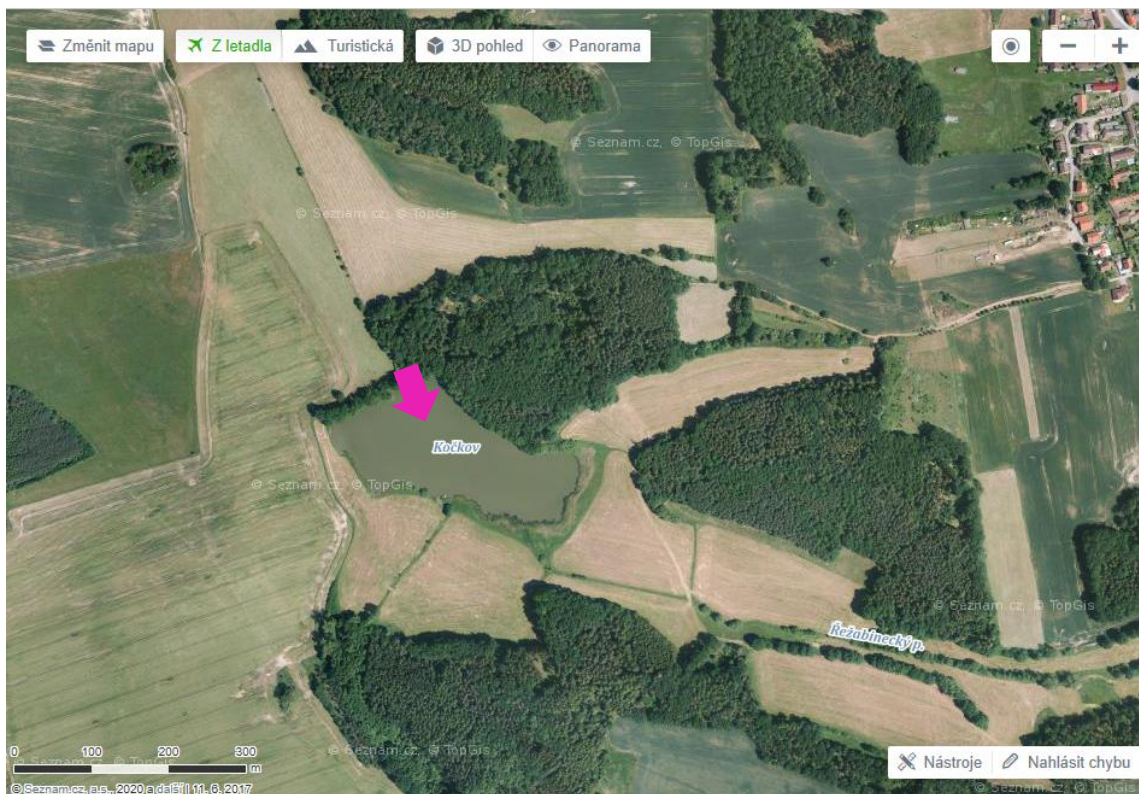
Obr. 3.1.3 Rybník Černoveský I. (zdroj Mapy.cz)



Tab. 3.1.4 Rybník Kočkov

Rybník	Kočkov
Druh rybníka	průtočný, dvouhorkový
Katastrální území	Ražice
Vodní plocha (ha)	3,92
Charakter povodí rybníka	30 % orná půda, 40 % lesy, 30 % TTP
Datum výlovu	13.11.2019
Obsádka ryb–nasazeno	3 500 ks K ₂ o průměru 0,23 kg
Obsádka ryb–sloveno	3 500 ks K ₄ o průměru 2,2 kg
Doplňkové druhy ryb	štika obecná

Obr. 3.1.4 Rybník Kočkov (zdroj Mapy.cz)



Z důvodu výskytu virového onemocnění Covid-19 nebylo umožněno provést plánované sledování jarních výlovů v roce 2020.

3.3 Měření průtoku vody a objemu vzdutí

Průtok vody při strojení a výlovu byl monitorován od zahájení vypouštění až do ukončení výlovu (vypouštění vody z loviště). Měření průtoku vody bylo prováděno vždy na měrném profilu obdélníkového tvaru zřízeného na vhodném místě ve stoce pod rybníkem. Měrný profil byl postaven z betonových profilů (ztracené bednění a obrubníky) tak, aby umožňoval nebržděný odtok vody, dobré měření rychlosti proudění a respektoval místní podmínky. K měření výšky vody na měrném profilu byly použity tlaková čidla: Dataloger Levelogger EDGE a Baroloogger EDGE od firmy Solinst. Na každém rybníku bylo umístěno jedno tlakové čidlo do vody (uloženo na dno stoky do úrovně hrany měrného profilu), které měřilo výšku vody na profilu. Druhé, barologické čidlo k snímání tlaku vzduchu bylo umístěno na skrytém místě poblíž rybníka. Pomocí jeho dat byla provedena kompenzace vlivu atmosférického tlaku na vodu. Obě čidla snímala výšku vody a tlak vzduchu v intervalu 1 minuta.

Rychlost proudu vody, resp. množství vody protékající na měrném profilu při konkrétní výšce vody na profilu, bylo měřeno průtokoměrem FlowTracker[®] od firmy YSI. Pracuje na principu měření rychlosti proudění vody pomocí ultrazvukových vln 2-D (technologie SonTek – ADV[®]). Měření průtoku probíhalo průměrně 3x až 6x na každém rybníce, a to při různé výšce vody. Na základě těchto hodnot byla vytvořena konsumpční křivka (vztah mezi výškou hladiny a objemovým průtokem na měrném profilu) z dat o výšce vody na měrném profilu byly dopočítávány objemy proteklé vody.

3.4 Způsob budování hrázek (bariér)

Bariéry byly budovány z organického materiálu, a to konkrétně z balíků slámy. Bariéry byly umístěny do stoky pod rybníkem. První bariéra se nacházela pod hrází rybníka v dostatečné vzdálenosti od vývařiště, aby nedocházelo k brždění vody odtékající z rybníka. Druhá bariéra byla umístěna několik desítek metrů od první bariéry. Stavění a umístění bariér ve stoce bylo ovlivněné možností přístupu mechanizace (bagry, nákladní automobily) z důvodu následného vytěžení sedimentu. Při budování bariér byl žádoucí minimální spád stoky z důvodu zvýšení akumulačního objemu bariér.

V průběhu strojení, 1 až 2 dny před vlastním výlovem rybníka byly nainstalovány bariéry do odtokové stoky pod rybníkem. Do stoky byly nainstalovány celkem 2 bariéry za účelem zachytávání sedimentu. Bariéry byly tvořeny lisovanou slámou, která byla

z lokálních zdrojů viz. obrázek v příloze č. 8. Pro experiment byly použity malé balíky suché slámy o velikosti 0,4 x 0,4 x 0,75 m a o hmotnosti max. 10 kg. Balíky byly lisovány co nejnižším tlakem, jen aby držely tvar z důvodu zvýšené propustnosti pro vodu, nižší hmotnosti a lepšího tvarování. Bariéry byly postaveny ve dvou řadách těsně vedle sebe se vzájemným překryvem míst dotyku, a tak, aby mezery mezi jednotlivými balíky byly minimální. Výška bariér se shodovala s hloubkou stoky na daném profilu, což odpovídalo maximálně 3 balíkům slámy (1,2 m), jelikož tlak vody při této výšce nad bariérou je ještě udržitelný jednoduchou technikou (ocelovými bodáky). Balíky slámy byly upevněny (ukotveny) pomocí ocelových bodáků ve tvaru písmene T a délce 150 cm. Hlavním problémem bariér tvořené balíky slámy bylo podtékání vody. Zvýšený tlak vody způsoboval, že bariéry byly podemlívány a voda unikala ze vzdutí pod bariérami, stranami či mezerami mezi balíky. Objem vzduté vody a čas zdržení byl nižší a tím byl zhoršen proces sedimentace. Vystláním prostoru před bariérou vhodnou geotextilní tkaninou vede ke tlumení průniku vody u návodní paty a k prostorovému rozptýlení (Regenda a Hartman, 2017). Balíky slámy byly jakož i dno před bariérou (do vzdálenosti 2–3 m) a návodní strana bariéry vystlány jutovou tkaninu, čímž se snížilo podtékání bariér. Z důvodu biodegradability byla použita přírodní juta 365 g.m^{-3} a šířce 160 cm. Tkanina byla také uchycena ocelovými bodáky společně s balíky slámy. Při stavění bariér bylo potřeba koryto stoky mechanicky upravit (lopatou, krumpáčem), zejména při stavění základních vrstev bariér. Cílem úprav bylo získání co nejlepšího napojení balíků na profil koryta stoky.

Bariéry sloužily k dočasnému vzdutí odtékající vody z rybníka ve stoce. Dočasné vzdutí zvýšilo dobu zdržení vody a tím byl podpořen sedimentační proces nerozpuštěných látek. Po výlovu byly bariéry ponechány na místě pod dobu několika týdnů z důvodu lepšího odvodnění zachyceného sedimentu. Následně byla stoka vyčištěna mechanizací.

Výpočet objemu vzduté vody se prováděl po výlovu rybníka a byl založen na změření jednotlivých vzdáleností a rozměrů základních prvků stoky pod rybníkem pomocí pásma a metru (délka vzdutí, šířka stoky, hloubka stoky). Zjištěné hodnoty byly přeneseny do graficky zpracovaného orientačního nákresu dané lokality. Tyto podklady byly následně využity k vypočítání teoretického objemu akumulované vody (V_b) nad první i druhou bariérou v metrech krychlových. Skutečný objem akumulované vody mohl být však v čase rozdílný. Při zvýšeném množství vypouštěné vody docházelo ke zvýšení

vodní hladiny a tím i ke zvětšení objemu akumulované vody. Opačná situace nastala při snížení vypouštěné vody (přistavení rybníka), kdy docházelo k poklesu průtoku stokou. V důsledku netěsnosti bariér u dna docházelo ke snižování výšky vodní hladiny a tím i poklesu objemu akumulované vody.

3.3.1 Rybník Prostřední u Žižky

Vzdálenost první bariéry od výpusti byla 75 m. Objem akumulované vody nad první bariérou byl celkem 55,39 m³. vzdálenost druhé bariéry od první byla 61 m s objemem akumulované vody nad druhou bariérou byl 65,54 m³. Celkový objem akumulované a dočasně vzduť vody ve stoce pod rybníkem byl cca 120 m³.

3.3.2 Rybník Jordán

První bariéra byla vzdálena 31 m od výpusti. Objem akumulované vody nad první bariérou byl 42,11 m³. Druhá bariéra se nacházela 34 m od první a jí akumulovaný objem vody byl 49,55 m³. Celkový objem akumulované a dočasně vzduť vody ve stoce pod rybníkem byl cca 91,50 m³.

3.3.3 Rybník Černoveský I.

První bariéra se nacházela ve vzdálenosti 61 m od výpusti. Nad první bariérou byl celkový akumulovaný objem 78,05 m³. Druhá bariéra byla umístěna 61 m od první a objem akumulované vody nad druhou bariérou byl 103,73 m³. Celkový objem akumulované a dočasně vzduť vody ve stoce pod rybníkem byl cca 182 m³.

3.3.4 Rybník Kočkov

Vzdálenost první bariéra od výpusti byla 60 m a vzdálenost druhé bariéry od první byla 65 m. Objem akumulované vody nad první bariérou byl 57,37 m³ a nad druhou bariérou byl akumulovaný objem vody 55,67 m³. Celkový objem akumulované a dočasně vzduť vody ve stoce pod rybníkem Kočkov byl cca 113 m³.

3.5 Flokulační stanice a flokulant

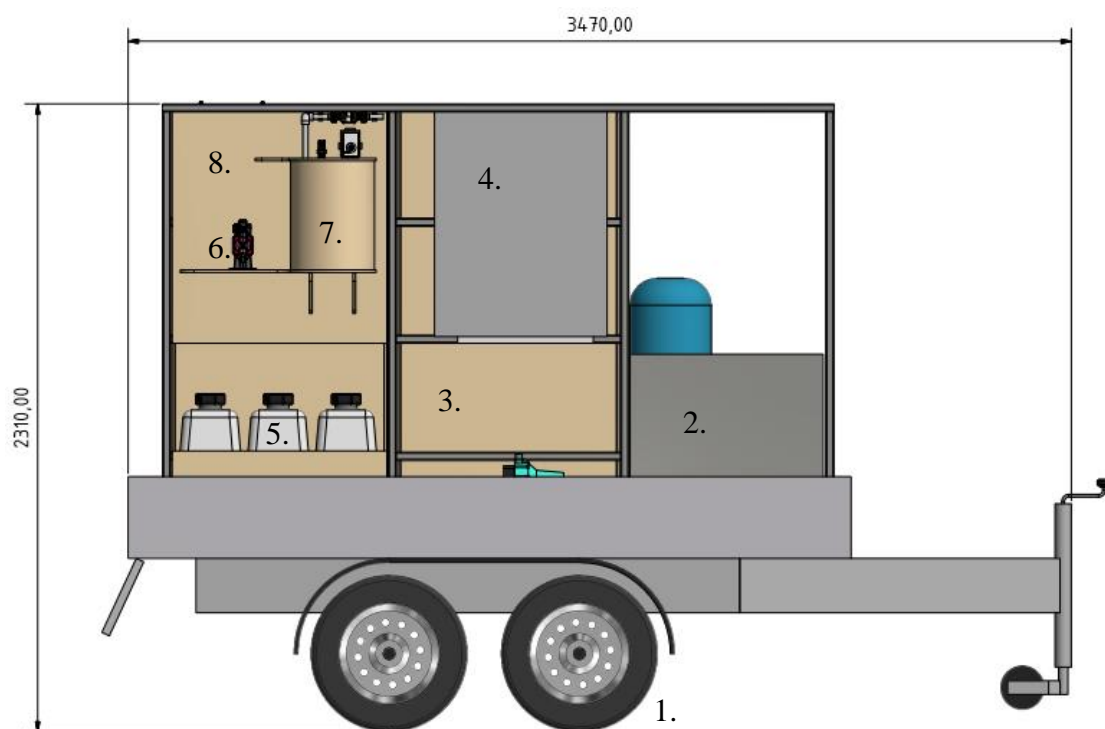
Flokulant byl dávkován do stoky pod hrází rybníka zhruba 5 metrů od vývařiště. Dávkování flokulantu probíhalo automaticky z flokulační stanice umístěné na břehu stoky rybníka. Použit byl flokulant typu Praestol K133L (výrobce OEQMA), což je vzhledově bělavá kapalina. Je to středně silný kationický polyelektrolyt na bázi akrylamidu a kationického derivátu kyseliny akrylové. Flokulant toho typu se nejčastěji používá pro odvodňování komunálních a průmyslových kalů. Dále se tento produkt používá při aplikaci, kde vločky podléhají vysokým stříhovým silám. Flokulant se používá ve velmi zředěných koncentracích. Jeho účinnost se pohybuje v rozmezí hodnot pH 1–10 (OEQMA, 2019).

Flokulační stanice byla umístěna na pohyblivém podvozku, který umožňoval snadnou manipulaci a transport (obr. 3.5.1–4). Stanice se skládala ze dvou velkých nádrží, a to z nádrže na užitkovou vodu o objemu 1 m³ a zásobní nádrže aplikačního roztoku, také o objemu 1 m³. Užitková voda byla čerpána ze stoky rybníka pomocí čerpadla a hadicí byla odváděna do zásobní nádrže s užitkovou vodou. Voda ze stoky byla před vstupem do zásobní nádrže přefiltrována přes mechanický filtr. Následně se voda ze zásobní nádrže přečerpávala do menší nádrže na míchání aplikačního roztoku. Do této nádrže byl zároveň peristaltickým čerpadlem dávkován flokulant ze samostatné nádrže. Takto vzniklý roztok byl převeden do zásobní nádrže aplikačního roztoku, odkud byl následně čerpán a pomocí hadice odveden k dávkovači do stoky pod rybníkem. Celý proces byl řízen rozvodnou a řídicí skříní, která byla poháněna elektrocentrálou umístěnou také na podvozku. Flokulační stanice byla na rybníku instalována a oživena vždy den před vlastním výlovem (odpoledne). S dávkováním flokulantu se začalo ráno v čase stavění kádí, resp. zahájení plašení ryb. Aplikace flokulantu byla zastavena po ukončení výlovu a odebrání posledních vzorků vody – povrchový odtok z loviště. Dávka flokulantu se pohybovala mezi 3–5 g·m⁻³ vody vytékající z rybníka. Dávkování flokulantu je vyobrazeno na obrázku v příloze č. 7. Průběžně docházelo k regulaci aplikační dávky flokulantu s ohledem na aktuální průtok vody ve stoce. Flokulační stanice je zobrazena na fotografii 3.5.1 a na schématu 3.5.2–4.

Obr. 3.5.1 Flokulační stanice umístěná na břehu stoky rybníka Jordán (foto Regenda)

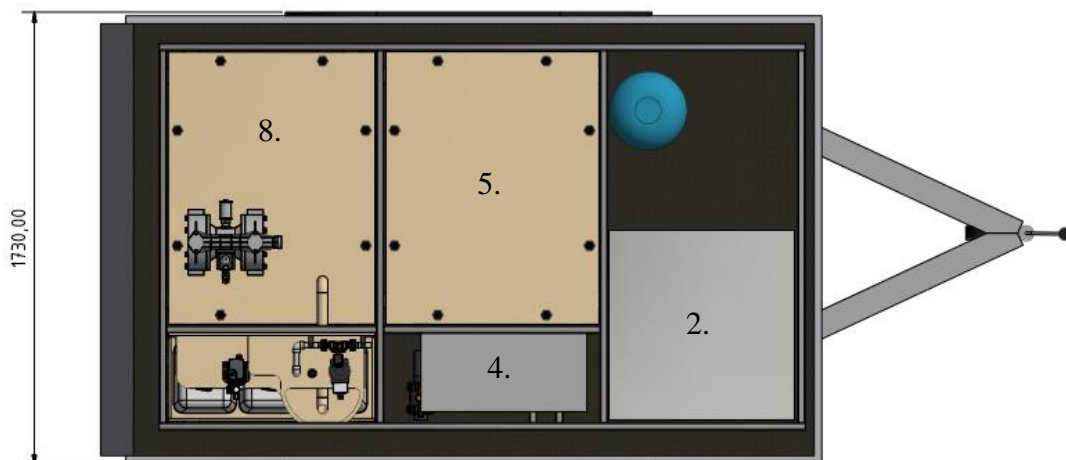


Obr. 3.5.2 Schéma flokulační stanice, pohled z boku (Dřevíkovský, 2020)

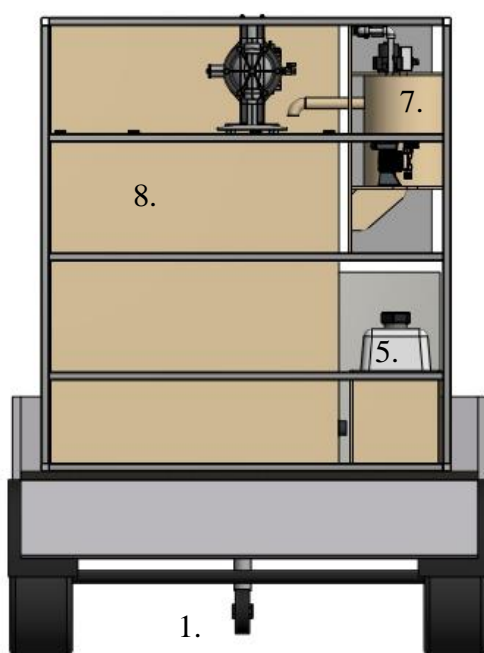


Popis schémat (platí pro všechny obrázky): 1. podvozek; 2. elektrocentrála; 3. zásoba užitkové vody – 1 m³; 4. rozvodná a řídicí skříň; 5. zásoba flokulantu; 6. peristaltické dávkování flokulantu; 7. nádrž na míchání aplikačního roztoku; 8. zásobní nádrž aplikačního roztoku – 1 m³

Obr. 3.5.3 Schéma flokulační stanice, pohled zhora (Dřevíkovský, 2020)



Obr. 3.5.4 Schéma flokulační stanice, pohled zezadu (Dřevíkovský, 2020)



3.6 Zpracování dat a statistické vyhodnocení

Všechna data byla zpracována v programech MS Word a Excel. Statistické zpracování parametrů proběhlo prostřednictvím programu Statistika. Na základě, že většina dat neměla normální rozdělní byl použit Wilcoxonův párový test na hladině významnosti $p < 0,05$.

4. Výsledky

Data získaná pro Q nebyla použita, jelikož se v průběhu výlovu rybníka měnil profil stoky pod rybníkem vlivem usazování zachyceného sedimentu. Docházelo ke zpětnému vzdouvání vody, resp. zpomalení rychlosti toku vody při dané výšce vody na měrném profilu. Z těchto důvodů nebyly výpočty průtoku vody spolehlivé, a proto nebyly provedeny ani propočty látkového odtoku.

Získané výsledky z jednotlivých rybníků jsou vyobrazeny v individuálních grafech. V grafu jsou fáze vypouštění, výlovu a povrchového odtoku z loviště odděleny barevným pruhem. Jednotlivé procesy vlastního výlovu jsou vyznačeny čtverečky různých barev. Na každém grafu se nachází vysvětlení, co která barva představuje.

4.1 Rybník Prostřední u Žižky

Přehledy základních parametrů jakosti vody na rybníce Prostřední u Žižky jsou vyobrazeny na grafech číslo 4.1.1 až 4.1.5 Teplota vody se na profilu A i B pohybovala okolo 13 až 14 °C. Průchodem bariérami se teplota vody neměnila. Hodnoty pH v průběhu vypouštění a výlovu mírně klesaly a po průchodu bariérami se rovněž výrazně neměnily. Velká dynamika však byla zaznamenána u obsahu kyslíku ve vodě. Obsah kyslíku v rybníce byl na začátku sledování 7,37 mg.l⁻¹. V obecné rovině v průběhu vypouštění vody obsah kyslíku klesal, ale průchodem bariérami se jeho obsah zvyšoval. Ve fázi zátahu byl obsah kyslíku na profilu A 0,72 mg.l⁻¹, resp. 2,86 mg.l⁻¹ na profilu B, což byla téměř 4x vyšší hodnota. V povrchovém odtoku vody z loviště po ukončení výlovu byly zaznamenány nulové koncentrace kyslíku, a to na obou profilech. Hodnoty TDS, SPC se po průchodu bariérami výrazně neměnily, mimo poslední dvě fáze, kdy docházelo po průchodu bariérami k mírnému poklesu hodnot na profilu B. Poměrně zajímavou dynamiku vykazoval také ORP, jehož hodnota se po průchodu bariérami zvyšoval. Hodnota ORP je taktéž závislá na obsahu kyslíku ve vodě. V rybníce bylo ORP 155,8 mV a v čase sledování pozvolna klesalo. V době vydávání ryb ze sítě dosahovaly hodnoty ORP až -14 mV a -31,8 mV na profilu A, resp. 61,66 mV a 43,6 mV na profilu B, zatímco při zátahu dosahovaly hodnoty až 89,6 mV a 36,5 mV na profilu A, resp. 94,9 mV a 87,9 mV na profilu B. Průtokem vody přes bariéry docházelo obvykle ke zvyšování jeho hodnot.

