

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA BIOTECHNICKÝCH ÚPRAV KRAJINY



**Fakulta životního
prostředí**

**JAKOST VODY V REVITALIZOVANÝCH A PŘÍRODĚ
BLÍZKÝCH POVODÍCH S VÝSKYTEM VZÁCNÝCH MLŽŮ**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Mgr. Ondřej Simon, Ph.D.

Diplomantka: Bc. Eliška Paterová

Praha 2020

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Eliška Paterová

Krajinné inženýrství
Voda v krajině

Název práce

Jakost vody v revitalizovaných a přírodě blízkých povodích s výskytem vzácných mlžů

Název anglicky

Water quality in a restored and near natural catchment area with rare bivalve molluscs occurrence

Cíle práce

Prvním cílem diplomové práce je testování metody měření a zpracování analýzy metodických problémů při stanovení jakosti vody v říčním hyporeálu ex situ se zaměřením na obsah vybraného parametru se vztahem k eutrofizaci.

Druhým cílem práce je ověření možnosti zlepšení jakosti vody středně eutrofizovaných povodí revitalizacemi toků s využitím analýzy časových řad a srovnání profilů nad a pod revitalizovaným úsekem.

Metodika

1) Literární rešerše

2) Výzkumná část

a) Odběry vody z hyporeálu a analýza zvolené formy fosforu v externí laboratoři. Ověřena bude zejména možnost extrakce pórové vody v dostatečném množství z trvalých sond a pomocí jednorázově užitých penetračních sond. V případě úspěchu této náročné a málo používané metody budou data využita pro doplnění znalostí o mikrohabitatů perlorodek říčních v mělkém hyporeálu o dosud neznámé údaje o chemickém složení pórové vody.

b) Zpracování dlouhodobých datových sad jakosti vody v povodí Národní přírodní památky Blanice. Zpracována budou existující dlouhodobá data. Zjištěné efekty na jakost vody mohou dále sloužit pro vyhodnocení dlouhodobých efektů managementu v povodí NPP Blanice, jejímž hlavním předmětem ochrany je perlorodka říční.

3) Diskuse

Doporučený rozsah práce

45

Klíčová slova

Margaritifera Margaritifera, pórová voda, hyporeál, chemismus vody, dlouhodobý monitoring

Doporučené zdroje informací

- BOULTON A. J., FINDLAY S., MARMONIER P., STANLEY E. H., VALETT H. M., 1998: The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Vol. 29, P. 59-81.
- ČERNÁ M., SIMON O. P., BÍLÝ M., DOUDA K., DORT B., GALOVÁ M., VOLFOVÁ M., 2018: Within-river variation in growth and survival of juvenile freshwater pearl mussels assessed by in situ exposure methods. *Hydrobiologia*, 810 (1), P. 393-414.
- GEIST J., AUERSWALD K., 2007: Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, Vol. 52(12), P. 2299-2316.
- HAUER C., 2015: Review of hydro-morphological management criteria on a river basin scale for preservation and restoration of freshwater pearl mussel habitats. *Limnologica*, Vol. 50, P. 40-53.
- HRUŠKA J., 1992: The freshwater pearl mussel in South Bohemia: Evaluation of the effect of temperature on reproduction, growth and age structure of the population. *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 126, P. 181-191.
- JUST T., 2005: Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. Praha: Český svaz ochránců přírody. S. 359. ISBN 80-239-6351-1.
- LELLÁK J., KUBÍČEK F., 1992: *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova. ISBN 80-7066-530-0.
- ROLEY S. S., TANK J. L., 2016: Pore water physicochemical constraints on the endangered clubshell mussel (*Pleurobema clava*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 73 (12), P. 1712-1722.
- SIMON O. P., VANÍČKOVÁ I., BÍLÝ M., DOUDA K., PATZENHAUEROVÁ H., HRUŠKA J., PELTÁNOVÁ A., 2015: The status of freshwater pearl mussel in the Czech Republic: Several successfully rejuvenated populations but the absence of natural reproduction. *Limnologica*, Vol. 50, P. 11-20.
-

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Ondřej Simon, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra biotechnických úprav krajiny

Elektronicky schváleno dne 10. 3. 2020

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 22. 06. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: *Jakost vody v revitalizovaných a přírodě blízkých povodích s výskytem vzácných mlžů* vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne:

Podpis autora:

Poděkování

Děkuji všem, kteří se jakýmkoli způsobem podíleli na vzniku této diplomové práce.

Především děkuji vedoucímu této diplomové práce Mgr. Ondřeji Simonovi, Ph.D., za odborné vedení, pomoc při pracích v terénu, četné připomínky a poskytnuté rady, za obrovskou trpělivost a čas strávený při konzultacích.

Dále bych ráda poděkovala RNDr. Jitce Horáčkové, Ing. Martinu Konradymu a Martě Rojtové za pomoc při pracích v terénu.

V neposlední řadě děkuji také své rodině a přítelovi za podporu během celého studia a při zpracování diplomové práce.

V Praze dne:

Podpis autora:

Abstrakt

Diplomová práce se zabývá měřením fyzikálně-chemických parametrů mělkého hyporeálu v hloubkách 3 cm a 13 cm, analýzou vzorku hyporeálové vody v certifikované laboratoři a ověřením využitelnosti jednotlivých měřících metod pro hodnocení kvality hyporeálu ve vztahu k perlorodce říční. Měření parametrů mělkého hyporeálu probíhalo v NP Šumava na oligotrofním horním toku Vltavy (Teplá Vltava) na rozdílných lokalitách. Dle výsledků byla zjištěna vysoká časová a prostorová variabilita zájmového říčního toku. Kvalita habitatu pro perlorodku říční je úzce spjata s propojením povrchové říční vody a s prostředím hyporeálu, které je možné vyjádřit měřenými fyzikálně-chemickými parametry dle dané problematiky. Pro objektivní vyhodnocení habitatu je nejvhodnější použít kombinaci metod měření, kterými jsou penetrační odpor sedimentu dna a redoxní potenciál, případně s kalibračním měřením rozpuštěného kyslíku *ex situ*. Výsledky vzorkování orthofosforečnanu z hyporeálu ukázaly, že běžné analytické metody nejsou vhodné k měření nízkých koncentrací reaktivního fosforu v maloobjemových vzorcích přirozeně zbarvené a zakalené vody z hyporeálu. Budoucí výzkumné práce je doporučeno zaměřit na zavedení nové mikrometody, schopné zpracovat data pouze z několika ml odebraného vzorku.

Dále se diplomová práce zabývá ověřením možnosti zlepšení jakosti vody revitalizacemi drobných toků prostřednictvím analýzy časových řad a srovnání nad a pod revitalizovaným úsekem vodního toku. V letech 2002-2011 byl proveden monitoring perlorodkových lokalit v rámci obce Zbytiny (Jihočeský kraj). Následkem melioračních úprav prováděných v 70. letech 20. století byla značně ovlivněna poloha dolního toku Zbytinského potoka. Dle výsledků bylo zjištěno, že vytvoření dočasné sedimentační tůně a následný plošný rozliv do eutrofních tužebníkových lad pod tůň, zajistil sedimentaci jemnozrnných částic a částečné odstranění živin. Vybudování ČOV s dočišťovacími a retenčními rybníky v obci Zbytiny zajistilo výrazný pokles amoniaku v zájmovém vodním toku. Dočišťovací a retenční rybníky za ČOV Zbytiny také zapříčinily pokles koncentrace celkového fosforu ve Zbytinském potoce. Mezi profilem na začátku a na konci Sviňovické strouhy bylo zjištěno zvýšení koncentrace vápníku a dusičnanu. Tento výzkum potvrdil, že provedená revitalizační opatření mají dle výsledků kladný vliv na vývoj populace zvláště chráněného druhu perlorodky říční.

Klíčová slova: *Margaritifera margaritifera*, pórová voda, hyporeál, chemismus vody, dlouhodobý monitoring

Abstract

This diploma thesis deals with the measurement of physico-chemical parameters of a shallow hyporeal (at depths of 3 cm and 13 cm). Based on the analysis of a sample from hyporeal water in a certified laboratory and verification of the usability of individual measuring methods for the quality of the hyporeal. All these parameters are taken in relation to freshwater pearl mussels. The measurement of shallow hyporeal parameters took place in the Šumava National Park. Focused on the oligotrophic upper course of the Vltava (Teplá Vltava) at different localities. According to the results, a high temporal and spatial variability of the river flow was found. The quality of the habitat for freshwater pearl mussels is closely connected with the connection of surface river water and with the environment of the hyporeal. This data can be expressed by measured physico-chemical parameters according to the given issue. For an objective evaluation of the habitat, it is most appropriate to use a combination of the measurement methods. These methods are following- a penetration resistance of the bottom sediment and a redox potential, or calibration measurement of dissolved oxygen in *ex situ*. The results of orthophosphate sampling from the hyporeal shows that conventional analytical methods are not suitable for measuring low concentrations of reactive phosphorus in small-volume samples of naturally colored and turbid water. For further research work, it is recommended to focus on the introduction of a new micromethod. This micromethod should be capable of processing data from only a few ml of the sample.

Furthermore, the diploma thesis deals with the verification of the possibility of improving water quality by revitalizing small streams. These methods run through the analysis of time series and comparison above and below the revitalized section of the watercourse. In the years 2002-2011, monitoring of mother-of-pearl localities within the municipality of Zbytiny (South Bohemian Region) was carried out. As a result of land amelioration carried out in the 1970s, the location of the lower course of the Zbytinský brook was significantly affected. According to the results, it was found that the formation of a temporary sedimentation pool and the subsequent surface spillage into eutrophic wet *Filipendula* grasslands under the pool, ensured the sedimentation of fine-grained particles and the partial removal of nutrients. The construction of wastewater treatment plant and retention ponds in the village of Zbytiny ensured a significant decrease in ammonia in the watercourse. The impact of retention ponds behind the Zbytiny also positively caused a decrease in the concentration of total

phosphorus in the Zbytinský brook. In the zone between the beginning and the end of the Sviňovická ditch, an increase in the concentration of calcium and nitrate was found. This research confirmed that the revitalization measures carried out have a positive effect on the development of the population of the specially protected freshwater pearl mussel species.

Key words: *Margaritifera margaritifera*, pore water, hyporeal, water chemistry, long-term monitoring

Obsah

1	Úvod.....	11
2	Cíle práce	13
3	Literární rešerše	14
3.1	Jakost vod.....	14
3.1.1	Definice jakosti vod	14
3.2	Hyporeál	15
3.2.1	Jakost vody v hyporeálu.....	17
3.2.2	Dusík a fosfor v hyporeálu.....	20
3.3	Parametry říčního dna a jejich měření.....	21
3.3.1	Metody studia hyporeálu.....	21
3.3.2	Metody měření parametrů hyporeálu	22
3.3.3	Penetrometrie	23
3.3.4	Fosfor ve vodě extrahované z hyporeálu	24
3.4	Perlorodka říční (<i>Margaritifera margaritifera</i>)	25
3.4.1	Systematické zařazení perlorodky říční	26
3.4.2	Životní cyklus perlorodky říční.....	26
3.4.3	Globální úbytek perlorodky říční.....	28
3.5	Antropogenní zásahy do kvality podzemních vod	29
3.6	Zlepšení jakosti vody revitalizacemi	30
3.7	Závislost jakosti vody v hyporeálu na jakosti vody v řece.....	31
4	Zájmové lokality	33
4.1	Dynamika revitalizovaného koryta Zbytinského a Sviňovického potoka... 38	
5	Metodika	41
5.1	Příčný transekt	41
5.1.1	Penetrační odpor dna – příčný transekt.....	41
5.1.2	Konduktivita, rozpuštěný kyslík a metodický pokus.....	41
5.1.3	Postup při odebírání vzorků z hyporheické zóny	42
5.2	Podélný transekt	43
5.2.1	Penetrační odpor dna – podélný transekt	43
5.2.2	Obsah rozpuštěného kyslíku	43
5.2.3	Fosfor	44
5.2.4	Redoxní potenciál.....	45
5.2.5	Vzorkování jakosti povrchové vody	46
6	Výsledky	47

6.1	Testování odběru pórové vody z hyporeálu	47
6.1.1	Metodické problémy při odběru vzorku.....	47
6.1.2	Metodické limitace <i>ex situ</i> metody	47
6.1.3	Metodické zhodnocení <i>in situ</i> metod	49
6.1.4	Další rizika při odběru vzorku.....	50
6.1.5	Zjištěné hodnoty rozpuštěného fosforu.....	50
6.2	Analýza změn jakosti vody po revitalizaci Zbytinského a Sviňovického potoka	55
6.2.1	Srovnání nad a pod revitalizovaným úsekem.....	55
6.2.2	Analýza delší časové řady před, v průběhu, bezprostředně po dokončení revitalizace a s delším časovým odstupem po revitalizaci .	55
6.2.3	Analýza hodnot získaných pomocí průměru a mediánu	74
7	Diskuze	76
7.1	Použitelnost metody odběru vzorků z hyporeálu	76
7.2	Výsledky vzorkování orthofosforečnanu z hyporeálové vody.....	77
7.3	Morfologické změny koryta Zbytinského a Sviňovického potoka	77
7.4	Chemické změny vody před a po revitalizaci Sviňovické strouhy	78
7.4.1	Nerozpuštěné látky a nepříznivé efekty na biotop perlorodky říční	78
7.4.2	Amoniak a porovnání efektu revitalizace koryta s pokročilou čistírnou odpadních vod	81
7.4.3	Fosfor – efekt revitalizovaného toku	82
7.4.4	Zvýšení koncentrace vápníku a dusičnanu mezi profilem na začátku a na konci Sviňovické strouhy	84
7.5	Efekt na čistotu Zbytinského potoka	87
8	Závěr a přínos práce.....	88
9	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	90
10	Seznam tabulek	100
11	Seznam obrázků.....	101
12	Seznam grafů	102
13	Seznam příloh	105
14	Přílohy.....	108
14.1	Fotodokumentace	108
14.2	Tabulky.....	120
14.3	Grafy.....	126
15	Datový nosič CD/DVD.....	128

1 Úvod

Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera* L.) je živočišný druh, který je ve střední Evropě bezprostředně ohrožen vyhynutím (Hannsmann, 1996). Jedná se o sladkovodního dlouhověkého mlže, který je v České republice chráněn zákonem č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny a evropskou Směrnicí o stanovištích – 92/43/EEC v rámci soustavy NATURA 2000. V České republice se perlorodka říční vyskytovala v povodí Vltavy, Labe, Dunaje a Odry, v deseti až sto tisícových koloniích. Nyní je rozšíření perlorodky říční omezeno na několik dílčích lokalit v oblasti Jižních a Západních Čech a Vysočiny. Jednou z nejvýznamnějších lokalit je horní tok řeky Vltavy (Teplá Vltava) na území Evropsky významné lokality a Národního parku Šumava (Švanyga et al., 2013). Perlorodka říční je svým složitým vývojovým cyklem pevnou součástí živého společenství vodních toků, jelikož její larvy žijí na rybách. Kromě nejkvalitnější vody vyžaduje také přirozenou, bohatě strukturovanou vodoteč, která poskytuje hostitelským rybám dostatek množství pobytu, tření a potravy. Z těchto důvodů vyžaduje splnění životních podmínek perlorodky říční rozsáhlou ochranu vlastní vodoteče, jejích přítoků a rovněž celého povodí (Hannsmann, 1996).

Rozsáhlý pokles výskytu perlorodky říční je zapříčiněn velkým úbytkem vhodných biotopů, především vzhledem ke zvýšenému hospodaření, nevhodným úpravám vodních toků a eutrofizaci (Boulton et al., 1998). Zachování perlorodky říční je náročným cílem, který si žádá odpovědnou spolupráci specialistů v oborech, kterými jsou například čištění odpadních vod, vodní stavitelství, péče o krajinu, lesní hospodářství, zemědělství, rybářství a ochrany přírody (Hannsmann, 1996). Výrazný úbytek počtu lokalit a celkové zhoršení jejich stavu bylo zaznamenáno především od padesátých let 20. století. V osmdesátých letech započaly aktivity, které vedly k ochraně populací a biotopu perlorodky říční. Jednalo se především o lokality nacházející se na Prachaticku, kde se dosud zachovaly největší kolonie perlorodek středoevropského významu. Od roku 1993 probíhala první etapa záchranného programu *Margaritifera* (Hruška, 1993), od roku 2000 probíhala druhá etapa (Absolon & Hruška, 1999), na kterou navazuje současná třetí etapa. Oslabení populace perlorodky říční a taktéž úbytek kvalitních biotopů není problémem pouze České republiky, nýbrž celé Evropy (Švanyga et al., 2013).

Od 19. a 20. století v krajině docházelo k nejvýraznějším vodohospodářským činnostem technického charakteru, mezi které lze zařadit úpravy toků, řek a také

říčních niv. Hlavním motivem bylo odvodňování zamokřených ploch a zajištění ochrany před povodněmi soustředěním povodňových průtoků do velkokapacitních koryt a hrázových systémů. V důsledku těchto úprav se zužovaly říční a potoční pásy v říčních nivách a přírodní koryta byla nahrazována umělými, která měla zjednodušené objekty a tvary. Tento proces vedl ke snižování přirozeného výskytu vody v krajině v podobě starých říčních ramen, mokřadů a tůní. Jednostrannost těchto zásahů se z vodohospodářského hlediska projevila jako značně nepříznivá. V důsledku špatně zvolených technických zásahů vznikla potřeba vodní toky revitalizovat (Just, 2005). Revitalizační úpravy vodních toků jsou prováděny za účelem odstranění či zmírnění negativních důsledků vodních toků na ekosystémy, dále k zajištění obnovy a zlepšení ekologické funkce v krajině s ohledem na účelové funkce vodního toku (Palmer, 2006).

Tato práce je zaměřena na analýzu vlivu jakosti vody v revitalizovaných a přírodních povodích, kde se vyskytuje perlorodka říční ve dvou odlišných aspektech. I přes dlouhodobou pozornost věnovanou tomuto tématu zůstává jakost vody přímo v hyporeálu, kde se dlouhodobě vyskytují juvenilní jedinci perlorodky říční, málo známá. Prvním cílem práce proto bylo měření parametrů říčního dna na vybraných úsecích horního toku řeky Vltavy (Teplá Vltava) a následné ověření využitelnosti metody extrakce vody pro chemické analýzy *ex situ* pro vyhodnocení kvality biotopu pro výskyt perlorodky říční.

V povodích s výskytem perlorodky říční v Chráněné krajinné oblasti Šumava i v samotném národním parku bylo realizováno již více projektů na revitalizaci vodních toků. Efekt těchto akcí na zlepšení geomorfologie toku je zjevný, avšak nejsou známy dopady na jakost vody. A to i přesto, že existují dostupné datové sady ze systematického monitoringu. Druhým cílem proto bylo zjistit, jaký vliv mají revitalizované toky na jakost vody s ohledem na vysoké nároky perlorodky říční.

2 Cíle práce

Prvním cílem diplomové práce je testování metody měření jakosti vody v říčním hyporeálu *ex situ* se zaměřením na obsah rozpuštěného fosforu s ohledem na riziko eutrofizace. Bude ověřena možnost extrakce pórové vody v dostatečném množství z trvalých sond a pomocí jednorázově užitých penetračních sond. Dále budou tato data provázána s údaji o dalších parametrech pomocí měření *in situ* sondami. V případě úspěchu této náročné a málo používané metody budou data využita pro doplnění znalostí o mikrohabitatů perlorodek říčních v mělkém hyporeálu o dosud neznámé údaje o chemickém složení pórové vody.

Dalším cílem práce je ověření možnosti zlepšení jakosti vody revitalizacemi drobných toků pomocí analýzy časových řad a srovnání profilů nad a pod revitalizovaným úsekem. Pozitivní či negativní zjištěné efekty na jakost vody budou sloužit pro vyhodnocení dlouhodobých efektů managementu v povodí Národní přírodní památky Blanice. Trvalé zlepšení jakosti vody je zde základní podmínkou pro obnovení reprodukce perlorodky říční. Zpracovány budou vybrané časové úseky dat ze sledování revitalizace toků II. a III. řádu v povodí NPP Blanice mezi roky 2000 a 2017. Jakékoli údaje o efektech revitalizací založené na měření před a po realizaci jsou dosud velmi vzácné.

S ohledem na dosud malý objem dostupných poznatků v obou těchto oblastech je diplomová práce doplněna rozsáhlým úvodem vycházejícím z excerptu velkého objemu informací. U některých specifických témat je přesto nutné konstatovat, že se nepodařilo dohledat články s příslušným zaměřením.

3 *Literární řešerše*

3.1 *Jakost vod*

3.1.1 *Definice jakosti vod*

Jakost vody je charakteristika složení a vlastnosti vody pro stanovení její vhodnosti k určitému účelu. Jedná se o charakteristiku vody, která je zjišťována hodnocením souboru ukazatelů pro různé účely klasifikace a dále také pro srovnávání vod. Ukazatele rozlišujeme: fyzikální, kterými jsou například hustota a teplota, dále chemické, kterým je výskyt jednotlivých prvků – kovů, polokovů – fosforu či těžkých kovů a v neposlední řadě také biologické, mezi které lze zařadit počet buněk sinic, vodních živočichů či jednobuněčných i více buněčných organismů (Povodí Moravy, 2018).

Perlorodka říční si osvojila volnou ekologickou niku oligotrofních toků, tedy toků, které jsou chudé na živiny (Absolon & Hruška, 1999). Dle Berana (1998) tento živočišný druh obývá chladné, málo úživné a na vápník chudé vodní toky ve vyšších polohách. Perlorodka říční se nachází v oligotrofních a xeno- až oligosaprobních potocích a řekách. Její individuální saprobní index má hodnotu 0,8. Téměř vždy se jedná o toky, které pramení na geologickém podloží s nízkým obsahem vápníku a nízkou úrovní mineralizace (Gittings et al., 1998). Jelikož je výskyt perlorodky říční úzce vázán na výskyt hostitelských druhů lososovitých ryb a vysokou kvalitu vody, osidluje výhradně vody pstruhového pásma. Mezi základní požadavky na kvalitu prostředí perlorodky patří: nízká hodnota BSK₅, absence eutrofizace, vysoké nasycení kyslíkem (okolo 100 %), nízká hodnota konduktivity, neutrální až slabě kyselé pH a teplotní maxima během roku do 20 °C (Švanyga et al., 2013).

Přiměřené množství dostupných kvalitních vodních zdrojů je předpokladem ekonomického rozvoje a ekologické integrity (Singh et al., 2005). Ochrana perlorodky říční, druhu s velmi vysokými nároky na kvalitu vody dalece přesahujícími limity pro kojeneckou pitnou vodu, představuje velkou výzvu pro ochranu přírody v evropském měřítku. Limity jakosti vody nutné pro celý životní cyklus druhu jsou uvedeny v publikaci Simon et al. (2015). Níže uvedená tabulka se pak zaměřuje na sporné hodnoty, které se podle autorů z různých částí evropského areálu druhu mohou lišit. Ve všech případech jsou však nároky druhu na jakost vody ve srovnání s ostatními vodními organismy vysoké (Švanyga et al., 2013).

Veličina/látka	Bauer, 1988	Oliver, 2000 podle Young, 2005	Absolon & Hruška, 1999	Larsen, 2006	Degerman, 2009	Moorkens, 2007 podle Degerman, 2009
Dusičnany*	< 0,5 mg/l N-NO ₃	< 1 mg/l	< 2,5 mg/l NO ₃	< 1,7 mg/l N-NO ₃	< 0,125 mg/l	< 0,125 mg/l
Fosforečnany	< 30 µg/l	< 0,3 µg/l	x	< 0,6 µg/l	x	x
Celkový fosfor	x	x	< 20 - 35 µg/l	x	< 10 µg/l	< 5 µg/l
Amoniak (NH ₄ ⁺)	x	x	< 0,1 mg/l NH ₄	< 0,1 mg/l N-NH ₄	x	x
pH	nespec.	6,5 – 7,2	6,0 - 7,1	6,1 - 8,0	6,1 - 7,7	x
Konduktivita	< 70 µS/cm	< 100 µS/cm	< 70 µS/cm	< 150 µS/cm	x	x
Max. teplota	x	x	20 °C	x	25 °C	x
Vápník	2 mg/l	< 10 mg/l CaCO ₃	< 8 mg/l	x	x	x
Rozp. org. látky	< 1,4 mg/l	< 1,3 mg/l	x	x	x	x

*V některých sekundárních citacích Bauerovy práce je chybně uváděno 0,5 mg NO₃.

Tab. 1: Limity čistoty vody vhodné pro perlorodku říční v obsahu vybraných chemických látek a sloučenin nacházejících se ve vodním prostředí podle různých autorů, (převzato dle Švanyga et al., 2013).

3.2 Hyporeál

Poprvé použil termín „hyporheický“ Orghidan (1959). Později v roce 1961 uvedl Schwoerbel interscitiální ekosystém jako část ekosystému řeky a nazval tuto část „hyporheic interstitial“. Schwoerbel (1961) vyzdvihoval především její důležitou funkci pro faunu jako refugium a líheň, řadil ji k podzemním vodám.

Hyporeál je důležitou součástí ekosystému řek (Ambrožová, 2003). Tekoucí vody lze rozdělit na dvě složky: na vodu povrchovou, kterou je aktivní tok a na zvodnělé sedimenty pod vlastním tokem a vedle něj. Kühtreiber (1934), se již ve třicátých letech domníval, že značná část říční fauny obývá sedimenty pod říčním dnem a že tedy bude vykazovat zvláštní vertikální distribuci.