V rybníce byla koncentrace N_{L105} 87 $mg.l^{-1}$. Během vypouštění se hodnoty N_{L105} pohybovaly na profilu A mezi 97 $mg.l^{-1}$ až 880 $mg.l^{-1}$, resp. mezi 450 $mg.l^{-1}$ až 670 $mg.l^{-1}$ na profilu B. Retence při vypouštění se pohybovala průměrně okolo 20 %. Výrazné zvýšení koncentrace N_{L105} na profilu A nastalo při zátahu, a to na hodnotu 11 000 $mg.l^{-1}$, resp. 340 $mg.l^{-1}$ na profilu B. Poté hodnota při vydávání ryb poklesla a následně prudce rostla až do konce výlovu. Účinnost retence byla výrazná, a to až 96 %. V povrchovém odtoku po ukončení výlovu byla koncentrace N_{L105} na profilu A 17 000 $mg.l^{-1}$, resp. 9 200 $mg.l^{-1}$ na profilu B, což byla téměř 2x nižší hodnota oproti profilu A. Obdobný trend vykazovala turbidita. U posledních vzorků byl zákal tak vysoký, že Exo sonda 2 nebyla schopna tuto hodnotu změřit (přes 1000 NTU). Koncentrace $N-NH_4$ v rybníce byla 1,5 $mg.l^{-1}$. V průběhu vypouštění se hodnoty $N-NH_4$ na profilu A pohybovaly mezi 0,15 $mg.l^{-1}$ až 2,1 $mg.l^{-1}$, resp. 0,8 $mg.l^{-1}$ až 1,7 $mg.l^{-1}$ na profilu B. Průchodem bariérami se obsah $N-NH_4$ výrazně neměnil. Maximální koncentrace $N-NH_4$ byla dosažena v povrchovém odtoku, a to 9,6 $mg.l^{-1}$ na profilu A, resp. 7,3 $mg.l^{-1}$ na profilu B s účinností retence okolo 20 %. Nebyl prokázán statistický průkazný rozdíl $N-NH_4$ mezi profilem A a B během vypouštění, ani ve fázi výlovu. Koncentrace TN v rybníce byla 2,7 $mg.l^{-1}$ a během vypouštění se pohybovala mezi 2,6 $mg.l^{-1}$ až 9,3 $mg.l^{-1}$ na profilu A, resp. mezi 4,1 $mg.l^{-1}$ až 6,4 $mg.l^{-1}$ na profilu B. Na profilu A byl zaznamenán nárůst koncentrace TN ve fázi zátahu na hodnotu 56 $mg.l^{-1}$, resp. 5,6 $mg.l^{-1}$ na profilu B. Účinnost retence zde byla až 90 %. Během následného vydávání ryb ze sítě koncentrace TN klesala k hodnotě na profilu A 9,4 $mg.l^{-1}$, resp. 5 $mg.l^{-1}$ na profilu B s 50% retencí. S dalším zátahem a vydáváním ryb se trend opakoval. V povrchovém odtoku byly koncentrace TN na profilu A 490 $mg.l^{-1}$, resp. 160 $mg.l^{-1}$ na profilu B, což byla třetinová hodnota oproti profilu A. Při průchodu bariérami docházelo ke znatelnému snížení koncentrace TN. Obsah P_{rozp} v rybníce byl 0,028 $mg.l^{-1}$. Během vypouštění se hodnoty P_{rozp} pohybovaly na profilu A mezi 0,026 $mg.l^{-1}$ až 0,039 $mg.l^{-1}$, resp. mezi 0,03 $mg.l^{-1}$ až 0,048 $mg.l^{-1}$ na profilu. Vyšší koncentrace P_{rozp} byly zaznamenány během fáze vydávání ryb ze sítě, a to 0,06 $mg.l^{-1}$ a 0,022 $mg.l^{-1}$ na profilu A, resp. 0,059 $mg.l^{-1}$ a 0,064 $mg.l^{-1}$ na profilu B (účinnost zachycení 2 % a záporná retence). Po průchodu bariérami se koncentrace P_{rozp} spíše zvyšovala, převládala záporná retence. V povrchovém odtoku byly koncentrace P_{rozp} na profilu A 0,02 $mg.l^{-1}$, resp. 0,017 $mg.l^{-1}$ na profilu B s 15% účinností zachycení. Koncentrace TP v rybníce byla 0,34 $mg.l^{-1}$ a během vypouštění se pohybovala mezi 0,33 $mg.l^{-1}$ až 2,4 $mg.l^{-1}$ na profilu

A, resp. mezi 0,98 mg.l⁻¹ až 1,6 mg.l⁻¹ na profilu B. Na profilu A byl zaznamenán nárůst koncentrace TP ve fázi zátahu na hodnotu 12 mg.l⁻¹, resp. 0,85 mg.l⁻¹ na profilu B s více než 90% úspěšností zachycení. Během následného vydávání ryb ze sítě koncentrace na profilu A klesala k hodnotě 1,6 mg.l⁻¹, resp. 0,64 mg.l⁻¹ na profilu B s opět kladnou, více než poloviční retencí. S dalším zátahem se hodnota na profilu A opět zvyšovala s účinností zachycení téměř 100 %. V povrchovém odtoku byly koncentrace TP na profilu A 96 mg.l⁻¹, resp. 42 mg.l⁻¹ na profilu B, což byla poloviční hodnota oproti profilu A. Na profilu B během výlovu nedocházelo k výrazným změnám. Při průchodu bariérami docházelo ke znatelnému snížení koncentrace TP. Ve fázi výlovu byl prokázán statistický průkazný rozdíl NL₁₀₅, TN a TP mezi profily A a B, zatímco v průběhu vypouštění nebyl tento rozdíl prokázán. Statistický průkazný rozdíl P_{rozp.}, N-NH₄ nebyl prokázán ve fázi vypouštění ani ve fázi výlovu viz. tab. 4.1.1. Obsah TOC, TC, Fe, Ca vykazoval obdobný trend jako TN a TP. Při průchodu bariérami na profilu B byly koncentrace znatelně nižší než na profilu. Obsah TC, TOC, Fe, Ca je uveden v tabulce v příloze č. 1. Vizuální porovnání posledních 4 vzorků na profilu A a B ukazuje obr. 4.1.1.

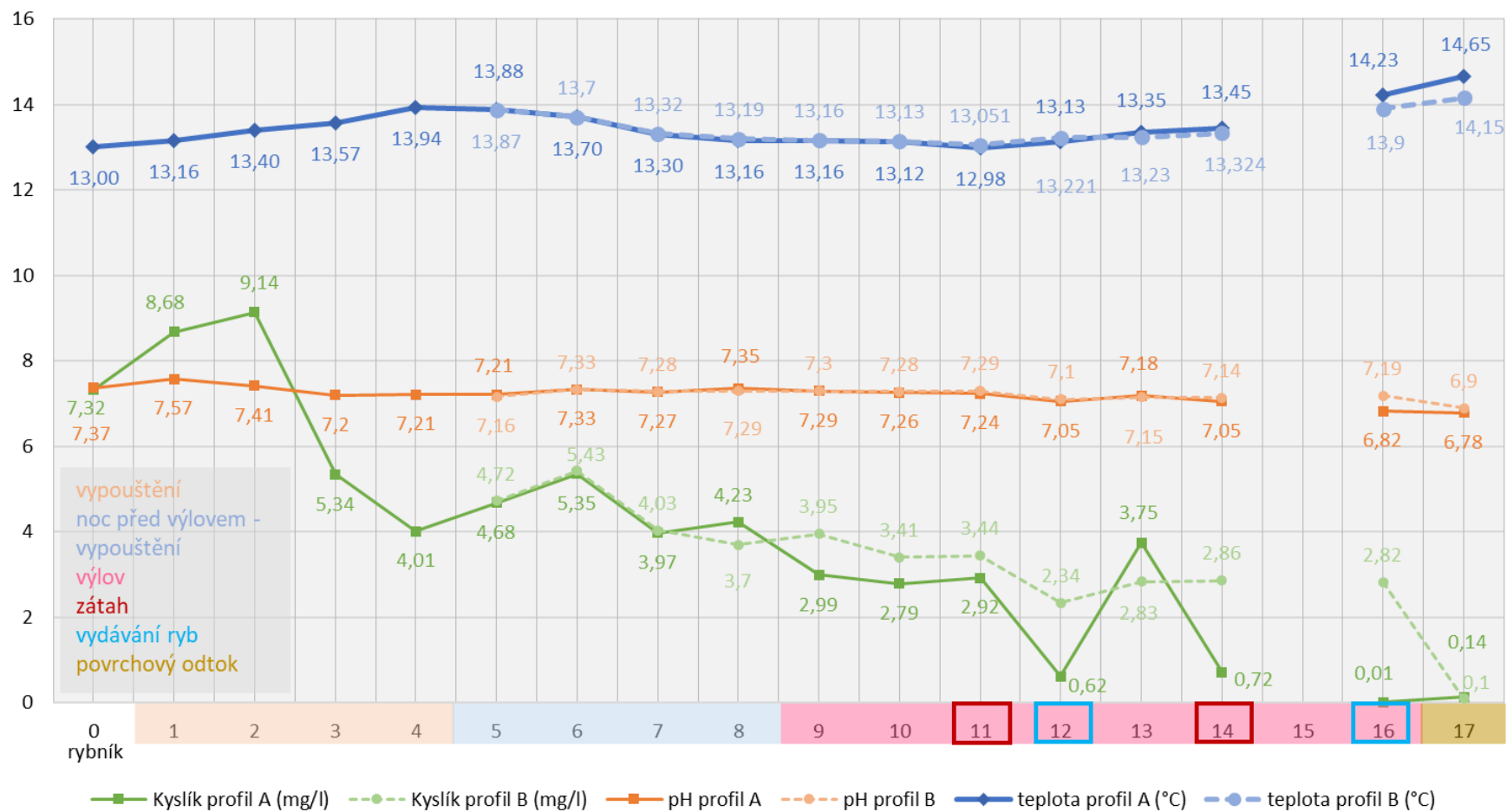
Obr. 4.1.1 Vizuální porovnání profilu A a B v odměrných válcích na rybníce Prostřední u Žižky (foto Regenda)



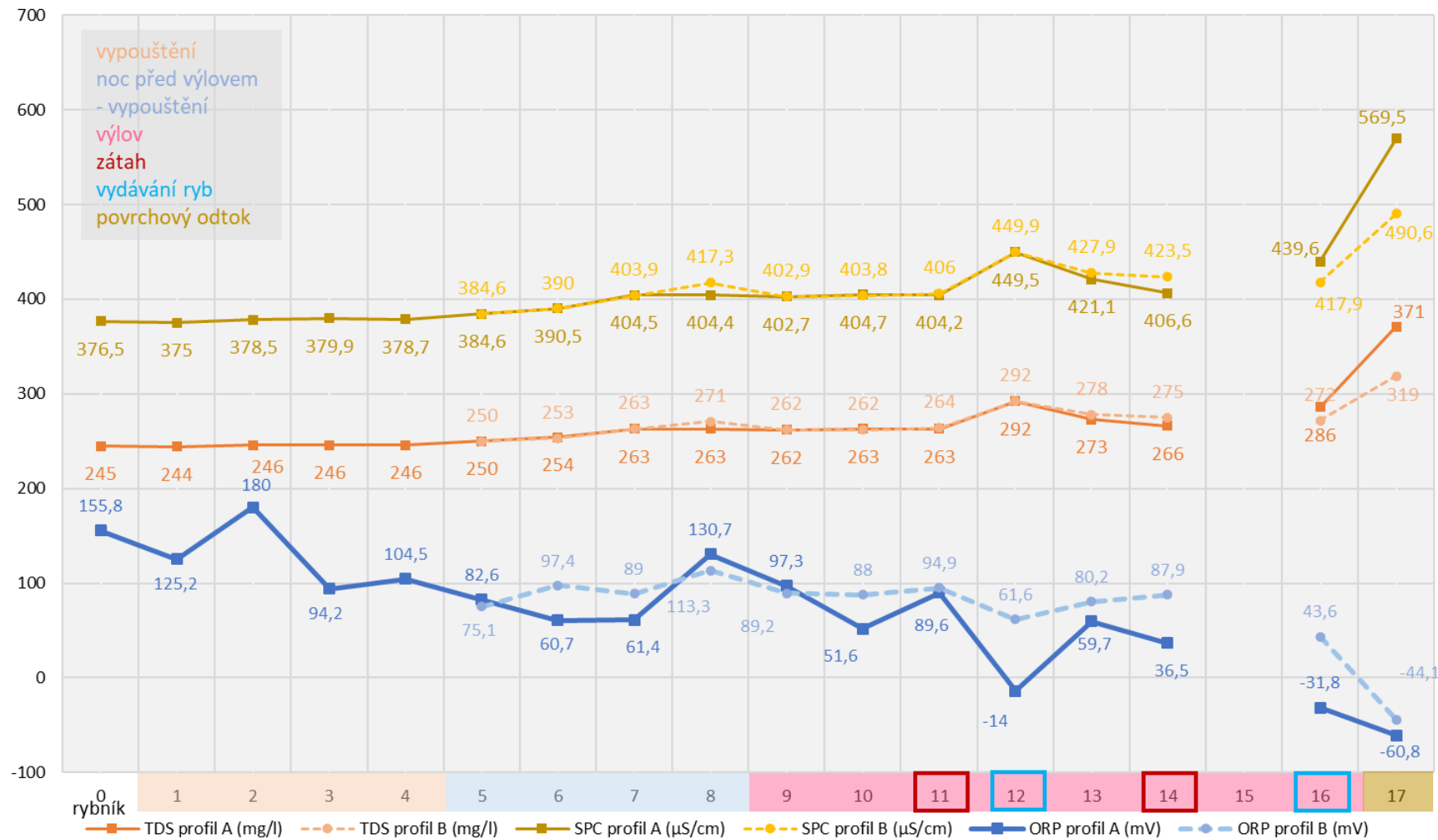
Tab. 4.1.1 Statistické porovnání vybraných parametrů kvality vody sledovaných na rybníce Prostřední u Žižky mezi profilem A a B (průměr±SD; vypouštění rybníka n=4, výlov rybníka n=9).

Parametr (jednotka)	vypouštění rybníka (bez flokulace)		výlov rybníka (aplikace flokulantu)	
	profil A	profil B	profil A	profil B
pH	7,29±0,05 ^a	7,27±0,06 ^a	7,08±0,18 ^a	7,17±0,12 ^b
Kyslík (mg.l⁻¹)	4,56±0,52 ^a	4,47±0,67 ^a	1,74±1,41 ^a	2,72±1,09 ^a
ORP (mV)	4,56±0,52 ^a	4,47±0,67 ^a	1,74±1,41 ^a	2,72±1,09 ^b
NL₁₀₅ (mg.l⁻¹)	575,00±208,63 ^a	507,50±107,79 ^a	4 496,67±5 741,84 ^a	1 288,89±2 800,93 ^b
NL₅₅₀ (mg.l⁻¹)	467,50±178,94 ^a	407,50±87,57 ^a	3 748,89±4 771,94 ^a	1 096,22±2 443,93 ^b
TP (mg.l⁻¹)	1,46±0,58 ^a	1,25±0,23 ^a	22,60±32,62 ^a	5,34±12,97 ^b
Prozp. (mg.l⁻¹)	0,033±0,005 ^a	0,037±0,007 ^a	0,030±0,012 ^a	0,038±0,015 ^a
TN (mg.l⁻¹)	6,13±1,84 ^a	5,65±0,91 ^a	109,74±163,45 ^a	22,31±48,69 ^b
N-NH₄ (mg.l⁻¹)	1,63±0,28 ^a	1,40±0,35 ^a	2,77±2,56 ^a	2,38±1,98 ^a
TC (mg.l⁻¹)	98,50±18,69 ^a	97,00±9,19 ^a	984,44±1 362,69 ^a	211,11±385,25 ^b
TOC (mg.l⁻¹)	61,75±22,52 ^a	54,25±10,11 ^a	890,33±1 287,44 ^a	162,11±367,11 ^b

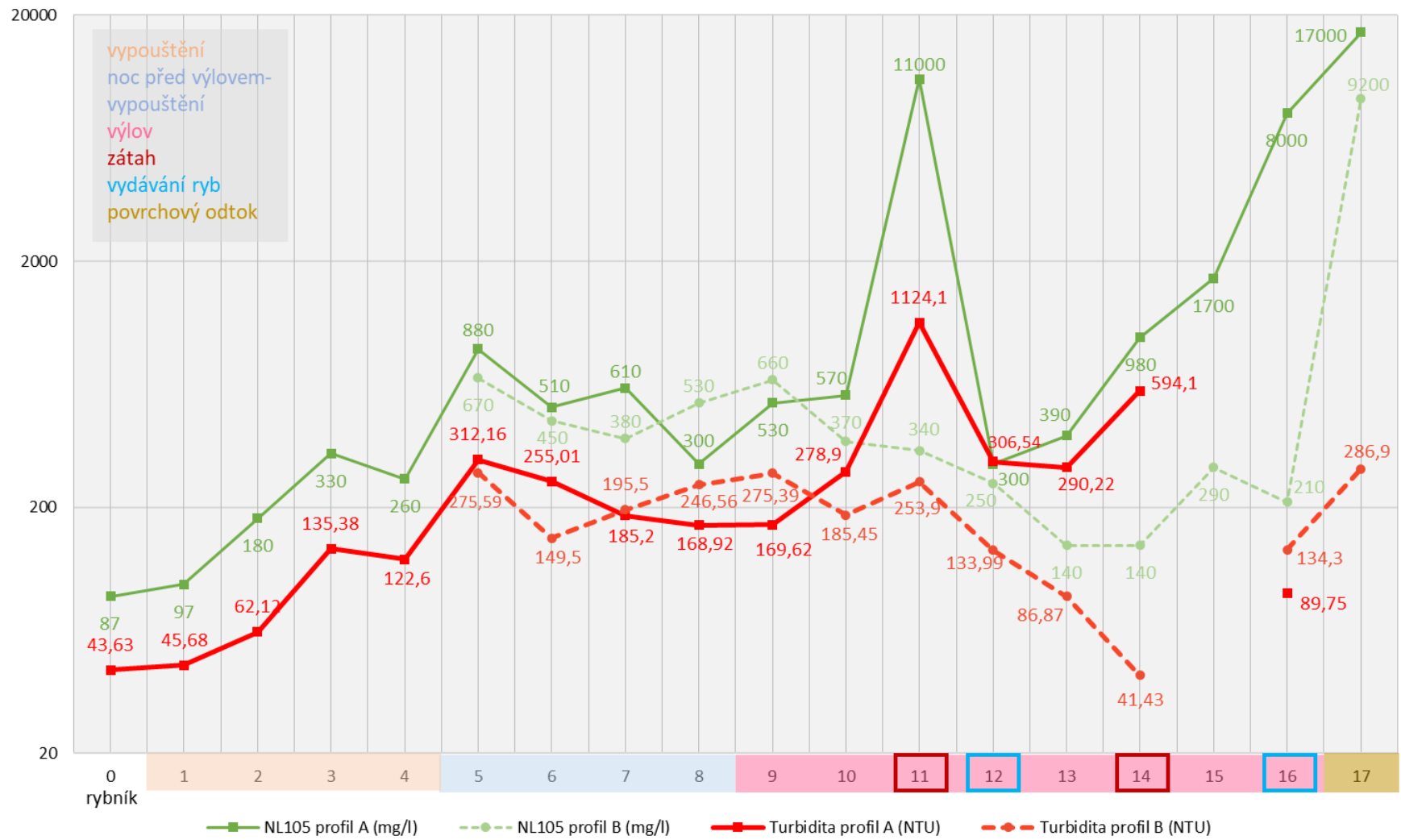
Graf 4.1.1 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Prostřední u Žižky



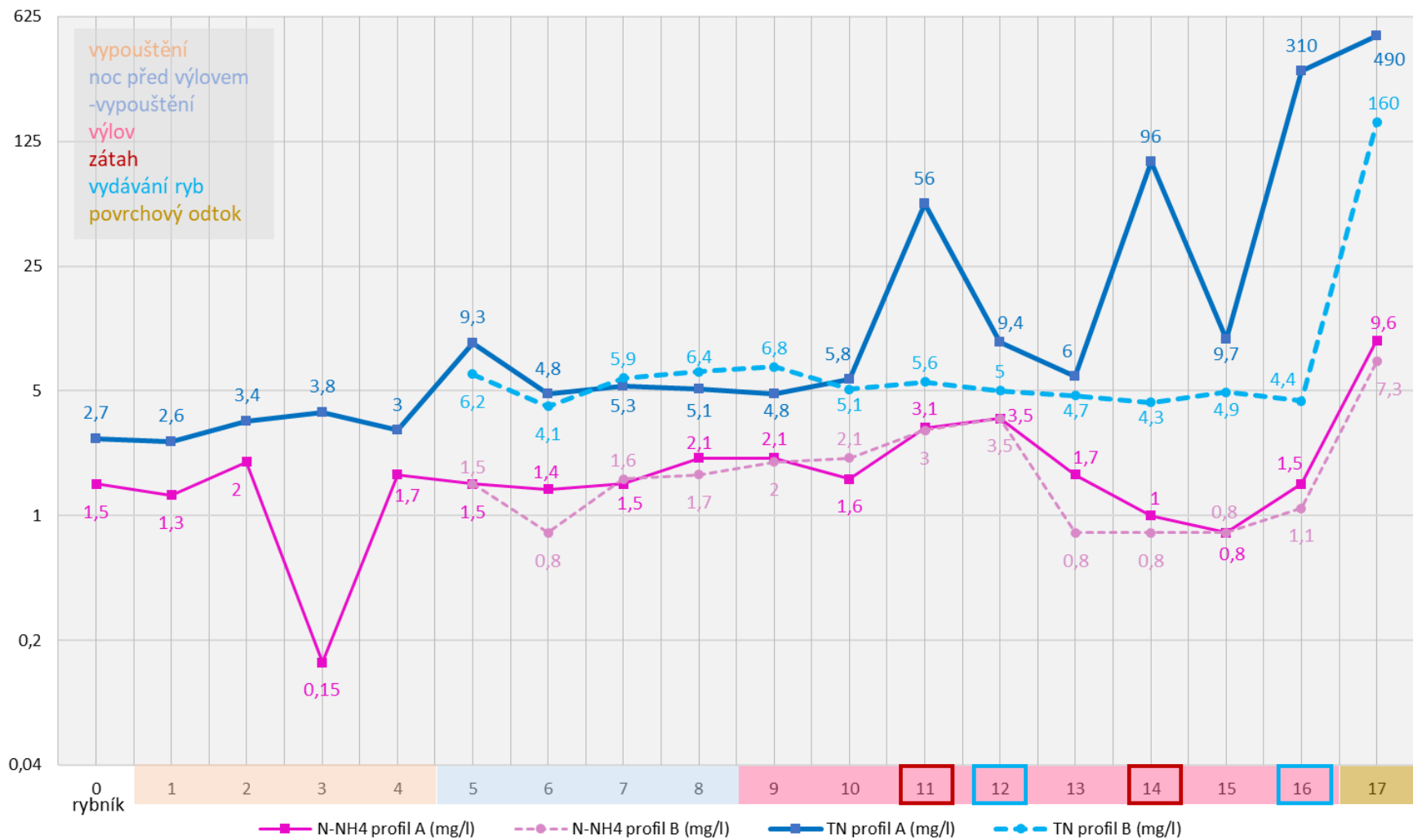
Graf 4.1.2 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Prostřední u Žižky



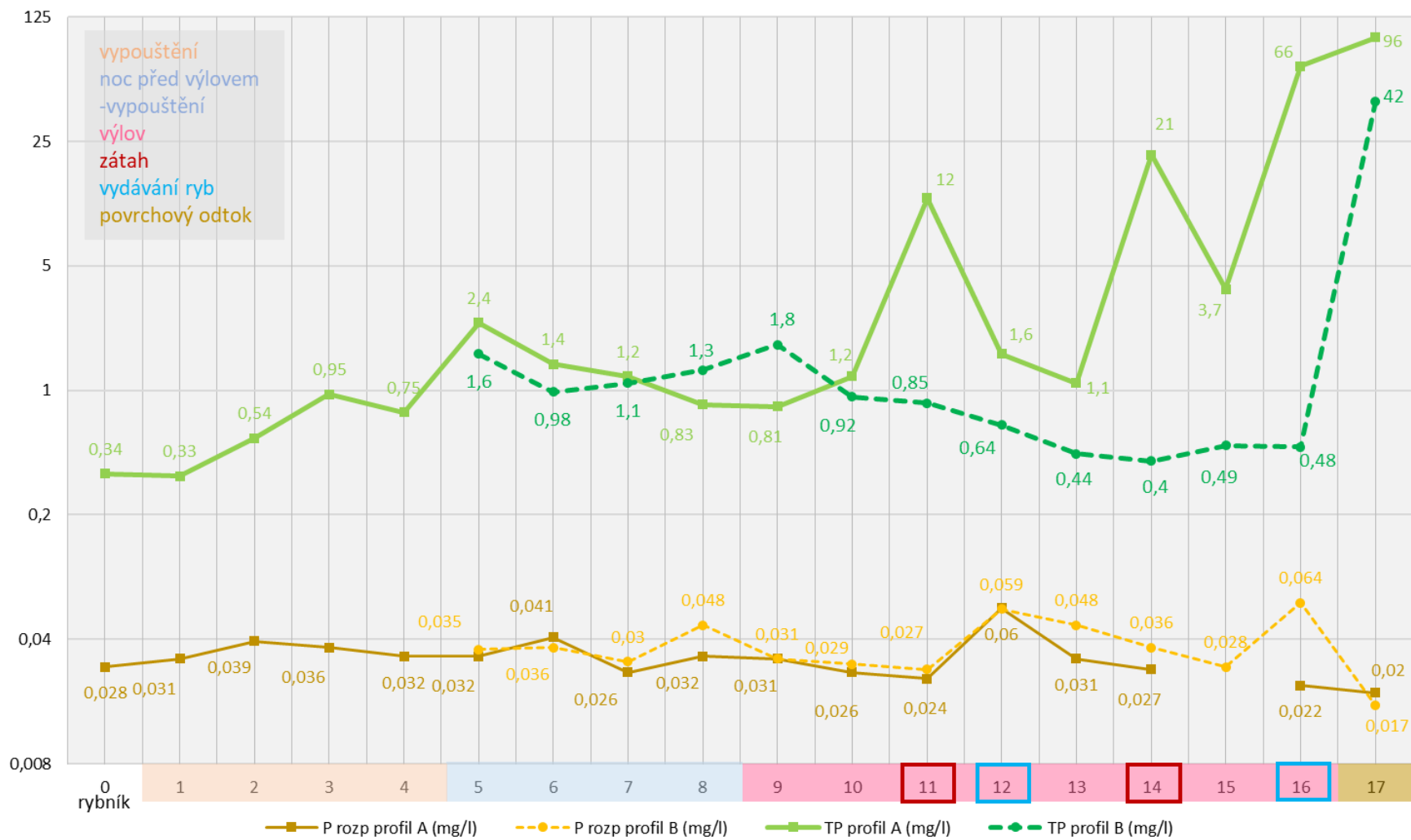
Graf 4.1.3 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Prostřední u Žižky



Graf 4.1.4 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Prostřední u Žižky



Graf 4.1.5 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Prostřední u Žižky



4.2 Rybník Jordán

Přehled základních parametrů jakosti vody na rybníce Jordán je uveden na grafech číslo 4.2.1 až 4.2.5. Z nich je patrné, že teplota vody se v průběhu vzorkování rybníků pohybovala mezi 8 až 13 °C. K nejvýraznějším poklesům teploty vody došlo v noci před výlovem. Nicméně teplota se po průchodu bariérami neměnila. Hodnoty pH byly stabilní po celou dobu sledování kvality a pohybovaly se mezi 7 až 8. Po průchodu bariérami se pH výrazně neměnilo. Obsah kyslíku při zahájení sledování byl 13,15 mg.l⁻¹ a po průchodu bariérami se jeho obsah zvyšoval. Koncentrace kyslíku vykazovala výraznou dynamiku, která závisela na probíhající činnosti v lovišti. V povrchovém odtoku byly zaznamenány na profilu A téměř nulové koncentrace kyslíku. Na profilu B kyslík v povrchovém odtoku dosahoval hodnot 0,84 až 5,05 mg.l⁻¹, což byly téměř 6x a 15x vyšší hodnoty oproti profilu A. Z grafu 4.2.2 je zřejmé, že po průchodu bariérami se hodnoty TDS a SPC výrazně neměnily, mimo poslední dvě fáze, kdy docházelo po průchodu bariérami k mírnému poklesu hodnot na profilu B. Při průchodu bariérami se zvyšovaly hodnoty ORP, které vykazovaly také zajímavou dynamiku. Obsah ORP je závislý na množství kyslíku. Nejvýraznější pokles nastal při plašení ryb, a to na hodnotu -42,9 mV, resp. 79 (až 3x vyšší hodnota).

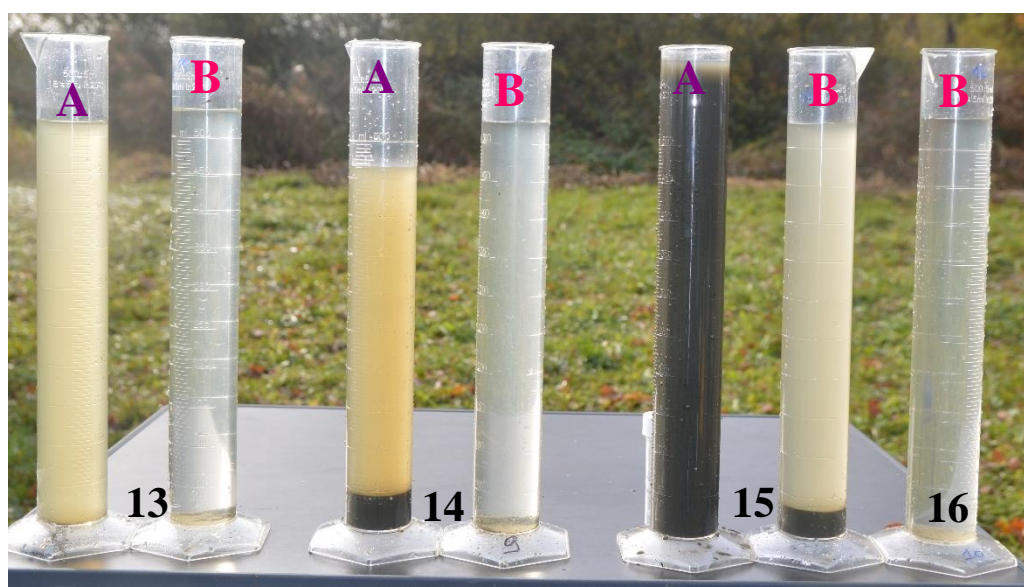
Na začátku sledování byla koncentrace NL₁₀₅ 13,3 mg.l⁻¹. Na profilu A byla koncentrace NL₁₀₅ mezi 34 mg.l⁻¹ až 240 mg.l⁻¹, resp. mezi 98 mg.l⁻¹ až 130 mg.l⁻¹ na profilu B s nepříliš výrazným rozdílem mezi profily. Při zátahu došlo k výraznému nárůstu koncentrace NL₁₀₅ na profilu A, a to na hodnotu 2 100 mg.l⁻¹, resp. 510 mg.l⁻¹ na profilu B s účinností retence 75 %. Následoval pokles hodnot při fázi vydávání ryb. V povrchovém odtoku z loviště koncentrace NL₁₀₅ vzrostla na profilu A až na hodnotu 5500 mg.l⁻¹, resp. 1000 mg.l⁻¹ na profilu B s téměř 80% retencí. Obdobný trend vykazovala i turbidita. U vzorku č. 15 byl pravděpodobně zákal tak vysoký, že Exo sonda 2 nebyla tuto hodnotu schopna změřit. Koncentrace amoniakálního dusíku v rybníce na počátku sledování byla 1,0 mg.l⁻¹ a v průběhu vypouštění se koncentrace N-NH₄ na profilu A pohybovaly mezi 0,03 mg.l⁻¹ až 1,1 mg.l⁻¹, resp. 0,8 mg.l⁻¹ až 1,2 mg.l⁻¹ na profilu B s téměř nulovou retencí. V povrchovém odtoku z loviště byla zaznamenána maximální koncentrace N-NH₄, a to 5,9 mg.l⁻¹ na profilu A, resp. 3,3 mg.l⁻¹ na profilu B, což vykazovalo 40% účinnost. Při zahájení sledování byla koncentrace TN v rybníce 2,3 mg.l⁻¹ a během vypouštění se pohybovala mezi 2 až

3 mg.l⁻¹ se stabilním průběhem. Zvýšený nárůst koncentrace TN byl ve fázi zátahu na hodnotu 16 mg.l⁻¹, resp. 4,5 mg.l⁻¹ na profilu B s 70% účinností zachycení. Následné vydávání ryb ze sítě způsobilo pokles koncentrace TN na profilu A s nižší účinností retence. Téměř 100% účinnost zachycení TN nastala při povrchovém odtoku z loviště. Obsah P_{rozp} v rybníce byl 0,035 mg.l⁻¹ a po celou dobu vypouštění a výlovu si koncentrace na profilu A udržovala stabilní průběh. V povrchovém odtoku byla koncentrace P_{rozp} na profilu A 0,028 mg.l⁻¹, resp 0,02 mg.l⁻¹ na profilu B s téměř 30% retencí. Nicméně v průběhu výlovu po průchodu bariérami převládala negativní retence. Koncentrace TP na počátku sledování v rybníce byla 0,19 mg.l⁻¹ a během vypouštění se pohybovala mezi 0,16 mg.l⁻¹ až 0,53 mg.l⁻¹ na profilu A, resp. mezi 0,3 mg.l⁻¹ až 0,51 mg.l⁻¹ na profilu B. Koncentrace TP vzrostla ve fázi zátahu na hodnotu 3,7 mg.l⁻¹, resp. 0,69 mg.l⁻¹ na profilu B (80% účinnost). Při uklidnění situace v lovišti koncentrace TP klesala na profilu A k hodnotě 0,73 mg.l⁻¹, resp. 0,21 mg.l⁻¹ na profilu B, což byla téměř 4x nižší hodnota. V povrchovém odtoku byla zaznamenána maximální koncentrace TP, a to 66 mg.l⁻¹, resp. 11 mg.l⁻¹ a úspěšnost zachycení téměř 80 %. Při průchodu bariérami docházelo ke znatelnému snížení koncentrace. Ve fázi výlovu byl prokázán statistický průkazný rozdíl NL₁₀₅, TN a TP mezi profily A a B, zatímco v průběhu vypouštění nebyl tento rozdíl prokázán. Statistický průkazný rozdíl P_{rozp}, N-NH₄ nebyl prokázán ve fázi vypouštění ani ve fázi výlovu viz. tab. 4.2.1. Obsah TOC, TC, Fe, Ca vykazoval obdobný trend jako TN a TP. Obsah TC, TOC, Fe, Ca je uveden v tabulce v příloze č. 2. Vizuální porovnání posledních 3 vzorků na profilu A a B ukazuje obr. 4.2.1.

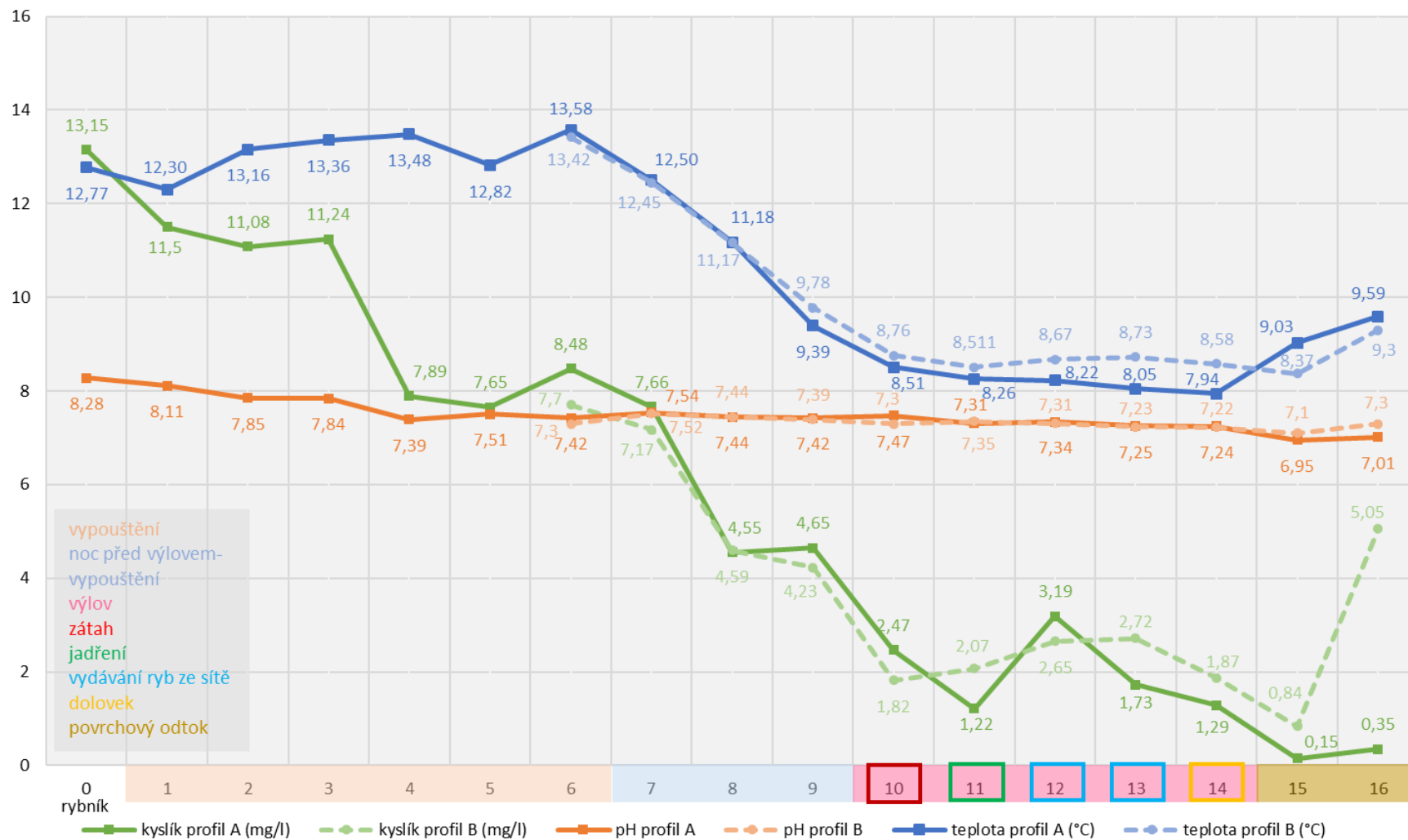
Tab. 4.2.1 Statistické porovnání vybraných parametrů kvality vody sledovaných na rybníce Jordán mezi profilem A a B (průměr±SD; vypouštění rybníka n=4, výlov rybníka n=6).

Parametr (jednotka)	vypouštění rybníka (bez flokulace)		výlov rybníka (aplikace flokulantu)	
	profil A	profil B	profil A	profil B
pH	7,46±0,05 ^a	7,41±0,08 ^a	7,22±0,17 ^a	7,26±0,08 ^a
Kyslík (mg.l⁻¹)	6,34±1,76 ^a	5,92±1,53 ^a	1,49±1,01 ^a	2,43±1,22 ^a
ORP (mV)	99,75±20,22 ^a	101,23±16,57 ^a	-6,74±43,65 ^a	47,09±29,91 ^b
NL₁₀₅ (mg.l⁻¹)	151,50±53,64 ^a	111,75±13,72 ^a	2 125,00±1 771,48 ^a	336,33±331,79 ^b
NL₅₅₀ (mg.l⁻¹)	117,00±44,58 ^a	81,75±13,33 ^a	1 785,00±1 483,91 ^a	277,50±280,09 ^b
TP (mg.l⁻¹)	0,39±0,09 ^a	0,37±0,08 ^a	14,61±23,34 ^a	2,12±3,97 ^b
Prozp. (mg.l⁻¹)	0,028±0,002 ^a	0,038±0,017 ^a	0,026±0,001 ^a	0,030±0,006 ^a
TN (mg.l⁻¹)	2,93±0,47 ^a	2,73±0,29 ^a	68,32±113,95 ^a	3,50±1,07 ^b
N-NH₄ (mg.l⁻¹)	0,88±0,13 ^a	0,90±0,17 ^a	1,95±1,88 ^a	1,22±0,93 ^a
TC (mg.l⁻¹)	56,25±2,28 ^a	54,75±1,30 ^a	539,00±845,09 ^a	102,83±119,59 ^b
TOC (mg.l⁻¹)	28,25±2,59 ^a	26,50±1,12 ^a	518,83±852,16 ^a	74,67±114,37 ^b

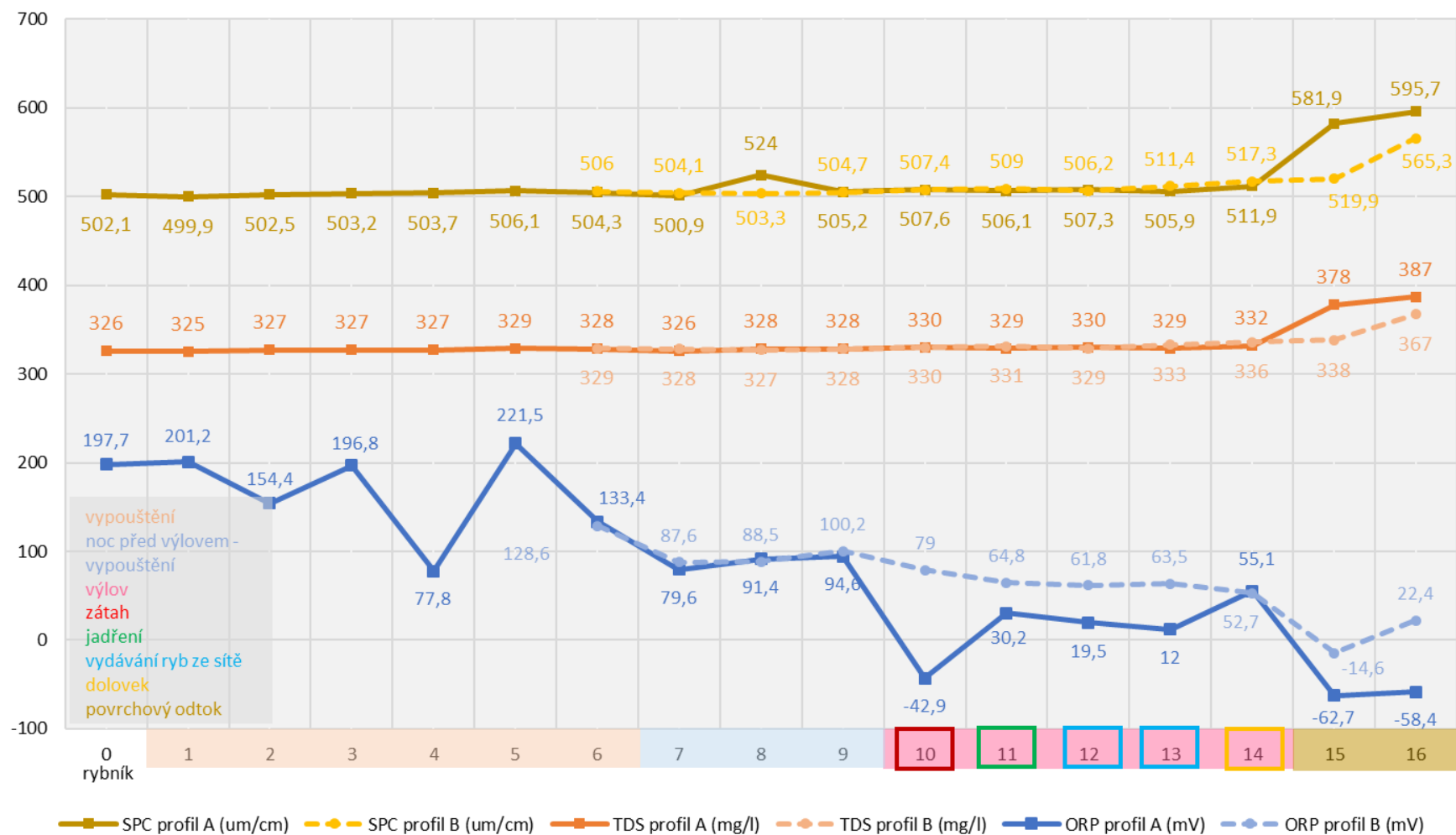
Obr. 4.2.1 Vizuální porovnání profilu A a B na rybníce Jordán (foto Regenda)



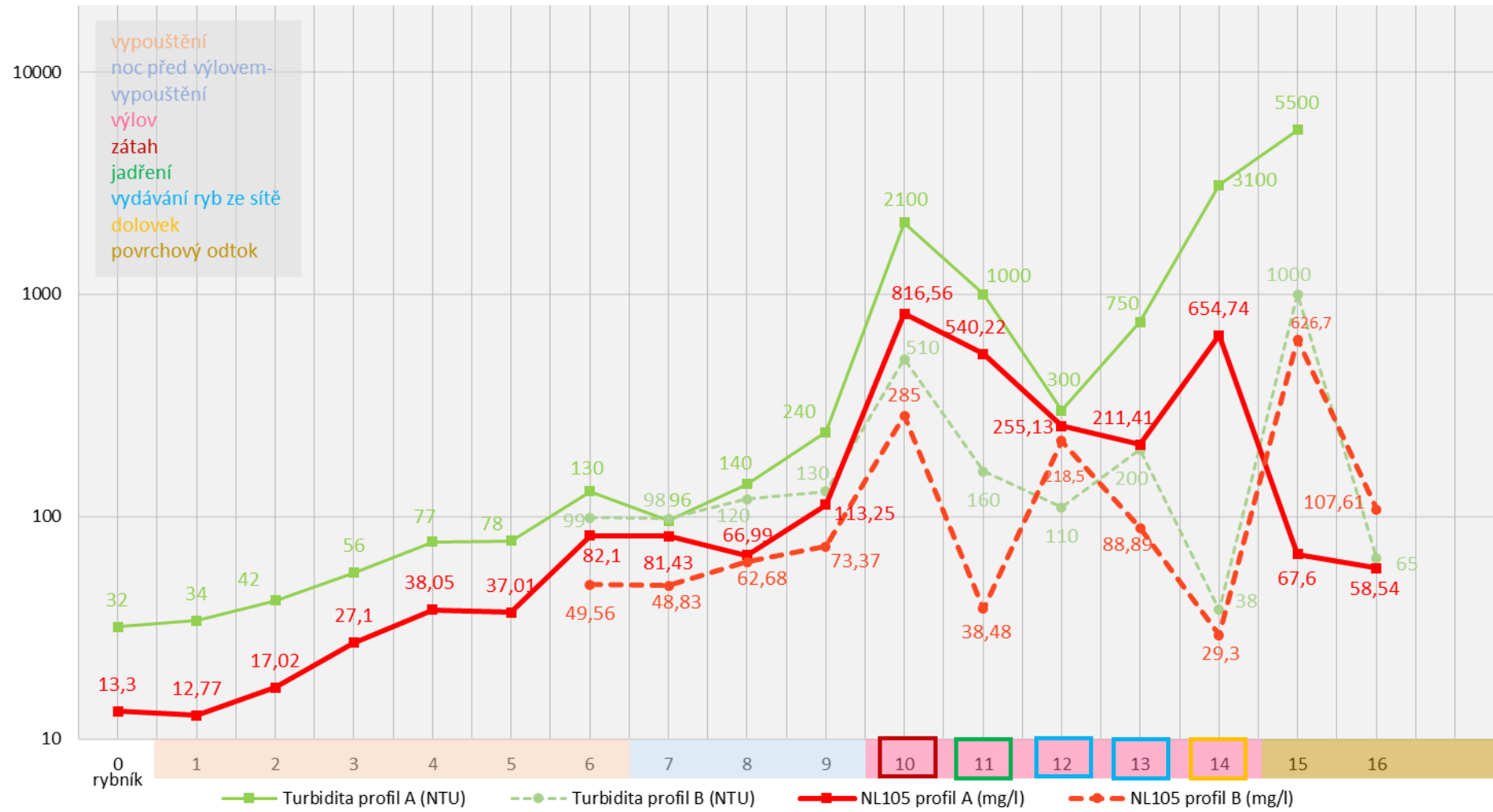
Graf 4.2.1 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Jordán