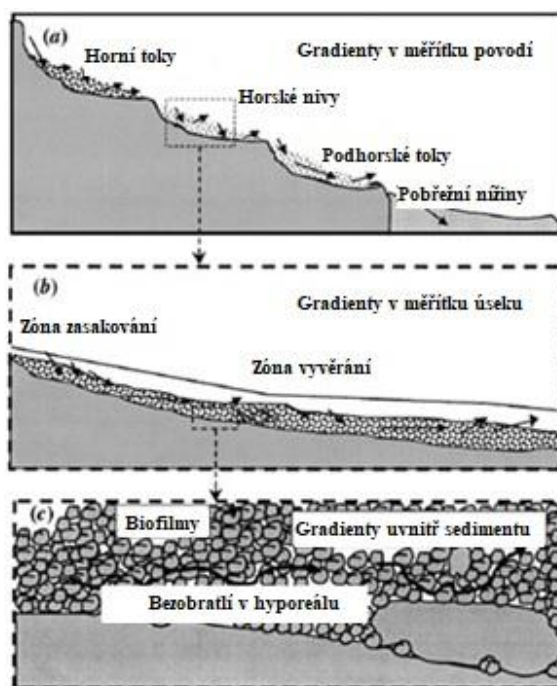
Hyporeálem nazýváme prostor pod říčním dnem, ovšem snahy o vymezení tohoto pojmu dodnes stále nejsou uzavřeny. Jedná se o přechodné prostředí charakteru ekotonu na pomezí říční volné vody a vody podzemní (Hauer & Lamberti, 2007). Klasicke definici podávají (Vervier et al., 1992) hyporeál je dle nich ekotonem na pomezí podzemní a povrchové vody, jehož hranice jsou prostorově a časově variabilní.

Organismy hyporeálu neboli říčního dna jsou na povrchu dna vázány různou měrou. Některé skupiny živočichů penetrují hluboko do sedimentu, kdežto jiné

skupiny jsou vázány na povrchové vrstvy sedimentu. Lze říci, že druhová variabilita klesá s hloubkou (Bretschko, 1992). Klíčovými charakteristikami hyporeálu jsou zejména: velikost intersticiálního prostoru, množství kyslíku, zanesení intersticiálního prostoru jemnými částicemi nebo rozmístění jemných částic tzv. detritu (Boulton et al., 1998). Hyporeál je místem, kde se mísí povrchová a podzemní voda. Povrchová voda vnáší do hyporeálu v místě zasakování (*downwelling*, viz obr. 1 a 4) vysoký obsah rozpuštěného kyslíku, bentické organismy a organickou hmotu, kdežto voda, která vyvěrá na povrch (*upwelling*), obsahuje pouze malé množství rozpuštěného kyslíku a organické hmoty. Tato vrstva na povrch také vynáší hyporheickou a podzemní faunu (Boulton et al., 1998).



Obr. 1: Hyporheická zóna – znázorněna místa zasakování a vyvěráni vody na povrch, upraveno dle (Boulton, 2007).



Obr. 2: Pohled na hyporheickou zónu ve trojím měřítku, upraveno podle (Boulton et al., 1998).

Na výše uvedeném obrázku lze pozorovat, že v první části hyporheická zóna odpovídá změnám základních geomorfologických jednotek, sklonu a také zrnitosti sedimentu. V druhé části vidíme, že se zóny ve středním měřítku střídají, čímž vytvářejí gradienty v živinách, rozpuštěných plynech a podpovrchové fauně. V posledním nejvíce detailním schématu lze vidět, že roli zde v mikroměřítku hrají mikrobiální procesy na povrchu částic a prostředí je silně heterogenní. Šipky znázorňují směr průtoku vody (Boulton et al., 1998).

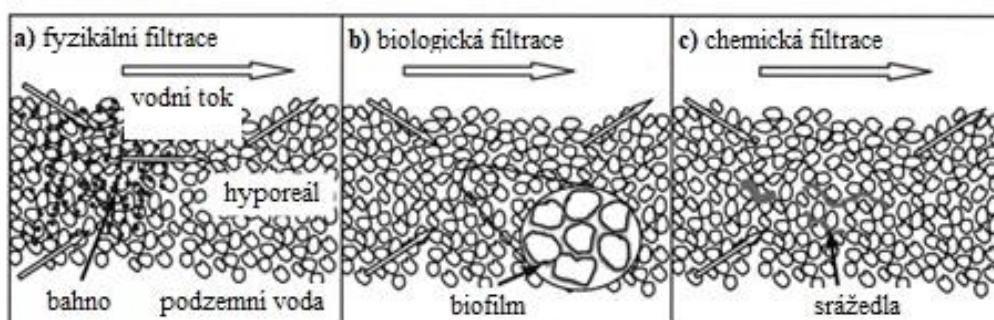
3.2.1 Jakost vody v hyporeálu

Hyporheická zóna řek hraje důležitou roli v ochraně jakosti i množství podzemní vody (Hauer & Lamberti, 2007). Prostředí s velkou mikrobiální aktivitou a rozsáhlými aktivními povrchy má schopnost zásadně měnit jakost vody, která tudy proudí (Merill & Tonjes, 2014).

Velký vliv na jakost vody v hyporeálu má jeho antropogenní degradace. Hyporheická zóna se nachází mezi povrchovou a podzemní vodou, tedy dvěma zdroji, které jsou využívány lidskou populací. Lidská populace tyto zdroje svou činností ovlivňuje, ať už pozitivně či negativně (viz také obr. 9). Ovlivněna je zejména

distribuce vody, čímž mohou být postiženy bakterie a bezobratlí (Hancock, 2002). Mezi přímé účinky na jakost vody v hyporeálu řadíme změny proudění povrchových a podzemních vod, například prostřednictvím odběrů či vypouštěním vod. Tyto přímé efekty pak mají za následek změnu chemických a biologických funkcí hyporeálu (Pringle & Triska, 2000). Mezi nepříznivé antropogenní aktivity s nepřímým účinkem na hyporeál patří zejména důsledky hornické činnosti v povodí, městské či průmyslové vypouštění odpadních vod, změny ve využívání půdy nebo nevhodné zemědělské a lesnické postupy aplikované v povodí (Boulton, 2007). Mezi další nepříznivé antropogenní aktivity s nepřímým účinkem patří odstraňování říčních sedimentů, zhoršení kvality povrchových či podzemních vod a narušení hydrologického propojení mezi hyporheickou zónou, povrchovou a podzemní vodou (Boulton, 2007).

Také průmyslová těžba může zapříčinit, že bude tok zanesen jemnozrnnými sedimenty, čímž se změní morfologický stav vodního toku. Proudění pak může dále zanést do hyporeálu další jemné sedimenty, což povede ke kolmataci (zanášení intersticiálních prostorů). Tento proces omezí výměnu s povrchovou vodou, a to následně sníží koncentraci kyslíku v hyporheické zóně i množství živin, které se zde nacházejí (Hancock, 2002).



Obr. 3: Pohled na tři různé filtrační procesy probíhající v hyporeálu, upraveno dle (Boulton et al., 1998).

V hyporheické zóně probíhají současně tři různé filtrační procesy: a) mechanická fyzikální filtrace jílových a dalších partikul vlastní strukturou sedimentu, b) biologická filtrace prostřednictvím biofilmu přisedlého na zrnech sedimentu, c) chemická filtrace prostřednictvím srážení a sorpce na minerálech v redukčním prostředí hyporeálu (viz obr. 3) (Hancock, 2002).

Naopak dobře funkční hyporeál může být schopen transformovat velkou část antropogenních nutrientů a zásadně zlepšit samočištění. Bradley et al. (1995) to ukazují na příkladu South Platte River (Colorado, USA), kde 95 % průtoku v suchém období tvoří výpustě odpadních vod. Denitrifikace v anaerobní zóně sedimentu zde představuje velmi efektivní a kapacitní proces, který je doplněn nitrifikací amoniaku v povrchové vodě v dobře prokysličených peřejnatých úsecích. Tato řeka s převážně štěrkopískovými sedimenty, tak ukazuje velmi efektivní příklad odstraňování antropogenního dusíku.

Značný vliv na kvalitu vody v hyporheické zóně má také geomorfologická struktura vodního toku. Vodní toky se zmenšeným počtem meandrů se potýkají se sníženým laterálním průtokem, který značně ovlivňuje hyporheickou zónu (Cardenas, 2009). To způsobuje, že do hyporeálu vstupuje menší množství proudící vody a tím pádem i menší množství živin (Dahm et al., 1998). Napřímením toku dojde ke zvýšení průtoku i k odtoku vody a odnosu přirozených sedimentů z regulovaného úseku toku (Opdyke et al., 2006). Revitalizací toků usilujeme o zlepšení tohoto stavu. Pokud jsou ale revitalizace toků prováděny nevhodným způsobem, mohou být toky postiženy nadměrnou erozí či zanesením jemnými splaveninami s následným snížením kvality a množstvím habitatů potřebných pro vodní faunu a flóru (Dahm et al., 1998; Simon et al., 2018).

Chemické složení hyporeálové vody příznivé pro perlorodku říční je velmi špatně prozkoumáno. Je poukazována důležitost především na malý rozdíl redoxního potenciálu vody intersticiálních prostor od vody volně proudící nade dnem (Geist & Auerswald, 2007). V pilotní studii (Černá et al., 2018) je využíváno přímé měření kyslíku v mělkém hyporeálu, které poukazuje na výrazné zvýšení úmrtnosti perlorodky říční a snížení růstu při poklesu saturace kyslíkem pod 65 %. Obdobné studie zaměřené na jiné druhy mlžů, kteří žijí v mělkém hyporeálu, dochází k závěru, že za významnější stresový faktor lze označit spíše nízkou koncentraci kyslíku než zvýšené koncentrace amoniaku (Roley & Tank, 2016).

Interakce mezi povrchovými vodami a podpovrchovými vrstvami mohou vést ke geochemicky řízeným změnám důležitých atributů toku (Bencala, 1983). Veškerý geochemický proces se odehrává na rozhraní říčního dna a hyporeálu, kde se vyskytuje silný proud toku, který distribuuje potřebný kyslík pro chemické reakce. Předpokládá se, že v hyporheických průtokových cestách se vyskytuje dostatek organického uhlíku, který reaguje s přítomným kyslíkem (Jones & Holmes, 1996). Dalším z vedlejších

produktů redoxních reakcí v toku je rozdílnost pH v hyporheické zóně a v povrchové vodě (Runkel et al., 2003). Tyto reakce mohou být ovlivněny hustotou sedimentu nebo meteorologickými podmínkami, kterými jsou například srážky, povodně či sucho (Dahm et al., 1998). Umístění hyporheické zóny závisí také na geologickém prostředí, které následně ovlivňuje chemické vlastnosti proudu toku (Hedin et al., 1998; Dahm et al., 1998; Baker et al., 2000). Detailní studie, které by zohlednily prostorovou a časovou variabilitu bohužel doposud schází.

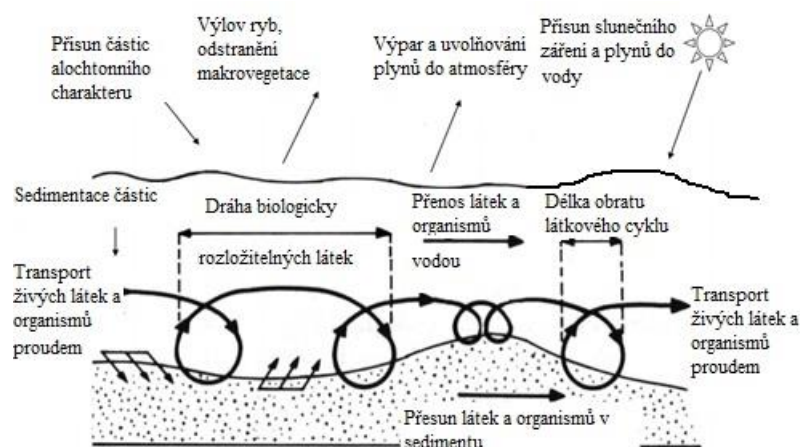
3.2.2 *Dusík a fosfor v hyporeálu*

Hyporheická zóna je velice důležitým místem pro odstraňování dusíku z říčních systémů (Bradley, 1995; Wang et al., 2018). Jakost vody a také její kontaminace bývají označovány jako klíčové faktory pro přežití sladkovodních mlžů, kteří jsou ve většině případů ohroženi po celém světě. Především znečištění dusíkem se stává globálně nejčastější příčinou degradace kvality vody (Moore & Bringolf, 2018). Mezi hlavní zdroje znečištění dusíkem řadíme: splachy hnojených zemědělských půd, spady minerálních látek z atmosféry, komunální odpadní vody a také průmyslové odpadní vody (Moore & Bringolf, 2018; Vrba & Huleš, 2007). Pokud porovnáme oblasti vzdálené od velkých průmyslových center, dálnic či frekventovaných silnic, spad dusíku je v těchto oblastech téměř nulový, kdežto v blízkosti zmíněných oblastí spad dusíku dosahuje až 70 kg/ha. Průměr v České republice přitom činí pouze 40 kg/ha (Vrba & Huleš, 2007).

Současný výzkum koloběhu dusíku ve vodě poukázal na zjištění, že dusík může být transformován, mobilizován nebo vrácen zpět do atmosféry různými rychlostmi v relativně malých měřítcích a že tyto procesy se liší pro konkrétní toky (Krause et al., 2011). Dle procesu spirálování živin (Webster & Patten, 1979) je patrné, že se dusík cyklicky pohybuje od organismů k rozpuštěné formě a je přenášen převážně po proudu různými cestami, včetně podpovrchových hyporeálových vod.

Na rozdíl od dusíku, společenstva organismů u živin jako je polokov fosfor, nemohou ovlivňovat jeho celkové dlouhodobé množství ve vodních systémech. Tyto organismy mohou však ovlivnit jeho chemickou formu a načasování transportu. Živiny procházejí ve vodním toku cykly, během kterých se podélně skokově posouvají. Klidové fáze mohou nastat, pokud je fosfor v partikulích, biofilmech nebo pod říčním dnem v hyporeálu. Tento proces je nazýván konceptem spirálního toku živin (obr. 4).

Spirální délka je průměrná vzdálenost, kterou urazí atom ve vodním toku během jednoho cyklu (Newbold, 1992).



Obr. 4: Teorie spirálního koloběhu – otevřený látkový koloběh ve tvaru spirály, který postupuje po proudu vodního toku, upraveno dle (VŠCHT, 2019).

Podzemní a hyporeálová voda je často v oligotrofních tocích hlavním zdrojem dusíku, i přesto, že velké množství dusíku vstupuje do některých systémů jako organický dusík opadem z mrtvého rostlinného materiálu či ze sedimentů (Duff & Triska, 2000).

Celkový fosfor ve vodách tvoří fosforečnany jako hlavní složka rozpuštěného (celkového) reaktivního fosforu, dále fosfor organický, který je obsažen například v buňkách bakterií nebo fytoplanktonu a také v detritu. Orthofosforečnany (PO_4^{3-} ; hlavní složka reaktivního fosforu) a polyfosforečnany rozpuštěné ve vodě jsou téměř vždy v biotopu perlorodky nežádoucí, jelikož poškozují biotop zvyšováním úživnosti, čímž přispívají k eutrofizaci (Simon et al., 2018). Oproti tomu v partikulované organické podobě vázaný fosfor, který pochází z činnosti fauny a flóry velcí mlži v potravě potřebují.

3.3 Parametry říčního dna a jejich měření

3.3.1 Metody studia hyporeálu

Základní přehled metod studia hyporeálního prostředí uvádí (Hauer & Lamberti, 2007). Zde popsané metody jsou vhodné pro písčité nebo šterkonosné broditelné toky do hloubky vody zhruba 50 cm. Pro ostatní typy říčního prostředí, jako jsou např.

balvanité toky, hluboké toky nížin či delty jsou použitelné jen obtížně nebo je použít nelze. Pro konkrétní podmínky studovaných lokalit v této diplomové práci je vhodná diplomová práce Konradyho (2019) a dále vybrané postupy používané při bioindikačních studiích (Černá et al., 2018).

Metody studia vybraného ekosystému jsou v současné době stále nedostatečné, neboť prostředí hyporeálu je pro běžné pozorování nepřístupné. Bentické organismy se zde vyskytují pouze řídce. Mezi velký problém řadíme především kvantifikaci výsledků studia podříčního dna (Milner et al., 2003). Možnosti jak překonat metodické problémy dané velkou prostorovou proměnlivostí, avšak za cenu velkého nárůstu pracnosti popisují Braun et al. (2012). Velká časová proměnlivost ovšem vyžaduje použití náročných přístrojů, jako jsou kontinuální autonomní záznamové sondy na měření jednotlivých fyzikálně-chemických parametrů (Hauer & Lamberti, 2007). Zkombinovat současně studium jak prostorové, tak časové diverzity, je však stále na hranici technických možností. Jako řešení se nabízí použití velkého množství levných autonomních záznamových sond (Konrady, 2019), které se postupně stávají dostupnějšími.

3.3.2 *Metody měření parametrů hyporeálu*

Rozmnožování perlorodky říční v mnoha evropských lokalitách v posledních desetiletích stagnuje. Reprodukci tohoto živočišného druhu negativně ovlivňuje řada faktorů, velmi často vázaných přímo nebo nepřímo na kvalitu hyporeálu. Mezi tyto faktory řadíme zejména: absenci vhodných hostitelských ryb (Bauer et al., 1991), nedostatečnou propustnost hyporeálu a kvalitu substrátu (Geist & Auerswald, 2007) nebo změnu teplotních podmínek pro juvenilní růst perlorodky říční (Černá et al., 2018; Hruška, 1992).

Mezi parametry dna, které jsou pro perlorodku říční (*Margaritifera margaritifera*) nejvýznamnější, řadíme především: druh sedimentu a jeho zhutnění, obsah rozpuštěného kyslíku, rozdíl redoxního potenciálu mezi volnou vodou a sedimentem dna, dále konduktivitu a teplotní podmínky (Černá et al., 2018; Simon et al., 2015; Geist & Auerswald, 2007).

Měření těchto nejvýznamnějších parametrů lze klasifikovat na dvě základní skupiny:

- 1) *in situ* měření parametrů (měření na původním místě),
- 2) *ex situ* měření parametrů (měření odebraných vzorků mimo původní místo).

Metody měření - *in situ*:

- Měření penetračního odporu dna,
- Měření redoxního potenciálu,
- Měření obsahu rozpuštěného kyslíku s využitím kontinuálních sond,
- Měření konduktivity s využitím kontinuálních sond.

Metody měření - *ex situ*:

- Měření obsahu rozpuštěného kyslíku odebraného vzorku intersticiální vody sondou, která je připojená k oxymetru/multimetru,
- Měření konduktivity odebraného vzorku intersticiální vody sondou, která je připojená k multimetru/konduktometru,
- Analýza vzorku odebrané hyporeálové vody v certifikované laboratoři.

3.3.3 Penetrometrie

Penetrometrie je metoda, která je využívána obzvláště v zemědělství. Fyzikální vlastnosti půdy mohou být snadno a rychle vyhodnoceny pomocí jednoduchého penetrometru určeného ke zjištění míry zhutnění půdy. Ruční penetrometr nám udává, jak velkou sílu je nutné vyvinout pro jeho zarážení do země. Tento přístroj má zhruba 60 cm dlouhou sondu z nerezové oceli s nastavitelným protinázovým lemem pro ochranu přístroje při přepravě a skladování. Penetrometr udává hodnoty v jednotkách *MPa*. Pro orientační stanovení hodnot slouží přístroj s ciferníkem, na kterém je možné pozorovat průběh měření podle pohybu ručičky, avšak není zcela přesný. Dobře odečíst lze pouze konečnou hodnotu. Pro přesnější měření, a především následné vyhodnocení dat slouží přístroj, který po celou dobu měření zaznamenává a postupně ukládá průběh celého měření (Bengough et al., 2000; Herrick & Jones, 2002; Moraes et al., 2014; Whalley et al., 2005). Penetrometrie byla využita ve výzkumu sedimentů prozatím pouze malým množstvím autorů (Geist & Auerswald, 2007; Johnson & Brown, 2000). Tato metoda umožňuje zjistit orientačně zrnitost nebo zhutněnost sedimentu. Naměřené hodnoty, které jsou vysoké, mohou být zapříčiněny ucpáním intersticiálních prostor jemným sedimentem či hrubým substrátem, kdežto nízké naměřené hodnoty reprezentují jemný či nezpevněný sediment (Geist & Auerswald, 2007). Výše zmiňované ucpání intersticiálních prostor jemným sedimentem tvoří největší riziko pro organismy vyskytující se ve dně vodního toku. Tímto procesem je zcela znemožněna výměna vody mezi povrchovým vodním tokem a hyporeálem.

Ucpání intersticiálních prostor jemným sedimentem má velice nepříznivý vliv na okysličení prostředí pod dnem vodního toku (Veličkonić, 2005).



Obr. 5: Digitální statický penetrometr-model Field Scout TM SC 900, upraveno podle (Moraes et al., 2014).

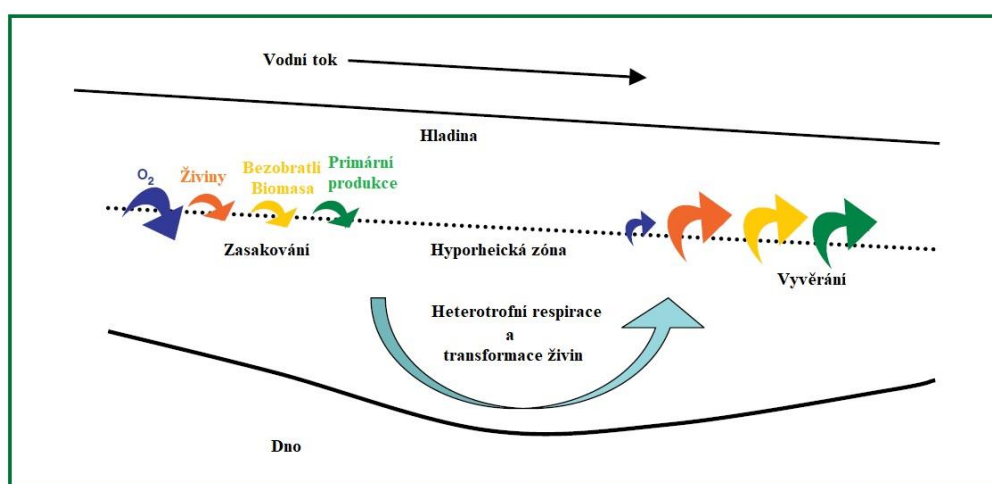
V konkrétním prostředí sledovaných lokalit lze po příslušné kalibraci použít penetrometrii pro rozlišení písčitého a štěrkového substrátů (Konrady, 2019).

3.3.4 Fosfor ve vodě extrahované z hyporeálu

Ve srovnání s jinými biogenními prvky má fosfor mimořádný význam především jako prvek, který často limituje produkční procesy ve vodních ekosystémech. Tento jev je dán rozdílem mezi jeho poměrným zastoupením v živých organismech a jeho zdroji v prostředí. V organismech je podíl fosforu vyšší a také stálý, zatímco v prostředí nižší a proměnlivý. Tento proces je způsoben jeho sedimentárním cyklem a proměnnou intenzitou využití rostlinami. Hlavním zásobníkem fosforu jsou sedimenty a bazické horniny. Do vodních ekosystémů se fosforečnany nejčastěji dostávají ve formě rozpuštěných orthofosforečnanů nebo jejich sraženiny (obvykle fosforečnan železitý) (Lellák & Kubíček, 1992).

Pro posuzování zásob a dynamiky fosforu ve vodním systému je nejčastěji zjišťován obsah fosforečnanového a celkového fosforu. Množství fosforu v přírodních podzemních vodách je nižší než ve vodách povrchových. Průměrné množství celkového fosforu v řekách je udáváno kolem $0,07 \text{ mg.l}^{-1}$, vlivem zemědělského znečištění a odpadních vod se koncentrace celkového fosforu zvyšuje místy až na několik mg.l^{-1} (Pitter, 2009). Poměrně velké množství fosforu je ukládáno také do sedimentů, jedna část je využita producenty a druhá část je součástí látek tranzitní fáze toku (Lellák & Kubíček, 1992).

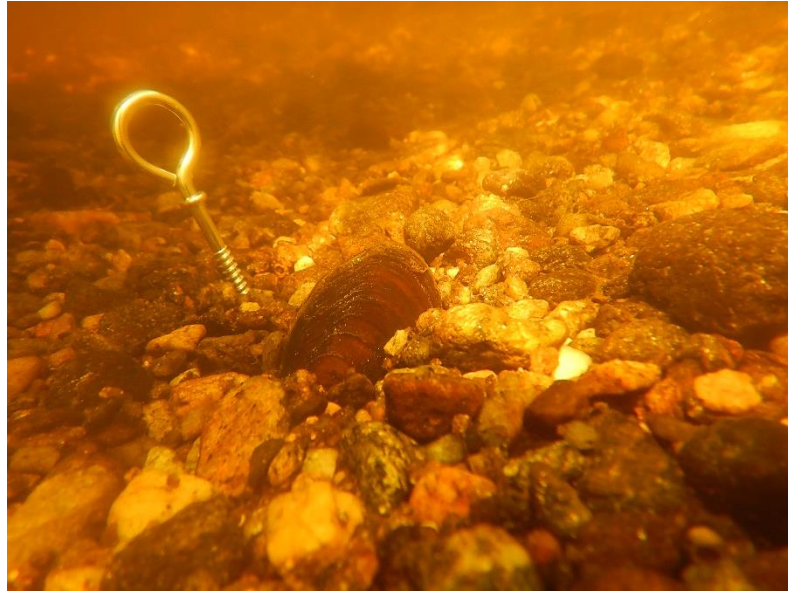
Studie zaměřené na interakci povrchových a podpovrchových subsystémů mohou zlepšit pochopení metabolismu ekosystémů a dynamiky živin (obr. 6). Hyporheická voda, která je obohacená o dusičnany vzhledem k nitrifikaci v hyporheických sedimentech vstupuje do povrchového proudu (Valett et al., 1990; Jones et al., 1995), čímž je postupně zvyšována koncentrace dusičnanů v povrchové vodě (Dent et al., 2001). Podobné procesy lze předpokládat také u fosforu, přímá evidence v případě pórové vody mělkého hyporeálu nebyla v rešerši dohledána.



Obr. 6: Konceptní model některých účinků hyporheické výměny na povrchovou biotu a ekosystémové procesy, upraveno dle (Hauer & Lamberti, 2007).

3.4 Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*)

Perlorodka říční je chráněný dlouhověký druh sladkovodního mlže. Jedná se o jednoho z osmi velkých mlžů, kteří se vyskytují v České republice. Perlorodka říční má protáhlý ledvinovitý tvar, lastury dospělých jedinců dosahují délky 130 mm, šířky 61 mm a výšky 40 mm (Ložek, 1956). Velikost lastury a délka života jedinců je závislá zejména na zeměpisné šířce (Bauer, 1992). Lastura juvenilních jedinců je tmavě hnědá. Lastura dospělých jedinců perlorodky říční je obvykle téměř černá s minimálním leskem. Jedná se o tlustostěnné schránky, které jsou spojené silným vazem (Ložek, 1956). Níže uvedené systematické zařazení perlorodky říční pochází z práce (Beran, 1998).