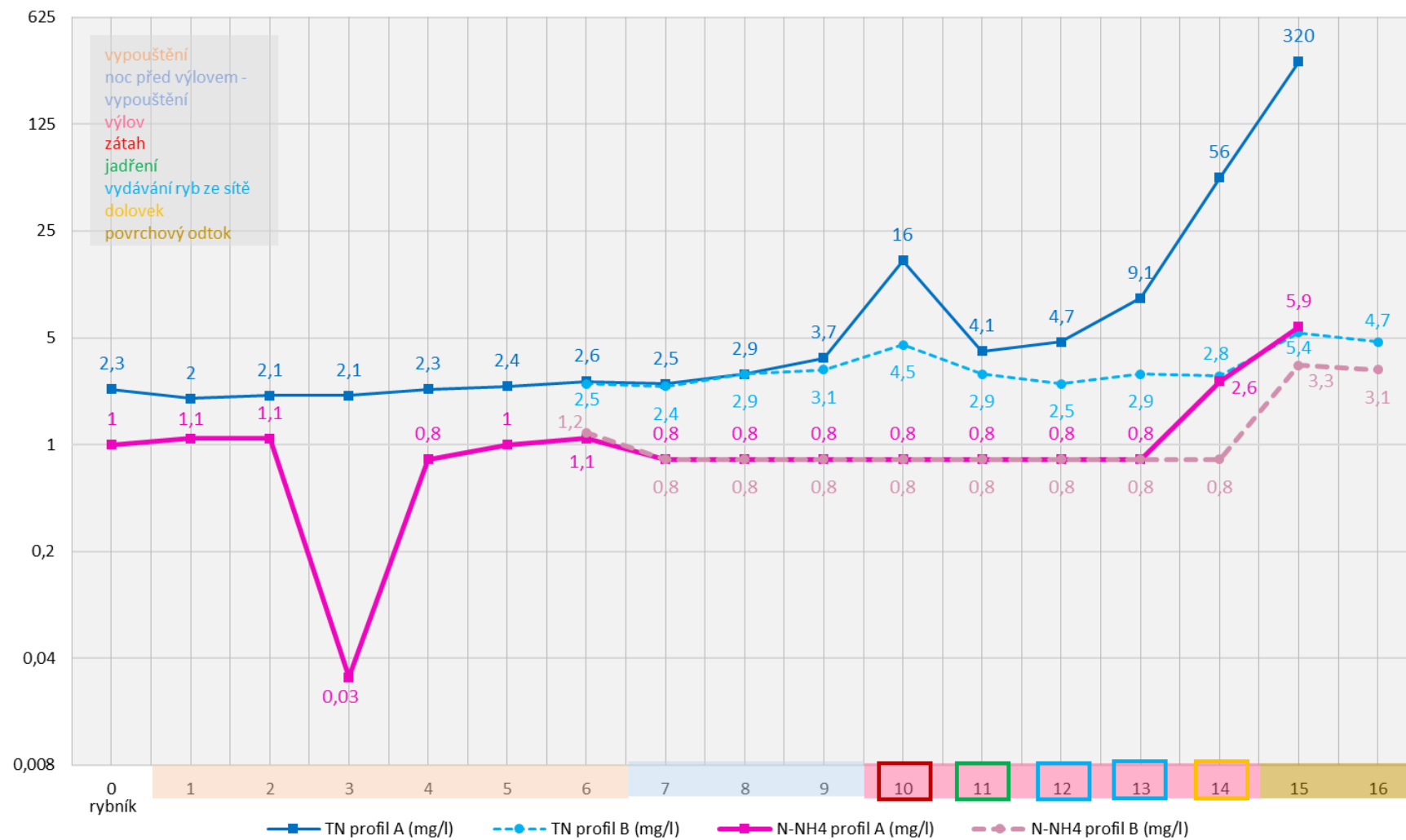
Graf 4.2.2 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Jordán



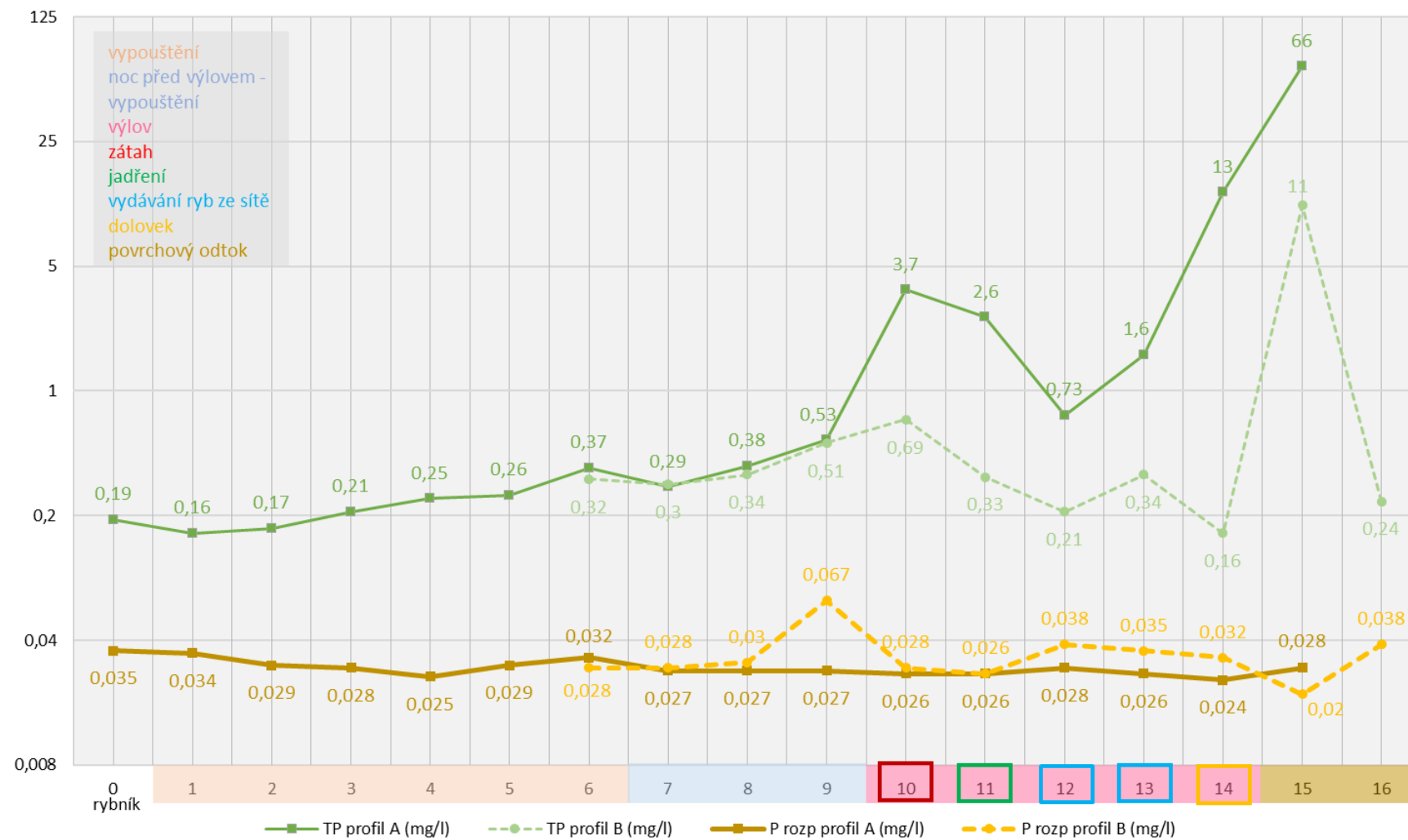
Graf 4.2.3 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Jordán



Graf 4.2.4 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Jordán



Graf 4.2.5 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Jordán



4.3 Rybník Černoveský I.

Přehled základních parametrů jakosti vody na rybníce Černoveský I. je vyobrazen na grafech číslo 4.3.1 až 4.3.5. Teplota vody se při sledování pohybovala mezi 4 až 8 °C. K nejvýraznějším poklesům teploty došlo v noci před výlovem, kdy přišlo výrazné ochlazení spojené se sněžením. Po průchodu bariérami se neprojevila výrazná změna teploty. Hodnota pH byla stabilní na úrovni 7–8. Po průchodu bariérami se hodnoty pH také výrazně neměnily. Velká dynamika v průběhu sledování kvality vody byla opět u obsahu kyslíku ve vodě. Na začátku monitoringu byl obsah kyslíku v rybníce 5,63 mg.l⁻¹. Průtokem vody bariérami byl obsah kyslíku ovlivněn. Hodnoty TDS, SPC se po průchodu bariérami neměnily. Hodnoty ORP závislé na obsahu kyslíku vykazovaly jako kyslík značnou dynamiku. Úroveň ORP v průběhu času klesala. Hodnota ORP v rybníce byla 157,4 mV. V průběhu zátahu dosahovaly hodnoty ORP na profilu A 36,6 mV a 54,2 mV, resp. 50,6 mV a 66,8 mV na profilu B. V průběhu vydávání ryb ze sítě hodnoty ORP na profilu A dosahovaly 36,6 mV a 34,2 mV, resp. 57 mV a 65,7 mV na profilu B. Po průchodu bariérami se hodnoty téměř zdvojnásobily.

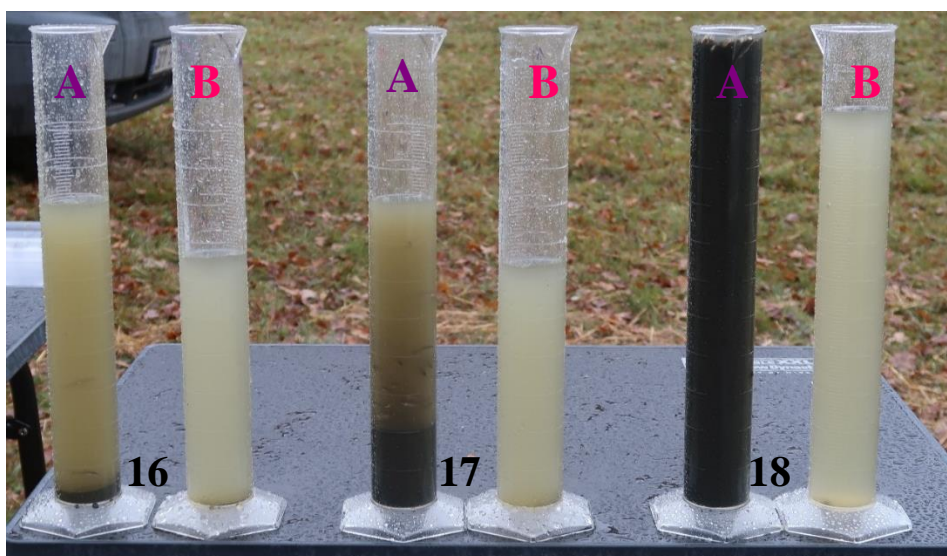
Koncentrace NL₁₀₅ byla na začátku sledování 82 mg.l⁻¹. Ve vypouštěné vodě před zahájením výlovu se koncentrace NL₁₀₅ na profilu A pohybovala mezi 68 mg.l⁻¹ až 170 mg.l⁻¹, resp. mezi 77 mg.l⁻¹ až 190 mg.l⁻¹ na profilu B. Od zahájení plašení ryb do konce výlovu koncentrace NL₁₀₅ na profilu A exponenciálně rostla bez větších výkyvů. V povrchovém odtoku byla dosažena maximální koncentrace NL₁₀₅ v povrchovém odtoku 12 000 mg.l⁻¹ na profilu A. Nicméně na profilu B byla koncentrace 180 mg.l⁻¹, což byla téměř 100% účinnost retence. Obsah NL₁₀₅ se po průchodu bariérami na profilu B výrazně snižoval s účinností retence okolo 60–70 %. Obdobný trend vykazovala i turbidita. Koncentrace N–NH₄ v rybníce na počátku sledování byla 1,3 mg.l⁻¹ a v průběhu vypouštění tato hodnota postupně rostla. Na profilu A se koncentrace N–NH₄ pohybovala mezi 1,2 mg.l⁻¹ až 2 mg.l⁻¹, resp. 1,9 mg.l⁻¹ až 5,2 mg.l⁻¹ na profilu B s převahou negativní retence. Maximální koncentrace N–NH₄ byla dosažena v povrchovém odtoku, a to 60 mg.l⁻¹ na profilu A, resp. 5,8 mg.l⁻¹ na profilu B, kde byla naopak kladná retence. Koncentrace N–NH₄ na profilu B byla až 10x nižší oproti profilu A. Koncentrace TN se ve vypouštěné vodě před vlastním výlovem pohybovala mezi 3,5 mg.l⁻¹ až 8,3 mg.l⁻¹ na profilu A, resp. mezi 5,7 mg.l⁻¹ až 7,2 mg.l⁻¹ na profilu B s pozitivní retencí. Koncentrace TN při zahájení sledování byla 5,4 mg.l⁻¹ a v průběhu

výlovu se na profilu A exponenciálně zvyšovala, opět bez větších výkyvů. V povrchovém odtoku byla koncentrace TN 700 mg.l⁻¹, resp. 9,1 mg.l⁻¹ na profilu B s účinností retence až 99 %. Na profilu B byly hodnoty TN stabilní a během výlovu nedocházelo k výrazným změnám. Obsah P_{rozp} v rybníce byl 0,067 mg.l⁻¹. V průběhu vypouštění se hodnoty P_{rozp} pohybovaly na profilu A mezi 0,023 mg.l⁻¹ až 0,03 mg.l⁻¹, resp. mezi 0,023 mg.l⁻¹ až 0,038 mg.l⁻¹ na profilu B. Hodnoty byly téměř konstantní mimo dvě poslední fáze (dolovek, povrchový odtok). V povrchovém odtoku byla koncentrace P_{rozp} na profilu A 0,16 mg.l⁻¹, resp 0,032 mg.l⁻¹ na profilu B (80 % retence). Po průchodu bariérami se koncentrace P_{rozp} tedy výrazně neměnila, mimo fázi dolovku a při povrchovém odtoku. Obsah TP v rybníce byl 0,57 mg.l⁻¹ a během vypouštění se pohyboval mezi 0,3 mg.l⁻¹ až 0,75 mg.l⁻¹ na profilu A, resp. mezi 0,43 mg.l⁻¹ až 0,79 mg.l⁻¹ na profilu B s nepatrnou kladnou retencí. Koncentrace TP se během výlovu na profilu A exponenciálně zvyšovala až k maximální koncentraci v povrchovém odtoku z loviště, a to 89 mg.l⁻¹, resp. 0,62 mg.l⁻¹ na profilu B s účinností zachycení přes 99 %. Na profilu B během výlovu nedocházelo k výrazným změnám. Při průchodu bariérami během výlovu docházelo ke znatelnému snížení koncentrace TP. Ve fázi výlovu byl prokázán statistický průkazný rozdíl NL₁₀₅, TN a TP mezi profily A a B, zatímco v průběhu vypouštění nebyl tento rozdíl prokázán. Statistický průkazný rozdíl P_{rozp}, N-NH₄ nebyl prokázán ve fázi vypouštění ani ve fázi výlovu viz. tab. 4.3.1. Obsah TOC, TC, Fe, Ca vykazoval obdobný trend jako TN a TP. Obsah TC, TOC, Fe, Ca je uveden v tabulce v příloze č. 3. Vizualní porovnání posledních 3 vzorků na profilu A a B ukazuje obr. 4.3.1.

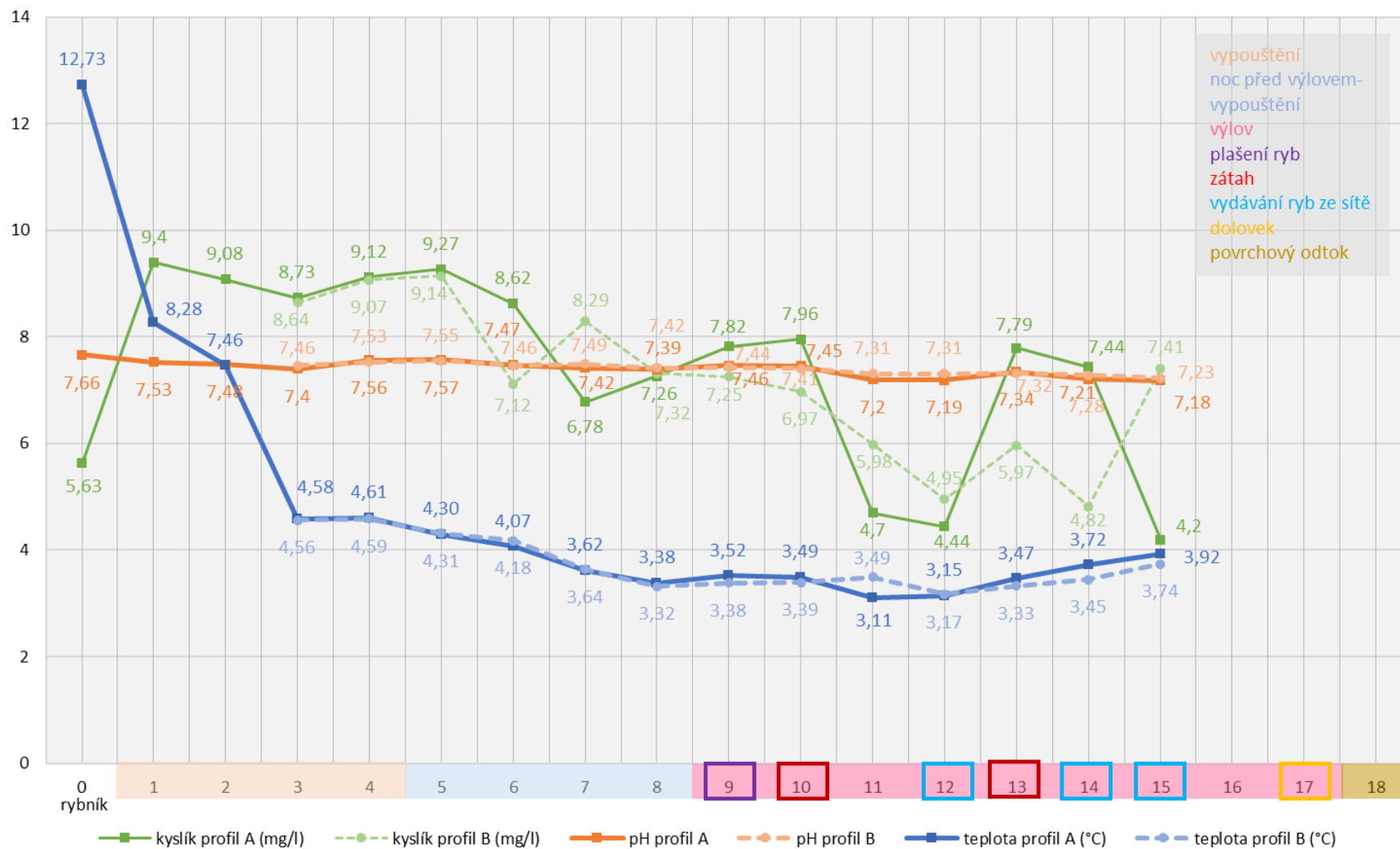
Tab. 4.3.1 Statistické porovnání vybraných parametrů kvality vody sledovaných na rybníce Černoveský I. mezi profilem A a B (průměr±SD; vypouštění rybníka n=6, výlov rybníka n=10).

Parametr (jednotka)	vypouštění rybníka (bez flokulace)		výlov rybníka (aplikace flokulantu)	
	profil A	profil B	profil A	profil B
pH	7,47±0,07 ^a	7,49±0,04 ^a	7,29±0,12 ^a	7,33±0,07 ^a
Kyslík (mg.l⁻¹)	8,30±0,94 ^a	8,26±0,79 ^a	6,34±1,65 ^a	6,19±0,98 ^a
ORP (mV)	100,73±33,60 ^a	84,87±10,66 ^a	45,67±9,87 ^a	62,37±8,07 ^b
NL₁₀₅ (mg.l⁻¹)	128,17±29,33 ^a	113,17±38,19 ^a	1 777,00±3 420,14 ^a	192,00±46,86 ^b
NL₅₅₀ (mg.l⁻¹)	73,50±17,27 ^a	64,67±21,93 ^a	1 409,00±2 839,73 ^a	122,10±36,35 ^b
TP (mg.l⁻¹)	0,59±0,09 ^a	0,54±0,12 ^a	12,03±25,96 ^a	0,69±0,09 ^b
Prozp. (mg.l⁻¹)	0,024±0,002 ^a	0,028±0,005 ^a	0,045±0,039 ^a	0,028±0,003 ^a
TN (mg.l⁻¹)	7,02±0,86 ^a	6,37±0,54 ^a	88,25±204,29 ^a	7,72±1,19 ^b
N-NH₄ (mg.l⁻¹)	1,83±0,29 ^a	3,07±1,27 ^a	9,61±16,91 ^a	3,57±1,20 ^a
TC (mg.l⁻¹)	93,67±3,94 ^a	95,00±7,39 ^a	818,00±1 764,16 ^a	93,80±5,62 ^b
TOC (mg.l⁻¹)	43,83±1,95 ^a	40,83±4,41 ^a	714,80±1 665,56 ^a	34,90±2,81 ^b

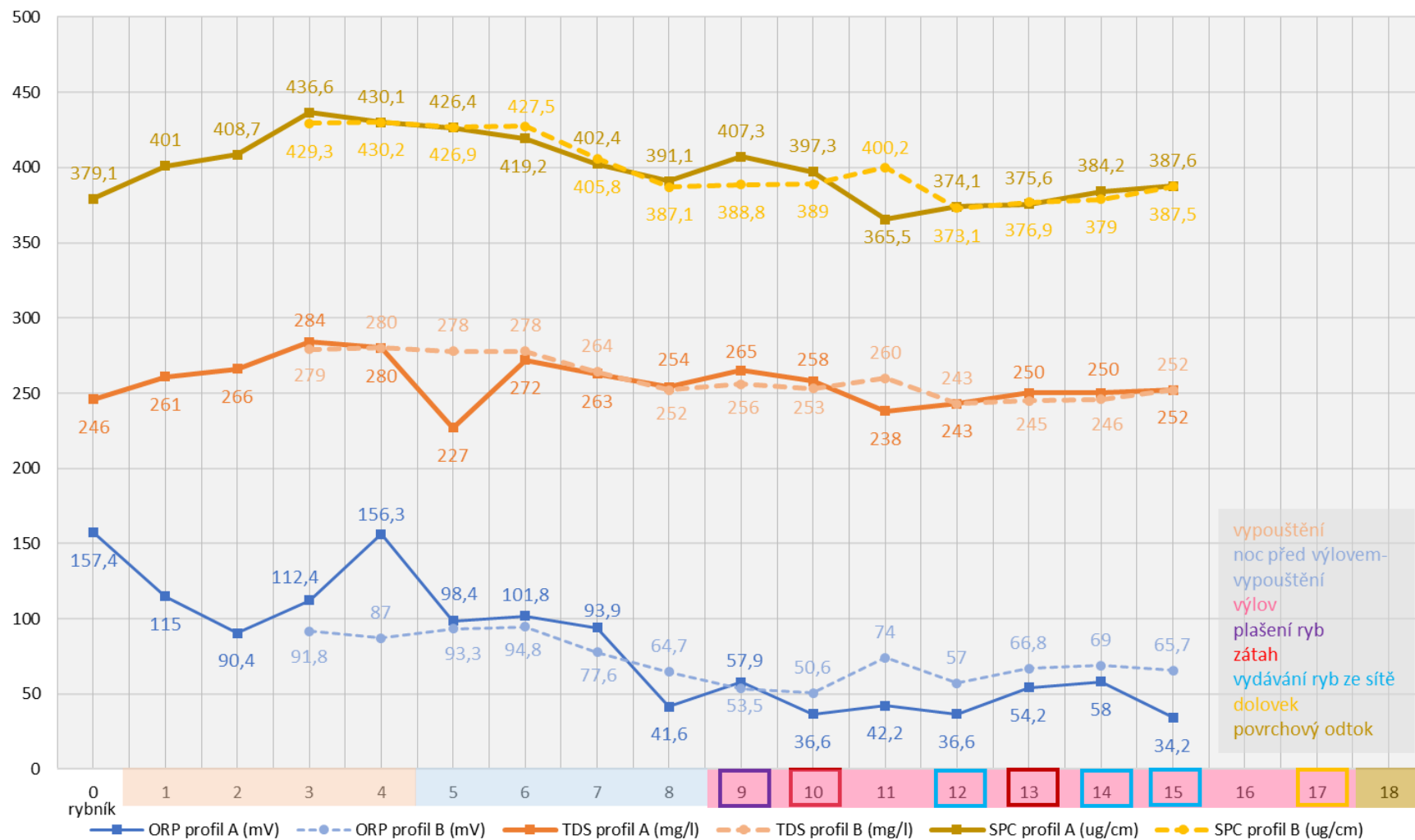
Obr. 4.3.1 Vizuální porovnání profilu A a B na rybníce Černoveský I. (foto Regenda)



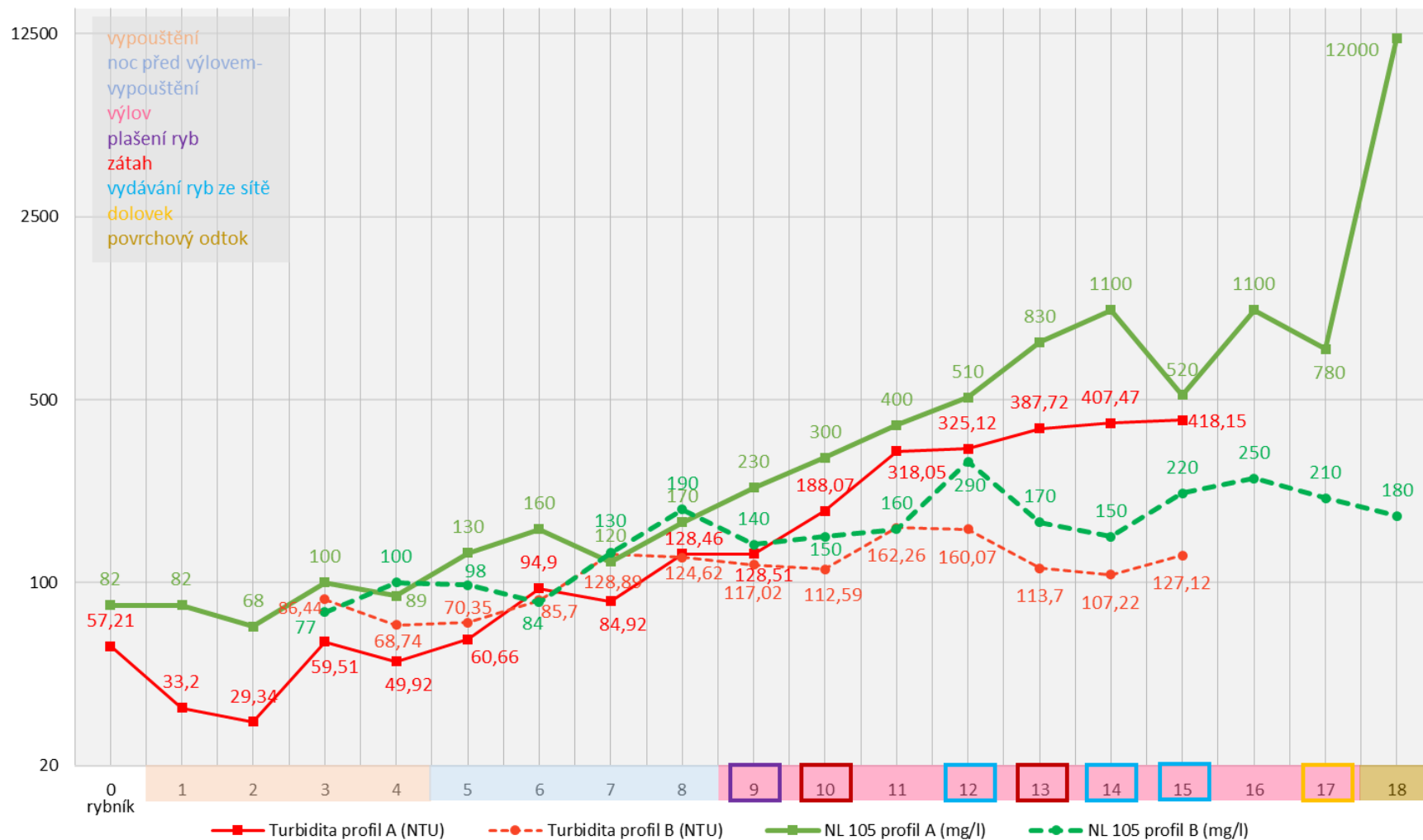
Graf 4.3.1 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Černoveský I.



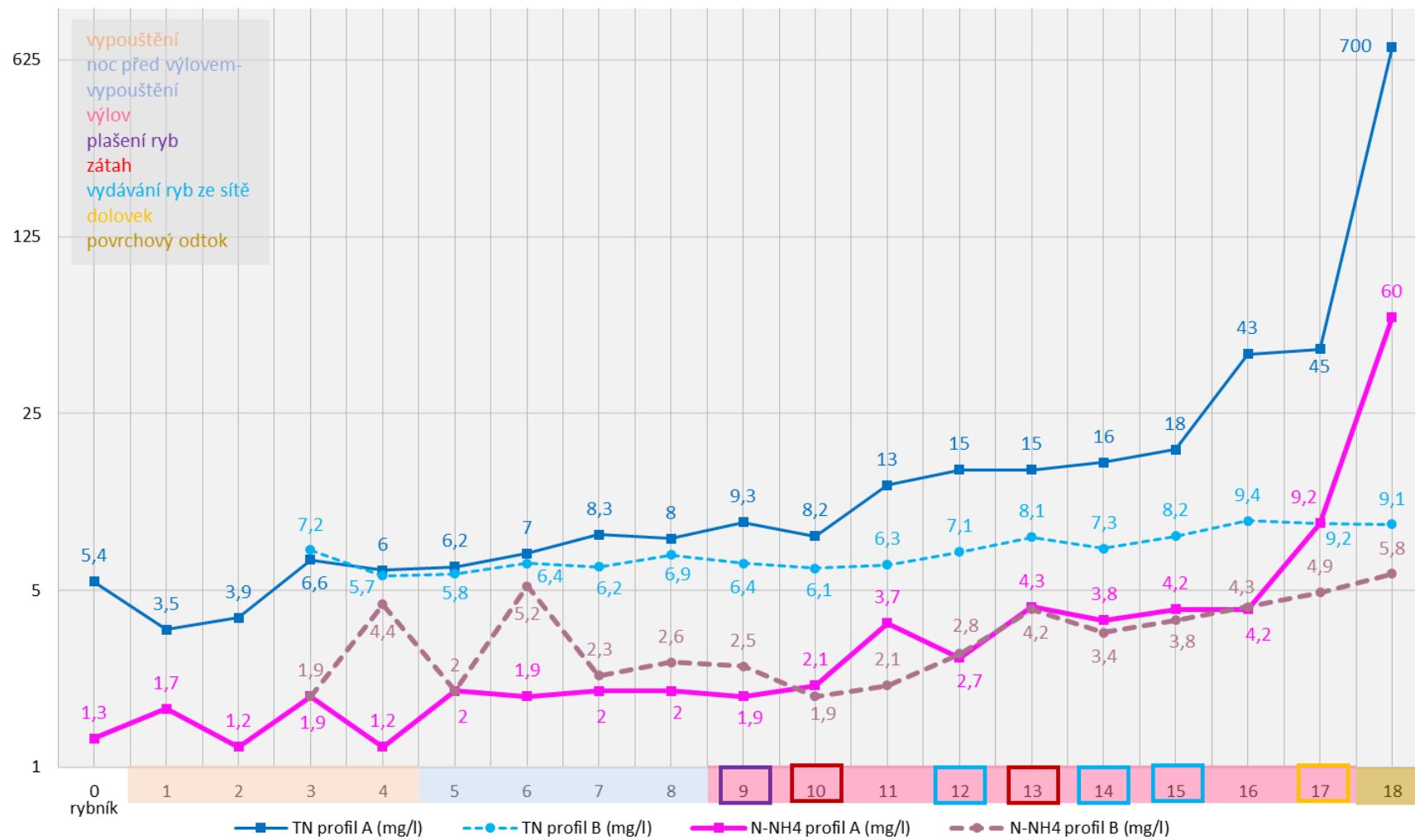
Graf 4.3.2 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Černoveský I.



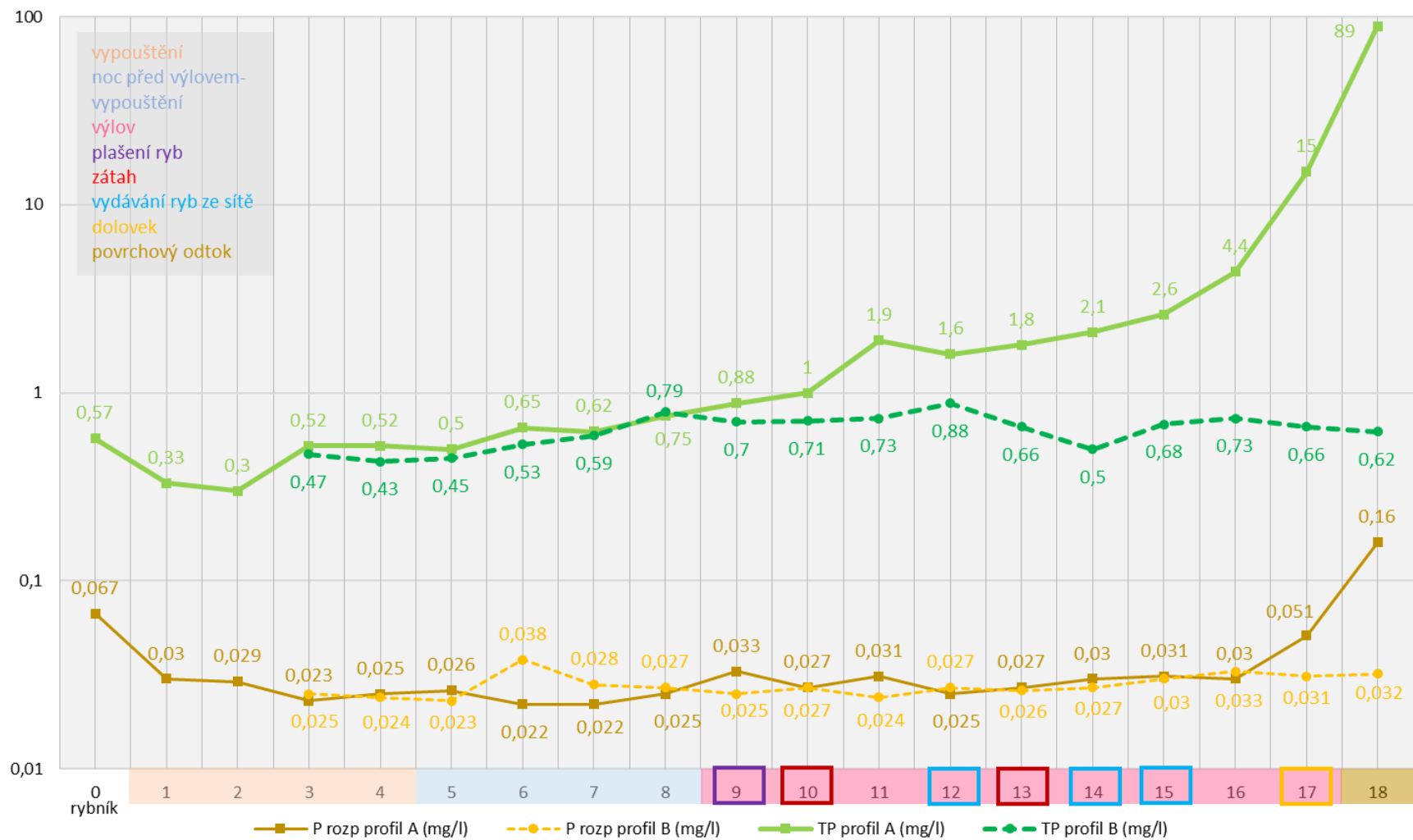
Graf 4.3.3 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Černoveský I.



Graf 4.3.4 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Černoveský I.



Graf 4.3.5 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Černoveský I.



4.4 Rybník Kočkov

Přehledy základních parametrů jakosti vody na rybníce Kočkov jsou vyobrazeny na grafech číslo 4.4.1 až 4.4.5. Teplota vody se pohybovala mezi 3 až 8 °C a hodnoty pH se pohybovaly mezi 7 až 8. Po průchodu bariérami se teplota ani pH neměnilo. Kyslík během vypouštění rybníka klesal a k nejvýraznějšímu poklesu došlo při samotném výlovu. Na počátku sledování byl jeho obsah v rybníce 8,08 mg.l⁻¹. Po průchodu bariérami se obsah kyslíku ve fázi výlovu zvyšoval, mimo fázi plašení ryb. V době zátahu byla koncentrace kyslíku na profilu A nulová, resp. 5,78 mg.l⁻¹ na profilu B, což bylo 100% zvýšení koncentrace. V povrchovém odtoku byly zaznamenány na profilu A nulové koncentrace kyslíku. Na profilu B kyslík v povrchovém odtoku dosahoval hodnoty 0,5 mg.l⁻¹. Turbidita odpovídala trendu NL₁₀₅. U posledních 4 vzorků byl pravděpodobně zákal vody tak vysoký, že tato hodnota byla Exo sondou neměřitelná (nad 1 000 NTU). Hodnoty TDS, SPC se po průchodu bariérami výrazně neměnily a během vlastního výlovu docházelo k jejich zvýšení. Hodnota ORP v rybníce byla 166,3 mV. V průběhu zátahu dosahovaly hodnoty ORP na profilu A 86,1 mV, resp. 86,1 mV na profilu B bez změny po průchodu bariérami. V povrchovém odtoku byly hodnoty ORP na profilu A -25,0 mV, resp. 30,9 mV na profilu B (2x vyšší hodnota). Hodnoty ORP v čase klesaly.

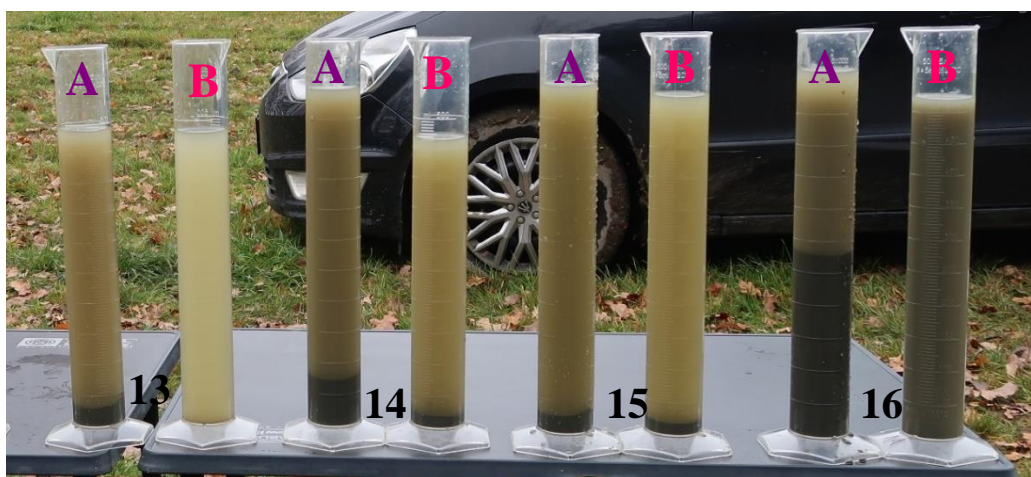
V rybníce byla koncentrace NL₁₀₅ už na počátku sledování značně vysoká, a to 180 mg.l⁻¹. Během vypouštění se hodnoty NL₁₀₅ zvyšovaly na profilu A až na hodnotu 530 mg.l⁻¹, resp. 450 mg.l⁻¹ na profilu B s nevýraznou retencí. Při plašení ryb došlo k vysokému zvýšení koncentrace na hodnotu 5 000 mg.l⁻¹, resp. 2 800 mg.l⁻¹ na profilu B (účinnost zachycení 44 %). V průběhu zátahu byla retence bariérami téměř 95 %. V povrchovém odtoku byla koncentrace NL₁₀₅ vysoká na profilu A i B. Na profilu A byla koncentrace NL₁₀₅ 25 000 mg.l⁻¹, resp. 18 000 mg.l⁻¹ na profilu B s účinností retence 28 %. Při výlovu byla retence vyšší oproti vypouštění. Obsah N-NH₄ v rybniční vodě na začátku sledování byl 1,6 mg.l⁻¹ a během vypouštění se hodnoty značně neměnily. Na profilu A se pohybovaly mezi 1 mg.l⁻¹ až 2,2 mg.l⁻¹, resp. 0,8 mg.l⁻¹ až 1,2 mg.l⁻¹ na profilu B. Po průchodu bariérami se obsah N-NH₄ snižoval, mimo fáze dolovku, kdy převažovala negativní retence (až -50 %). Maximální koncentrace N-NH₄ byla dosažena na profilu A v povrchovém odtoku z loviště, a to 19 mg.l⁻¹, resp. 1,8 mg.l⁻¹ na profilu B. Účinnost zachycení zde byla naopak vysoká, a to téměř 90 %. Koncentrace celkového dusíku (TN) v rybníce byla 6,3 mg.l⁻¹. Množství TN se během vypouštění zvyšovalo

a pohybovalo se mezi 3,9 mg.l⁻¹ až 10,0 mg.l⁻¹ na profilu A, resp. mezi 3,4 mg.l⁻¹ až 9,5 mg.l⁻¹ na profilu B s téměř nulovou retencí. Značný nárůst koncentrace TN byl zaznamenán ve fázi zátahu na hodnotu 56 mg.l⁻¹, resp. 12 mg.l⁻¹ na profilu B s účinností zachycení téměř 80 %. V povrchovém odtoku byla opět dosažena maximální koncentrace TN, a to 320 mg.l⁻¹, resp. 190 mg.l⁻¹ na profilu B (účinnost retence 40 %). Obsah P_{rozp} v rybníce byl 0,032 mg.l⁻¹ a tato hodnota se během vypouštění neměnila. Ve fázi vlastního výlovu koncentrace P_{rozp} mírně poklesla. Po průchodu bariérami se hodnoty výrazně neměnily. Při povrchovém odtoku vody z loviště byla koncentrace P_{rozp} na profilu A 0,03 mg.l⁻¹, resp. 0,025 mg.l⁻¹ na profilu B s retencí 16 %. Obsah TP v rybníce byl 0,58 mg.l⁻¹ a vykazoval zcela obdobný trend jako TN a NL₁₀₅. V průběhu sledování kvality ve fázi vypouštění se koncentrace TP pohybovala mezi 0,32 mg.l⁻¹ až 0,98 mg.l⁻¹ na profilu A, resp. mezi 0,29 mg.l⁻¹ až 0,98 mg.l⁻¹ na profilu B. Ve fázi zátahu byla koncentrace TP 7,7 mg.l⁻¹, resp. 0,87 mg.l⁻¹ na profilu B (účinnost zachycení téměř 90 %). Maximální koncentrace TP na profilu A byla dosažena opět v povrchovém odtoku, a to 47 mg.l⁻¹, resp. 31 mg.l⁻¹ na profilu B s retencí 35 %. Při průchodu bariérami docházelo ke znatelnému snížení koncentrace TP. Ve fázi výlovu byl prokázán statistický průkazný rozdíl NL₁₀₅, TN, TP mezi profily A a B, zatímco v průběhu vypouštění byl tento rozdíl prokázán pouze u TN a TP. U P_{rozp} byl prokázán statistický průkazný rozdíl ve fázi vypouštění, zatímco ve fázi výlovu nebyl rozdíl mezi profilem A a B prokázán. Statistický průkazný rozdíl N-NH₄ nebyl prokázán ve fázi vypouštění ani ve fázi výlovu viz. tab. 4.4.1. Obsah TOC, TC, Fe, Ca vykazoval obdobný trend jako TN a TP. Obsah TC, TOC, Fe, Ca je uveden v tabulce v příloze č. 4. Vizuální porovnání posledních 4 vzorků na profilu A a B ukazuje obr. 4.4.1.

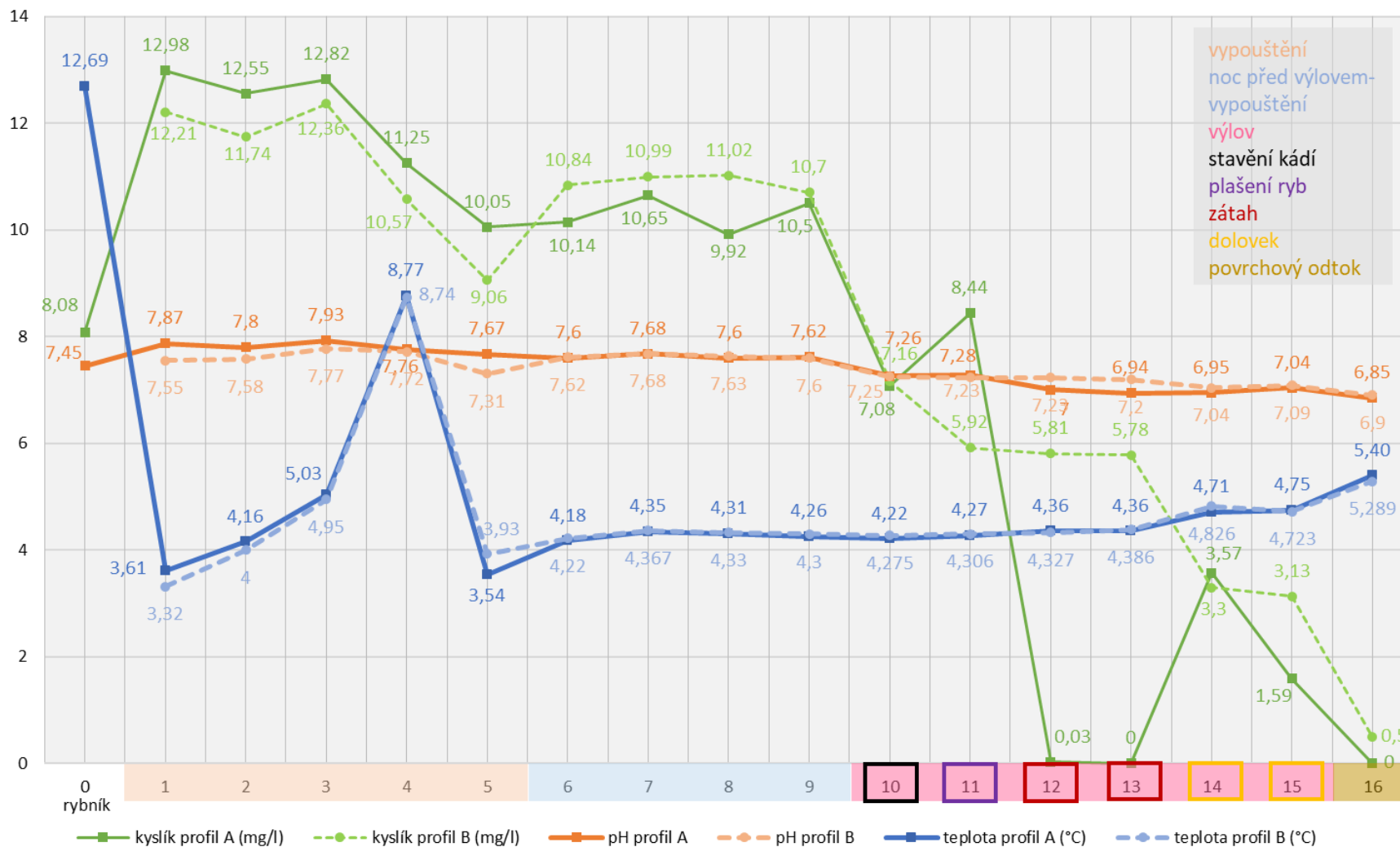
Tab. 4.4.1 Statistické porovnání vybraných parametrů kvality vody sledovaných na rybníce Kočkov mezi profilem A a B (průměr±SD; vypouštění rybníka n=9, výlov rybníka n=7).