Obr. 7: Perlorodka říční ukotvena v říčním substrátu, zdroj: (Simon, 2018).

3.4.1 Systematické zařazení perlorodky říční

- Kmen: *Mollusca* (měkkýši)
- Třída: *Bivalvia* (mlži)
- Podtřída: *Eulamellibranchiata* (listožábří)
- Řád: *Unionida* (velevrubové)
- Čeleď: *Margaritiferidae* (perlorodkovití)
- Rod: *Margaritifera* (perlorodka)
- Druh: *Margaritifera margaritifera* (perlorodka říční)

3.4.2 Životní cyklus perlorodky říční

Perlorodka říční má velice složitý rozmnožovací cyklus. Tento rozmnožovací cyklus prochází přes parazitární larvální stadium, které vyžaduje hostitele. Perlorodka říční je gonochorista (má oddělená pohlaví). Avšak jedinci, kteří v toku žijí roztroušeně, mohou být hermafroditní (mají obě pohlaví). Samci perlorodky říční vypouští na začátku letních měsíců do vodního prostředí velké množství spermií. Spermie jsou následně nasávány přijímacím otvorem samic, kde dochází k oplození vajíček. Pokud je samice perlorodky říční hermafroditní, proběhne oplození v těle samice bez účasti samce (Bauer & Wächtler, 2001). Následně se oplozená vajíčka vyvíjejí v mezižaberním prostoru samičky do stadia invazní larvy (glochidie). Glochidie se vyvíjí zhruba 4 týdny, poté dochází k vyvrhování glochidií volně do

vody. Tento proces probíhá obvykle v srpnu (Hruška, 1999). Proces vyvrhování je ovlivněn teplotou vody. Důležitá je celková suma teplot, která se pohybuje v rozmezí 380 až 420 °C. (Jako „teplotní suma“ se označuje součet průměrných denních teplot vody) (Hruška, 2000). Glochidie jsou poté pasivně unášeny proudem. Některé z glochidií se setkávají se svým rybím hostitelem a uchytí se na jeho žaberní aparát (Bauer, 1988). Jedná se o jednu ze dvou kritických fází reprodukčního cyklu. Vyznačuje se především vysokou mortalitou larev, kterým se jen zřídka podaří uchytit na hostiteli. Hlavním hostitelem a zároveň šířitelem perlorodky říční býval v Čechách losos obecný (*Salmo salar*), ovšem po vybudování vodních děl na Labi (například Střekov v roce 1936) jeho tah ustal. Nyní je výskyt lososa obecného v České republice pouze omezený. Jediným vhodným hostitelem v České republice je v současné době pstruh obecný f. potoční (*Salmo trutta morpha fario*) (Dyk, 1992).

Po uchycení glochidie v žaberním aparátu ryby, se vytváří cysta, díky které započne metamorfóza na juvenilní, dospělci podobnou perlorodku. Tato parazitická fáze je tepelně řízená. V podmínkách jihočeských toků probíhá zhruba 11 měsíců. Následně po dokončení metamorfózy se juvenilní jedinec prořízne z cysty ven a vypadává z žaber hostitele na dno toku. V průběhu uvolňování juvenilních jedinců a osidlování substrátu dna probíhá druhá kritická fáze životního cyklu perlorodky. Jestliže nejsou splněny základní požadavky na kvalitu biotopu, do kterých řadíme zejména příznivé kyslíkové poměry v prostorách substrátu dna, příznivé složení substrátu dna, teplotu či dostatečné množství kvalitní potravy, mladé perlorodky hynou. Čímž dochází k přerušení celého reprodukčního cyklu. Juvenilní perlorodky opouštějí svého hostitele při dosažení velikosti 0,3-0,5 mm (Hastie & Young, 2003). Po dosednutí na dno se perlorodky pomocí svalnaté nohy zahrabou do substrátu, ve kterém zůstávají až do té doby, dokud nedosáhnou optimální velikosti pro pevné uchycení na povrchu dna. Podle zkušeností z České republiky žijí juvenilní jedinci ve dně toku zhruba 5 až 10 let. Teprve až ve starším věku zaujímají jedinci stabilní pozici na povrchu. Nástup pohlavní dospělosti perlorodky se liší dle dlouhověkosti populace (Meyers & Milleman, 1977; Young & Williams, 1984). V podmínkách České republiky dochází k nástupu pohlavní dospělosti perlorodky říční mezi 15. a 20. rokem života. Po nástupu pohlavní dospělosti perlorodek nedosahují přírůstky stejných velikostí jako v předchozích letech, jelikož většina energie je spotřebována na tvorbu pohlavních buněk. Perlorodka říční se obvykle v České republice dožívá v chladných

horských polohách věku, který přesahuje až 100 let. Na řece Blanici v Jihočeském kraji byli nalezeni například jedinci, kteří přesahovali věk 110 let (Simon et. al., 2015).

3.4.3 Globální úbytek perlorodky říční

Globální úbytek měkkýšů vyvolává rostoucí obavy (Lydeard et al., 2004). Zejména sladkovodní mlži vykazovali v posledním desetiletí výrazný pokles a mnoho druhů s malými areály vyhynulo. Sladkovodní živočichové a zejména mlži jsou jednou z nejvíce ohrožených taxonomických skupin (Williams et al., 1993; Strayer et al., 2004). S ohledem na lokálně vysokou biomasu, vysokou původní hojnost (stovky jedinců na metr čtvereční) a také na důležitou roli mlžů při uvolňování živin a míchání sedimentů (Vaughn & Hakenkamp, 2001), může mít pokles populace mlžů závažné důsledky na fungování vodních ekosystémů (Howard & Cuffey, 2006).

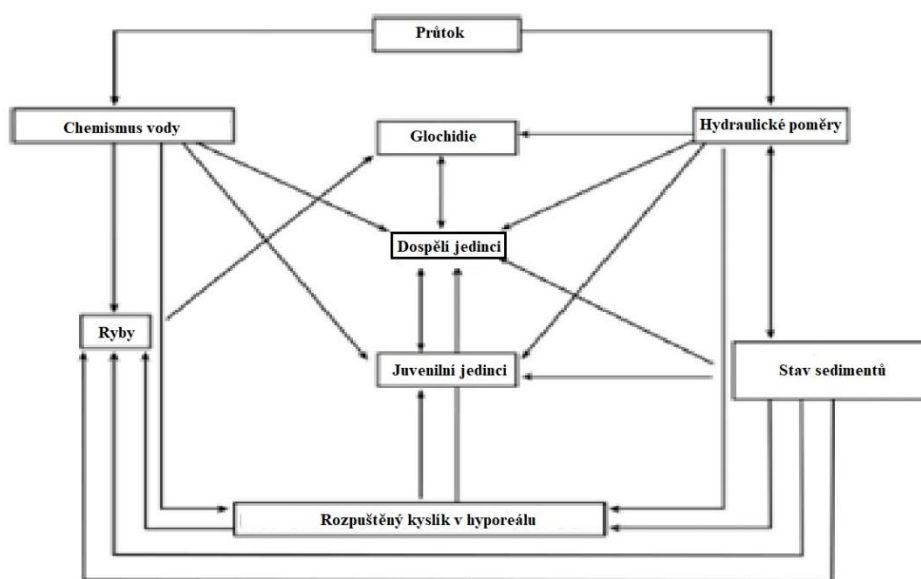
Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera* L.) je vysoce ohrožený dlouhověký mlž vyskytující se v chladných tekoucích vodách holarktického regionu. V 18. století se tyto sladkovodní mlži specializovaní na oligotrofní toky vyskytovali ve vysokých hustotách, často pokrývajících dno toku v několika vrstvách (Israel, 1913). Do devadesátých let došlo k odhadovanému poklesu evropské populace o více než 90 % (Bauer, 1988), což je trend, který stále pokračuje. Současnou hlavní obavou je nedostatek reprodukce mladistvých ve většině evropských populací perlorodky. Perlorodka říční je považována za ideální druh pro zachování procesu fungování vodního ekosystému (Geist & Auerswald, 2007).

Výzkum, který byl prováděn v Německu na řadě různě vitálních populací uvádí, že k úbytku perlorodky říční dochází kvůli znečištění vodního toku. Mortalita dospělé populace perlorodky říční vykazovala pozitivní závislost na koncentraci dusičnanů ve vodě. Pokud by byly příčiny poklesu odstraněny, populace by se v řekách měly obnovit. Proto je primárním dlouhodobým cílem při ochraně perlorodky zabránit eutrofizaci (Bauer, 1980; Bauer, 1988).

V další významné studii bylo zkoumáno prostředí mělkého hyporeálu, kde se vyvíjejí juvenilní jedinci perlorodky. Analyzoval se penetrační odpor dna, zrnitost sedimentu, jakost pórové vody, (koncentrace C, N, S, P, Fe, Mn a elektrická vodivost), penetrační sondou byl také měřen rozdíl redox potenciálu v říční vodě a pode dnem. Výsledky studie ukazují, že kvalita biotopu juvenilních perlorodek je silně závislá na fyzikálně chemických vlastnostech sedimentu (Geist & Auerswald, 2007). Tyto

metody byly postupně silně rozšířeny, dlouhodobě se používají v České republice (Černá et al., 2018) a byly použity také v této diplomové práci.

Dostupné informace o vazbě perlorodky říční na čistotu vody specificky pro podmínky České republiky lze najít v Metodice podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*) (Simon et al., 2018). Vliv povodí a říční geomorfologie pro středoevropské podmínky shrnuje (Hauer, 2015).



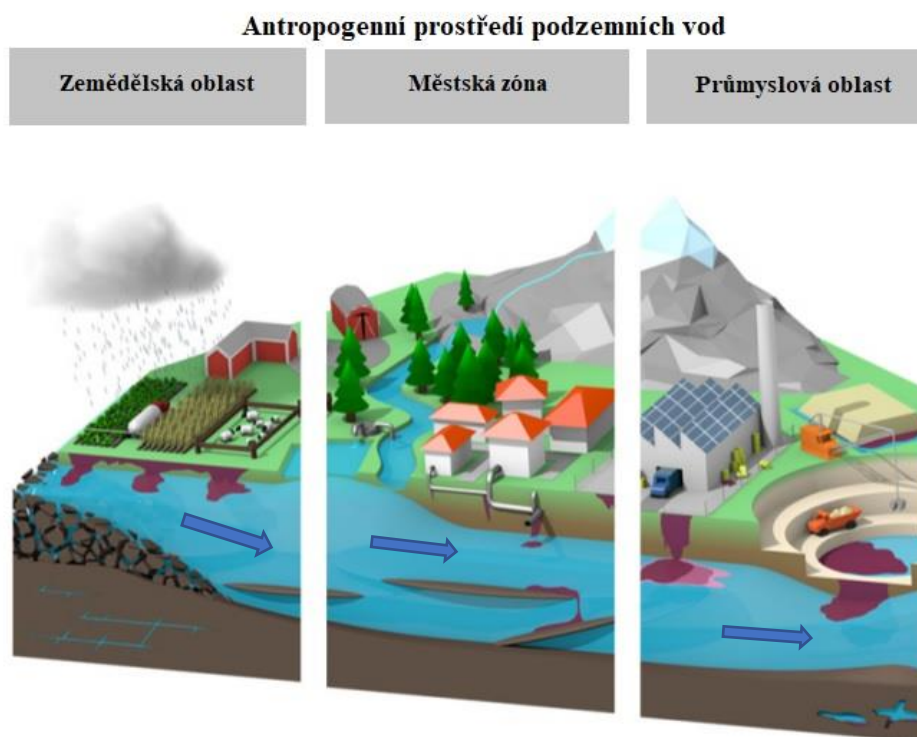
Obr. 8: Klíčové faktory ovlivňující perlorodku říční, upraveno dle (Quinlan, 2015).

Na obr. 8 lze vidět klíčové faktory, které ovlivňují populaci perlorodky říční. Jedná se především o chemismus vody v řece, hydraulické poměry dané spádem a morfologií koryta, stav sedimentů a rozpuštěný kyslík v hyporeálové vodě. Hostitelským druhem pro perlorodku říční jsou lososovité ryby, tudíž je jejich přítomnost v povodí velice důležitá.

3.5 Antropogenní zásahy do kvality podzemních vod

Pokles kvality podzemní vody považujeme za dobře známý jev. Již od průmyslové revoluce je tomuto jevu věnována značná pozornost (Arias-Estévez et al., 2008; Spalding & Exner, 1993; Von Der Heyden & New, 2004). I přesto je mnoho aspektů, týkajících se chápání a řízení podzemních vod jako zdroje, složitých (Famiglietti, 2014). Kromě přírodních heterogenit bylo prokázáno, že antropogenní aktivity ovlivňují a mění ve všech aspektech přirozený vodní cyklus a následnou

kvalitu podzemní vody, což lze vidět na obr. 9 níže. Tyto změny mohou mít za následek širší dopad na fungování ekosystému a lidského zdraví (Burri et al., 2019).



Obr. 9: Zdroje potenciálních kontaminantů podzemních vod, jako jsou difúzní a bodové vstupy, ze zemědělského, městského a průmyslového prostředí s ohledem na dominantní směr toku (šipky), upraveno podle (Burri et al., 2019).

3.6 Zlepšení jakosti vody revitalizacemi

Revitalizace lze vnímat jako snahu o odhalení příčin, které způsobily ekologickou destabilizaci hydrologických systémů. Je nutné pokusit se tyto příčiny zmírnit nebo je alespoň stabilizovat. Revitalizační projekty jsou obvykle v praxi soustředěny na změnu morfometrických charakteristik koryta vodního toku. Lze tedy říci, že se jedná o vytvoření tzv. přírodě blízkého koryta s typickými makrostrukturami, mezostrukturami a mikrostrukturami. Dále se jedná také o vytvoření zatravněných doprovodných vegetačních pásů s typickou dřevinnou skladbou. Avšak revitalizace striktně nedefinují postupy, kterými je možné dosáhnout zlepšení ekologického stavu vodního toku. V obecné rovině lze zvolit umělé vytvoření

přírodě blízkého stavu člověkem a ponechání osvobozeného vodního toku samovolnému vývoji (Matoušková, 2003).

Z výzkumu dle Rozkošného (2008) vyplývá, že mezi hlavní negativní vlivy, které působí v revitalizovaných lokalitách na vývoj stavu vodního ekosystému, patří především znečištění spojené s vypouštěním odpadních vod a splachy, které jsou způsobené erozí na zemědělské půdě, kde není vytvořené dostatečně široké nárazníkové pásmo mezi vodními toky a okolními zemědělskými pozemky. Intenzivní hospodaření, které je prováděno na malých vodních nádržích, vede ke snižování jakosti vody, dále k úniku nevhodných druhů ryb do vodních toků, úniku fytoplanktonu a také ke zhoršení ekologického stavu vodních toků. Pro eliminaci znečištění mají velký význam v první řadě tůňe, které jsou vybudované na místech výstupu drenážních systémů okolních pozemků či jsou napájené vodou z toku. Jako nejvhodnější řešení pro vývoj morfologie koryta, se ukázalo odstranění opevnění a ponechání pouze stabilizačních prvků zamezující hloubkové erozi oproti zvyšování členitosti koryta vkládáním různých prvků (Rozkošný, 2008).

Revitalizace jsou často realizovány na nejvíce degradovaných dolních tocích, kde může být složení substrátu limitující pro propojení s podzemní vodou. K maximalizaci či k udržení spojení je nutné zvážit zastoupení jednotlivých frakcí sedimentu a návrh dynamických struktur dna, jelikož transport a také následné ukládání sedimentu postupem času výrazně redukuje výměnu vody mezi korytem a podpovrchovou zónou revitalizovaných úseků (Kasahara & Hill, 2007).

K tématu se nepodařilo s využitím klíčových slov, kterými jsou například: kvalita vody, chemie, obnovení řek, revitalizace, jakost vody, dusík a fosfor najít téměř žádné publikace.

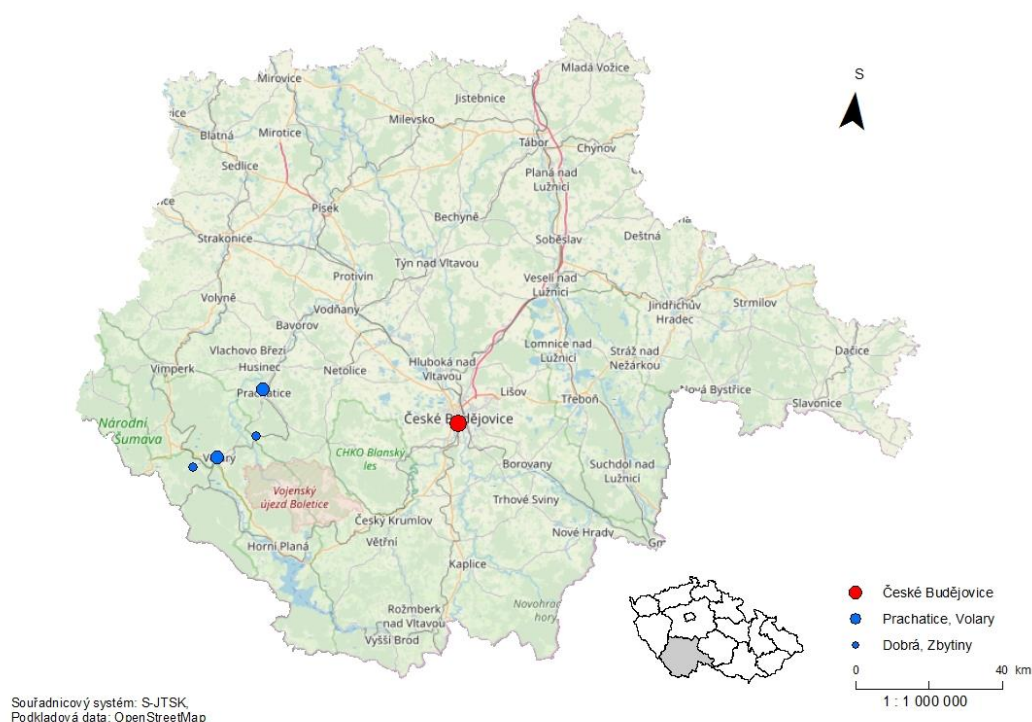
3.7 *Závislost jakosti vody v hyporeálu na jakosti vody v řece*

Procesy spojené s prouděním vody v místech zasakování do hyporeálu, pomalý průtok hyporeálem a návrat této vody zpět do koryta v místech vyvěrání v typickém případě vedou k poklesu koncentrace kyslíku a nesených částic. Naopak v případě obsahu rozpuštěných živin dochází ke zvýšení koncentrací (Hauer & Lamberti, 2007) viz obr. 6.

Primárním cílem je především odstranění živin, které zvyšují výměnu hyporheické zóny. Hyporheické reakce, mezi které řadíme zejména denitrifikaci, jsou často omezené transporty, a proto byly navrženy struktury, které tuto výměnu zlepšují.

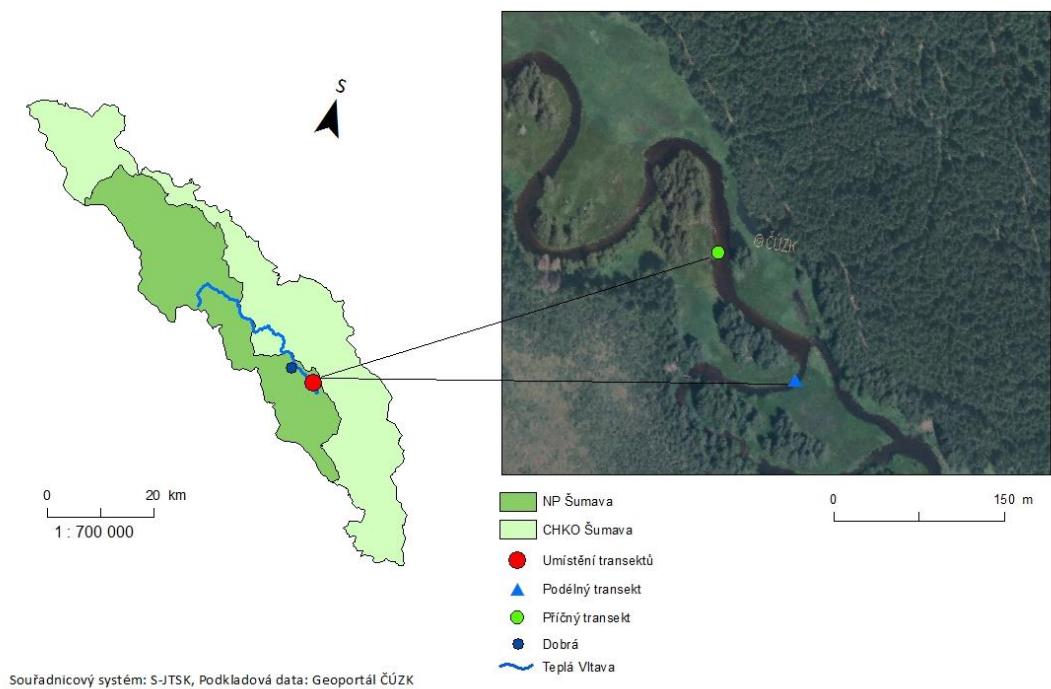
Hester et al. (2018) ve své studii použili model MIKE SHE, který přispěl k modelování interakcí podzemních a povrchových vod, dále k odstraňování dusičnanů, tedy denitrifikaci. Pro tuto studii byly simulovány různé struktury prostředí a také byl zkoumán vliv kontrolních charakteristik daného prostředí, které se postupně mění s nastavením povodí. Bylo zjištěno, že vybrané environmentální charakteristiky měly největší vliv na výměnu povrchových i podzemních vod. Pravděpodobně hraje nejdůležitější roli v povodí a jakosti vody vliv člověka. Je tedy důležité vynaložit úsilí v oblasti kvality vody, a to tím, že bude sníženo využívání hnojiv či bude zlepšeno nakládání s dešťovými vodami (Hester et al., 2018).

4 Zájmové lokality

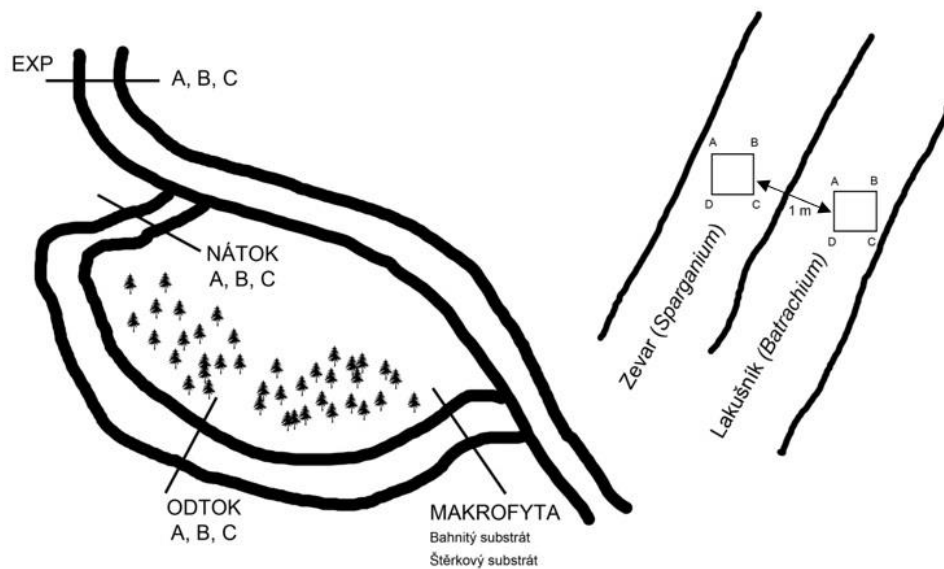


Obr. 10: Lokalizace zájmových lokalit v rámci Jihočeského kraje, zdroj: OpenStreetMap.

Zájmové lokality se nacházejí v Jihočeském kraji (obr. 10). První zájmová lokalita se nachází na Teplé Vltavě u malé vesnice Dobrá, v katastrálním území České Žleby. Obec Dobrá se nachází nedaleko města Volary (obr. 11). Lokalizace odběrových míst v rámci Národního parku Šumava a chráněné krajinné oblasti Šumava lze vidět na obr. 12. Druhou zájmovou lokalitu nalezneme v Jihočeské obci Zbytiny ležící jižně od Prachatic na hranici Chráněné krajinné oblasti Šumava (obr. 13).



Obr. 11: Lokalizace zájmové lokality v rámci Národního parku Šumava a chráněné krajinné oblasti Šumava, umístění transektů (příčný a podélný), zdroj: Geoportál ČÚZK.

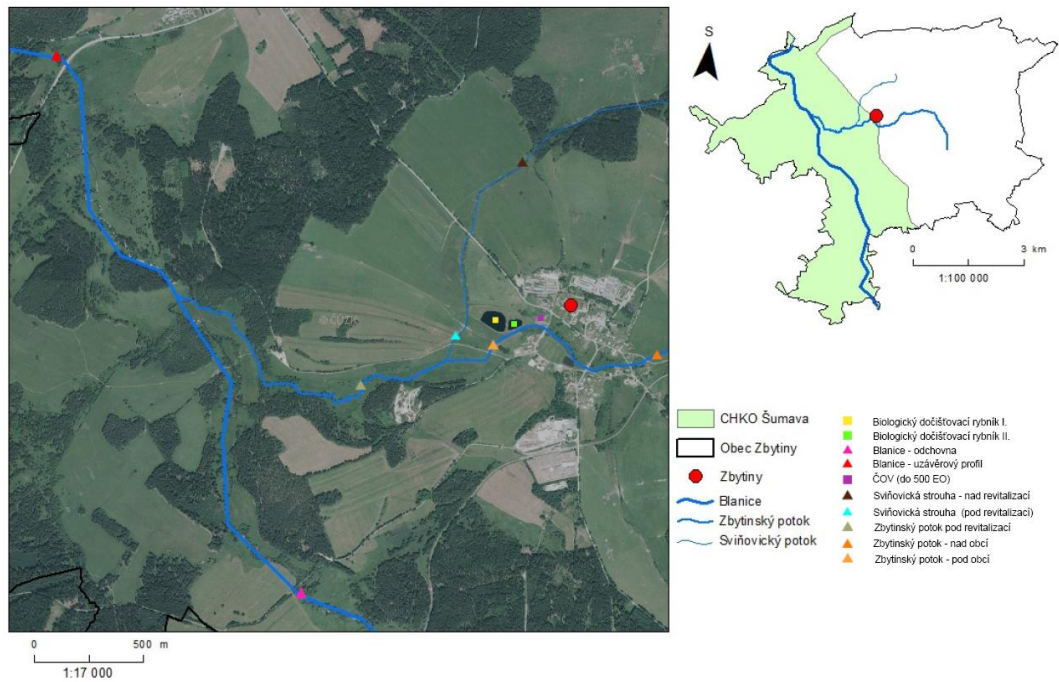


Obr. 12: Lokalizace odběrových míst v rámci Národního parku Šumava a chráněné krajinné oblasti Šumava, zdroj: vlastní zhotovení.

První zájmová oblast se vyskytuje ve Vltavském luhu. Jedná se o velkoplošné území v nivě Teplé Vltavy, které je na severu ohraničeno Soumarským mostem a na jihu vodní nádrží Lipno u mostu v Nové Peci. Geologická charakteristika této oblasti je rozsáhlá a zachovalá. V zájmové oblasti se nachází typická říční niva se všemi geomorfologickými i biologickými zákonitostmi, mezi které řadíme agradační valy, meandrovitý tok, stará řečiště v různých stádiích zazemňování a rozsáhlá lužní rašeliniště včetně extenzivně sklizených luk s výskytem vzácných rostlinných a živočišných druhů (ČGS, 1998). Zájmová oblast se vyznačuje nízkou výškovou členitostí a malým sklonem (Demek, 1987).

Geologické podloží je tvořeno granity, granodiority a také diority. Údolní nivě dominuje písek, hlína a štěrk (ČGS, 1998; Simon et al., 2015). Říční koryto je charakterizováno malým spádem. Koryto je místy široké až 15 m. Řeka v této oblasti teče pomaleji, tvoří meandry, slepá ramena a tůň. Rychlejší proudění nastává výhradně v přeřinatých úsecích. Říční dno tvoří především štěrkopískové až kamenité úseky (Kladivová, 2010). Chemismus volně tekoucí vody v řece lze najít v článku Černá et al. (2018).

Tato zájmová lokalita v Teplé Vltavě byla zvolena jako nejvíce vyhovující pro výzkum, neboť se zde přirozeně vyskytuje zbytková populace perlorodky říční. Mimo jiné se zde vyskytuje také malý počet subadultních jedinců perlorodky říční.



Souřadnicový systém: S-JTSK, Podkladová data: Geoportál ČÚZK

Obr. 13: Lokalizace zájmové lokality v rámci obce Zbytiny, zdroj: Geoportál ČÚZK.



Obr. 14: Mapový výřez zájmové lokality v rámci obce Zbytiny – mapová legenda uvedena výše na obr. 13, zdroj: Geoportál ČÚZK.

Druhá zájmová oblast se nachází v Jihočeské obci Zbytiny, k níž patří místní části Blažejovice, Koryto, Skříněřov, Spálenec a Sviňovice. Zbytiny leží ve vzdálenosti 8 km jižním směrem od Prachatic na hranici Chráněné krajinné oblasti Šumava.

Jižně až západně od obce Zbytiny protéká řeka Blanice, její okolí je chráněno jako národní přírodní památka Blanice. Řeka Blanice pramení 10 km východně od Volar v 960 m. n. m., má velký spád a v jarním období sbírá velké množství vod. Území povodí Blanice je tvořeno moldanubickými horninami. Nejrozsáhlejší část národní přírodní památky tvoří mokřiny a mokřady v různém stupni vývoje. Tato lokalita byla vyhlášena s cílem ochránit biotop, ve kterém se vyskytuje populace ranných vývojových stadií vzácného a kriticky ohroženého mlže perlorodky říční. Povodí horní Blanice má v podmínkách Českých zemí mimořádně zachovalý oligotrofní a oligosaprobní až xenosaprobní charakter s vysokou samočistící schopností s výjimkou některých úseků (Albrecht et al., 2003). Specifický charakter území má původ v částečném odlesnění. Částečné odlesnění vedlo ke zvýšení teploty vody a k významnému zvětšení druhové biodiverzity ve srovnání s původními lesními toky. Výskyt celého společenstva je určován i vhodným charakterem a morfologií dna a také rychlostí toku (AOPK, 2019). Řeka Blanice je označována za středoevropsky nejvýznamnější lokalitu, která má velice dobré vyhlídky trvale zachovávat a chránit nejpočetnější populaci perlorodky říční (Simon et al., 2006). Zbytinský potok je pravostranný přítok řeky Blanice. Pramení na svahu vrchu Skaliny (872 m. n. m.) nedaleko obce Křišťanov. Zbytinský potok proudí převážně západním směrem, protéká obcí Zbytiny, dále pak mezi vrcholy Suchého kopce (818 m. n. m.) a Hovorkova vrchu (814 m. n. m.). Plocha povodí Zbytinského potoka je 9,82 km², délka hlavního toku je 4,9 km. Průtok Zbytinského potoka je 21,61 l.s⁻¹ (0,022 m³/s). Dle absolutní řádovostní klasifikace se jedná o tok IV. řádu. Povodí Zbytinského potoka leží na hranici granulitového masivu. V korytě Zbytinského potoka a jeho přítocích nalezneme fluviální hlinité písky a štěrkopísky. V pramenných úsecích deluviofluviální hlíny a hlinité písky (Svoboda, 1983). Sviňovický potok se nachází severozápadně od obce Zbytiny. Profil se nachází na největším přítoku Zbytinského potoka, do kterého ústí z pravé strany zhruba 600 m pod obcí Zbytiny. Plocha povodí Sviňovického potoka činí 1,8 km² a délka toku je zhruba 1,83 km. Hydrologické podmínky v povodí Sviňovického potoka byly významně změněny lidskou činností v 70. a 80. letech 20. století. Vodní tok byl narovnan a vybetonován, čímž byl výrazně

změněn. Dříve nacházející se orná půda je nyní pokryta trvalým travním porostem (louky a pastviny) (Kliment et al., 2009).

Revitalizace Zbytinského potoka proběhla v listopadu 2004, dokončena byla na jaře 2005. Projekt revitalizace byl součástí programu na zlepšení kvality habitatu a vody v rámci druhové ochrany perlorodky říční. Práce byly realizovány na celé Sviňovické strouze od zatrubněného úseku nad pastvinou až po ústí. Celková délka této úpravy byla 1009 m údolnice. Dále byla provedena revitalizace hlavního toku Zbytinského potoka od cestního propustku nad stávající ČOV až po místo, kde se přibližuje k lomu o délce 745 m údolnice. Na obou větvích byla provedena částečná revitalizace. Cílem revitalizace bylo obnovení přirozeného biotopu potoka pro vodní organismy, zpomalení odtoku vody z krajiny a zvýšení samočisticí schopnosti vody. Bylo zapotřebí zvýšit hloubku stálé hladiny, snížit rychlost proudu vody a vytvořit proudové stíny pro akumulaci naplavenin. Z napřímeného koryta bylo vytrháno opevnění z celoplošných betonových desek (listopad 2004) a tok byl ve stávající trase a hloubce koryta mírně rozmeandrován. Do toku byly místy vloženy prahy nebo výhony z kamene (jaro 2005). Kolem Sviňovické strouhy byl na jaře 2005 vysazen břehový porost: Olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), Bříza bělokorá (*Betula pendula*), Jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*). Zbytinský potok byl ponechán jako luční tok bez břehového porostu.

4.1 Dynamika revitalizovaného koryta Zbytinského a Sviňovického potoka

V následujících letech po revitalizaci, která byla provedena nevhodným způsobem, docházelo k masivní boční a hloubkové erozi koryta Zbytinského potoka. Na Sviňovické strouze přeměněné ve Sviňovický potok také docházelo k výrazné boční i hloubkové erozi, která si vyžádala dokonce opětovný zásah člověka do struktury koryta. Úseky intenzivní eroze střídaly úseky výrazné akumulace, kde bylo koryto prakticky zcela zaneseno sedimenty, čímž došlo k jeho výraznému rozšiřování. Pouze jemná písková frakce a jíl byly ve své většině odnášeny mimo území (Kliment et al., 2006; Simon et al., 2018).

V březnu 2006 bylo navrženo opatření na zamezení vnosů splavenin do hlavního toku řeky Blanice a zpevnění nejkritičtějších míst haťoštěrkovými válci, čímž došlo ke zmírnění boční eroze. V následujících letech se erodované břehy vzhledem k opatření zcela zpevnily. V současné době již není znatelný rozdíl mezi přirozeným mladým břehovým porostem a umělým zpevněním poškozeného koryta

haťoštěrkovými válci (Kliment et al., 2009). Měření probíhající od roku 2007 svědčí o pozvolné stabilizaci koryta a o jeho postupném zužování. Přestože šířka v plnoprávné úrovni koryta od revitalizace vzrostla, již nyní je na většině sledovaného úseku patrné zužování šířky při dně koryta (aktivního šelfu). Příčin je několik – opevnění koryta kamenem, absence vyšších průtoků, rozvoj vegetace a spadané břehy (Kliment et al., 2009). Nejviditelnějším důvodem zužování je zasypaní břehu a na některých místech i dna, v horní polovině sledovaného úseku lomovým kamenem. Rozvolněná proudnice byla kamenným posypem na obou erozních úsecích napřímena, čímž byla oblast aktivního šelfu na celém zasypaném úseku zúžena. Jelikož byl použit kámen o průměru zhruba 30 cm, lze předpokládat, že běžně se vyskytující nízké průtoky nebudou mít dostatek síly na jejich přemístění. Nové zpevnění a umělé napřímení proudnice se jistě odrazí na změně korytotvorných pochodů v tomto i v navazujícím úseku toku (Hujšlová, 2010).

Klíčovým pro současný vývoj koryta se však ukázalo ponechání horního toku ve zregulovaném korytě ze 70. let 20. století. Hladké a relativně hluboké napřímené koryto má nízkou hydraulickou drsnost. Tento jev vede ke značnému zvýšení rychlosti protékající vody (Havrtlant & Buzek, 1985; Martiš, 1988; Langhammer & Matoušková, 2006). Rozsáhlý probíhající monitoring potvrzuje, že zrychlující efekt zpevněného koryta je pro dolní rozvolněný tok dominantní. Vysoká rychlost proudění přímo zvyšuje erozní a unášecí schopnost toku (Stejskal, 1949; Demek et al., 1976), což se projevuje v rozvolněném korytě s nezpevněnými břehy intenzivní erozí. Současně také přispívá k velké rychlosti vysoký spád toku (Demek et al., 1976), který na horním hladkém úseku dosahuje v průměru 4 %, v revitalizované části 1,9 % mezi ústím a mostem (resp. 2,6 % mezi mostem a přejezdem TK 60/125). Zpevnění profilu koryta na horním toku současně způsobuje minimální vnos sedimentu do toku, proto z propustku pod hospodářským přejezdem TK 60/125 vytéká voda s nepatrným množstvím splavenin (Hujšlová, 2010).

Během prvních 6 měsíců po provedené revitalizaci převažovalo na všech sledovaných profilech mírné až střední zahlubování čerstvě rozvolněného koryta (do 20 cm). Do jara 2006 došlo k určité stabilizaci koryta, ustálení hloubek a pouze k mírnému rozšiřování profilů u dna (maximálně 20 cm) (Kliment et al., 2009). Během letních měsíců v roce 2006 proběhlo několik významných srážko-odtokových událostí. V profilu pod silničním mostem byl 12. července 2006 zaznamenán dosud nejvyšší naměřený vodní stav – 589 mm. Tomuto stavu předcházelo a následovalo ho několik

dní zvýšených vodních stavů. U některých profilů přesáhla plocha odpovídající maximálnímu vodnímu stavu plochu stanoveného plnoprůtočného profilu. Vzhledem k těmto událostem došlo v korytě do podzimu 2006 k velice výrazným změnám příčných profilů. V některých místech bylo koryto zahloubeno dokonce až o 30 cm. Boční eroze rozšířila některé sledované profily až o 1 m. Některé profily byly naopak zaneseny vrstvou sedimentů o mocnosti až 30 cm. Největší změny jsou patrné na profilech v horní části úseku, jelikož došlo k jejich výraznému rozšíření a prohloubení. Podélný profil sledovaného úseku potoka také vykazuje zřetelné změny. Dle Kliment et al. (2006) je zřejmé zahloubení koryta po celé délce během prvního roku od revitalizace v řádech několika málo desítek centimetrů. Celé koryto zejména v úseku pod mostem bylo pravděpodobně během revitalizačních opatření zahloubeno více, než bylo plánováno. V letech 2008 a 2009 bylo provedeno podrobnější geodetické měření. Toto měření zaznamenalo četné změny podélného profilu v podobě zahloubení v místech, kde byly vytvářeny tůně. Drobnější změny jsou zapříčiněny vysypáním břehů a dna koryta opevňujícím kamenivem (konec roku 2007). Celková plocha koryta se mění velmi pozvolně (Kliment et al., 2006).

5 *Metodika*

Před terénními pracemi byla oblast zájmového toku řádně zkontrolována se zaměřením na přítomnost perlorodky říční. Po zkontrolování toku následovalo stanovení podélného a příčného transektu. Transekty byly stanoveny takovým způsobem, aby byla dostatečně pokryta variabilita substrátu dna a také různé hloubky volně tekoucí vody. Parametry měřené v hyporheické zóně byly realizovány vždy po 0,5 m. Na dno vodního toku byl umístěn rámeček o velikosti 30 x 30 cm. Uvnitř tohoto rámečku byla prováděna veškerá měření. K odběru fosforu byly využity stabilní instalace hadiček, vedoucí z různých hloubek říčního hyporeálu na Vltavě, které se v lokalitě vyskytovaly v rámci bioindikačních pokusů. Vzhledem k těmto pokusům byly k dispozici také údaje o přežívání perlorodky říční, kolísání teplot, koncentrace kyslíku a mnoho dalších parametrů, mezi které lze zařadit redoxní potenciál, tvrdost dna a další. Následující odběry hyporeálové vody byly provedeny penetrační sondou.

5.1 *Příčný transekt*

Stanovení příčného transektu bylo provedeno v místě vodního toku, kde bylo koryto řeky široké zhruba 14 m. Parametry dna byly měřené na 28 místech vodního toku.

5.1.1 *Penetrační odpor dna – příčný transekt*

Penetrační odpor dna byl měřen ručním statickým penetrometrem ve dvou hloubkách, tedy ve 3 cm a 13 cm. Obě hloubky byly měřeny v určitém bodě postupným zasouváním penetrometru do dna vodního toku. Tato výše uvedená metoda byla upravena dle (Geist & Auerswald, 2007) a také podle nepublikovaných postupů měření hyporeálu (Jahelková et al., nepublikováno).

5.1.2 *Konduktivita, rozpuštěný kyslík a metodický pokus*

Během měření konduktivity a obsahu rozpuštěného kyslíku, byl v hyporheické zóně použit přístroj multimetr WTW. Vzorky vody z hyporeálu byly odebírány z hloubky 3 cm a 13 cm, následně z těchto vzorků byly *ex situ* bezprostředně po odběru měřeny výše uvedené parametry. Ze všech 28 zkoumaných míst a z každé zkoumané hloubky byly odebrány vždy dva vzorky hyporeálové vody, které činily 10 ml. Naměřené hodnoty byly průběžně zaznamenávány. Pro vyhodnocení hyporeálové vody, byly použity vždy hodnoty naměřené z druhého vzorku, neboť první vzorek byl

určen pouze k propláchnutí odběrového systému. Odběrový systém se skládal z trubičky, hadičky, stříkačky/měrné nádoby. Hodnoty naměřené z druhého vzorku byly použity také proto, aby se předešlo kontaminaci povrchovou říční vodou. Pro metodické měření však byly použity oba dva odebrané vzorky.

V každém odebraném vzorku hyporeálové vody byla nejprve měřena hodnota konduktivity, neboť pro tuto hodnotu sonda reagovala rychleji. Následně byla měřena hodnota rozpuštěného kyslíku, jelikož pro tuto hodnotu sonda reagovala pomaleji.

5.1.3 Postup při odebírání vzorků z hyporheické zóny

Vzorky hyporeálové vody byly odebírány trubičkou z polyvinylchloridu (PVC). Tato trubička dlouhá 30 cm byla připevněna na flexibilní hadičku se škrτίtkem ke stříkačce. Stříkačka byla použita k vytvoření podtlaku a následnému odebrání vzorku hyporeálové vody. Trubička pro odebírání vzorků hyporeálové vody byla označena barevnými pruhy pro snadnější identifikaci při odebírání vzorků z 3 cm a 13 cm hloubky.

K odebrání vzorků hyporeálové vody z 13 cm hloubky bylo nezbytné použít nejprve ocelovou raznici, pomocí které byla trubička snadněji umístěna do potřebné hloubky vodního toku. Ocelová raznice je složena z vnitřní tyčky. Tuto vnitřní tyčku je možné vložit do vnější trubičky, která má minimální vůli. Ocelová raznice je poté zasunuta, případně zatlučena do předem stanovené hloubky. Následně dochází k nahrazení vnitřní tyčky PVC trubičkou. Abychom zamezili kontaminaci hyporeálové vody vodou povrchovou, je důležité odstranit také vnější část raznice. Odstraněním vnější části raznice docílíme sesypání sedimentu dna k PVC trubičce, čímž zamezíme kontaminaci.

Po každém odebrání prvních 10 ml hyporeálové vody bylo nejprve uzavřeno škrτίtko na hadičce a ihned poté byla odpojena stříkačka. Následně byl daný vzorek hyporeálové vody přemístěn do nádoby, ve které byla měřena nejprve konduktivita a poté obsah rozpuštěného kyslíku.

Měření obsahu rozpuštěného kyslíku bylo nutné provádět tak, aby se daný vzorek nedostal delší dobu do kontaktu se vzduchem. Proto byla kyslíková sonda umístěna na gumový o-kroužek o větším průměru, než byla samotná polyetylenová (PE) nádoba, ve které bylo prováděno následné měření vzorků. Z nádoby bylo nutné vytlačit veškeré bubliny vzduchu, které zde byly nahromaděny. Toho bylo docíleno otevřením uzávěru nádoby a zatlačením na kyslíkovou sondu, která posloužila jako

pístit. Doba, během které byla hladina vzorku hyporeálové vody v přímém kontaktu se vzduchem, byla omezena na méně než 2 minuty, obvykle pouze zhruba na 1 minutu. Po tuto dobu probíhalo pouze měření konduktivity vzorku.

Veškeré naměřené hodnoty byly následně po ustálení odečteny. Při měření konduktivity k ustálení docházelo během několika sekund, zatímco kyslíková sonda se ustalovala i více než 5 minut. Hodnoty blízké 100% saturaci byly získány rychleji, nejdéle se sonda ustalovala v případě přechodu od plně saturovaného vzorku k vzorku mikroaerobnímu. Kyslíková sonda byla z tohoto důvodu uchovávána ve vzorku a poté byla rychle přemístěna do vzorku nového, čímž byla doba, během které se sonda vyskytovala na vzduchu s plnou saturací kyslíkem, zkrácena pouze na minimální hodnotu.

Konstrukce raznice byla přejata od Bílého, ostatní postupy byly originální, dle Simona a týmu pracujícího na řece Vltavě na Šumavě (Národní park Česká republika).

5.2 Podélný transekt

Podélný transekt byl dlouhý 14,5 m, proto byly parametry mělkého hyporeálu zjišťovány na 29 místech.

5.2.1 Penetrační odpor dna – podélný transekt

Penetrační odpor dna byl u podélného transektu měřen v hloubkách 3 cm a 13 cm. Celkem bylo uskutečněno 8 opakování v každém čtverci.

5.2.2 Obsah rozpuštěného kyslíku

K měření obsahu rozpuštěného kyslíku v hyporeálu byl použit multimetr WTW. Vzorky hyporeálové vody pro měření byly odebírány z 3 cm a 13 cm hloubky. Z každého místa a hloubky byly odebrány vždy dva vzorky hyporeálové vody po 10 ml. Naměřené hodnoty byly následně zaznamenány. Prvních 10 ml bylo odebráno k propláchnutí celého systému složeného z trubičky, hadičky, stříkačky/měrné nádoby a k zamezení kontaminace povrchovou říční vodou. Pro vyhodnocení byly využity naměřené hodnoty pouze z druhého vzorku, avšak pro celkové metodické měření byly použity oba dva vzorky.

5.2.3 Fosfor

Odběr fosforu probíhal převážně za využití stabilní instalace hadiček, které vedly z různých hloubek říčního hyporeálu na řece Vltavě (Teplá Vltava) na Šumavě. Tyto hadičky byly ve vodním toku umístěny vzhledem k probíhajícím bioindikačním pokusům.

Pilotní vzorkování fosforu probíhalo 31. května 2019. Druhé měření se uskutečnilo 8.-9. července 2019. Třetí a zároveň poslední měření se konalo 23. října 2019.

Pilotní vzorkování fosforu bylo prováděno na čtyřech lokalitách:

- 1) lokalita Perlorodkový meandr – Bobří kláda, Zevar (*Sparganium*), Pod koloniemi,
- 2) lokalita Experimentální meandr – Příčný teplotní transekt,
- 3) lokalita písčina – Hvězdoš (*Callitriche*),
- 4) Terénní stanice Dobrá – kontrolní vzorek vody z vrtu.

V 1.-3. případě byly využity penetrační sondy, neboť metodický zkušební odběr probíhal před instalací stálých odběrových sond v lokalitě.

Druhé vzorkování bylo prováděno pouze na dvou lokalitách:

- 1) lokalita odtok Perlorodkového meandru – čtverce A, B a C,
- 2) lokalita nátok Perlorodkového meandru – čtverce A, B a C.

Třetí vzorkování v době poklesu teplot a přepokládaném rozkladu biomasy bylo uskutečněno na třech lokalitách:

- 1) lokalita Experimentální meandr – čtverce A, B a C,
- 2) lokalita nátok Perlorodkového meandru – čtverce A, B a C,
- 3) lokalita odtok Perlorodkového meandru – čtverce A, B a C.

Pro analýzu fosforu byly použity vzorky, ze kterých se měřil obsah rozpuštěného kyslíku. Tyto vzorky byly tedy odebírány ze 3 cm hloubky. Z pilotního vzorkování bylo odebráno celkem 22 vzorků. Z celkového počtu vzorků byly odebrány 4 srovnávací vzorky, z míst s výskytem většího podílu organického substrátu a z trsu rostlin v proudu vodního toku z 3 cm a 13 cm hloubky. Odebrány byly také 4 srovnávací vzorky z rostlin, které rostou na břehu v organickém sedimentu z 3 cm a

13 cm hloubky. Tyto srovnávací vzorky byly odebrány na konci celého měření vzhledem k možné kontaminaci.

Z druhého vzorkování bylo odebráno 48 vzorků z hyporeálu, 2 vzorky volné vody (na začátku a na konci vzorkování) a 2 transportní vzorky, které obsahovaly redestilovanou vodu (s cílem ověřit čistotu vzorkovnic). Dále byly odebrány rovněž srovnávací vzorky z míst s větším podílem organického substrátu. Z těchto míst bylo odebráno 6 vzorků z trsu rostlin v proudu vodního toku z 3 cm a 13 cm hloubky. Následně bylo provedeno odebrání posledních 6 vzorků z rostlin rostoucích u břehu v organickém sedimentu z 3 cm a 13 cm hloubky. Většina vzorků byla odebrána z trvalých sond v místě bioindikační destičky. Srovnávací vzorky z porostů rostlin byly odebrány penetrační sondou. Celkem bylo tedy odebráno 64 vzorků pro zjištění obsahu fosforu. Jednotlivé vzorkování na jedné lokalitě trvalo průměrně 40 minut.

V závěrečném třetím vzorkování bylo odebráno celkem 40 vzorků z hyporeálové vody penetrační sondou. Vzorkovány byly stejné mikrohabitaty jako při druhém vzorkování a bylo také provedeno několik ředících řad pro ověření reálné meze detekce. Vzorkování na jedné lokalitě trvalo průměrně 30 minut.

Vzorky o objemu 25 ml byly v chladicím boxu transportovány do externí laboratoře VZ lab (Zkušební laboratoř akreditovaná Českým institutem pro akreditaci (ČIA) podle ČSN EN ISO/IEC 17025:2005 pod číslem 1402). Analýzy fosforečnanů byly provedeny dle standartních norem SOP 7 (ČSN EN ISO 10304-1).

5.2.4 Redoxní potenciál

Měření redoxního potenciálu probíhalo za použití platinové zapichovací redox sondy. Elektrický potenciál byl měřen ručním voltmetrem (WTW) mezi Pt sondou a referenční sondou Ag/AgCl, což znamená, že redoxní potenciál byl měřen mezi hyporheickou zónou a volně tekoucí vodou.

Redoxní potenciál byl měřen v hloubce 3 cm a vždy bylo prováděno 8 opakování. Během každého opakování byla Pt sonda lokalizována v hyporeálu po dobu 1 minuty, poté byla odečtena naměřená hodnota vzorku. Do jedné minuty nastaly nejvýraznější změny hodnoty vzorku, proto se na ustálení hodnoty dále nečekalo. Měření redoxního potenciálu bylo uskutečněno 8. července 2019.

5.2.5 *Vzorkování jakosti povrchové vody*

Jakost vody volně proudící v řece nebo potoce byla vzorkována pomocí bodových vzorků. Vzorky byly nabírány ručně do standardních vzorkovnic a následně transportovány v chladícím boxu do certifikované laboratoře k chemické analýze. V zimním období bylo zabráněno zmrznutí vzorku v průběhu transportu. Přímě v terénu byly měřeny následující parametry multimetrem WTV nebo HACH: pH, vodivost a koncentrace rozpuštěného kyslíku. Základní interval vzorkování byl 12x ročně. Chemické analýzy v laboratoři Výzkumného ústavu vodohospodářského a externí analytické laboratoře VZ lab byly provedeny dle standardních norem pro základní chemický rozbor - SOP 7 (ČSN EN ISO 10304-1). Dále byly následující parametry analyzovány dle Pittera (2009): nerozpuštěné látky (NL), amoniak, dusitan a dusičnan (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), vápník a celkový fosfor (Ca^{2+} a Pcelk) pomocí stopové analytické metody (ISP). Limitní hodnoty jakosti vody pro výskyt perlorodky říční jsou uvedeny v tabulce 1 (viz strana 15).