Parametr (jednotka)	vypouštění rybníka (bez flokulace)		výlov rybníka (aplikace flokulantu)	
	profil A	profil B	profil A	profil B
pH	7,73±0,11 ^a	7,61±0,12 ^a	7,05±0,15 ^a	7,13±0,12 ^a
Kyslík (mg.l⁻¹)	11,21±1,18 ^a	11,05±0,94 ^a	2,96±3,28 ^a	4,51±2,13 ^a
ORP (mV)	112,36±53,39 ^a	121,96±43,13 ^a	45,71±40,50 ^a	74,94±20,44 ^a
NL₁₀₅ (mg.l⁻¹)	318,89±155,88 ^a	343,11±251,62 ^a	8 442,86±7 075,08 ^a	4 232,86±5 774,74 ^b
NL₅₅₀ (mg.l⁻¹)	236,33±124,42 ^a	260,56±207,25 ^a	6 900,00±6 000,95 ^a	3 507,14±4 824,22 ^a
TP (mg.l⁻¹)	0,67±0,22 ^a	0,60±0,20 ^b	15,04±14,20 ^a	6,95±10,01 ^b
P_{rozp.} (mg.l⁻¹)	0,033±0,002 ^a	0,039±0,008 ^b	0,027±0,002 ^a	0,028±0,002 ^a
TN (mg.l⁻¹)	7,67±1,88 ^a	7,21±7,88 ^b	96,85±95,55 ^a	48,00±59,11 ^b
N-NH₄ (mg.l⁻¹)	1,31±0,35 ^a	1,00±0,24 ^a	7,26±5,19 ^a	3,93±1,70 ^a
TC (mg.l⁻¹)	101,22±14,41 ^a	95,67±13,75 ^b	1 005,71±976,45 ^a	521,43±658,04 ^b
TOC (mg.l⁻¹)	68,33±16,38 ^a	63,56±16,74 ^b	958,57±989,91 ^a	460,57±601,38 ^b

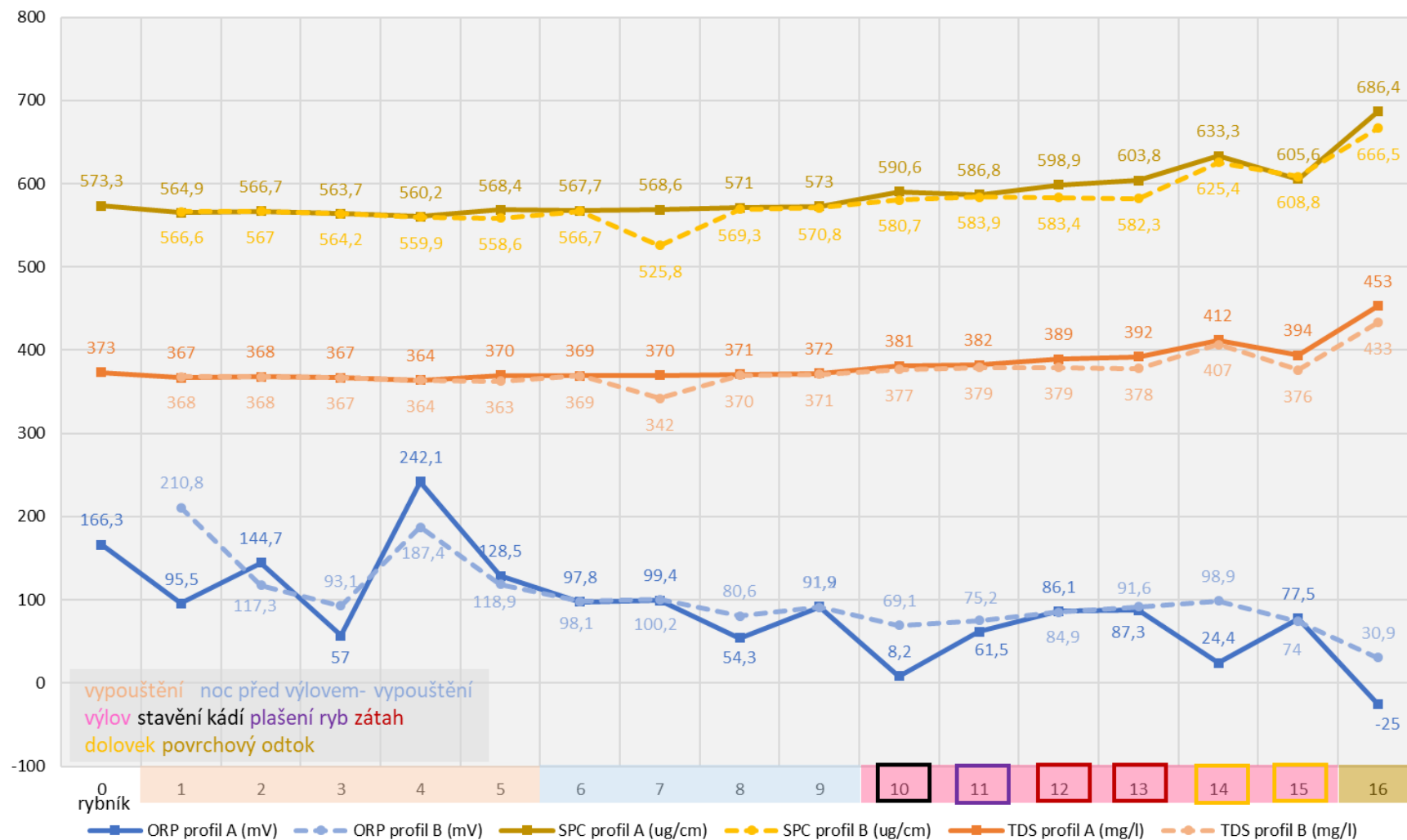
Obr. 4.4.1 Vizualní porovnání profilu A a B na rybníce Kočkov (foto Regenda)



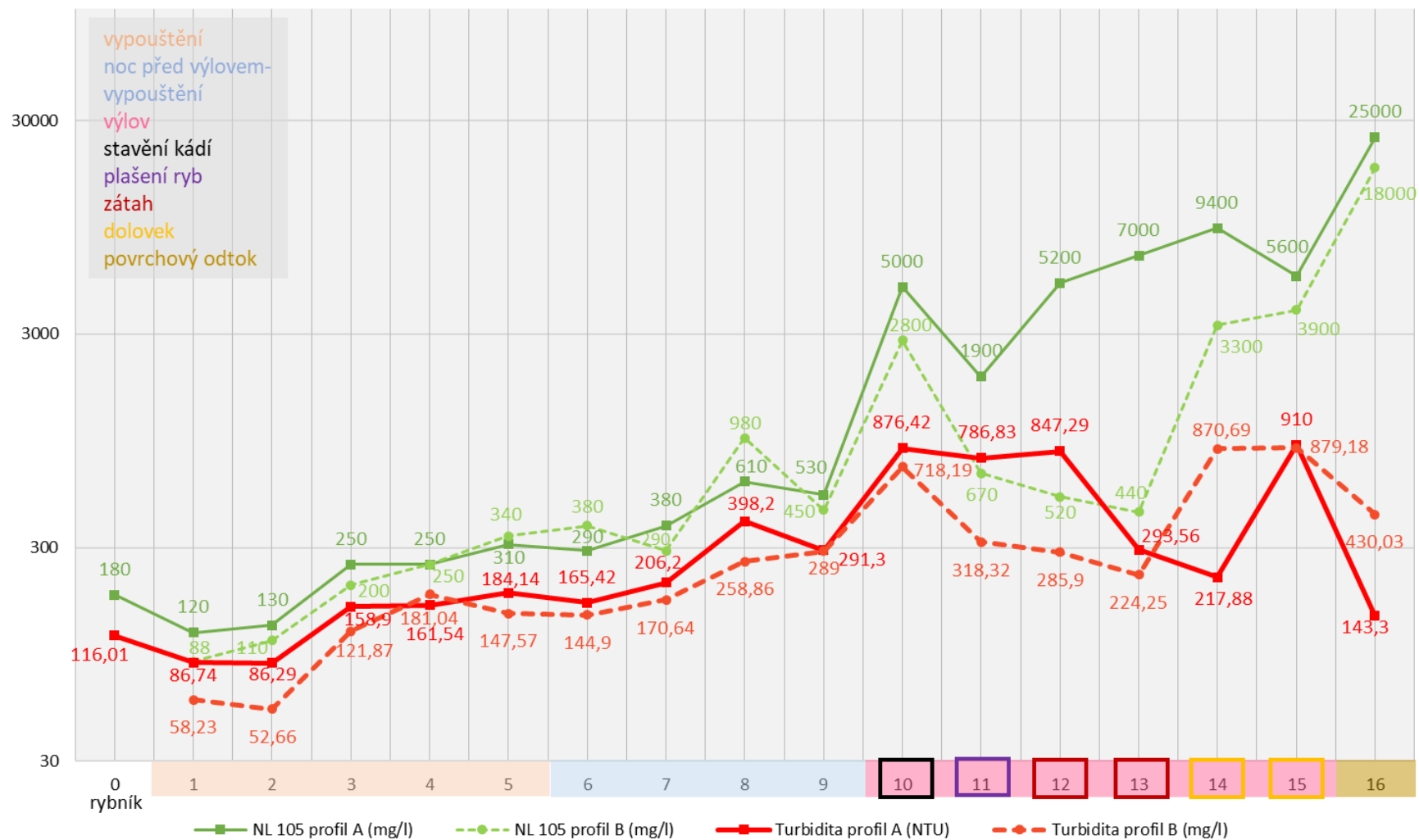
Graf 4.4.1 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Kočkov



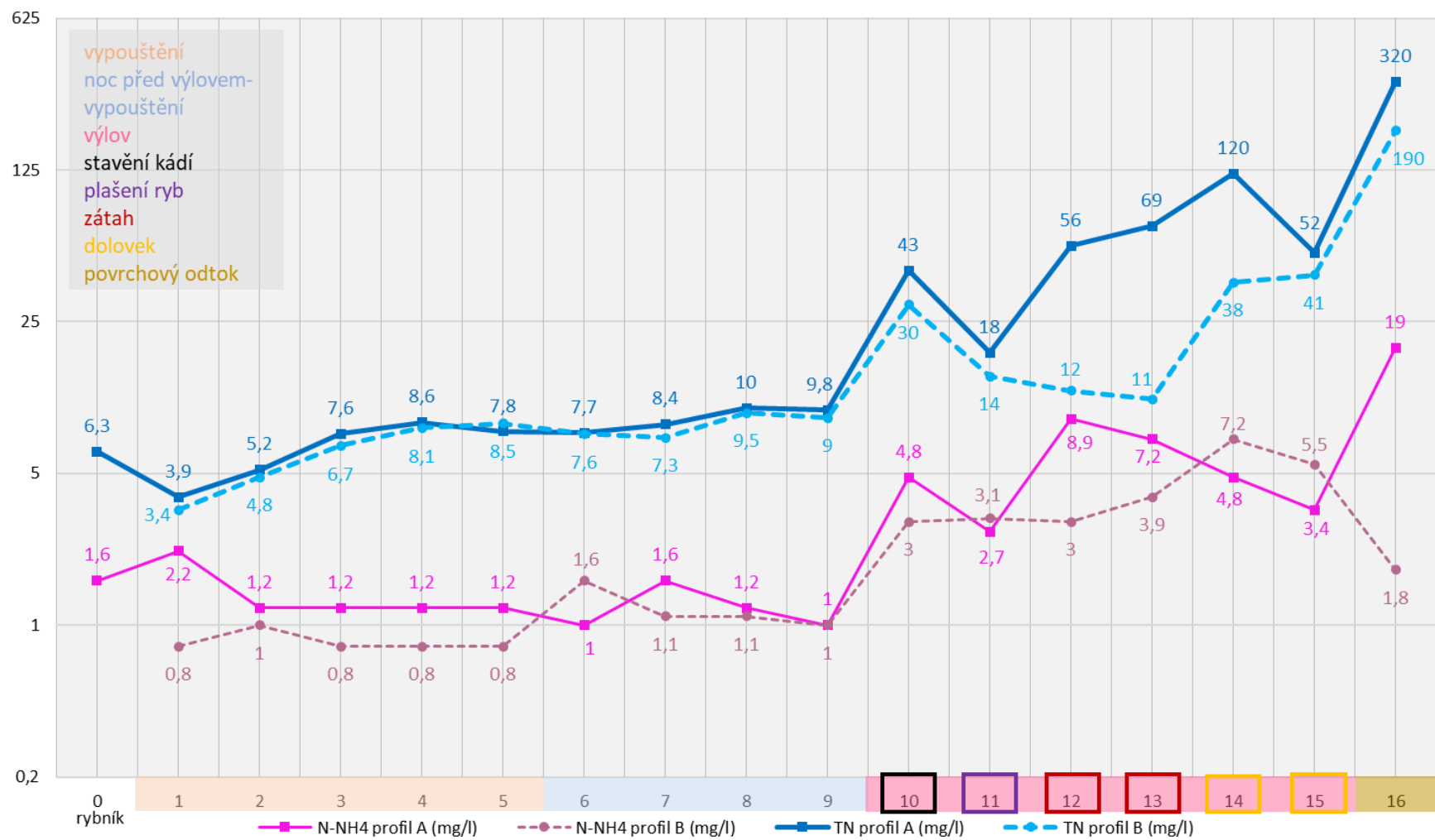
Graf 4.4.2 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Kočkov



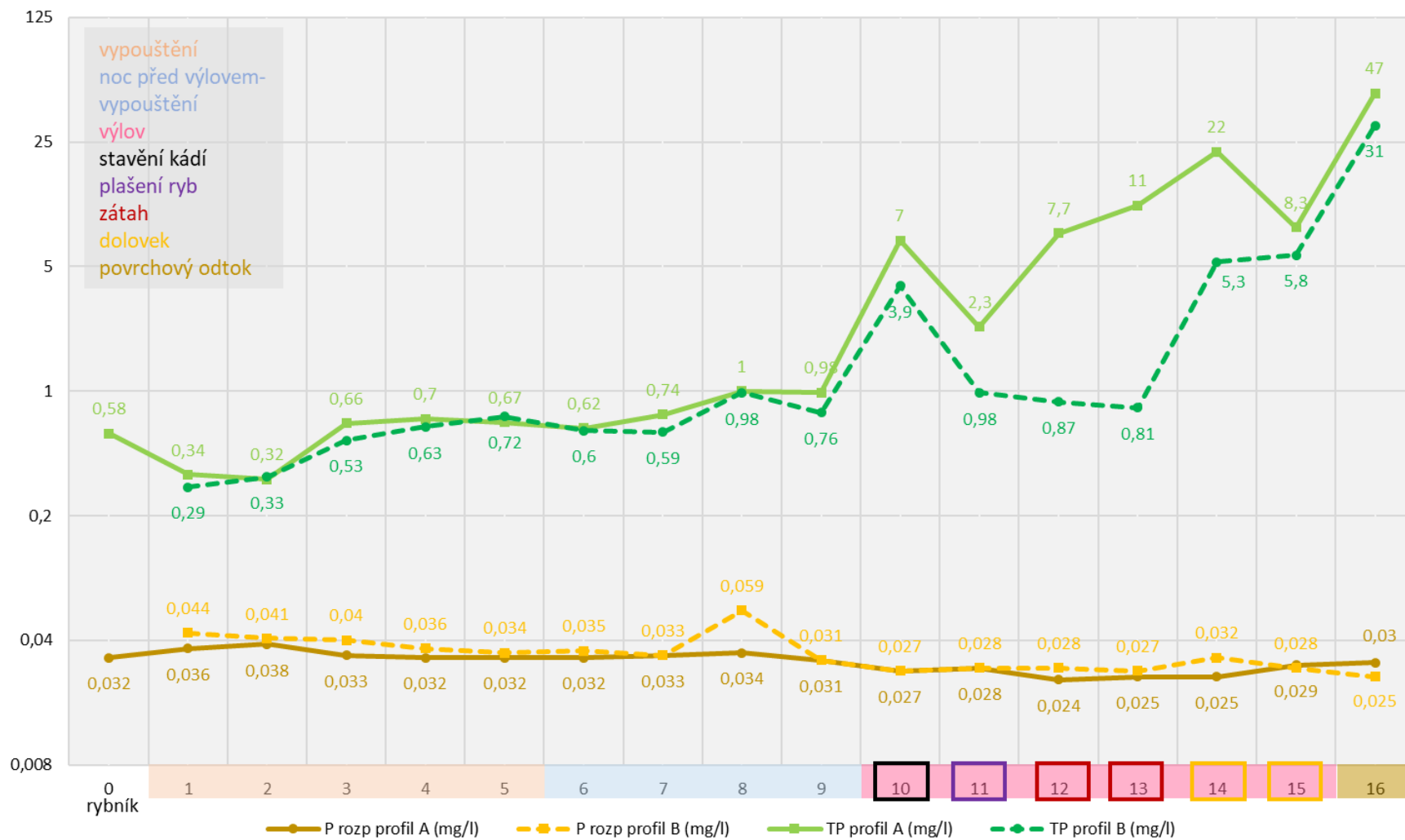
Graf 4.4.3 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Kočkov



Graf 4.4.4 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Kočkov



Graf 4.4.5 Dynamika vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Kočkov



5. Diskuze

Na základě výsledků lze konstatovat, že kvalita vypouštěné vody se během vypouštění lovených rybníků příliš neměnila a k výraznému zhoršení kvality vody docházelo až ve fázi samotného výlovu. Obdobné výsledky uvádějí Kalenda a kol. (1982), Mišíková a kol. (2012), Poštulková a kol. (2012) či ze zahraničí Banas a kol. (2002), Boyd (1978) a řada dalších autorů. Hodnoty pH se na všech rybnících pohybovaly kolem 7–8 a během vypouštění pH mírně klesalo z důvodu zvýšené koncentrace organických látek a CO₂, což uvádí i Freidinger (2016) či Regenda a kol. (2019). Obsah kyslíku vykazoval výraznou dynamiku na všech rybnících. V době probíhající aktivity v lovišti byla koncentrace kyslíku nízká a v době uklidnění situace se jeho koncentrace naopak zvyšovala. Obdobný trend uvádí i Regenda a kol. (2019). Hodnoty TDS a SPC se během vypouštění a výlovu výrazně neměnily na všech sledovaných rybnících. Hodnoty ORP závislé na obsahu kyslíku vykazovaly také výraznou dynamiku na všech sledovaných rybnících. Na rybníce Černoveský I. a Jordán dosahovalo ORP záporných hodnot na rozdíl od rybníka Kočkov a Prostřední u Žižky. Záporné hodnoty ORP indikují anaerobní poměry v sedimentu rybníků a znamenají také riziko pro ryby v lovišti.

V rybníce Jordán byl obsah NL₁₀₅ na počátku sledování až 6x nižší oproti rybníkům Prostřední u Žižky, Černoveský I. a až 14x nižší než v rybníce Kočkov. Koncentrace NL₁₀₅ se během vypouštění všech rybníků zvyšovala s výraznými nárůsty související s probíhající činností v lovišti. Naopak při uklidnění situace v lovišti koncentrace NL₁₀₅ klesaly. Tento trend nebyl zaznamenán u rybníka Černoveský I., kde se koncentrace nerozpuštěných látek od počátku vypouštění zvyšovala strmě bez výraznějších výkyvů. Zvýšení koncentrace NL₁₀₅ během výlovu zaznamenal také Adámek a kol. (2015), a to na hodnotu až 40x vyšší oproti průměrné koncentrace vypouštěné vody. Mišíková a kol. (2012) konstatovali, že nejvyšší koncentrace NL₁₀₅ jsou ve fázi výlovu po krátký časový úsek, než odteče sediment z prostředí loviště. Koncentrace TP se během vypouštění pohybovala v řádu desetin mg.l⁻¹, což uvádí i Kalenda (1978), Schwartz a Boyd (1994) či Adámek a kol. (2015), zatímco při výlovu dosahovala mnohdy až 40násobně vyšších hodnot, mimo rybník Černoveský I., kde nárůst koncentrace nebyl tak markantní. Adámek a kol. (2015) uvádí nárůst koncentrace ve fázi samotného výlovu až 14x. Zatímco Schwartz a Boyd (1994) uvádí, že koncentrace TP se během výlovu zvýšila pouze dvojnásobně. Totéž zmiňuje i Kalenda (1982).

Koncentrace P_{rozp} byla po celou dobu vypouštění a výlovu nízká, což bylo pravděpodobně způsobeno navázáním P_{rozp} na částičky resuspendovaného sedimentu, tedy na nerozpuštěné látky. K obdobnému výsledku došel i Adámek (2015) a Mikšíková (2012). Koncentrace $N\text{-NH}_4$ se během výlovu výrazně neměnila a pohybovala se na všech rybnících mezi 1 až 2 mg.l^{-1} . Nejvýraznější nárůst byl zaznamenán na rybníce Černoveský I., kdy byla koncentrace $N\text{-NH}_4$ až 60násobně vyšší oproti profilu B. Na ostatních rybnících nebyl nárůst koncentrace tak vysoký (2x–6x). Vzhledem k pH, které se pohybovalo mezi 7 až 8 a nízké teplotě, nebyl amoniak pro ryby v toxické koncentraci. S klesající teplotou a hodnotou pH vody klesá podíl toxické formy (NH_3) amoniakálního dusíku (Steffens, 1981).

Byla prokázána silná závislost mezi TP a NL_{105} na všech sledovaných rybnících viz. příloha č. 5. Maximální korelace byla zaznamenána na rybníce Kočkov (hodnota korelace 99,82 %). Příloha č. 6 zobrazuje vztah mezi NL_{105} a $N_{\text{org.}}$, kde je také značná závislost. Obsah TP v NL_{105} byl vysoký viz. příloha č. 1–4, zejména na rybníce Jordán a Černoveský I., z čehož vyplývá, že sediment by byl vhodný k aplikaci na pole.