6 Výsledky

6.1 Testování odběru pórové vody z hyporeálu

6.1.1 Metodické problémy při odběru vzorku

Samotné zjištění hodnot jednotlivých parametrů intersticiální vody je mnohdy velmi obtížné a posouzení rizik a chybovosti jednotlivých kroků odběru vzorků bylo dle zadání diplomové práce jedním z hlavních cílů.

Základní obtížnost odběru vzorků spočívala v těchto aspektech:

- 1) místo vzorkování pode dnem řeky je špatně dostupné,
- 2) často je problematická vizuální kontrola místa odběru,
- 3) odběry vzorků probíhají v proudící vodě,
- 4) v pórech dna je pouze limitované množství vody a je nutné měřit ve stejném vzorku, který je použit pro analýzy,
- 5) nelze zcela eliminovat kontakt vzorků s přirozeně malým množstvím kyslíku s atmosférickým kyslíkem,
- 6) prostředí dna vodního toku je charakterizováno vysokou prostorovou a časovou proměnlivostí.

V průběhu vzorkování byly proto zjištěny některé metodické problémy, které jsou dále rozvedeny. Jednalo se zejména o časovou náročnost, teplotu vody, odebírané množství vzorku a také zákal vzorku. Časová náročnost se odvíjí od typu použité metody, především pokud se jedná o *ex situ* či *in situ* metodu.

6.1.2 Metodické limitace *ex situ* metody

Při metodách prováděných *ex situ* představovalo největší komplikaci zejména samotné odebírání vzorku. Tyto komplikace byly zaznamenány zejména při odebírání vzorku ze substrátu, který lze charakterizovat jako písek až hrubý písek. Tento typ substrátu v případě penetračních sond velice často způsobuje ucpání PVC trubičky, kterou je vzorek odebírán. Ucpání PVC trubičky následně způsobuje značné zpomalení odběru vody, často i opakování celého odběru z dané lokality v místě nedaleko od původního odběru, což prodlužuje dobu odběru. Ovšem i přes tyto komplikace bylo vždy odebráno požadované množství vzorku.

Mezi další negativní faktor působící na dobu odběru vzorku, je teplota vody. Pokud teplota vody ve vodním toku dosahuje 10 °C a méně, dochází k podstatnému snížení jemné motoriky lidské ruky, která je při této metodě ponořena ve vodě (Cakir

et al., 2016), čímž je proces velmi komplikován. Použití například neoprenových nebo gumových rukavic není možné, neboť pro nasazení odběrové hadičky či stříkačky je nutná citlivost v prstech. Pod zvlněnou hladinou proudící vody hadička často není dostatečně pevně nasazena, sklouzne z trubičky a celý proces je nutné opakovat. Použití aquaskopu je problematické, neboť je potřebné pracovat oběma rukama.

Časová náročnost při měření parametrů v odebraném vzorku přímo na lokalitě závisí pouze na délce odezvy jednotlivých sond. Například kyslíková sonda reagovala v řádu několika minut. Odebírání a změření 4 vzorků z jedné plochy trvalo v průměru 30 minut, v ojedinělých případech trvalo toto odebírání a měření v průměru až 40 minut. Odebírání vzorků je vhodné uskutečnit ve dvojici, vzhledem k tomu, že jedna osoba odebírá vzorky a druhá osoba zapisuje zjištěná data.

Další negativní faktor představovalo množství vzorku, které bylo nutné odebrat pro následné laboratorní zpracování. Většina laboratoří požaduje pro analýzu fosforečnanů cca 100 ml vzorku. Malobjemové vzorky pro externí laboratoř, která adaptovala metodu analýzy na malobjemový vzorek, byly odebírány vždy po 25 ml, které byly odsávány z říčního hyporeálu. Prvních 10 ml vody bylo odsáto a vylito, aby byl pročištěn odběrový systém a zabráněno kontaminaci povrchovou vodou. Celkem tedy bylo nutno odsát 35 ml vody. S ohledem na nízkou porozitu některých vzorkovaných míst se jednalo o hraniční množství, aby nebyla přísáta vrchní nebo naopak spodní voda.

Některé vzorky měly silný zákal nebo byla voda zbarvená. Zákal neboli snížení průhlednosti vody je sumárním ukazatelem obsahu nerozpuštěných i koloidně rozpuštěných anorganických i organických látek ve vodě (jíl, oxidy železa, zbytky rostlin, přemnožené organismy – řasy, detrit a další). S velkou mírou zákalu jsme se setkali při letním vzorkování, kdy i podobné vzorky měly často velmi kontrastní zákal i barvu. Přirozené zbarvení vody nebo zákal omezoval detekční možnosti stanovení orthofosforečnanu. Znázorněný barevný zákal značí vzorky pod mezí detekce (viz obr. 15).



Obr. 15: Letní vzorkování fosforu v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru – přirozené zbarvení vody a sedimentu u některých vzorků, zdroj: (Simon, 2019).

6.1.3 Metodické zhodnocení *in situ* metod

Nejjednodušší a nejrychlejší metodou, která byla uskutečněna, bylo měření penetračního odporu. Tato metoda zjišťuje vlastnosti mělkého hyporeálu. Měření bylo prováděno pomocí penetrometru podle metodiky (Jahelková et al., nepublikováno). Časová náročnost měření jedné plochy byla v řádu 2 minut, během kterých bylo naměřeno 7 hodnot. Penetrační odpor byl prováděn v hloubkách 3 cm a 13 cm.

Také hodnoty redoxního potenciálu je možné uskutečnit v rámci velice krátké doby dle metodiky (Geist & Auerswald, 2007). Měření jedné plochy bylo uskutečněno během 10 minut, přičemž bylo zjištěno 7 hodnot. Jak při měření redoxního potenciálu, tak penetračního odporu, je vhodné, aby jedna osoba měla suché ruce a zapisovala zjištěné hodnoty. V případě nouze je však možné, aby tuto práci prováděla pouze jedna osoba (vhodné je zapisovat do malé kartičky formátu A6, nikoliv do protokolu formátu A4). Práce jen jedné osoby rozhodně není možná při výše popsaných odběrech vody a měření koncentrace rozpuštěného kyslíku.

6.1.4 Další rizika při odběru vzorku

Neopomenutelnou součástí při testování odběru parametrů intersticiální vody je také cena a riziko poškození potřebného přístrojového vybavení. Riziko poškození je předpokládáno nejvíce u multimetru a voltmetru. U těchto dvou zařízení je nejpravděpodobnější, že budou upuštěny do vodního toku. Zařízení jsou dle manuálu pouze voděodolná při dešti, nikoliv vodotěsná pro ponoření (WTW, 2008).

Měření konduktivity prováděné přípojnou sondou je označováno za vysoce odolné, jelikož k poškození nedojde ani při nešetrném zacházení se sondou. Naopak měření pomocí kyslíkové sondy se vyznačuje vysokým rizikem poškození, neboť je tato sonda náchylná na mechanické rázy z důvodu optického senzoru (WTW, 2008; WTW, 2010).

Měření redoxního potenciálu probíhá v sedimentu s vyšší tvrdostí, a proto může být problematické. Při nevhodném zacházení hrozí zlomení platinové zapichovací sondy. Zranitelnou částí je také referenční elektroda umístěná na plováku ve volné vodě, která se skládá převážně ze skla. Šetrná manipulace s tímto přístrojem je nutná jak při přepravě, tak při samotném měření (Bier, 2010).

Ze všech uvedených metod je nejméně nákladná penetrometrie. Jedná se o metodu, která se vyznačuje velmi nízkou pravděpodobností zničení vybavení.

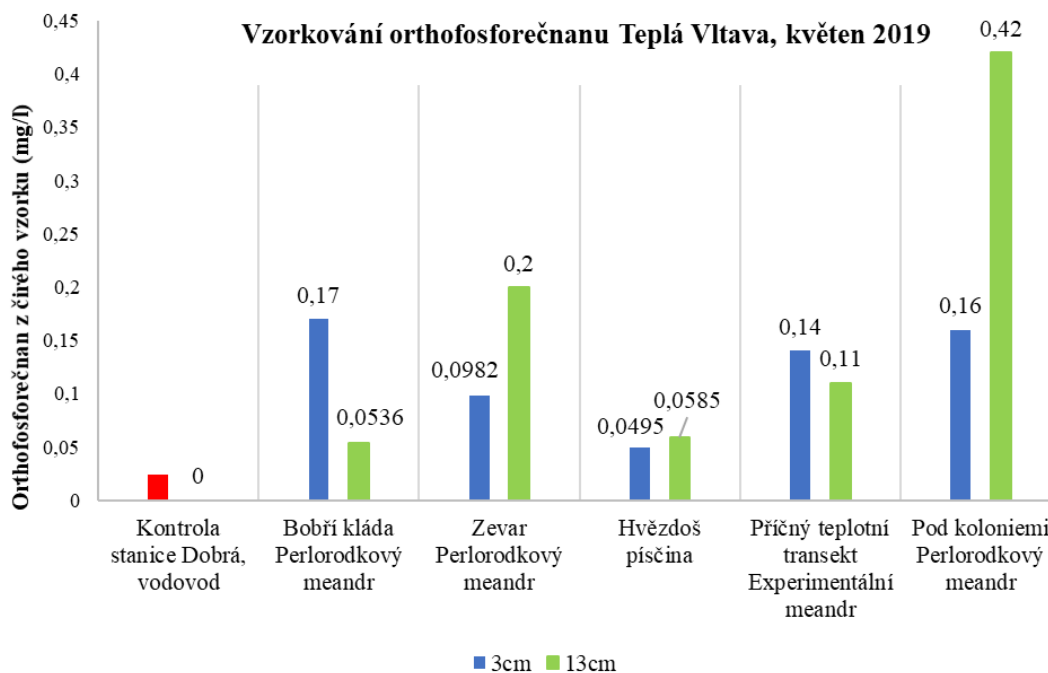
6.1.5 Zjištěné hodnoty rozpuštěného fosforu

Předběžný dataset

Koncem května 2019 bylo provedeno pilotní vzorkování orthofosforečnanu z hyporeálu Teplé Vltavy na Šumavě. V případě neuskutečnění pilotního pokusu, by následná vzorkování byla velice riziková (otázka odběru dostatečného množství, techniky odběru a detekčního limitu laboratorní analýzy).

Odběr orthofosforečnanu byl prováděn z 3 cm a 13 cm hloubky hyporeálové vody. Odebráno bylo několik vzorků z míst s předpokládaným nízkým, středním a vysokým množstvím fosforu.

Tyto vzorky byly dle externí laboratoře VZ lab stanoveny úspěšně. Hodnoty byly zjištěny prostřednictvím stopové analytické metody ISP. Jelikož mez detekce byla stanovena na 0,050 mg/l, vyšel pod detekčním limitem pouze kontrolní vzorek vody z vrtu v terénní stanici Dobrá na Šumavě. Níže uvedený graf 1 znázorňuje vzorkování orthofosforečnanu v Teplé Vltavě v květnu 2019.



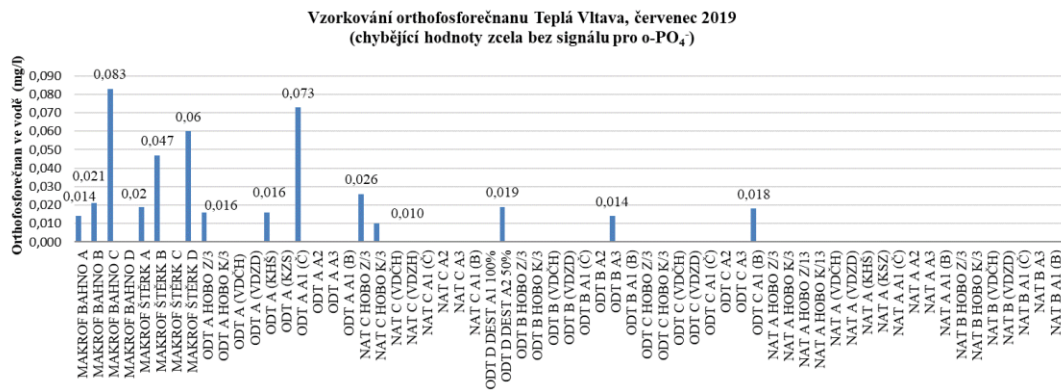
Graf 1: Znázornění orthofosforečnanu z hyporeálového bioindikačního pokusu pod Volary v lokalitách Teplé Vltavy. Vzorky byly odebírány 31. května 2019. Oficiální mez detekce dle externí analytické laboratoře VZ lab byla stanovena na 0,050 mg/l.

Hodnoty koncentrace ortofosforečnanu kolísaly od 0,050 mg/l (50 µg/l) (v písčitém substrátu s hvězdošem (*Callitriche*) a v hloubce 13 cm ve štěrkovém dně) až po nejvyšší hodnotu 0,42 mg/l (420 µg/l) ve 13 cm v místě s hrubým štěrkovým dnem. Mezi hloubkou 3 cm a 13 cm nebyl systematický rozdíl. Předpoklad, že ve větší hloubce nebo v porostech rostlin bude více rozpuštěného fosforu nebyl potvrzen. Jednalo se však pouze o malý soubor dat.

Letní vzorkování

Po úspěchu pilotního vzorkování (v květnu 2019) byl odebrán velký objem vzorků ze širokého spektra lokalit, od vizuálně velmi čistého štěrkového dna, až po zabahněné porosty makrofyt. Překvapivě ovšem kromě 3 vzorků byly všechny vzorky pod detekčním limitem laboratoře.

Druhý odběr orthofosforečnanu v hyporeálové vodě ve 3 cm a 13 cm hloubce a měření obsahu rozpuštěného kyslíku v Perlorodkovém meandru Teplé Vltavy probíhal v červenci 2019.



Graf 2: Znázornění orthofosforečnanu z hyporeálového bioinfikačního pokusu pod Volary v Perlorodkovém meandru Teplé Vltavy. Vzorky byly odebrány 8.-9. července 2019. Oficiální mez detekce dle externí analytické laboratoře VZ lab byla stanovena na 0,050 mg/l.

Naměřené hodnoty jsou zobrazeny v grafu 2. Laboratorní výsledky z tohoto výzkumu ukázaly, že byly ve velké míře zjištěny velmi nízké hodnoty. Z tohoto důvodu s těmito výsledky nelze provést hlubší analýzu, jelikož jsou kromě tří hodnot všechny hodnoty mimo mez detekce, která je pro metody použité v externí analytické laboratoři VZ lab stanovena na 0,050 mg/l.

Laboratoř byla požádána také o poskytnutí hodnot pod mezí detekce, pokud signál na IPS umožnil identifikovat pík příslušný pro ortofosforečnany. Bohužel ani hodnoty, které jsou pod mezí detekce (a tudíž bez záruky) neumožňují tato data vyhodnotit přesněji.

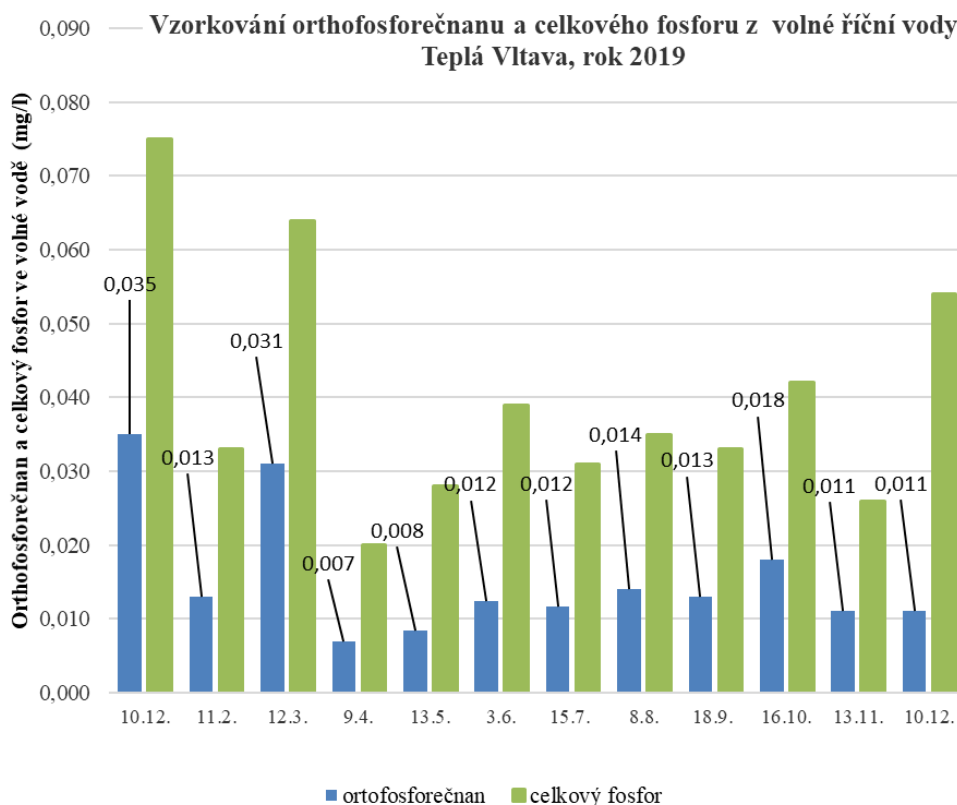
Dle výše uvedeného grafu lze ale i přesto vidět, že nejvyšší hodnoty orthofosforečnanu byly stanoveny ve vzorcích z makrofyt. Tedy z vyšších rostlin rostoucích ve vodním prostředí. V tomto případě se jednalo o Zevar úzkolistý (*Sparganium angustifolium*), který se nacházel v bahnitěm dně a Lakušník vzplývavý (*Batrachium fluitans*) nacházející se ve šterkovém dně. Tyto výsledky byly ovšem předem předpokládány. Z grafu 2 je také patrné, že hodnoty č. 3 – 0,083 mg/l; č. 8 – 0,06 mg/l a č. 15 – 0,073 mg/l byly vyhodnoceny v mezi detekce. Dvě z těchto hodnot byly odebrány z makrofyt z bahnitěho a šterkového dna.

V zájmovém území byly odebrány také 2 kontrolní vzorky. Prvním kontrolním vzorkem byla čistá redestilovaná voda. Dle laboratorních výsledků byl tento kontrolní vzorek vyhodnocen hodnotou zcela bez signálu (pod 0,050 mg/l). Druhý kontrolní vzorek byl z 50 % naředěný vodou z hyporeálového prostředí. Podle laboratoře byl

tento vzorek vyhodnocen hodnotou bez záruky 0,018 mg/l (pod 0,050 mg/l). Tento výsledek velice dobře prokazuje nespolehlivost hodnot pod mezí detekce.

Mez detekce pro vzorky čiré vody odebrané z volné vody byla dle Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka (VÚV TGM) stanovena na 0,025 mg/l.

Na níže uvedeném grafu 3 lze vidět znázornění orthofosforečnanu a celkového fosforu z volné říční vody v Teplé Vltavě v průběhu roku 2019. Hodnoty orthofosforečnanu jsou v zimním období i ve volné říční vodě vyšší než v letním období. Velké hodnoty orthofosforečnanu, které byly často naměřeny v květnu, jsou přisuzovány říční vodě ze zimního období, která byla obohacena v hyporeálu o další rozpuštěný fosfor. Hodnoty celkového fosforu byly zaznamenány v mezích detekce.

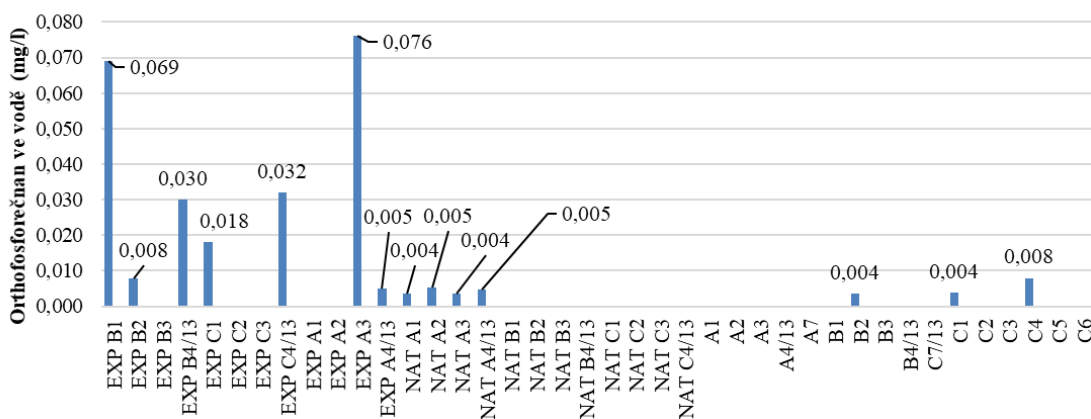


Graf 3: Znázornění orthofosforečnanu a celkového fosforu z volné vody, profil Vltava nad Volarským. Zobrazená data jsou z odběru od prosince 2018 do prosince 2019. Oficiální mez detekce byla dle externí analytické laboratoře VÚV TGM stanovena na 0,025 mg/l pro orthofosforečnany i celkový fosfor.

Podzimní vzorkování

V říjnu 2019 proběhlo poslední vzorkování orthofosforečnanu. Toto vzorkování bylo uskutečněno v době poklesu teplot a předpokládaném rozkladu biomasy v Experimentálním a Perlorodkovém meandru Teplé Vltavy na Šumavě. Opakované vzorkování bylo prováděno také ve 3 cm a 13 cm hloubce hyporeálové vody. Níže uvedený graf 4 znázorňuje říjnové naměřené hodnoty. Laboratorní výsledky z tohoto vzorkování vyobrazují, že pouze dvě naměřené hodnoty byly vyhodnoceny v mezi detekce. Jedná se o vzorek č. 1 – 0,069 mg/l a č. 11 – 0,076 mg/l. Obě naměřené hodnoty byly zjištěny v hloubce 3 cm v Experimentálním meandru, každá v jiném hnízdě. Dle uvedených výsledků nelze provést žádnou rozsáhlejší analýzu, neboť většina vzorků byla stanovena pod mezí detekce, která byla laboratoří VZ lab určena na 0,050 mg/l. Předpoklad zaznamenání měřitelných hodnot v době po rozkladu biomasy se bohužel nepotvrdil.

Opakované vzorkování orthofosforečnanu v době poklesu teplot a předpokládaném rozkladu biomasy Teplá Vltava, říjen 2019 (chybějící hodnoty zcela bez signálu pro o-PO_4^-)



Graf 4: Znázornění orthofosforečnanu z opakovaného hyporeálového bioinfikačního pokusu pod Volary v lokalitách Teplé Vltavy v době poklesu teplot a předpokládaném rozkladu biomasy. Vzorky byly odebírány 23. října 2019. Oficiální mez detekce dle VZ lab analytické laboratoře byla stanovena na 0,050 mg/l.

6.2 Analýza změn jakosti vody po revitalizaci Zbytinského a Sviňovického potoka

6.2.1 Srovnání nad a pod revitalizovaným úsekem

Níže prezentované grafy kombinují dva přístupy, ve kterých je porovnáván rozdíl v koncentracích sledovaných látek na začátku a na konci revitalizovaného úseku Sviňovické strouhy.

Dále jsou analyzovány dlouhé časové řady zahrnující období před revitalizací, v jejím průběhu (říjen-listopad 2004 zemní práce, duben-květen 2005 dokončení modelování kynety, výsadba stromů, (se záznamem následku efektu zemních prací), bezprostředně po skončení těchto prací před zapojením drnu a stabilizace koryta a následně dále v čase, kdy se revitalizovaný tok již plně stabilizoval. Revitalizace tohoto úseku byla provedena v délce přibližně 1700 m. Revitalizační projekt byl zadán Zemědělskou vodohospodářskou správou v Českých Budějovicích, zpracován byl firmou Projekta Tábor, s.r.o (Kohoutek & Tuček, 2002). Průzkum zájmového území při zpracování projektu prokázal, že byl provedenými melioračními úpravami radikálně změněn biotop těchto toků, bylo značně prohloubeno koryto a byl potlačen také rozvoj vodní fauny a flóry. Cílem stavby proto bylo především obnovení základních parametrů potočního biotopu (zvětšení hloubky stálé hladiny vody, vytvoření proudových stínů pro akumulaci splavenin, snížení rychlosti vody v korytě), zvýšení samočisticí schopnosti vody a také zpomalení odtoku vody z krajiny. Během realizace revitalizačních úprav bylo původní betonové opevnění koryta vytrháno. Dno nově vznikajícího koryta bylo upraveno pomocí kamenných prahů. Následné zpevnění bylo provedeno výsadbou stromů (Spisar & Simon, 2006).

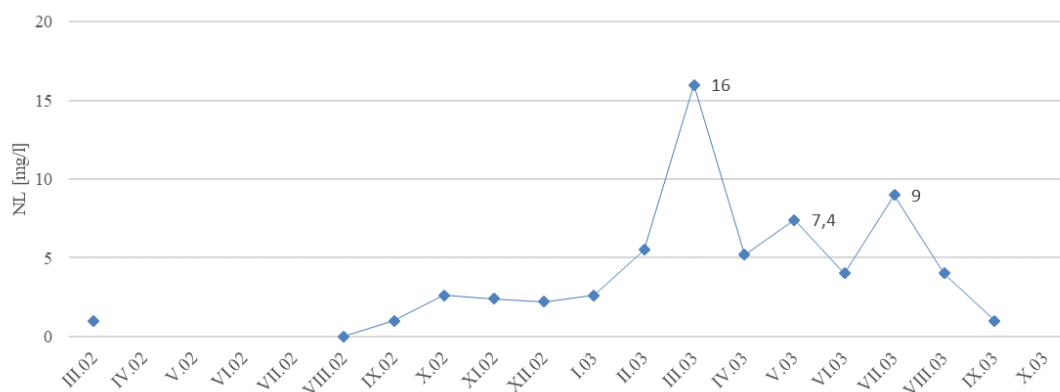
Každá z lokalit perlorodky říční v České republice je z hlediska chemismu svým způsobem specifická, proto mají i kritické hodnoty příslušných parametrů na každé lokalitě jinou váhu a úroveň. K hodnocení chemismu vody na jednotlivých lokalitách je proto přístupováno individuálně (Švanyga et al., 2013).