Kvalita vody se po průchodu bariérami měnila ve většině parametrů. Na základě výsledků ztráty žíháním viz. příloha č. 1–4 je zřejmé, že se těžší anorganický podíl usazoval rychleji a jemný organický podíl měl tendenci pokračovat s vodou dál zejména ve fázi výlovu. S rostoucí koncentrací látek ve vypouštěné vodě úměrně rostla i účinnost zachycení nerozpuštěných látek, a tedy také sloučenin P a N, což uvádí i Regenda a Hartman (2017). Zatímco při zvýšeném proudu vody účinnost zachycení klesala z důvodu podtékání bariér a zvržení bahna, které již sedimentovalo. Na profilu B byly hodnoty většiny parametrů poměrně stabilní bez větších výkyvů. Po průchodu bariérami se hodnota pH výrazně neměnila. Obsah kyslíku se průchodem bariérami ve většině případů zvyšoval. Kyslík se zvyšoval vlivem resaturace vzdušným kyslíkem, přičemž tato resaturace byla podporována nízkou teplotou vody–rozpustnost plynů ve vodě závisí na teplotě (Elmore and Hayes 1960). V povrchovém odtoku byly zaznamenány nulové koncentrace kyslíku na obou profilech, mimo rybník Jordán, kde obsah kyslíku po průchodu bariérami byl až 15x vyšší oproti naměřené hodnotě na profilu A. Hodnoty ORP se po průchodu bariérami zvyšovaly i několika násobně.

Obsah nerozpuštěných látek se po průchodu bariérami výrazně snižoval zejména ve fázi výlovu se zvyšujícím se množstvím vypouštěné vody. Na rybnících Jordán,

Kočkov a Prostřední u Žižky v průběhu zátahu docházelo k výraznému zvýšení obsahu NL_{105} s následným poklesem při probíhajícím vydávání ryb ze sítě. Retence u nerozpuštěných látek byla vysoká. Maximální retence v povrchovém odtoku byla dosažena u rybníka Jordán a Černoveský I., kde rozdíl mezi profilem A a B byl téměř 80 %. Na rybníce Kočkov byla účinnost bariér nižší, u povrchového odtoku nedosáhla ani třetinové účinnosti oproti ostatním rybníkům, což bylo pravděpodobně způsobeno silným zanesením dna rybníka nánosem sedimentů (po výlovu rybníka bylo provedeno odbahnění loviště). Na konci výlovu byly již bariery z velké části vyplněné zachyceným sedimentem (zejména první). To vedlo k zmenšení objemu aktuálně vzduté vody nad bariery a zkrácení doby zdržení, tedy i času na sedimentaci partikulí. Obdobný trend se vyskytoval i u množství celkového dusíku a fosforu, protože retence těchto prvků souvisela s retencí NL_{105} . Nejvyšší retence TN a TP byla tedy opět ve fázi výlovu na všech sledovaných rybnících, kdy koncentrace látek obsažených ve vypouštěné vodě narůstala. Na profilu B byla koncentrace TN, tak i TP stabilní, bez větších výkyvů, jako tomu bylo naopak na profilu A. Při povrchovém odtoku z loviště rybníků Prostřední u Žižky a Kočkov nebyla retence TN i TP tak výrazná, jako u předchozích fází výlovu. Retence dosahovala jen 40–60 %. Zatímco na rybníce Černoveský I. a Jordán byla retence TN při povrchovém odtoku vody z loviště téměř 90–100 %.

Koncentrace P_{rozp} se po průchodu bariérami výrazně neměnila a převažovala negativní retence na všech sledovaných rybnících. Koncentrace P_{rozp} se pohybovala v řádech setin $mg.l^{-1}$. Nicméně na rybníce Prostřední u Žižky byl znatelný nárůst koncentrace P_{rozp} po průchodu bariérami s převahou negativní retence ve fázi vlastního výlovu. Jednalo se o hodnoty zhruba 2x až 3x vyšší oproti koncentraci před bariérami, což mohlo být způsobeno zvýšeným proudem vody s nedostatečným prostorem k sedimentaci. Obecně ale platí, že koncentrace P_{rozp} byly nízké. Amoniakální dusík ($N-NH_4$) se víceméně po průchodu bariérami také neměnil. Převažovala kladná retence na všech rybnících. Na rybníce Jordán během vypouštění nebyl zaznamenán žádný rozdíl mezi koncentracemi $N-NH_4$ po průchodu bariérami. U rybníků Jordán a Prostřední u Žižky nebyla retence $N-NH_4$ při povrchovém odtoku vody z loviště tak výrazná, jako u dvou zbývajících rybníků. Pohybovala se v oblasti 20–40 %. Na rybníce Černoveský I. byla retence $N-NH_4$ při povrchovém odtoku z loviště 90 % a na rybníce Kočkov byla retence také 90 %. Nicméně na rybníce Kočkov byla ve fázi dolovku zaznamenána negativní retence, a to až –60 %.

Statistický průkazný rozdíl TN, TP a NL₁₀₅ mezi profily A a B byl prokázán ve fázi výlovu na všech rybnících. Na všech rybnících nebyl prokázán statistický průkazný rozdíl NL₁₀₅ mezi profily A a B v průběhu vypouštění. Na rybníce Kočkov byl prokázán statistický průkazný rozdíl TN a TP i ve fázi vypouštění, zatímco na rybnících Prostřední u Žižky, Černoveský I. a Jordán nebyl tento rozdíl mezi profily prokázán. Statistický průkazný rozdíl N-NH₄ mezi profily A a B nebyl prokázán na žádném sledovaném rybníce ve fázi vypouštění a ani ve fázi výlovu. Statistický průkazný rozdíl P_{rozp.} mezi profily A a B nebyl zaznamenán na rybnících Prostřední u Žižky, Černoveský I. a Jordán ve fázi vypouštění a ani ve fázi výlovu. Zatímco na rybníce Kočkov byl prokázán statistický průkazný rozdíl mezi profilem A a B ve fázi vypouštění, nicméně ve fázi výlovu nebyl rozdíl prokázán mezi těmito profily. Statistické porovnání všech rybníků je zobrazeno v tab. 5.1.

Tab. 5.1 Statistické porovnání vybraných parametrů kvality vody sledovaných na všech rybnících mezi profilem A a B (průměr±SD; vypouštění rybníka n=23, výlov rybníka n=32).

Parametr (jednotka)	vypouštění rybníka (bez flokulace)		výlov rybníka (aplikace flokulantu)	
	profil A	profil B	profil A	profil B
	pH	7,54±0,19 ^a	7,48±0,15 ^a	7,23±0,19 ^a
Kyslík (mg.l⁻¹)	8,44±2,78 ^a	8,29±2,74 ^a	3,73±2,78 ^a	3,88±2,17 ^b
ORP (mV)	102,17±41,30 ^a	103,76±32,86 ^a	25,56±43,92 ^a	63,20±30,68 ^b
NL₁₀₅ (mg.l⁻¹)	284,57±205,90 ^a	271,48±223,34 ^a	3 395,56±5 572,49 ^a	1 411,50±3 561,97 ^b
NL₅₅₀ (mg.l⁻¹)	213,30±173,80 ^a	203,91±185,51 ^a	2 800,00±4 653,26 ^a	1 165,69±2 999,71 ^b
TP (mg.l⁻¹)	0,74±0,45 ^a	0,66±0,33 ^b	14,62±25,96 ^a	3,63±9,13 ^b
P_{rozp.} (mg.l⁻¹)	0,030±0,005 ^a	0,036±0,011 ^b	0,037±0,024 ^a	0,031±0,010 ^a
TN (mg.l⁻¹)	6,40±2,25 ^a	5,94±2,03 ^b	92,47±158,72 ^a	19,84±42,46 ^b
N-NH₄ (mg.l⁻¹)	1,52±0,40 ^a	1,94±1,19 ^a	9,07±11,08 ^a	3,56±1,59 ^b
TC (mg.l⁻¹)	90,96±20,23 ^a	88,61±18,57 ^a	852,44±1 366,07 ^a	222,03±420,21 ^b
TOC (mg.l⁻¹)	53,83±20,70 ^a	49,57±18,04 ^b	783,39±1 306,95 ^a	171,25±392,37 ^b

Obdobnou možností zlepšování kvality vody vypouštěné z rybníků se zabýval i Regenda a Hartman (2017). Metoda byla také založena na dočasném vzduší vody pomocí bariér z organického materiálu, ale nebyl použit flokulant k umocnění sedimentace. Regenda a Hartman (2017) došli k podobným závěrům jako Adámek a kol. (2015), Poštulková a kol. (2012) a další, co se týkalo dynamiky změny kvality vody při vypouštění a vlastním výlovu. Technologii budování dočasných bariér ve stoce pod rybníkem navrhli a otestovali –Regenda a Hartman (2017). Na základě svých sledování devíti rybníků na Blatensku uvádějí, že nejvyšší účinnosti bariéry dosahovaly ve fázi výlovu a hodinu po jeho ukončení, a to až nad 50 % u parametrů nerozpuštěných látek, což se prokázalo i při našem sledování.

Záchyt NL_{105} dle Regendy a Hartmana (2017) byl průměrně 65,2 %, což se výrazně neliší od našich naměřených hodnot, kde průměrná koncentrace NL_{105} byla 69,2 %. Regenda a Hartman (2017) uvádí zachycení 69,2 % TP. Při našem sledování průměrné zachycení TP bylo 70,25 %. Rozdíl u koncentrace TN je výraznější. Účinnost zachycení při našem sledování byla 56,5 % TN a Regenda a Hartman (2017) uvádějí jen 25,9 % zachycení. Co se týče P_{rozp} , tak i Regenda a Hartman (2017) zaznamenali negativní retence obdobně jako sledování kvality s přidavkem flokulantu. Z výsledků je zřejmé, že přidání flokulantů má vliv na snížení obsahu látek ve vodě vypouštěné z rybníků, především u celkového dusíku. U nerozpuštěných látek je námi zjištěný rozdíl minimální.

6. Závěr

Bakalářská práce se zabývala možností zlepšení kvality vypouštěné vody při výlovech z rybníků. Cílem bylo experimentálně zlepšit kvalitu vody odtékající z rybníka s použitím soustavy dvou dočasných bariér umístěných ve stoce pod rybníkem. Bariéry z organického materiálu, konkrétně ze slámy, sloužily ke vzduť hladiny vody ve stoce a tím byla prodloužena doba zdržení, která umožnila proces sedimentace. Sedimentace byla podpořena dávkováním flokulantu na bázi akrylamidu a kationického derivátu kyseliny akrylové. Flokulant byl dávkován do stoky pod rybníkem. Sledovali jsme kvalitu vody na profilu A a na profilu B. Profil A se nacházel několik metrů od výpusti bez přídavku flokulantu, zatímco profil B byl od výpusti vzdálenější a obsahoval přídavek již zmíněného flokulantu. Vzorky vody byly odebírány na obou profilech v časových intervalech v závislosti na probíhající činnosti v lovišti.

Na základě výsledků můžeme konstatovat, že vybudované bariéry se podílely na zlepšení kvality vypouštěné vody z rybníka při výlovu. U parametrů jako jsou nerozpuštěné látky, celkový fosfor či celkový dusík dosahovala účinnost průměrně více než 50 % na všech sledovaných rybnících. Retence byla značně ovlivněna rychlostí průtoku vody, neboť při silném proudění vody docházelo k podemlívání bariér a uvolnění již usazeného sedimentu. Rovněž byla také zkrácena doba zdržení vody a tím i proces sedimentace. Celkově se voda průchodem bariérami zlepšovala. Účinnost zachycení nebyla tak značná, jakou jsme očekávali v porovnání s podobnou studií Regendy a Hartmana (2017) bez použití flokulantu. Je nutné ale zmínit, že tento pokus byl s využitím procesu flokulace aplikován poprvé. V budoucím sledování je možné využít jiné metody dávkování flokulantu či jiný typ flokulantu, který by účinnost retence NL a živin zvýšil.

Tuto metodu lze aplikovat na menší rybníky s dobře přístupnou stokou těžební technice, která po ukončení výlovu vybagruje sediment zachycený ve stoce. Vytěžený sediment podrobený laboratornímu rozboru bude moci být následně využit pro zemědělské účely k aplikaci na zemědělskou půdu jako hnojivo. Tato technologie může být rovněž využita k ověření a vývoji technologie na zachytávání sedimentů a živin odtékající při výlovech rybníků.

7. Přehled použité literatury

Adámek, Z., Rozkošný, M., Hlaváč, D., Sedláček, P., 2015. Odnoš fosforu a nerozpuštěných látek v průběhu výlovu kaprových rybníků. In: M. Urbánek (Editor), Sborník referátů 3. ročníku odborné konference. 19. a 20. 2. 2015. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice.

Azaroual, A., Bartout, P., Touchart, L., 2012. Ponds and climate, the geographical ascendancy relationship (La Brenne case study, France). In: Air and water components of the environment, 23–24. března 2012, Cluj Napoca Romania.

Banas D., Masson, G., Leglize, 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 practises. *Hydrobiologia* 472: 29–38.

Banas D., Masson, G., Leglize, L., Usseglio– Polatera, P., Boyd, C., E., 2008. Assessment of sediment concentration and nutrient loads in effluents drained from extensively managed fishponds in France, *Enviro. Pollution* (152) 679–685.

Bartovská, L., Šišková, M., 2005. Agregace. Vydavatelství VŠCHT Praha [online]. Dostupné z: https://vydavatelstvi-old.vscht.cz/knihy/uid_es-001/hesla/agregace.html.

Baxa, M., Baxová Chmelová, I., Benedová, Z., Duras, J., Hrubec, R., Kröpfelová, L., Novotný, O., Pokorný, J., Potužák, J., Svoboda, T., Šulcová, J., 2017. Technologický postup recyklace živin z rybníčních sedimentů s využitím sacího bagru, integrované stanice pro dávkování flokulantu a geotextilních vaků pro lokální aplikaci v mikropovodí. Certifikovaná metodika, Třeboň: ENKI, o.p.s.

Baxa, M., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Pokorný, J., 2019. Výsledky dlouhodobého monitoringu kvality rybníčních sedimentů v České republice. *Rybníky 2019*. Sborník příspěvků odborné konference konané 13.– 14. června, 2019 na Českém vysokém učení technickém v Praze, s. 63–70.

Bennett, E., M., Caroenter, S., R., Caraco, N., F., 2001. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication. *Global Perspective. BioScience*, 51, s. 227–234.

Beran, A., Kašpárek, L., 2019. Ztráta vody výparem z vodní hladiny. *Rybníky 2019*, Sborník příspěvků odborné konference konané 13.–14. června, 2019, České vysoké učení technické, Praha, s. 80–87.

Bindzar, J., Janda, V., Jeníček, P., Růžičková, I., Strnadová, N., 2009. *Základy úpravy a čištění vod*. Praha: VŠCHT, 2009. ISBN 978–80–7080–729–3.

Bíró P., 1995. Management of pond ecosystems and trophic webs. *Aquaculture* 129 (1–4): 373–386.

Boyd, C., E., 1978. Effluent from Catfish Ponds during Fish Harvest. *J. Environ. Qual.* (7) 1:59–62.

Boyd, C., E., Schwartz, M., F., 1994. Effluent Quality during Harvest of Channel Catfish from Watershed Ponds. January 1994. *The Progressive Fish–Culturist* 56(1):25–32. DOI: 10.1577/1548–8640(1994)056<0025:EQDHOC>2.3.CO;2.

Bratby, J., 2006. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. 2. London: IWA publishing. ISBN 1843391066.

Čašek, J., 2016. Zdroje sedimentů v nádrži. *Rybníky 2016*. Sborník příspěvků odborné konference konané 23.–24. června, 2016, Česká zemědělská univerzita, Praha, s. 139–144.

ČSN 46 5 735. Průmyslové komposty. Praha: Česká agentura pro standartizaci, 2020.

Dřevíkovský, J., 2020. Automatická dávkovací stanice flokulantu–schéma sestavy 1:10. W.P.E GROUP, CZ, a.s.

Duras, J., Potužák, J., 2012. Látkové bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících. *Vodní Hospodářství*, č.6, s. 210–216.

Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015a. *Rybníky a jakost vody*, Sborník příspěvků odborné konference, *Rybníky–naše dědictví i bohatství pro budoucnost*, Fakulta stavební ČVUT v Praze, 18.–19.června, 2015, s. 76–89.

Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015b. *Rybníky–producenti či příjemci znečištění?* In: M. Urbánek (Editor), *Sborník referátů 3. ročníku odborné konference*. 19. a 20. 2. 2015. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice: s. 67–72.

Duras, J., Potužák, J., 2016a. Je vůbec možné, aby byla v rybnících čistá voda? *Časopis fórum ochrany přírody*, 03/2016, s. 33–37.

Duras, J., Potužák, J., 2016b. *Rybníky: Jakost vody a legislativa*. *Časopis Fórum ochrany přírody*, č.3, s.47–50.

Duras, J., Potužák, J., 2017. *Jak na rybníky?* *Rybníky 2017*, Sborník příspěvků odborné konference konané 15.–16. června, Česká zemědělská univerzita, Praha, s. 57–62.

Elmore, H. L., Hayes, T.W., 1960. Solubility of Atmospheric Oxygen in water. *Twenty–Ninth Progress Report of the Committee on Sanitary Engineering Research*, *Journal sanitary Engineering Division*, ASCE, 86: 41–53.

Freidinger, J., 2016. Kvalita vody odtékající z rybníků v průběhu vypouštění a výlovu se zřetelem na bilanci fosforu a nerozpuštěných látek. České Budějovice, 2016. Diplomová práce (Ing.). Jihočeská univerzita, Fakulta rybářství a ochrany vod, Ústav akvakultury.

Grosse, J., Burson, A., Stomp, M., Huisman, J., Boschker, HTS, 2017. From Ecological Stoichiometry to Biochemical Composition: Variation in N and P Supply Alters Key Biosynthetic Rates in Marine Phytoplankton. *Front. Microbiol.* 8:1299. doi: 10.3389/fmicb.2017.01299.

Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E., 2005. *Hydrobiologie*. 3. přeprac. vyd. Praha: Informatorium, 2005. ISBN 80-7333-046-6.

Hartman, P., 2012a. Model výživy rybníční biocenózy s ohledem na celkový fosfor. In: M. Urbánek (Editor), *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody*, 24. 1. 2012. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice, s. 33-48.

Hartman, P., 2012b. Z dějin našeho rybníkářství. In: Urbánek, M. (Ed.), *Naše rybníkářství České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky*, 2012. ISBN 978-80-260-2657-0.

Hartman, P., Regenda, J., 2016. *Praktika v rybníkářství* (2. vydání). FROV JU, Vodňany, s. 375, ISBN 978-80-7514-009-8.

Havrda, Z., 2010. Intenzita chovu ryb a ekologické aspekty v rybníkářství. In: *Sborník příspěvků z odborné konference pořádané Střední rybářskou školou a VOŠ VHE Vodňany ve dnech 21-22. 5. 2010. Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie, Vodňany*, s. 88, ISBN 978-80 87096-10-9.

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

Hlaváč, D., Adámek, Z., Hartman, P., Másílko, J., 2012. Vliv příkrmování na vývoj kvality vody v kaprových rybnících (přehled). *Bulletin VÚRH Vodňany* 48, 2012/4, s. 31-56.

Hocking, M., B., 2005. *Handbook of Chemical Technology and Pollution Control*. 7. vyd., Elsevier, Amsterdam.

Hule, M., 2012. Z dějin našeho rybníkářství. In: Urbánek, M. (Ed.), *Naše rybníkářství České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky*, 2012. ISBN 978-80-260-2657-0.

Kalenda M., Vojtěch V., Gergel J., 1982. Obsah některých živin a látek vypouštěných rybníků ve vodě. *Československé rybníkářství*. 1: 8-16.

Kapitel, H., Huryňa, Pokorný, J., 2010. Comparison of reflected solar radiation, air temperature and relative humidity in different ecosystems: from fishponds and wet meadows to concrete surface. In: Vymazal, J.: Water and nutrient management in natural and constructed wetlands. Springer Science+ Business Media, s. 309–326.

Kladivová, V., Kult, A., 2010. Vodohospodářské technicko – ekonomické informace, VTEI, Vodoprávní problematika rybníků. Ročník 52, č. 6/2010, s. 1–4.

Knollová, P., 2012. Problematika rybníčních sedimentů – Borecký rybník. Bakalářská práce, Ostrava. Vysoká škola Báňská, technická univerzita, Hornicko – geologická fakulta, Institut environmentálního inženýrství.

Knösche, R., Schreckenbach, K., Pfeifer, M., Weissenbach, H., 2000. Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds. Fisheries Manag. and Ecology 7:1522.

Kostomarov, B., 1958. Rybářství. ČSAZV, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, s. 353.

Kopp, R., Hadašová, L., Lang, Š., Brabec, T., Mareš, J., 2012. Diurnální změny hodnot rozpuštěného kyslíku a pH v intenzivně obhospodařovaných rybníků. In: Sborník referátů konference 2012, Chov ryb a kvalita vody. České Budějovice, Rybářské sdružení ČR, s. 65–72.

Karnecki, J., 2016. Zkušenosti s odbahňováním rybníků. Rybníky 2016. Sborník příspěvků odborné konference konané 23.–24. června, 2016, Česká zemědělská univerzita, Praha, s. 145–152.

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. Certifikovaná metodika pro praxi. Vydalo ČVUT v Praze, Fakulta stavební, 2013, ISBN: 978–80–01–05428–4.

Lee, S., C., Robinson, J., Chong, F., M., 2014. A review on application of flocculants in wastewater treatment. Process Safety and Environmental Protection, 2014, 92.6: 489–508.

Máchová, J., Valentová, O., 2004. Kvalita vody v rybnících ve vztahu k požadavkům Metodického pokynu MŽP z roku 2003 pro posuzování žádosti o výjimku z ustanovení §39 odst. 1 zákona č 254/2001 Sb. o vodách a k imisním hodnotám daným nařízením vlády č. 61/2003 Sb. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, VÚRH, Vodňany, 35 s.

Machová, J., Faina, R., Mráz, J., Picková, J., Valentová, O., Beránková, P., Sudová, E., Svobodová, Z., 2010. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících a kvalitu masa ryb. Bulletin VÚRH Vodňany 46: 19–30.

Mikšíková, K., Dostál, T., Vrána, K., Rosendorf, P., 2012. Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. *Vodní Hospodářství*, č. 6, s. 203–208.

Milstein, A., 1993. Water quality and fresh water fish culture intensification. The Israeli example. *Aquacult. Fish. Manage.*, 24: 715–724.

Moldan, B. 2015. *Podmaněná planeta*. Praha: Univerzita Karlova, nakladatelství Karolinum. ISBN 978–80–246–2999–5.

Nathanson, J., A., 2019. Water supply system– Coagulation and flocculation. *Encyclopædia Britannica* [online]. Dostupné z: <https://www.britannica.com/technology/water-supply-system/Coagulation-and-flocculation>.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., Nařízení vlády 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.

OECD (1992). *Eutrophication of Waters: Monitoring, assessment and control*. Paris: OECD.

Pitter, P., 2009. *Hydrochemie*. 4th ed. Praha. VŠCHT Praha, 2009. P. 0003. ISBN 978–80–7080–701–9.

Pivokonský, M., 2019. Teorie koagulace a flokulace při úpravě vody. Seminář: Laboratorní optimalizace koagulace/flokulace při úpravě vody, Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, 4.–5.12. 2019.

Pechar, L., 2000. Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků – klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve. In: Šulcová J. a kol. (eds.): *Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*. Třeboň: ENKI, o. p. s., 2000, s. 13–21.

Pechar, L., Potužák, J., 2006. Long– Term Investigation of Ponds for the Ecological Monitoring *Život. Prostr.*, Vol. 40, No. 2, s. 98–100.