6.2.2 Analýza delší časové řady před, v průběhu, bezprostředně po dokončení revitalizace a s delším časovým odstupem po revitalizaci

Nerozpuštěné látky

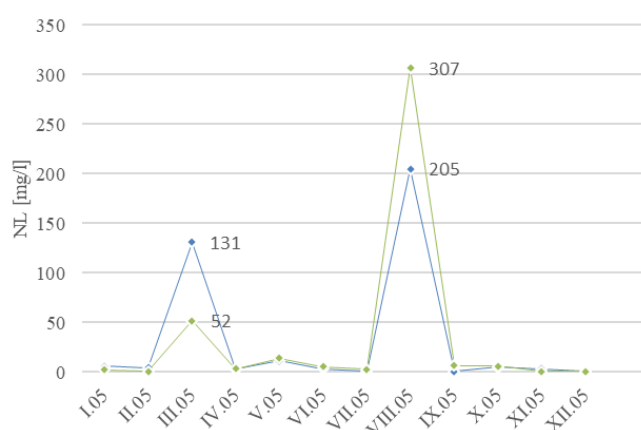
Graf č. 5 zobrazuje získané hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze v rámci jednotlivých měsíců před uskutečněním revitalizace. Na

ose x jsou zachycené jednotlivé měsíce výzkumu a na ose y výsledné hodnoty nerozpuštěných látek. Z grafu je patrné, že před revitalizací, která proběhla v listopadu 2004, byly hodnoty nerozpuštěných látek nižší než v časovém úseku těsně po provedení revitalizace.



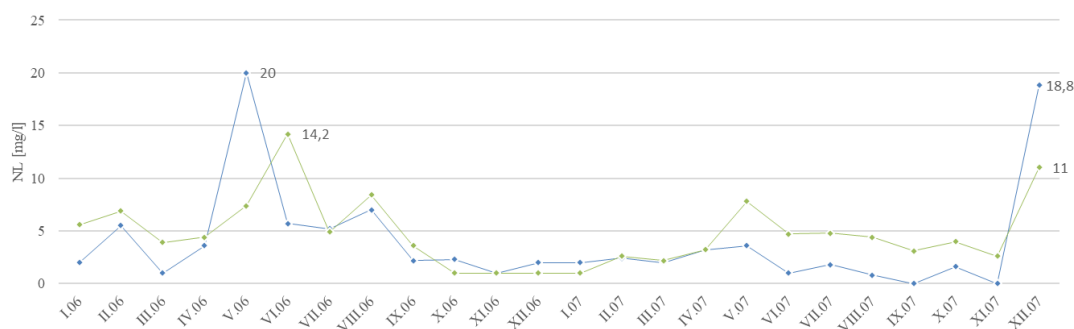
Graf 5: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze před revitalizací.

Graf č. 6 znázorňuje hodnoty nerozpuštěných látek vyskytujících se ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) v době po realizaci revitalizace vodního toku. Tento graf zobrazuje, že v době po dokončení revitalizace byly dvakrát zaznamenány hodnoty nerozpuštěných látek extrémně vysoké. Zákaly ze srpna 2005 viz příloha 12 a; 12 b ve fotografické příloze.



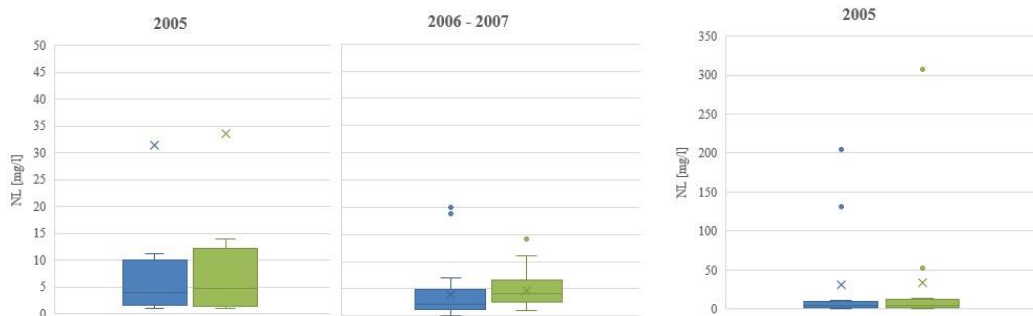
Graf 6: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací v období po revitalizaci toku.

Graf č. 7 vyobrazuje hodnoty nerozpuštěných látek, které se nacházely ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po postupné stabilizaci revitalizačních úprav. Graf ukazuje nízké hodnoty nerozpuštěných látek ve vodním toku oproti předchozímu grafu č. 6. Dále tento graf znázorňuje malé náhlé zvýšení nerozpuštěných látek v květnu 2006 a prosinci 2007.



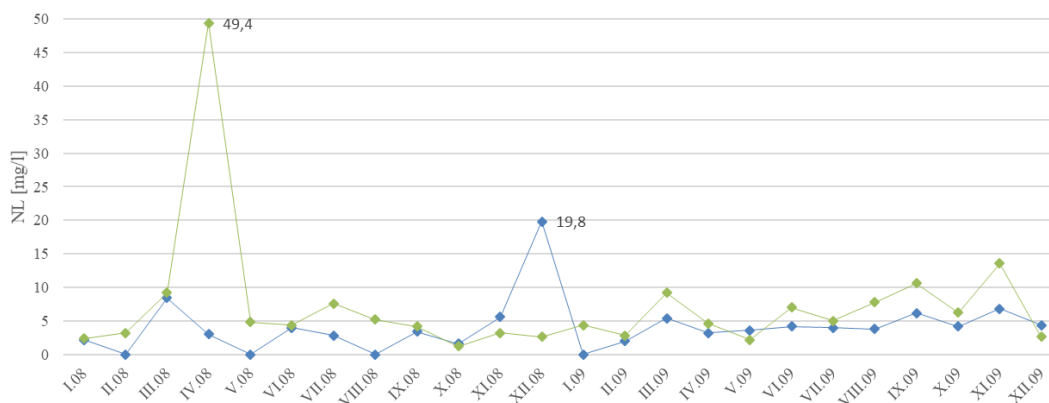
Graf 7: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizace toku.

Graf č. 8 zobrazuje souhrnné boxploty s hodnotami nerozpuštěných látek, které se nacházely ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) bezprostředně po revitalizaci v roce 2005. Druhý graf ukazuje situaci po postupné stabilizaci koryta 2006-2007. Třetí graf ukazuje v jiném měřítku také extrémní hodnoty z roku 2005. Náhlé zvýšení bylo zaznamenáno v březnu 2005, srpnu 2005, květnu 2006, a také v listopadu 2007. V srpnu 2005 byla naměřena v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací extrémní hodnota 307 mg/l. Tato druhá extrémní událost spojená s odnosem jemných sedimentů se projevila i na hlavním toku.



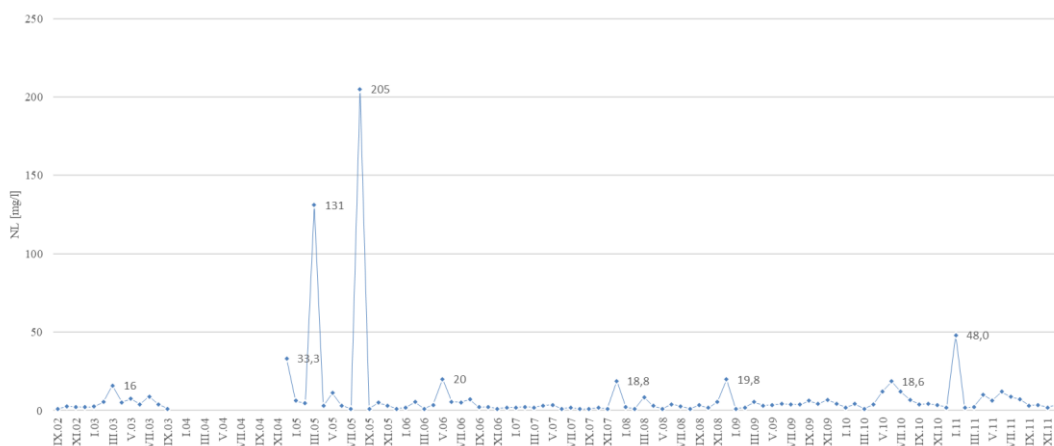
Graf 8: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci koryta (třetí graf ukazuje v jiném měřítku i extrémní hodnoty v průběhu revitalizace toku).

Graf č. 9 zobrazuje hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) s delším časovým odstupem po revitalizaci. Tento graf znázorňuje náhlé zvýšení hodnot nerozpuštěných látek v dubnu 2008 v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací a prosinci 2008 ve Sviňovické strouze.



Graf 9: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci.

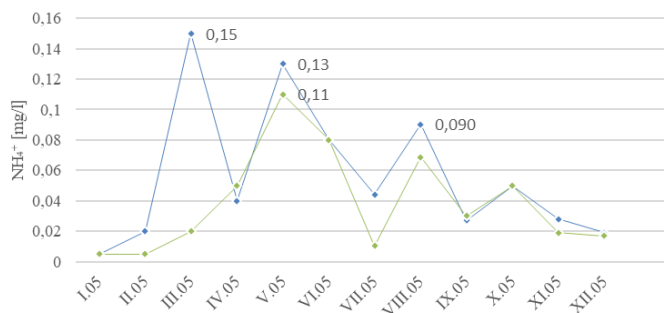
Souhrnný graf č. 10 zobrazuje hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011. Z níže uvedeného grafu je patrné, že nejvyšší hodnoty nerozpuštěných látek byly naměřeny v průběhu revitalizačních úprav v roce 2005.



Graf 10: Vývoj hodnot nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

Amoniak

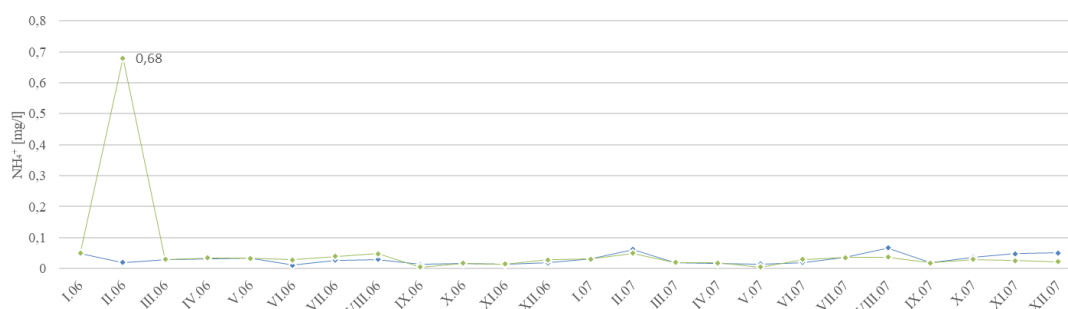
Graf č. 11 znázorňuje získané hodnoty koncentrace amoniaku ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) v rámci jednotlivých měsíců v době po revitalizaci vodního toku v roce 2005. Na ose x jsou zachycené jednotlivé měsíce výzkumu a na ose y výsledné hodnoty amoniaku. Z grafu je patrné, že bezprostředně po realizaci revitalizace byly opakovaně naměřeny vyšší hodnoty amoniaku.



Graf 11: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku.

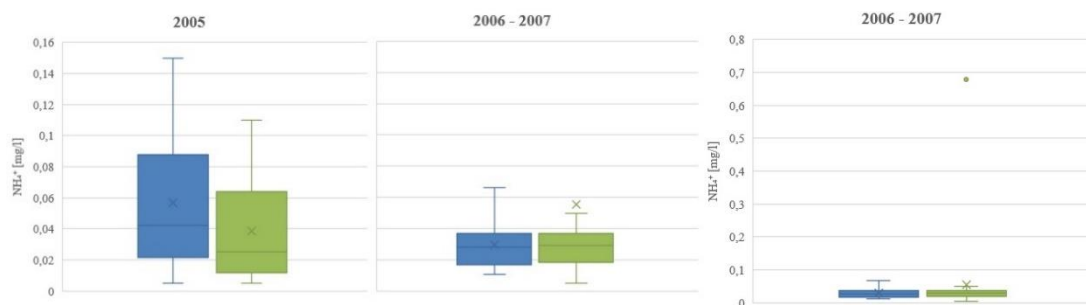
Graf č. 12 zobrazuje hodnoty amoniaku, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po postupné stabilizaci toku. Níže uvedený graf znázorňuje, že po postupné stabilizaci toku hodnoty amoniaku ve vodním toku značně klesají v porovnání s grafem č. 11. Graf č.

12 znázorňuje náhlé zvýšení amoniaku v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací v únoru 2006.



Graf 12: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

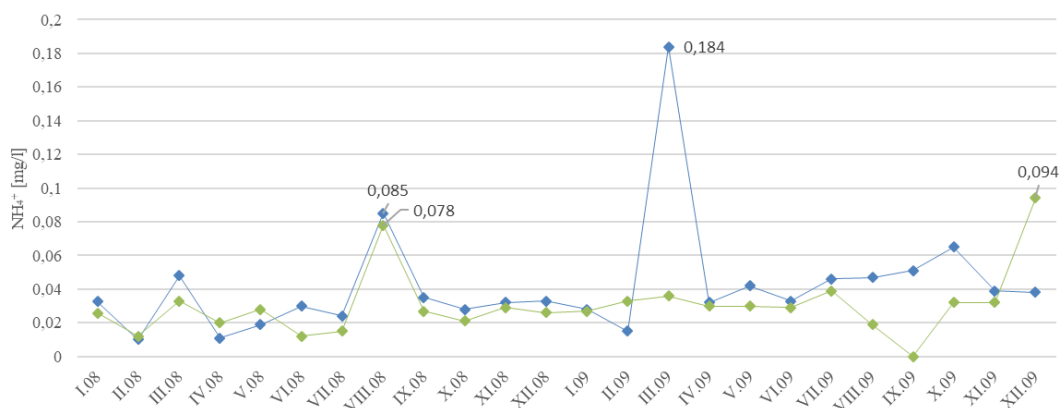
Graf č. 13 zobrazuje souhrnné boxploty s hodnotami amoniaku, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) bezprostředně po revitalizaci v roce 2005 (viz první graf) a po postupné stabilizaci koryta v letech 2006-2007 (viz druhý graf). Třetí graf znázorňuje v jiném měřítku také extrémní hodnotu 0,68 mg/l v únoru 2006.



Graf 13: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci koryta (třetí graf ukazuje v jiném měřítku i extrémní hodnoty po postupné stabilizaci koryta).

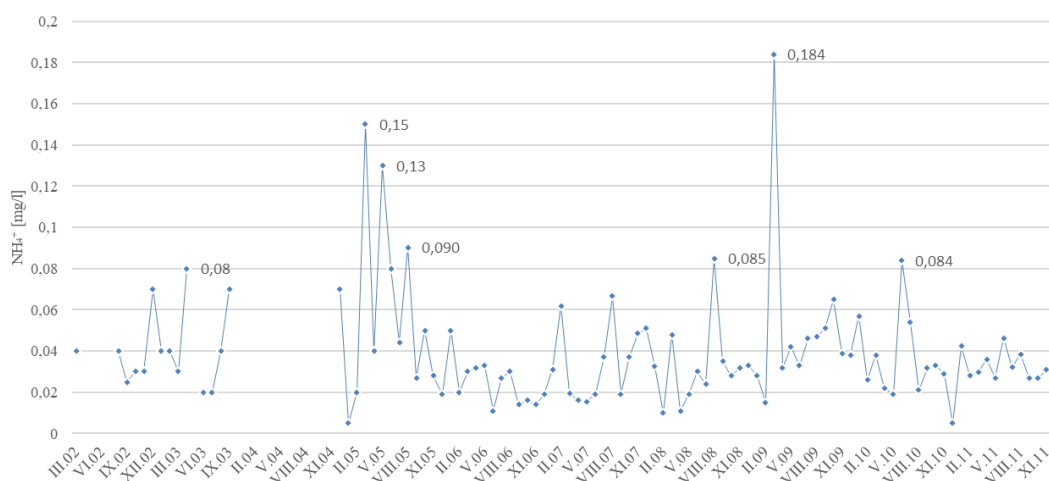
Graf č. 14 zobrazuje hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) s delším časovým odstupem po provedené revitalizaci vodního toku. Tento graf znázorňuje náhlé zvýšení amoniaku v srpnu 2008 ve Sviňovické strouze a současně i v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací. Dále

v březnu 2009 znázorňuje náhlé zvýšení amoniaku ve Sviňovické strouze a v prosinci 2009 v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací.



Graf 14: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci.

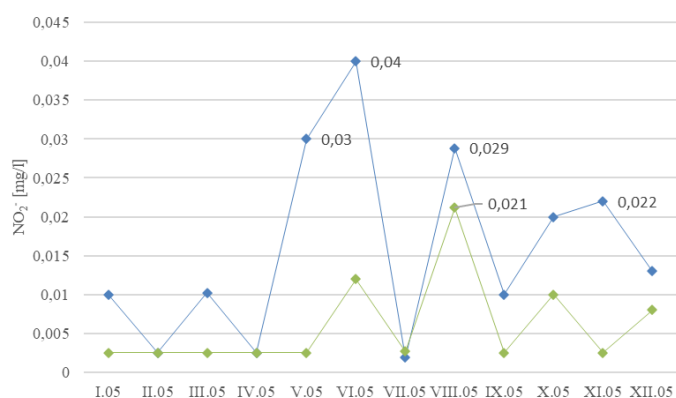
Souhrnný graf č. 15 znázorňuje hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011. V níže uvedeném grafu lze vidět, že nejvyšší koncentrace amoniaku byly naměřeny bezprostředně po revitalizaci v roce 2005. Dále graf znázorňuje náhlé extrémní zvýšení amoniaku v březnu 2009.



Graf 15: Vývoj hodnot amoniaku ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

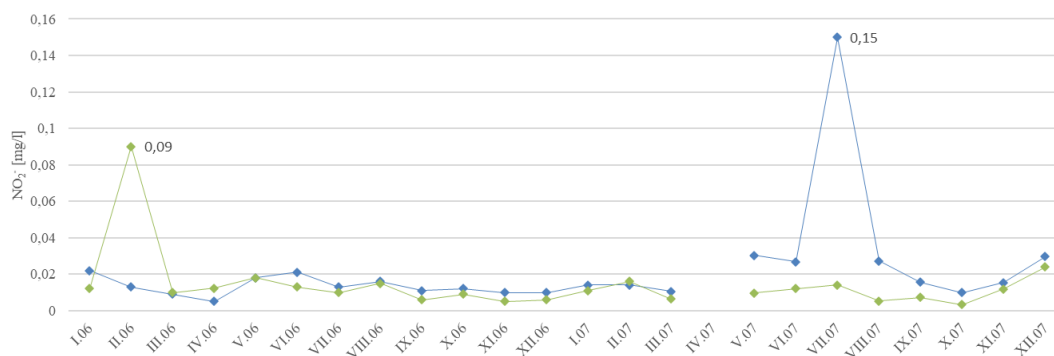
Dusitan

Graf č. 16 zobrazuje hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) v rámci jednotlivých měsíců bezprostředně po revitalizaci vodního toku v roce 2005. Na ose x jsou zachycené jednotlivé měsíce výzkumu a na ose y výsledné hodnoty dusitanu. Tento graf znázorňuje, že v době po dokončení revitalizace bylo zaznamenáno zvýšení hodnot, především v červnu 2005 ve Sviňovické strouze s následnou klesající tendencí.



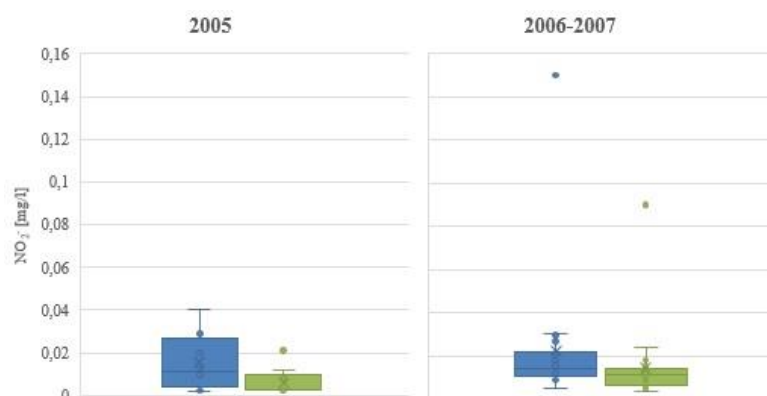
Graf 16: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci vodního toku.

Graf č. 17 zobrazuje hodnoty dusitanu, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po postupné stabilizaci revitalizačních úprav toku. Graf znázorňuje nízké hodnoty dusitanu ve vodním toku s výjimkou náhlého zvýšení v únoru 2006 v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací a následně v červenci 2007 ve Sviňovické strouze.



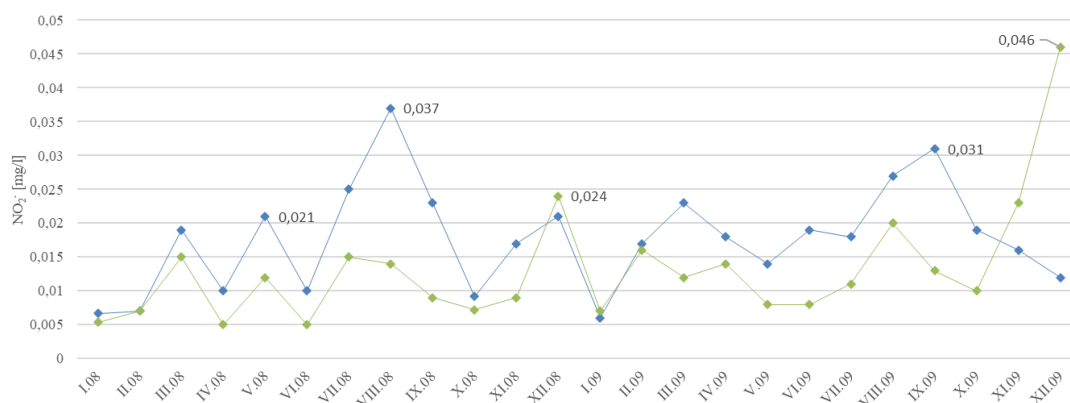
Graf 17: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

Graf č. 18 zobrazuje souhrnné boxploty s hodnotami dusitanu, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená). První graf znázorňuje hodnoty dusitanu bezprostředně po revitalizaci v roce 2005. Druhý graf zobrazuje situaci po postupné stabilizaci koryta v letech 2006-2007. Mírné zvýšení bylo zaznamenáno ve Sviňovické strouze v červnu 2005 a v srpnu 2005 ve Sviňovické strouze nad revitalizací. V únoru 2006 byla v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací naměřena extrémní hodnota 0,09 mg/l a v červenci 2007 druhá extrémní hodnota 0,15 mg/l ve Sviňovické strouze.



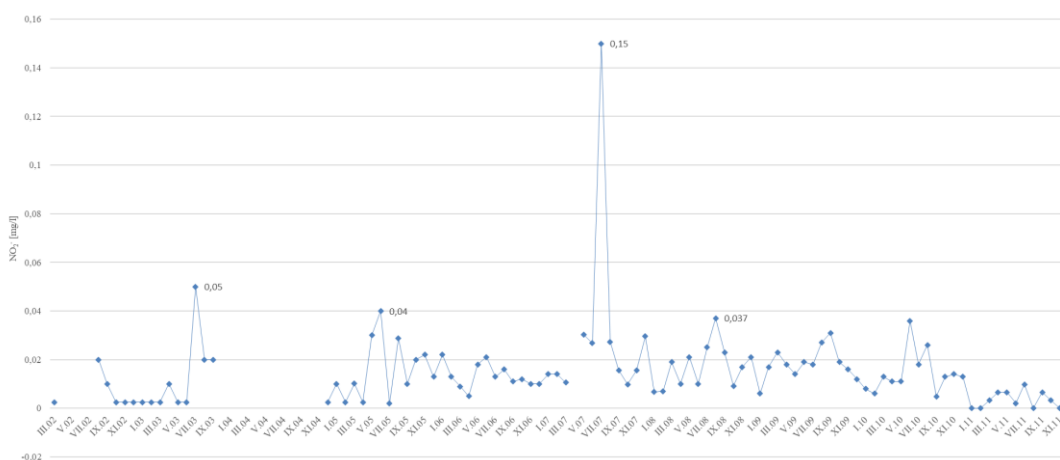
Graf 18: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci koryta.

Graf č. 19 zobrazuje naměřené hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) s delším časovým odstupem po revitalizaci vodního toku, tedy v letech 2008-2009. Tento graf znázorňuje nejvyšší koncentrace dusičnanu ve Sviňovické strouze v srpnu 2008 a v listopadu 2009 ve Sviňovické strouze nad revitalizací.



Graf 19: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci toku.

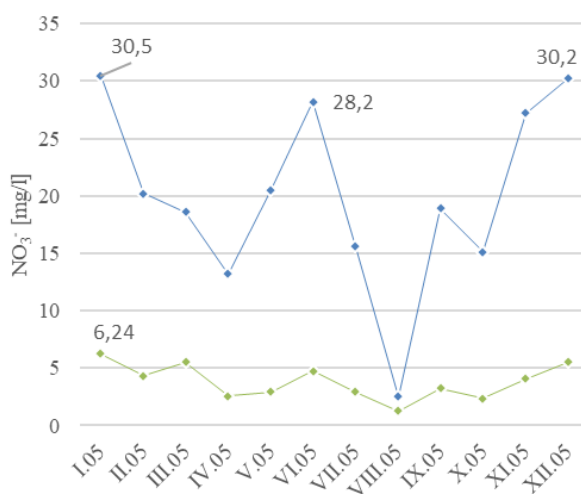
Souhrnný graf č. 20 zobrazuje hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011. Nejvyšší hodnoty dusitanu byly naměřeny bezprostředně po revitalizaci toku, poté hodnoty postupně klesaly. S výjimkou jednoho extrémního píku, který byl naměřen v červenci 2007. Následně hodnoty klesaly s výjimkou několika píků. Razantní snížení nastalo v roce 2011 na konci sledovaného období.



Graf 20: Vývoj hodnot dusitanu ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

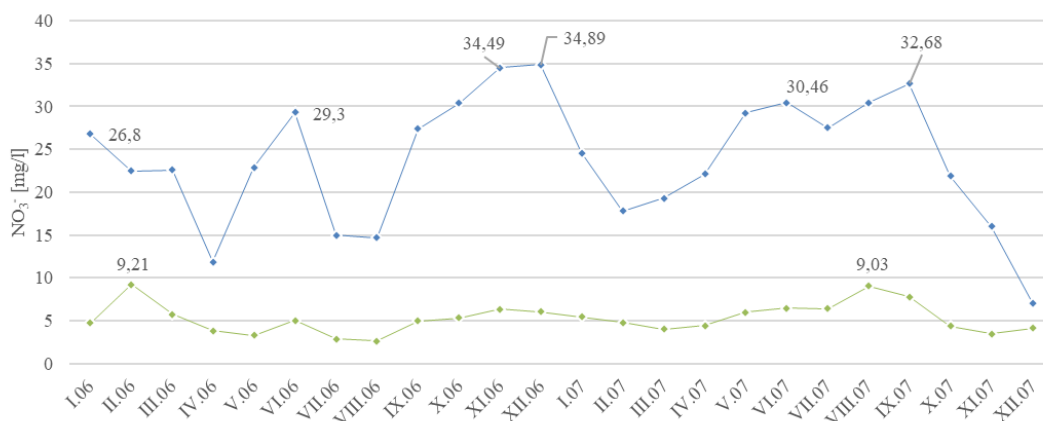
Dusičnan

Graf č. 21 zobrazuje hodnoty koncentrace dusičnanu ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) v rámci jednotlivých měsíců bezprostředně po revitalizaci toku v roce 2005. Na ose x jsou zachycené jednotlivé měsíce výzkumu a na ose y výsledné koncentrace dusičnanu. Graf znázorňuje, že po revitalizaci toku byly koncentrace dusičnanu ve Sviňovické strouze velmi vysoké oproti úseku Sviňovická strouha nad revitalizací.



Graf 21: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku.

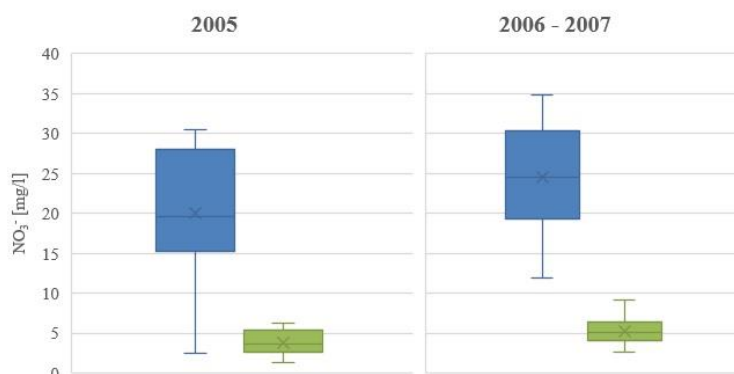
Graf č. 22 znázorňuje hodnoty dusičnanu, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po postupné stabilizaci revitalizačních úprav. Graf zobrazuje, že koncentrace dusičnanu byly ve Sviňovické strouze i v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací v obdobných koncentracích jako v roce 2005.



Graf 22: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

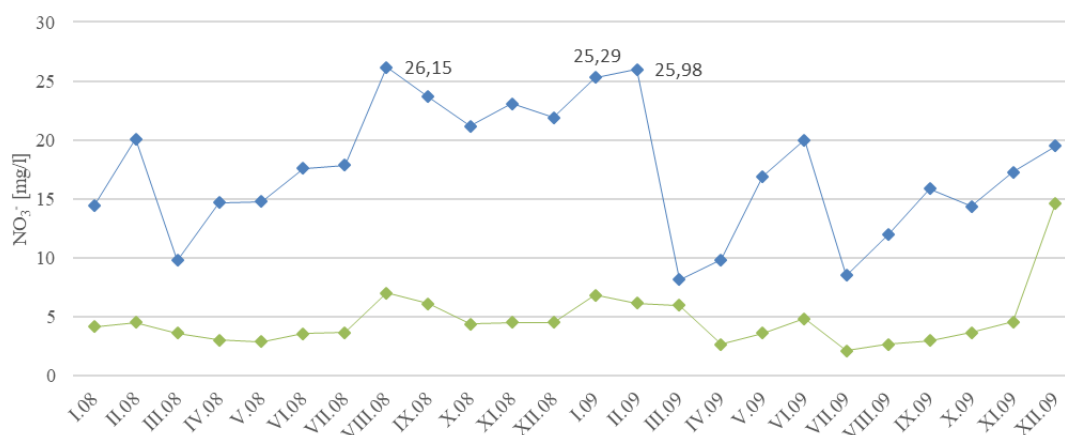
Graf č. 23 zobrazuje souhrnné boxploty s hodnotami dusičnanu, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) bezprostředně po revitalizaci v roce 2005 (viz první graf) a po postupné stabilizaci koryta v letech 2006-2007 (viz druhý graf). Tyto grafy znázorňují vyšší koncentrace dusičnanu ve Sviňovické strouze na konci revitalizovaného úseku než na jeho začátku v profilu Sviňovická strouha nad revitalizací.

Pokud porovnáme souhrnné grafy s limitem pro biotop perlorodky říční (2,5 mg NO₃⁻/l), je evidentní, že na konci revitalizovaného úseku došlo k výraznému zhoršení vysoko nad limit pro tento druh. Na začátku úseku byly hodnoty jen mírně zvýšeny oproti limitu.



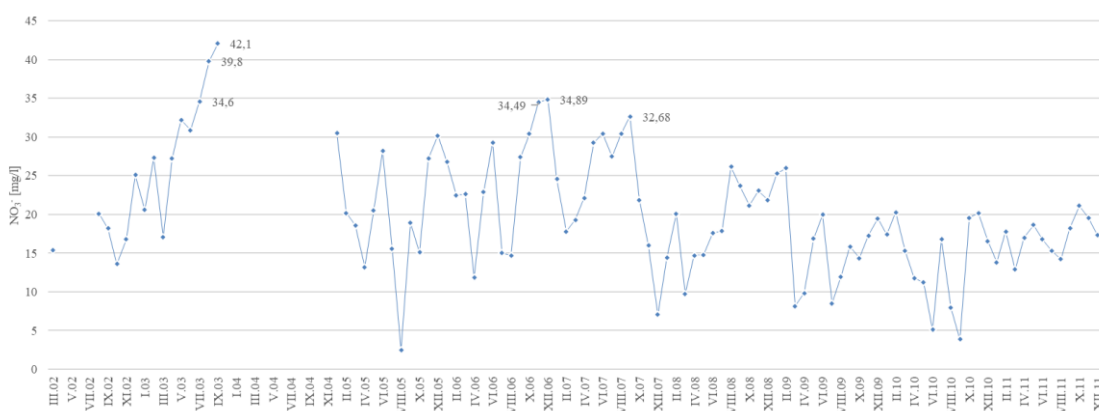
Graf 23: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

Graf č. 24 zobrazuje hodnoty dusičnanu naměřené ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po revitalizaci vodního toku s delším časovým odstupem. Tento graf znázorňuje, že nejvyšší koncentrace dusičnanu byly dosaženy v srpnu 2008, lednu 2009 a únoru 2009 ve Sviňovické strouze.



Graf 24: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci toku.

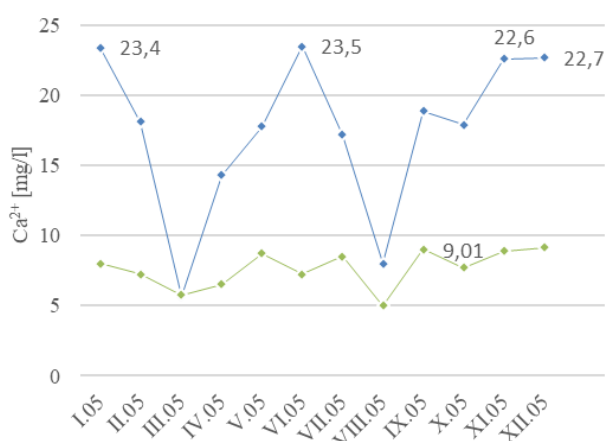
Graf č. 25 zobrazuje získané koncentrace dusičnanu, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011. Nejvyšší hodnoty dusičnanu byly ve Sviňovické strouze naměřeny před zahájením revitalizačních opatření. Dlouhodobý trend je po revitalizaci toku od roku 2007 klesající.



Graf 25: Vývoj hodnot dusičnanu ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

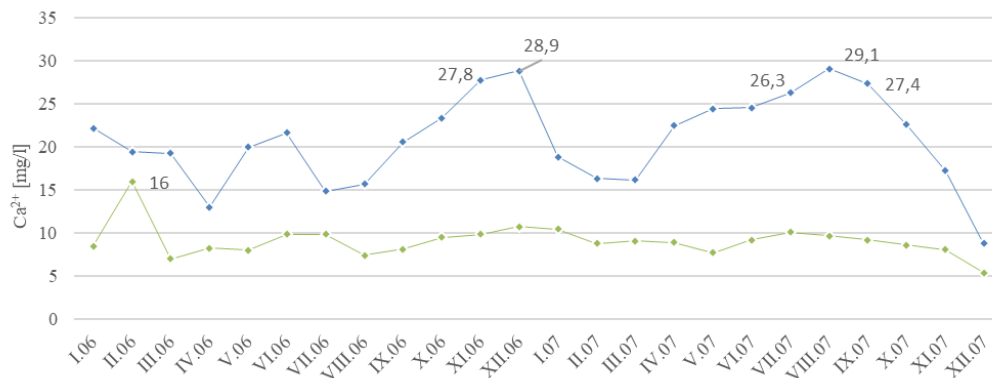
Vápník

Graf č. 26 zobrazuje hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) v rámci jednotlivých měsíců po uskutečnění revitalizace vodního toku v roce 2005. Na ose x jsou zachycené jednotlivé měsíce výzkumu a na ose y výsledné hodnoty vápníku. Graf znázorňuje, že bezprostředně po revitalizaci byly koncentrace vápníku ve Sviňovické strouze velmi vysoké a v úseku nad revitalizací naopak relativně nízké.



Graf 26: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku.

Graf č. 27 znázorňuje hodnoty vápníku, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po postupné stabilizaci revitalizačních úprav. Graf znázorňuje, že hodnoty vápníku byly v obdobných koncentracích jako v roce 2005.



Graf 27: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

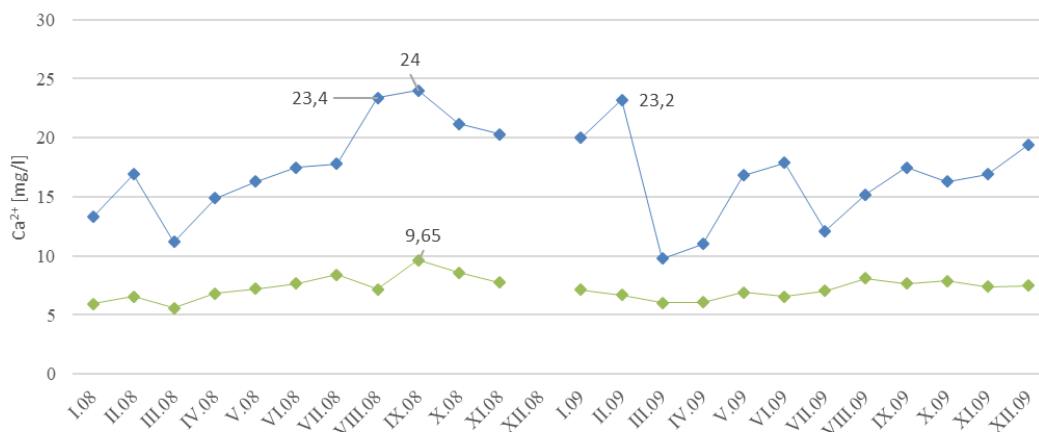
Graf č. 28 zobrazuje souhrnné boxploty s koncentracemi vápníku, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) bezprostředně po revitalizaci toku v roce 2005 (viz první graf) a po postupné stabilizaci revitalizačních úprav v letech 2006-2007 (viz druhý graf). Grafy znázorňují vyšší koncentrace vápníku ve Sviňovické strouze v porovnání s úsekem Sviňovická strouha nad revitalizací.

Podobně jako v případě koncentrace dusičnanu (viz výše) dochází po průtoku vody revitalizovaným úsekem k výraznému zvýšení koncentrací vysoko nad limit pro biotop perlorodky říční (8 mg/l), který je na začátku toku splňován.



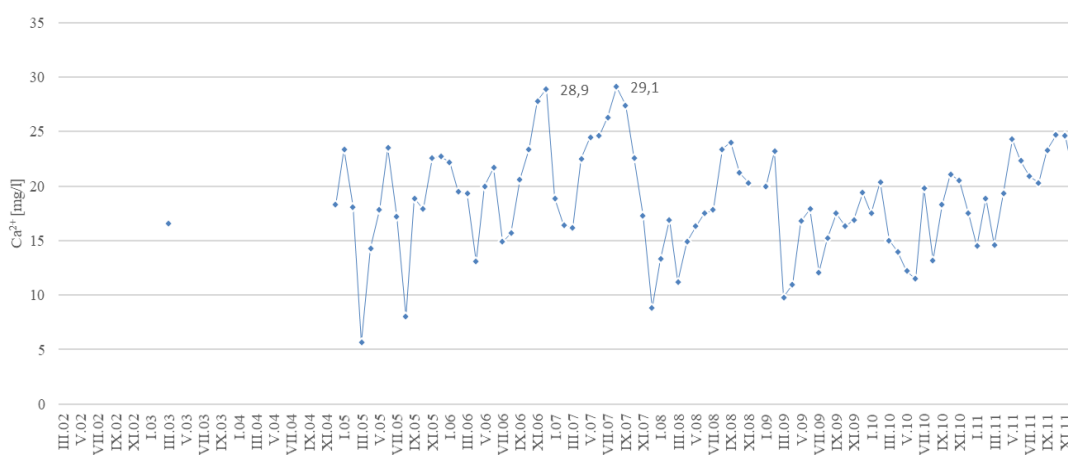
Graf 28: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku a po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

Graf č. 29 zobrazuje hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po provedené revitalizaci vodního toku s delším časovým odstupem. Tento graf vyobrazuje vysoké hodnoty vápníku, obdobně jako předchozí grafy.



Graf 29: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci vodního toku.

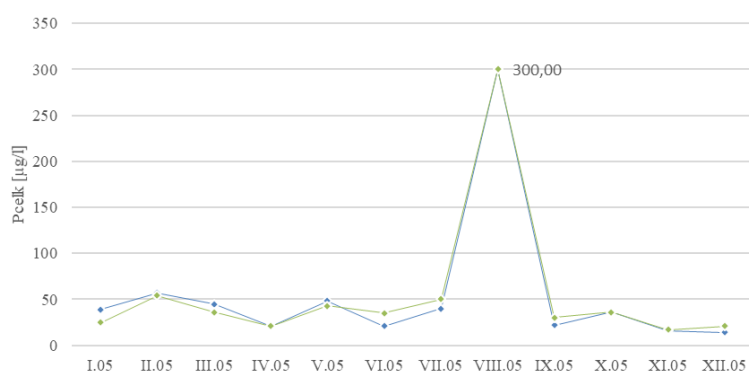
Souhrnný graf č. 30 zobrazuje hodnoty vápníku, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011. Vysoké koncentrace vápníku se ve Sviňovické strouze vyskytovaly v průběhu celého monitoringu.



Graf 30: Vývoj hodnot vápníku ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

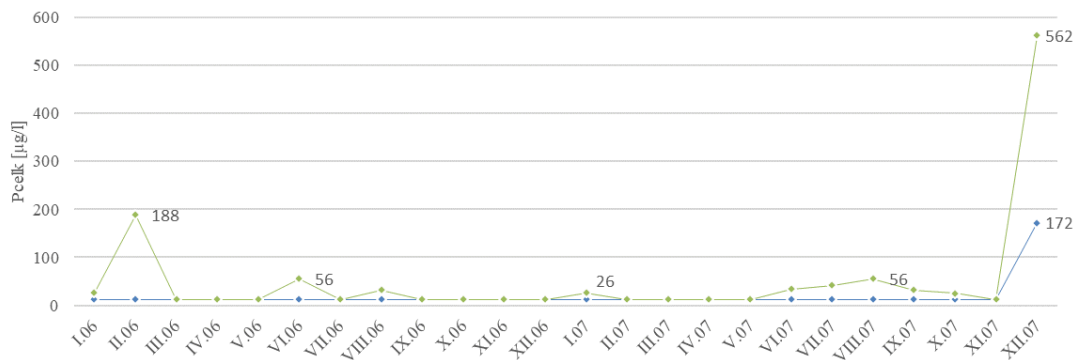
Celkový fosfor

Graf č. 31 zobrazuje hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) v rámci jednotlivých měsíců bezprostředně po revitalizaci vodního toku v roce 2005. Na ose x jsou zachycené jednotlivé měsíce výzkumu a na ose y výsledné hodnoty fosforu. Níže uvedený graf znázorňuje extrémně vysokou koncentraci celkového fosforu, která byla zaznamenána v obou lokalitách v srpnu 2005.



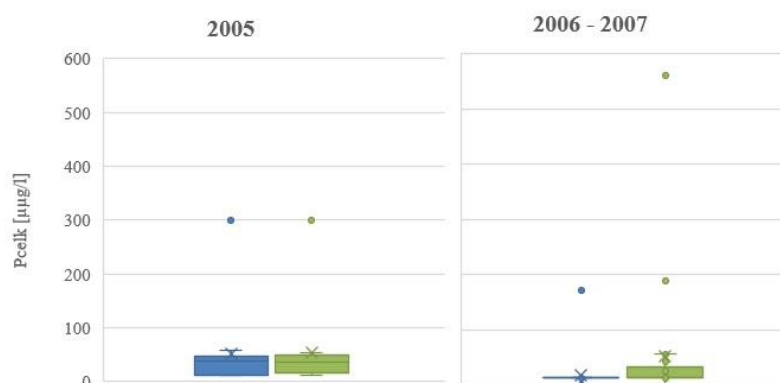
Graf 31: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po realizaci revitalizace toku v roce 2005.

Graf č. 32 zobrazuje hodnoty celkového fosforu, které byly zaznamenány ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po postupné stabilizaci revitalizačních úprav. Graf znázorňuje, že hodnoty celkového fosforu byly po revitalizaci toku v nižších koncentracích než v roce 2005. V únoru 2006 a v listopadu 2007 hodnoty celkového fosforu v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací náhle extrémně vzrostly nad limit pro biotop perlorodky říční (20-35 µg/l Pcelk). V prosinci 2007 hodnoty náhle extrémně vzrostly naopak ve Sviňovické strouze.



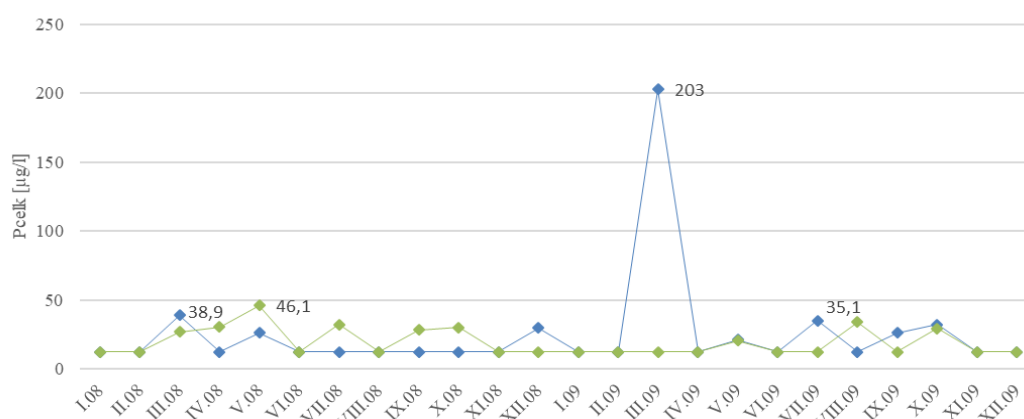
Graf 32: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav v letech 2006-2007.

Graf č. 33 zobrazuje souhrnné boxploty s koncentracemi celkového fosforu, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) bezprostředně po revitalizaci vodního toku (v roce 2005) a po postupné stabilizaci revitalizačních úprav (v letech 2006-2007). První graf znázorňuje extrémní hodnotu v obou lokalitách v srpnu 2005. Druhý graf zobrazuje extrémní hodnoty, které byly naměřeny v únoru a listopadu 2006 v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací a v prosinci 2007 v úseku Sviňovická strouha. Dále je zde zobrazena také extrémně vysoká hodnota 562 µg/l Pcelk naměřená v prosinci 2007 ve Sviňovické strouze nad revitalizací.



Graf 33: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku a po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

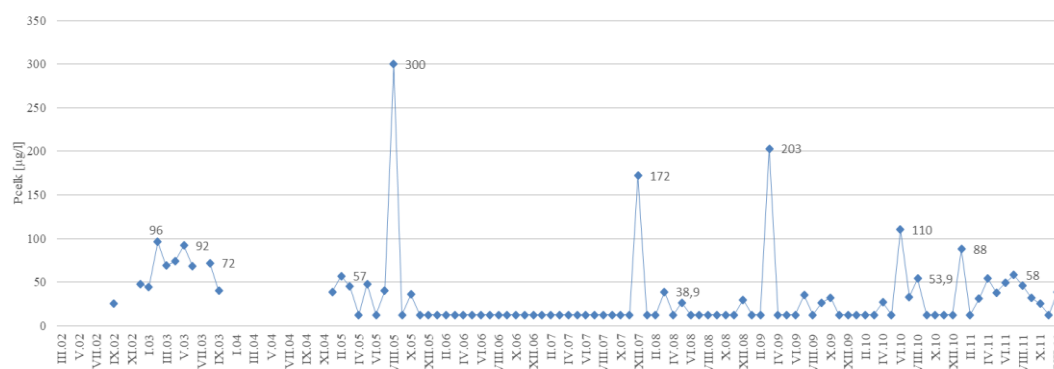
Graf č. 34 zobrazuje hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze (modrá) a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací (zelená) po revitalizaci toku s delším časovým odstupem. Tento graf zobrazuje, že s výjimkou několika píků jsou hodnoty v letech 2008-2009 nízké. Náhlý extrémní vzrůst koncentrace celkového fosforu byl zaznamenán ve Sviňovické strouze v březnu 2009.



Graf 34: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci.

Graf č. 35 zobrazuje hodnoty celkového fosforu, které byly naměřeny ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011. Extrémní nárůst hodnot je zobrazen v níže uvedeném grafu v srpnu 2005, prosinci 2007, březnu 2009, červnu 2010 a lednu 2011.

V porovnání s limitem pro biotop perlorodky říční (20-35 µg/l celkového fosforu) nejsou běžné hodnoty v tomto přítoku příliš vysoké. Extrémní píky však tento limit výrazně překračují.



Graf 35: Vývoj hodnot celkového fosforu ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

6.2.3 Analýza hodnot získaných pomocí průměru a mediánu

Tabulka č. 2 porovnává výsledky získané pomocí průměru a mediánu, který nezahrnuje extrémní hodnoty naměřené v průběhu monitoringu ve Sviňovické strouze. Tabulka ukazuje, že nerozpuštěné látky a vápník mají rostoucí tendenci. Naopak dusičnany mají v průběhu monitoringu klesající tendenci. Amoniak společně s dusitany mají konstantní průběh. Celkový fosfor má na začátku měření zvýšenou koncentraci, postupně se koncentrace snižuje.

Sviňovická strouha								
Parametry	2002-2003		2005		2006-2009		2010-2011	
	Průměr	Medián	Průměr	Medián	Průměr	Medián	Průměr	Medián
NL [mg/l]	4,56	3,30	31,20	3,90	4,60	3,50	7,92	4,20
NH ₄ ⁺ [mg/l]	0,04	0,04	0,06	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03
NO ₂ ⁻ [mg/l]	0,01	0,00	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
NO ₃ ⁻ [mg/l]	25,40	25,10	20,06	19,55	20,64	20,63	15,36	16,79
Ca ²⁺ [mg/l]	16,60	16,60	17,50	18,00	19,03	18,90	18,74	19,55
Pcelk [µg/l]	63	69	55	38	29	19	41	33

Tab. 2: Srovnání dat ve Sviňovické strouze pomocí průměru a mediánu v období před revitalizací, těsně po revitalizaci, po stabilizaci koryta a následný vývoj.

Tabulka č. 3 porovnává výsledky získané pomocí průměru a mediánu, který nezahrnuje extrémní hodnoty naměřené v průběhu monitoringu ve Sviňovické strouze nad revitalizací a ve Sviňovické strouze pod revitalizací. V tabulce lze vidět, že v úseku pod revitalizací jsou výsledné hodnoty NL a NH₄⁺ nižší než v úseku nad revitalizací. Výsledné hodnoty NO₃⁻ a Ca²⁺ jsou v úseku pod revitalizací vyšší než v úseku nad revitalizací. Hodnoty NO₂⁻ jsou konstantní a hodnoty Pcelk mají v obou profilech klesající tendenci.