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

Pechar, L., 2019. Eutrofizace rybníků– jak hodnotit poslední desetiletí, setrvalý problém nebo zlepšení? Sborník referátů 5. ročníku odborné konference. 14. a 15. 2. 2019. České Budějovice: s. 51–58.

Pokorný, J., Dvořáková, J., 2011. *Voda v krajině 13, Hamerský potok*, s. 143–151.

Pokorný J., 2014. *Hospodaření s vodou v krajině–funkce ekosystémů*. Univerzita J. E. Purkyně v Ústí n. Labem, Fakulta životního prostředí, ISBN 978–80–7414–886–6.

Pokorný, J., 2019. Jak vysycháme–aneb, opravdu „kazí rybníky hydrologickou bilancí“? Sborník referátů 5. ročníku odborné konference. 14. a 15. 2. 2019. České Budějovice: s. 37–44.

Ponce, J., T., Arredondo, J., L., de la Lanza, G., 1994. Effects of polyculture and fertilization on water quality in carp ponds. 1. Physico– chemical factors. Verh. Internat. Verein. Limnol., 25: 1315–1317.

Potužák, J., Duras, J., 2012. Látkové bilance rybníků a k čemu jsou dobré? Sborník referátů konference „Chov ryb a kvalita vody“, Rybářské sdružení ČR, České Budějovice, s. 49–63.

Potužák J., Duras J. 2015a. Retence živin v rybnících – význam, hodnocení a možnosti jejího využití. Vodní hospodářství 65(7): 7–15.

Potužák, J., Duras, J., 2015b. Retence živin v rybnících jako účinný nástroj pro zlepšení kvality vody v povodí. Sborník příspěvků odborné konference konané 18. – 19. června 2015, Fakulta stavební ČVUT, Praha, s. 60–71

Potužák, J., Duras, J., Kropfelová, L., Šulcová, J., Baxová– Chmelová, I., Benedová, Z., Svoboda, T., Novotný, O., Pokorný, J., Marcel, M., 2017. Rybníční sedimenty a nové možnosti recyklace živin a organických látek v malých povodích – příkladová studie rybník Horusický. Vodní hospodářství, č. 2, s. 3–10.

Pošulková, E., Kopp, R. Lang. Š., Brabec, T., 2012. Změny kvality vody při vypouštění rybníka. In: XVI. Konference ČLS a SLS, 25–29. června Jasná, s. 126–129.

QUEMA, technická specifikace zboží Praestol K133L. OQEMA, s.r.o. Těšínská 222, 739 34 Šenov, Czech Republic IČ: 63988186, DIČ: CZ63988186.

Radoiu, M.,T., Martin, D.,I., Calinescu, I., Iovu, H., 2004. Preparation of polyelectrolytes for wastewater treatment. Journal of Hazardous Materials 106, s. 27–37.

Regenda, J., Hartman, P., 2017. Zachycení a recyklace živiny při vypouštění rybníků. Technická zpráva projektu. 30.11.2017. České Budějovice.

Regenda, J., Hartamn, P., Retegwa, M., Kutý, M., 2017. Kontrola úniku sedimentů a živin při výloveh rybníků, možnosti jejich zadržení a recyklace. Rybníky 2017. Sborník příspěvků odborné konference konané 15.–16. června, 2017 na České zemědělské univerzitě v Praze, s. 132–143.

Regenda, J., Hartman, P., Rutegwa, M., 2018a. Výlov rybníků z pohledu přírůstku ryb a úbytku živin, aneb jak to bylo a může být. Sborník příspěvků z konference Rybikon 2018, Rybářská a ichthyologická sekce České limnologické společnosti. Brno, s. 14–22.

Regenda, J., Hartmann, P., Rutegwa, M., Dofek, J., 2018b. Možnosti zachycení a recyklace unikajících sedimentů a živin při výlovech rybníků. *Časopis Rybníkářství*, č.33.

Regenda, J., Vágner, M., Rutegwa, M., Dofek, J., Drozd, B., 2019. Změny kvality vody při vypouštění a výlovu rybníka. *Sborník referátů 5. ročníku odborné konference*. 14. a 15. 2. 2019. České Budějovice: s. 59–66.

Říhová Ambrožová, J., 2007. Stabilizační nádrže. *Encyklopedie hydrobiologie: výkladový slovník* [online]. Praha, VŠCHT 2007. [cit.2019–12–19], dostupné z: [www:http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-066/ebook.html.p=S032](http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-066/ebook.html.p=S032).

Steffens, W., 1981. *Indrustriemassige Fischproduktion*. Berlín, VEB Deutsche Landwirtschaftsverlag, 376 s.

Suopajärvi, T., Liimatainen, H., Hormi, O., Niinimäki, J., 2013. Coagulation–flocculation treatment of municipal wastewater based on anionized nanocelluloses. *Chemical Engineering Journal* 231, s. 59–67.

Sychra, J., 2016. Vliv odbahňování na bezobratlé živočichy litorálu ve stojatých vodách. *Rybníky 2016. Sborník příspěvků odborné konference konané 23.–24. června, 2016, Česká zemědělská univerzita, Praha*, s. 153–161.

Šálek, J., Míka, Z., Tresová, A., 1989. *Rybníky a účelové nádrže*. 1. Vydání. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 267 s. ISBN 80–03–00092–0.

Šuhájková, P., Kožín, R., Beran, A., Melišová, E., Vizina, A., Hanel, M., 2019. Aktualizace empirických vztahů pro výpočet výparu z vodní hladiny na základě pozorování výparu ve stanici Hlasivo. *VTEI/2019/4*, s. 4–10.

Tuček, F., Chudoba, J., Koníček, Z., 1977. *Základní procesy a výpočty v technologii vody*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1977. Ochrana životního prostředí.

Válek, P., 2019. Vertikální distribuce zoobentosu v rybníce v reakci na biomasu obsádky kapra. *České Budějovice, 2019. Diplomová práce (Ing.)*. Jihočeská univerzita, Fakulta rybářství a ochrany vod, Ústav akvakultury.

Vyhláška č. 257/2009 Sb. Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě.

Vyhláška č. 387/2016 Sb. Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů, a vyhláška č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.

Všetičková, L., Adámek, Z., Rozkošný, M., Sedláček, P., 2013. Změna kvality vody po průtoku rybníky. Konference chov ryb a kvalita vody II. konané v Českých Budějovicích 21. a 22. února 2013. Sborník referátů. Rybářské sdružení České republiky. Editor Ing. Martin Urbánek, Ph.D, s. 35–42.

www.mapy.cz

Zákon č. 156/1998 Sb. Zákon o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech).

Zákon č. 254/2001 Sb. Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon).

Zákon č. 185/2001 Sb. Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů.

Žáček, L., 1981. Chemické a technologické procesy úpravy vody. Nakladatelství technické literatury, Praha: SNTL, 1981. Ochrana životního prostředí.

8. Přílohy

Příloha č. 1 Přehled vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Prostřední u Žižky

Prostřední u Žižky	0 rybník	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
v čase letním	18.10. 2019	18.10. 2019	21.10. 2019	22.10. 2019	22.10. 2019	22.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	23.10. 2019	
aktivita	rybník	vypouštění -ní	vypouštění -ní	vypouštění -ní	vypouštění -ní	vypouštění -ní	vypouštění -ní	vypouštění -ní	vypouštění -ní	vypouštění -ní	plášení, zvedání sítě	jádrnění	zářah	vydávání ze sítě	intenzivní pouštění vody	zářah	intenzivní pouštění vody	vydávání ryb	povrchový odtok
čas	A 12:05 B	12:10	13:00	15:15	18:31	21:45 21:55	0:17 0:30	3:22 3:31	6:39 6:50	7:13 7:20	7:33 7:40	8:10 8:14	9:49 9:53	10:20 10:26	10:30 10:45			11:04 11:10	11:23 11:30
TOC (mg.l ⁻¹)	A 29 B	28	34	37	33	100 70	54 42	51 54	42 51	40 55	49 39	570 44	68 22	43 24	860 23	83 27	2400 25	3900 1200	
TC (mg.l ⁻¹)	A 52 B	55	65	81	72	130 110	92 85	91 100	81 93	80 110	97 83	650 80	100 74	83 62	930 62	120 61	2700 68	4100 1300	
NL ₅₅₀ (mg.l ⁻¹)	A 59 B	67	140	260	200	730 540	420 370	490 300	230 420	420 530	460 290	9200 260	230 200	300 96	830 100	1400 230	6900 160	14000 8000	
rozdíl NL ₁₀₅ a NL ₅₅₀ (%)	A 28 B	30	40	70	60	17 19	18 18	20 21	23 21	21 20	19 22	16 24	23 20	23 31	15 29	18 21	14 24	18 13	
Ca (mg.l ⁻¹)	A 35 B	35	41	38	36	44 41	41 42	44 46	41 46	40 48	44 43	81 41	49 42	41 41	110 42	52 41	290 41	440 230	
Fe (mg.l ⁻¹)	A 4 B	4	0,7	13	10	41 32	26 17	24 22	15 25	14 33	24 17	310 16	28 9,2	23 6,3	500 6,7	69 8,3	1200 9,4	1900 940	
Obsah TP v NL ₁₀₅ (mg.g ⁻¹)	A 3,91 B	3,40	3,00	2,88	2,88	2,73 2,39	2,75 2,18	1,97 2,89	2,77 2,45	1,53 2,73	2,11 2,49	1,09 2,50	5,33 2,56	2,82 3,14	21,43 2,86	2,18 1,69	8,25 2,29	5,65 4,57	

Příloha č. 2 Přehled vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Jordán

Jordán	0 rybník	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
v čase letním	18.10.2 019	18.10.2 019	21.10.2 019	22.10. 2019	23.10.2 019	24.10. 2019	24.10. 2019	24.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019	25.10. 2019
aktivita	rybník	vypouštění	vypouštění	vypouštění	vypouštění	vypouštění	vypouštění	vypouštění	vypouštění	vypouštění	plášení	jadření	jadření	vydávání ryb ze sítě	dolovek	povrchový odtok	povrchový odtok
čas	A 13:20 B	13:30	13:56	14:36	13:13	14:10	19:15	22:55	3:08	6:10	7:24	7:38	8:02	8:18	9:08	9:31	10:08
							19:20	23:07	3:21	6:21	7:30	7:42	8:07	8:24	9:23	9:37	10:13
TOC (mg.l ⁻¹)	A 30 B	27	26	23	25	28	29	27	25	32	140	34	38	71	430	2400	
							28	26	25	27	37	22	19	23	17	330	18
TC (mg.l ⁻¹)	A 57 B	55	62	55	55	57	54	55	56	60	150	41	68	95	480	2400	
							56	56	53	54	60	49	45	49	44	370	48
NL550 (mg.l ⁻¹)	A 18 B	19	26	38	54	55	98	70	110	190	1800	860	240	610	2600	4600	
							69	69	89	100	420	130	86	160	29	840	51
rozdíl NL ₅₅₀ a NL ₁₀₅ (%)	A 14 B	15	16	18	23	23	25	27	21	21	14	14	20	19	16	16	
							30	30	26	23	18	19	22	20	24	16	
Ca (mg.l ⁻¹)	A 43 B	39	40	40	43	40	41	40	42	40	53	46	40	42	69	250	
							39	39	39	42	41	40	38	41	41	64	44
Fe (mg.l ⁻¹)	A 0,77 B	0,79	1,2	2,3	3,3	3,3	6,1	4,2	6	8,9	79	52	13	33	270	1400	
							4,1	4,1	5,1	6,8	12	4,6	2,5	5	1,9	180	3,4
Obsah TP v NL ₁₀₅ (mg.g ⁻¹)	A 71,88 B	58,82	50,00	37,50	29,87	30,77	20,00	26,04	20,71	15,42	7,62	4,10	15,67	12,13	18,06	58,18	
							25,25	24,49	24,17	23,85	8,82	18,13	22,73	14,50	73,68	5,40	72,31

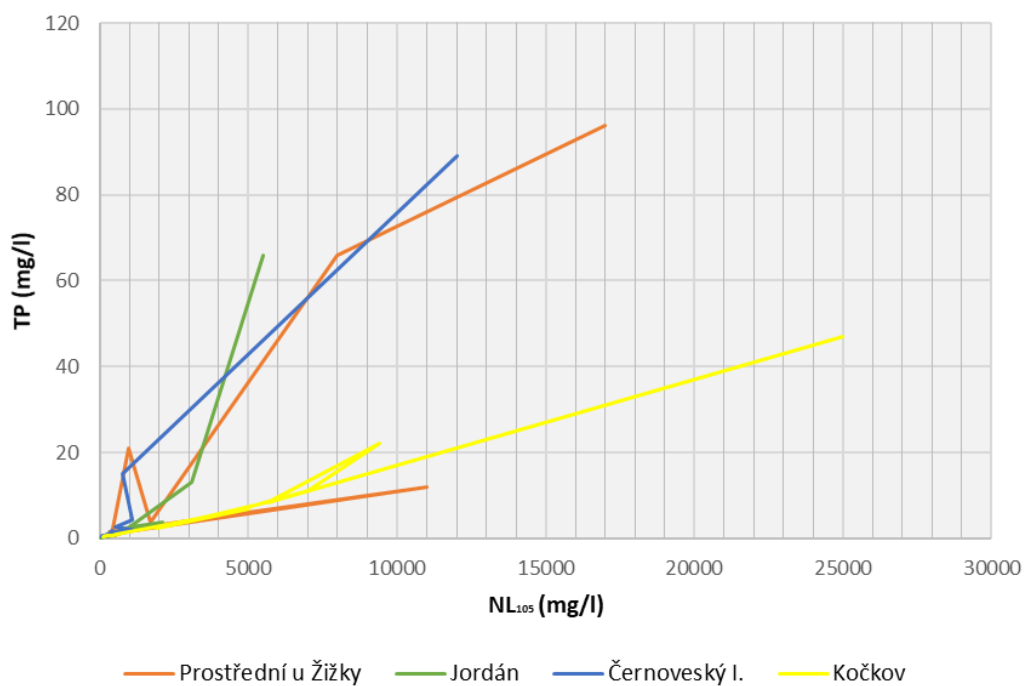
Příloha č. 3 Přehled vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Černoveský

Černoveský I.	0 rybník	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
v čase letním	21.10. 2019	06.11. 2019	08.11. 2019	12.11. 2019	12.11. 2019	12.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	13.11. 2019	
aktivita	rybník	vypouště ní	vypouště ní	vypouště ní	vypouště ní	vypouště ní	vypouště ní	vypouště ní	vypouště ní	plášení	zálah	vydávání ze sítě	vydávání ze sítě	zálah	vydávání ze sítě	vydávání ze sítě	dodání sítě	dolovek	povrcho- vý odtok	
čas	A B	14:51	11:15	10:45	15:00 15:00	18:00 18:12	21:15 21:24	0:27 0:35	3:53 4:03	6:00 6:10	7:15 7:22	7:30 7:38	7:56 8:12	9:28 9:38	10:17 10:22	10:43 10:50	11:08 11:18	11:05 11:25	11:30 11:45	12:01 12:16
TOC (mg.l ⁻¹)	A B	53	29	31	45 50	41 41	42 40	44 40	44 36	47 38	50 35	51 35	98 35	130 29	99 33	130 33	140 35	350 40	400 38	5700 36
TC (mg.l ⁻¹)	A B	93	61	61	93 91	90 89	88 88	95 96	96 96	100 110	110 97	120 98	190 98	170 99	180 84	210 83	220 94	430 99	450 94	6100 92
NL550 (mg.l ⁻¹)	A B	29	50	38	59 41	50 59	79 57	98 52	64 69	91 110	140 77	190 86	280 95	350 190	600 110	800 93	380 150	850 170	600 140	9900 110
rozdíl NL ₅₅₀ a NL ₁₀₅ (%)	A B	53	32	30	41 41	44 42	39 42	39 38	47 47	46 42	39 45	37 43	30 41	31 34	28 35	27 38	27 32	23 32	23 33	18 39
Ca (mg.l ⁻¹)	A B	29	33	33	37 36	37 35	35 37	36 35	33 34	32 35	35 34	35 34	34 35	33 31	35 32	37 30	41 32	53 32	110 33	550 32
Fe (mg.l ⁻¹)	A B	3,2	2,6	2,2	4,3 3,9	4,6 3,6	4,5 3,6	7,2 5,4	4,9 4,9	6,8 7,1	11 6,3	13 6,3	33 7,2	26 11	33 7,8	39 6,3	55 10	110 11	420 9,3	2300 8,6
Obsah TP v NL ₁₀₅ (mg.g ⁻¹)	A B	6,95	4,02	4,41	5,20 6,10	5,84 4,30	3,85 4,59	4,06 6,31	5,17 4,54	4,41 4,16	3,83 5,00	3,33 4,73	4,75 4,56	3,14 3,03	2,17 3,88	1,91 3,33	5,00 3,09	4,00 2,92	19,23 3,14	7,42 3,44

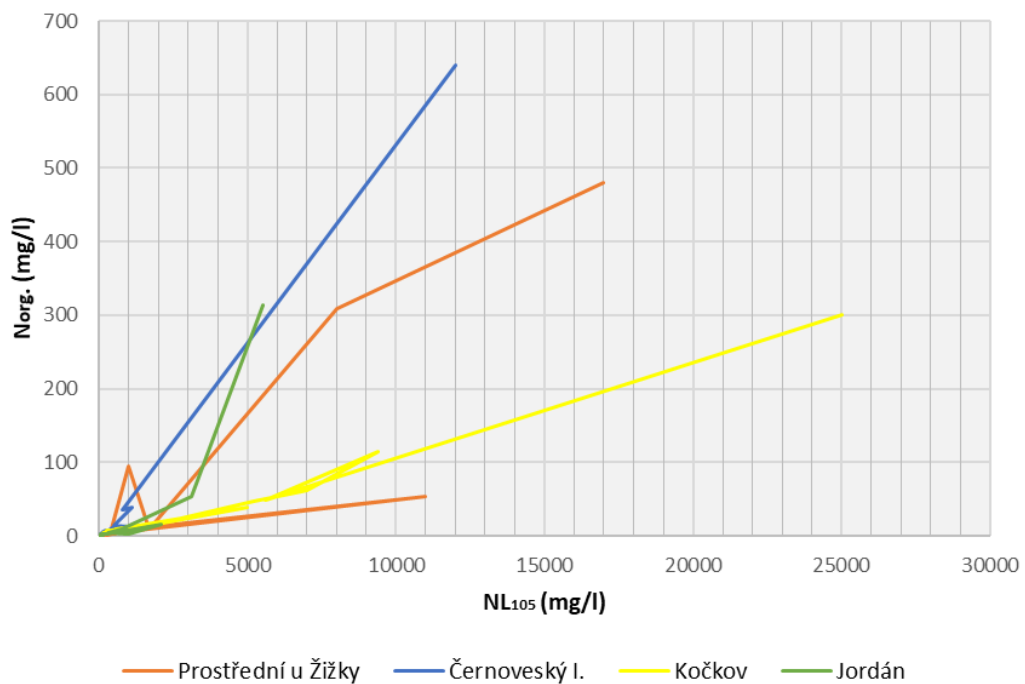
Příloha č. 4 Přehled vybraných parametrů jakosti vody na rybníce Kočkov

Kočkov		0 rybník	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
v čase zimním		21.10.20 19	14.11. 2019	15.11. 2019	15.11. 2019	18.11. 2019	19.11. 2019	19.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	20.11. 2019	
aktivita		rybník	vypouště -ní	vypouště -ní	vypouště -ní	vypouště -ní	vypouště -ní	vypouště -ní	vypouště -ní	vypouště -ní	plášení	před stavěním kádí	plášení ryb	zátah	zátah	konec záhau	zahájení dolovek	dolovek	povrchu vý odtok
čas	A	13:30	12:10	9:45	11:20	16:00	9:20	21:35	1:11	4:45	6:12	7:05	7:24	7:33	7:37	9:47	10:32	11:09	
	B		12:15	9:35	11:28	16:25	9:45	21:46	1:19	4:52	6:18	7:17	7:45	7:51	8:01	10:25	10:43	11:54	
TOC (mg.l ⁻¹)	A	56	36	50	68	73	67	67	73	92	89	410	190	510	660	1100	540	3300	
	B		31	44	59	68	69	66	64	90	81	290	100	86	78	350	420	1900	
TC (mg.l ⁻¹)	A	93	79	80	94	110	100	98	110	120	120	430	230	560	690	1200	630	3300	
	B		75	75	92	98	100	98	93	120	110	320	130	120	110	430	440	2100	
NL550 (mg.l ⁻¹)	A	120	84	93	180	180	220	200	290	470	410	4200	1600	4300	4700	7900	4600	21000	
	B		58	77	140	170	260	290	220	790	340	2300	530	390	330	2700	3300	15000	
rozdíl NL ₅₅₀ a NL ₁₀₅ (%)	A	60	30	28	28	28	29	31	24	23	23	16	16	17	33	16	18	16	
	B		34	30	30	32	24	24	24	19	24	18	21	25	25	18	15	17	
Ca (mg.l ⁻¹)	A	53	52	52	57	57	54	52	57	60	58	75	60	81	86	120	84	210	
	B		52	54	56	52	53	52	53	55	53	67	53	54	53	73	74	170	
Fe (mg.l ⁻¹)	A	6,8	5,4	4,5	12	11	11	10	14	23	23	200	64	230	320	670	230	1300	
	B		3,5	4	8,9	10	11	10	11	22	17	110	22	20	16	140	160	780	
Obsah TP v NL ₁₀₅ (mg.g ⁻¹)	A	3,22	2,83	2,46	2,64	2,80	2,16	2,14	1,95	1,64	1,85	1,40	1,21	1,48	1,57	2,34	1,48	1,88	
	B		3,30	3,00	2,65	2,52	2,12	1,58	2,03	1,00	1,69	1,39	1,46	1,67	1,84	1,61	1,49	1,72	

Příloha č. 5 Vztah NL_{105} a TP ($mg.l^{-1}$)



Příloha č. 6 Vztah NL_{105} a $N_{org.}$ ($mg.l^{-1}$)



Příloha č. 7 Dávkování flokulantu na rybníce Jordán (foto Regenda)



Příloha č. 8 Bariéra podložena jutovou tkaninou na rybníce Kočkov (foto Regenda)



9. Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá možností zlepšení kvality vody vypouštěné při výloveh rybničků. Cílem této práce bylo zachytit nerozpuštěné látky a živiny ve vypouštěné vodě ve stoce pod rybníkem soustavou dvou bariér z organického materiálu. Bariéry sloužily ke vzduť hladiny vody, který poskytl čas potřebný k sedimentaci částic. Sedimentace byla umocněna dávkováním flokulantu. Vyhodnocení probíhalo na základě porovnání kvality vody na profilu A bez přídavku flokulantu a profilu B již s obsaženým flokulantem. Rozdíl vykazoval účinnost zachycení nerozpuštěných látek a živin bariérou. Na základě výsledků lze konstatovat, že bariéry z organického materiálu jsou schopny zlepšovat kvalitu vody vypouštěné z rybníků.

Klíčová slova: rybník, kvalita vody, výlov, flokulace a koagulace, flokulant

10. Abstract

This bachelor thesis deals with the possibility of improving water quality, that is discharged during fish harvest. The aim of this bachelor thesis was to capture undissolved substances and nutrients in the discharged water in the sewer under the pond by a system of two barriers made of organic material. The barriers served to raise the water level, which provided the time needed for the particles to sediment. Sedimentation was enhanced by flocculant dosing. The evaluation was performed based on a comparison of water quality on profile A without the addition of flocculant and profile B with the flocculant already contained. The difference showed the efficiency of trapping undissolved substances and nutrients by the barrier. Based on the results, it can be stated that barriers made of organic material are able to improve the quality of water discharged from ponds.

Key words: pond, water quality, fish harvest, flocculation and coagulation, flocculant