Parametry	Sviňovická strouha nad revitalizací				Sviňovická strouha pod revitalizací			
	2005		2006 - 2007		2005		2006 - 2007	
	Průměr	Medián	Průměr	Medián	Průměr	Medián	Průměr	Medián
NL [mg/l]	33,61	4,70	4,74	4,20	31,20	3,90	4,30	2,25
NH ₄ ⁺ [mg/l]	0,04	0,03	0,06	0,03	0,06	0,04	0,03	0,03
NO ₂ ⁻ [mg/l]	0,006	0,003	0,014	0,011	0,016	0,012	0,022	0,014
NO ₃ ⁻ [mg/l]	3,82	3,21	5,27	5,03	20,06	19,55	23,83	23,74
Ca ²⁺ [mg/l]	7,65	7,86	9,13	9,03	17,50	18,00	20,90	21,15
Pcelk [µg/l]	56	36	34	24	55	38	22	16

Tab. 3: Srovnání dat ve Sviňovické strouze nad revitalizací a Sviňovické strouze pod revitalizací pomocí průměru a mediánu v období bezprostředně po revitalizaci a po stabilizaci koryta.

Tabulka č. 4 porovnává výsledky získané prostřednictvím průměru a mediánu v průběhu monitoringu v profilu Zbytinský potok pod revitalizací a Blanice – uzávěrový profil. Naměřené hodnoty všech níže uvedených parametrů s výjimkou vápníku vykazují klesající tendenci. Hodnoty v letech 2010-2011 splňují limity čistoty vody pro perlorodku říční.

Parametry	Zbytinský potok pod revitalizací				Blanice - uzávěrový profil			
	2006-2009		2010-2011		2006-2009		2010-2011	
	Průměr	Medián	Průměr	Medián	Průměr	Medián	Průměr	Medián
NL [mg/l]	9,23	5,40	8,61	5,80	5,85	2,95	4,18	2,60
NH ₄ ⁺ [mg/l]	0,13	0,11	0,07	0,06	0,04	0,03	0,03	0,03
NO ₂ ⁻ [mg/l]	0,09	0,06	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01
NO ₃ ⁻ [mg/l]	13,16	13,28	10,01	10,65	3,31	3,27	2,90	3,06
Ca ²⁺ [mg/l]	16,86	16,40	16,97	17,15	7,23	6,98	6,58	6,64
Pcelk [µg/l]	73,6	57,0	58,8	50,7	36,1	29,0	35,4	29,0

Tab. 4: Srovnání dat v profilu Zbytinský potok pod revitalizací a Blanice – uzávěrový profil pomocí průměru a mediánu v období po stabilizaci koryta a následný vývoj.

7 Diskuze

7.1 Použitelnost metody odběru vzorků z hyporeálu

Pro zjišťování parametrů hyporeálové vody je důležité využití vhodných diagnostických metod. Ovšem zjištění hodnot jednotlivých parametrů intersticiální vody je často obtížné. Práce probíhá v proudící vodě a prostředí dna vodního toku je vyznačováno vysokou prostorovou a časovou proměnlivostí. V rámci této diplomové práce byly použity v reálných podmínkách přirozených biotopů níže uvedené metody:

- 1) ruční měření *in situ* penetrační platinovou redoxní sondou,
- 2) ruční měření *ex situ* rozpuštěného kyslíku ve vodě odsávané z říčního dna a následná analýza vzorku v laboratoři,
- 3) ruční měření *in situ* penetračního odporu říčního dna toku,
- 4) ruční měření *ex situ* vodivosti ve vodě odsávané z říčního dna.

Tyto metody mohou přispět k popisu mikrohabitatu perlorodky říční v mělkém hyporeálu (Švanyga et al., 2013). Jedinci perlorodky říční vyžadují stálý přísun velmi prokysličené vody. Dospělí jedinci perlorodky v povrchové vodě a juvenilní jedinci naopak v hyporeálu. Nedostatek kyslíku má neblahé následky, především pro juvenilní jedince (Geist & Auerswald, 2007). Zjištění koncentrace rozpuštěného kyslíku ve volně tekoucí vodě je snadno proveditelné. Ovšem přímé měření obsahu kyslíku v hyporeálu je velmi komplikované a časově náročné. K tomuto měření jsou upřednostňovány *in situ* metody – penetrometrie a zapichování redoxní sondy. Výsledky těchto měření odlišují kvalitní či nekvalitní habitaty (Geist & Auerswald, 2007).

Dle Geist & Auerswald (2007) mikrohabitat mladých jedinců perlorodek i samotné perlorodky říční mohou být ohrožené při měření fyzikálně chemických parametrů intersticiální vody. Proto je velmi důležité před samotným počátkem výzkumné činnosti zjistit přítomnost a lokalizaci jednotlivých jedinců ve vodním toku. Následně je nutné jedince perlorodky označit, aby byla snížena pravděpodobnost jejich poškození. Podle Hastie et al. (2000) vyžadují mladí jedinci perlorodky říční ke svému vývoji také stabilní prostředí. Proto se nedoporučuje aplikovat v jejich blízkosti silně invazivní metody, které mohou ovlivnit charakter substrátu říčního dna.

7.2 Výsledky vzorkování orthofosforečnanu z hyporeálové vody

Obohacování toků fosforem (P) může zhoršovat kvalitu vody zvýšeným růstem komplexní směsi řas, sinic, heterotrofních mikroorganismů a detritu za podmínek nízkých průtoků (Rogers et al., 2012). Orthofosforečnany (PO_4^{3-}) a polyfosforečnany rozpuštěné ve vodě jsou převážně vždy nežádoucí (Hruška, 1995), proto byla práce zaměřena na zjištění jejich koncentrací přímo pod říčním dnem. To se však potýkalo jak s problematickým odběrem vzorku, tak s nízkým detekčním limitem laboratorní analýzy.

Zásadním nedostatkem vzorkování orthofosforečnanu z hyporeálové vody je zejména množství vzorku, které je nutné odebrat pro laboratorní zpracování, neboť většina certifikovaných laboratoří vyžaduje pro analýzu zhruba 100 ml vzorku. Pouze výjimečně lze zadat analýzu pro maloobjemové vzorky po 25 ml, což je však v málo porézních substrátech obtížně a zdlouhavě získatelné množství.

Ačkoli hodnoty při pilotním vzorkování na jaře 2019 byly ve své většině nad detekčním limitem 0,050 mg/l, následné obsáhlé vzorkování již vedlo pouze k získání dlouhé řady hodnot pod tímto detekčním limitem laboratorního stanovení. Obecně lze tedy pouze konstatovat, že hodnoty orthofosforečnanu v letním a podzimním období v hyporeálu Teplé Vltavy jsou obvykle pod hodnotou 0,050 mg/l.

Z tohoto výzkumu vyplývá, že běžné analytické metody nejsou vhodné k měření nízkých koncentrací reaktivního fosforu v maloobjemových vzorcích přirozeně zbarvené a zakalené hyporeálové vody. Pro budoucí výzkumné práce je proto nutné zavést mikrometodu, která bude schopna pracovat pouze s několika ml odebraného vzorku. Bez této metody není možné efektivně měřit koncentrace fosforu v hyporeálové vodě.

7.3 Morfologické změny koryta Zbytinského a Sviňovického potoka

Nová koryta Zbytinského a Sviňovického potoka prošla po revitalizaci dramatickými změnami. Podrobné studie o vývoji Sviňovického potoka od roku 2006 jsou shrnuty v kapitole 4.1 - Dynamika revitalizovaného koryta Zbytinského a Sviňovického potoka v literární rešerši (Kliment et al., 2006; Kliment et al., 2009, Simon et al., 2018). V této diplomové práci jsou zpracována data o odnosu jemné frakce nerozpuštěných látek, která jsou v souladu s hydromorfologickými výsledky. Srážkovou událost z 12. července 2006 (zaznamenané maximum hladiny Kliment et al., 2009) však měsíční krok sběru dat pro analýzy chemismu nezachytil. To dobře

ukazuje na nutnost využití kontinuálních měření pro sledování erozních událostí. Akcelerovaná eroze se postupně stabilizovala (přirozeně na některých místech, ale i vlivem použití kamenného pohození na místech nejvíce namáhaných) (Kliment et al., 2006). Extrémní odnosy jemných částic (parametr NL) nebyly od roku 2006 již zaznamenány. Koryto je nyní převážně stabilní, s mladým břehovým porostem (viz Příloha 18 a 19).

Dokumentace změn koryta hlavního toku Zbytinského potoka není podrobně zpracována. Avšak fotografická dokumentace ukazuje dramatické změny, které na Sviňovickém potoce zdokumentoval Kliment et al. (2006, 2009) – viz srovnání Příloha 10 a 13a. Stabilizace nejvíce namáhaných částí koryta Zbytinského potoka byla realizována v roce 2008 pomocí instalace haťoštěrkových válců (viz Příloha 13b, 13c a 14). Výše popsané morfologické změny se výrazně promítly do dále diskutovaných změn jakosti vody.

7.4 Chemické změny vody před a po revitalizaci Sviňovické strouhy

Z monitoringu vodního toku probíhajícího v letech 2002-2011 byly zjištěny následující parametry, které byly analyzovány. Jednalo se o níže uvedené parametry: nerozpuštěné látky (NL), amoniak, dusitan a dusičnan (NH_4^+ , NO_2^- a NO_3^-), vápník a celkový fosfor (Ca^{2+} a Pcelk).

7.4.1 Nerozpuštěné látky a nepříznivé efekty na biotop perlorodky říční

Na rozdíl od převzatých hydromorfologických měření, která započala až s odstupem od fyzického dokončení stavebních prací, jsou chemická měření k dispozici již před začátkem stavby. Dle výše uvedených grafů je patrné, že zvýšená koncentrace nerozpuštěných látek bezprostředně po revitalizaci toku v březnu 2005 byla důsledkem mrazové eroze a rozsáhlé boční eroze, která vznikla následkem stavební činnosti v průběhu revitalizačních úprav vodního toku (Simon et al., 2018). Extrémní hodnoty naměřené v srpnu 2005 (307 mg/l a 205 mg/l) byly zapříčiněny vysokým povodňovým průtokem v důsledku letních bouřek. Limit pro biotop perlorodky říční je v tomto případě uváděn <1,3 mg/l. Dlouhodobé sledování toku ukazuje, že splaveninový režim v povodí byl narušen již před revitalizací, přičemž snížení množství splavenin bylo jedním z důvodů provedených úprav. Ovšem zvolená technologie revitalizace ale naopak vedla k přechodnému zvýšení množství

jemnozrnných splavenin vznikajících v samotném korytě potoka, zejména v době vyšších průtoků.

Výrazně nepříznivě působilo vytrhání betonového obložení břehů bez převedení vody. Proudící voda způsobila narušení celistvosti obnaženého dna a břehů, a také jejich rychlé vymílání. Před nástupem jarního tání nedošlo k přirozenému zpevnění břehů. Proto jarní voda způsobila jejich další erozi, která pokračovala do roku 2006 (Spisar & Simon, 2006). Dle Spisar & Simon (2006) si vznik velkého množství splavenin a skokové zvýšení úmrtnosti populace perlorodky říční pod ústím Zbytinského potoka do Blanice vyžádalo přikročit k opatřením, která by snos těchto splavenin do řeky snížila.

V roce 2005 byla pod provedou úpravou vytvořena dočasná sedimentační tůň (celkový objem 15 m³). Na korytě tůně byl zřízen kamenný filtr, který umožňoval trvalé zavodnění koryta (Spisar & Simon, 2006). Díky tomu byla při průchodu vyšších vodních stavů voda převáděna přes tuto tůň, kde následně unášený materiál (frakce písku) sedimentoval. Pod tůň byl vytvořen plošný rozliv do eutrofních tužebníkových lad, kde docházelo k sedimentaci jemnozrnných částic a zároveň k částečnému odstraňování živin. Jedná se o víceúčelové opatření.

Význam vybudování sedimentační tůně byl dobře zdokumentován, jelikož zde probíhalo pravidelné měření obsahu nerozpuštěných látek ve vodě nad i pod opatřením. Nyní se již koryto Zbytinského potoka po revitalizaci stabilizovalo. Sedimentační tůň již není funkční a rozliv do vegetace byl zrušen. Oblast bývalé tůně je nyní osídlena raným sukcesním stadiem mokřadní vegetace s malými ploškami volné hladiny. Jednalo se o velmi hodnotný biotop (fotografie viz Příloha 15 b).

K sedimentačním tůňím na perlorodkových tocích je důležité poznamenat, že by se mělo jednat pouze o dočasná opatření. Sedimentační tůně by měly plnit svou funkci pouze po dobu, než je odstraněn přímý zdroj eroze. Tyto tůně zachytávají všechny splaveniny. Kromě jílu a písku zachytávají také organický detrit, který slouží perlorodkám jako potrava. Zachycením těchto splavenin by sice mohly eliminovat jednu příčinu ohrožení perlorodky, ale současně by akcelerovaly jinou příčinu ohrožení. Proto by sedimentační tůně měly být budovány tak, aby plnily svou funkci především za zvýšených průtoků, kdy je vodou nesen z velké části minerální materiál. V době normálních průtoků, kdy z potravně významných mokřadů a pramenišť odtéká organický detrit, je jeho zachytávání nevhodné (Simon et al., 2018).

I přesto, že byl splaveninový režim v povodí Zbytinského potoka narušen již před revitalizací části koryta toku, je patrné, že revitalizace situaci dočasně spíše zhoršila. Dále zvýšila také množství splavenin transportovaných tokem. To se projevilo i přímo na vitalitě perlorodky říční v koloniích v hlavním toku Blanice pod ústím Zbytinského potoka. Před revitalizací toku byla průměrná roční úmrtnost perlorodky říční v těchto dvou koloniích 8 %, dva roky po revitalizaci se zvýšila na 37,2 %. Což dokumentuje významné poškození populace perlorodky říční. Následně pokles celkové úmrtnosti z 54,85 % v roce 2005 na 12,62 % v roce 2006 nasvědčuje, že nápravná opatření snižující množství splavenin, která byla provedena, měla pozitivní vliv. Omezení snosu splavenin pomocí sedimentační tůně bylo ovšem závislé na pravidelném odtěžování sedimentů, tedy na čištění. Odstranění zdrojů eroze v povodí a korytě toku však bylo nutné pro zabezpečení plnohodnotné funkce povodí Zbytinského potoka (Spisar & Simon, 2006), což bylo provedeno na podzim v roce 2006 pomocí instalace haťoštěrkových válců.

Cílem revitalizací je obvykle navrátit vodnímu toku jeho přirozený charakter a podobu (Downs & Kondolf, 2002; Just et al., 2003). Když je revitalizační opatření dokončeno, je vhodné kontrolovat stav revitalizovaného toku a množství splavenin nesených tokem během pravidelných obchůzek a také po silných deštích a povodňových událostech.

Na základě problémů, které přinesly provedené revitalizační práce ve velmi citlivém povodí, je nutné při projektování myslet na případnou erozi nově vybudovaných koryt a dopředu promýšlet možná opatření, která minimalizují dopad na populaci perlorodky říční. Důležité je také v průběhu a po uskutečnění revitalizace provádět kontroly všech revitalizačních prvků, které jsou realizovány v souvislosti s minimalizací nepříznivých dopadů na perlorodku říční (sedimentační tůně, boční ramena, rozlivy a další).

Dynamiku revitalizovaného koryta je nutné sledovat také několik let po provedení revitalizačních opatření. Proto je toto území i nadále studováno členy katedry fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy a kontrolováno ochránci perlorodky říční v NPP Blanice (zejména VÚV TGM). Dále je kontrolováno také majitelem přilehlých pozemků. Pro přesné posouzení stability koryta doporučují Downs & Kondolf (2002) monitoring po dobu nejméně deseti let od provedení revitalizačních opatření. Do jaké míry se korytu Sviňovického potoka

podarilo stabilizovat, se však projeví zejména při budoucím výskytu extrémní srážko-odtokové události.

7.4.2 Amoniak a porovnání efektu revitalizace koryta s pokročilou čistírnou odpadních vod

Amoniak je anorganická látka, která je produkována některými bakteriemi. Tato látka se následně akumuluje v sedimentu a ve vodě. Amoniak je velice toxická látka, která se vyskytuje ve vodě v podobě molekuly NH_3 nebo v podobě iontu NH_4^+ , jejich poměr je závislý na teplotě a pH vody (Hartman et al., 2005). Dle Newtona et al. (2003) jsou sladkovodní mlži citlivější na vystavení amoniaku více než jiné organismy. Amoniak, který je obsažen v sedimentu často disociuje do vody, proto je složité testovat toxicitu sedimentu, neboť jsou tyto testy nepřesné. Amoniak je velmi často obsažen v sedimentu, ve kterém jsou zahrabána juvenilní stádia mlžů. Proto jsou právě tyto jedinci velice citliví na zvýšenou koncentraci amoniaku. Během otravy touto látkou se náhle zpomaluje růst nově metamorfovaných juvenilů až o polovinu, čímž se zvyšuje jejich mortalita.

Bezprostředně po revitalizaci toku v roce 2005 byly opakovaně naměřeny vyšší koncentrace amoniaku, které mohly být způsobeny probíhajícími pracemi (výluh z půdy, rozklad organické hmoty). Po postupné stabilizaci toku byl v únoru 2006 zaznamenán vysoký povodňový průtok (pro detailní popis viz kapitola 7.3 o morfologických změnách koryta Zbytinského a Sviňovického potoka). Koncentrace amoniaku byla v průběhu následujících měsíců nižší. Zvýšená hodnota naměřená v srpnu 2008 byla pravděpodobně ovlivněna vysokým množstvím srážkových úhrnů. Naopak zvýšená koncentrace amoniaku v březnu 2009 korelovala s jarním táním sněhu. V porovnání s limitem čistoty vody pro biotop perlorodky říční ($0,1 \text{ mg/l NH}_4$) nejsou běžné hodnoty v tomto přítoku příliš vysoké. Několik extrémních piků tento limit ovšem převyšuje (březen 2005 – $0,15 \text{ mg/l}$; květen 2005 – $0,13 \text{ mg/l}$ a březen 2009 – $0,184 \text{ mg/l}$). Lze však předpokládat, že než voda doteče ze Sviňovického potoka do řeky Blanice, kde se populace perlorodky vyskytuje, dojde k oxidaci amoniaku na dusičnan. Pokles koncentrací amoniaku ve Zbytinském potoce pod vsí a v ústí do řeky Blanice dobře dokládá Wanner et al. (2012). Dle grafu č. 15 je patrné, že revitalizace Sviňovické strouhy zásadně nepřispěla k poklesu průměrné koncentrace amoniaku ve vodním toku.

Významný vliv na jakost vody přímo v hlavním toku Zbytinského potoka mělo vybudování ČOV s dočišťovacími a retenčními rybníky v obci Zbytiny, neboť zapříčily výrazný úbytek amoniaku ve vodním toku. Většina uvolněného amoniaku pochází přímo z vyčištěné odpadní vody, případně také z rozkladu organického materiálu. Významným zdrojem je například nadměrné využívání tekutých statkových dusíkatých hnojiv, jako je například kejda z roštových kravínů (Simon et al., 2018).

ČOV Zbytiny od zahájení provozu udržuje stabilní výsledky bez výraznějších odchylek v účinnosti čištění. Výsledky účinnosti ČOV odpovídají navrženým parametrům pro danou velikostní kategorii (500 EO). Ovšem účinnost odstranění celkového dusíku a celkového fosforu bylo dosaženo jen z 60 %, jelikož ČOV je schopna převážně pouze nitrifikovat amoniak na dusičnanový dusík (N-NO_3^-). ČOV Zbytiny nedisponuje technologií denitrifikace, tedy přeměnou dusičnanů na plynný dusík. Důležité je ale zdůraznit, že pro tuto velikost ČOV (500 EO) není dle zákona vyžadováno úplné odstranění dusíku a fosforu.

S ohledem na limity platné pro Národní přírodní památku Blanice a zajištění pokročilejšího čištění je vyčištěná odpadní voda vedena do dvou dočišťovacích a retenčních rybníků, které jsou umístěny za čistírnou odpadních vod. Celkový efekt soustavy ČOV a dvou nízko zatěžovaných biologických rybníků na snížení koncentrací v toku Zbytinského potoka je velmi výrazný. V profilu Zbytinský potok pod obcí oproti původním hodnotám před vybudováním čistícího systému ($0,27 \pm 0,14$ N-NH₄ mg/l) klesly hodnoty na $0,08 \pm 0,08$ N-NH₄ mg/l (Wanner et al., 2012).

Průměrné koncentrace ve vyčištěné odpadní vodě odtékající z druhé dočišťovací nádrže (0,21 mg/l) jsou podle těchto měření v letech 2008-2010 nižší, než byly před stavbou (2006-2008) přímo v hlavním korytě potoka pod obcí ($0,27 \pm 0,14$ mg/l) (Wanner et al., 2012). Ve Zbytinském potoce pod vsí tedy došlo na rozdíl od Sviňovického potoka k výraznému snížení zátěže amoniakem.

7.4.3 Fosfor – efekt revitalizovaného toku

Bezprostředně po revitalizaci vodního toku byla zaznamenána extrémně zvýšená koncentrace celkového fosforu na obou lokalitách v srpnu 2005. Tyto hodnoty byly zapříčiněny zvýšeným povodňovým průtokem, který uvolnil velké množství půdních částic. Také na jaře bývají koncentrace celkového fosforu obvykle vyšší (Simon et al., 2018), což bylo dle dlouhodobého monitoringu až na několik výjimek potvrzeno. Bezprostředně po realizaci technického opatření byly hodnoty celkového fosforu

opakovaně vyšší, což souvisí pravděpodobně se zemními pracemi v rámci revitalizačních prací.

Pokud porovnáme koncentrace fosforu po uskutečnění revitalizace a následné stabilizaci, můžeme po odeznění efektů stavby vidět pokles hodnot Pcelk. Například po realizaci (2006-2008) byl průměr koncentrace celkového fosforu $0,07 \pm 0,1$ mg/l. Po stabilizaci revitalizovaného koryta (2008-2010) byl průměr koncentrace Pcelk ve Sviňovickém potoce $0,04 \pm 0,05$ mg/l. Pouze v roce 2011 došlo ke zvýšení průměrné koncentrace Pcelk na 0,06 mg/l. Dočišťovací a retenční rybníky za ČOV Zbytiny výrazně snížily koncentrace celkového fosforu také ve Zbytinském potoce. V období 2008-2010 (v době provozu ČOV Zbytiny) byl pozorován výrazný pokles koncentrací Pcelk (viz hodnoty výše) (Wanner et al., 2012).

Revitalizované koryto vodního toku však může mít výrazný vliv na snižování koncentrace reaktivního fosforu pouze prvních několik let. Vlivem povětrnostních podmínek a struktury podloží vodního toku a přilehlého okolí, je možná chemická sorpce fosforu na jíly a zeminy. Jedná se o rovnováhu, která se ovšem mění. Následkem provedené revitalizace byl pravděpodobně uvolněn absorbovaný fosfor do vodního toku (Valentová, 2020; ústní sdělení).

Zadržování partikulovaného fosforu, ať už vázaného na organické nebo anorganické částice, je analogické jako u redukce množství nerozpuštěných látek (viz kapitola 7.4.1 - Nerozpuštěné látky a nepříznivé efekty na biotop perlorodky říční).

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin (strengit, vivanit, apatit, variscit). Na minerálně chudém podloží, jako je typické pro povodí Zbytinského potoka, je významné také vyluhování z půdy. Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je zejména aplikace hnojiv na zemědělskou půdu, konkrétně v hodnoceném povodí se jedná o kejdivání luk. Zdrojem anorganického fosforu je fosfor, který je obsažen v živočišných odpadech. Ve vodách se celkový fosfor vyskytuje v rozpuštěné i nerozpuštěné formě (Pitter, 2009). Celkový fosfor ve vodách tvoří fosforečnany jako hlavní složka rozpuštěného (celkového) reaktivního fosforu (vedle polyfosfátů a některých snadno rozložitelných organických látek obsahujících fosfor, např. adenosintrifosfát (ATP)). Dále také buňky bakterií, detritu a fytoplanktonu obsahují značné množství fosforu (Absolon & Hruška, 1999). Pro Zbytinský potok jsou zdrojem řasových buněk dočišťovací rybníky. Systémy povrchových vod mají značně vysokou schopnost zadržovat a recyklovat fosfor, neboť je ve vodních ekosystémech nejčastějším prvkem, který limituje primární

produkcí. Hlavními mechanismy zadržování fosforu v tocích jsou zejména příjem organismy, adsorpce na částice a depozice. Značný vliv na retenci fosforu má doba zdržení vody v krajině, možnost vody v korytech komunikovat s okolním prostředím, přechodné zásobníky, koncentrace živin a další. Vysoká schopnost retence fosforu v krajině indikuje dobrý ekologický stav vodních toků (Kronvang et al., 2004). Právě o takový typ krajiny je nutné v povodí NPP Blanice usilovat.

Formy fosforu ve vodě lze rozdělit na rozpuštěný organický (minoritní) nebo anorganický (zejména PO_4^-), partikulovaný organický (živé buňky, nestabilní organické látky) a partikulovaný anorganický (vázaný nejčastěji na jílové částice). V čiré vodě při nízkých průtocích převažuje fosfor ve formě fosforečnanů. Při silném zákalu při srážkové události převažuje partikulovaný anorganický fosfor. Za zvláštních okolností (např. pod dočišťovacími rybníky za ČOV) mohou být významné i organické složky (Bílý & Simon, 2013).

Ve vodě rozpuštěné minerální látky, kterými jsou dusičnany (NO_3^-), amonné ionty (NH_4^+) a fosforečnany (PO_4^- ; hlavní složka reaktivního fosforu) jsou zejména v perlorodkových tocích vždy nežádoucí, v případě amoniaku někdy přímo toxické a poškozující biotop. Ovšem v partikulované organické podobě vázaný dusík i fosfor perlorodky v potravě potřebují. Tato jemná organická suspenze částečně rozložených zbytků rostlin a nasedlého biofilmu je nazývána detrit (Hruška, 1995). Koncentrace fosforu během nízkých průtoků v zemědělských povodích mohou pocházet z odpadních vod, tuhého statkového hnojiva, ze sedimentů nebo podzemních vod (Rogers et al., 2012). Avšak oplocení hospodářských zvířat zmírňuje přímý vstup tuhého statkového hnojiva bohatého na fosfor (Hughes & Quinn, 2014). Podobně se v mnoha případech ukázalo, že úsilí o snížení koncentrace fosforu úpravou odpadních vod je také úspěšné (Romero et al., 2016).

7.4.4 Zvýšení koncentrace vápníku a dusičnanu mezi profilem na začátku a na konci Sviňovické strouhy

Byla provedena také analýza dat vápníku a dusičnanu mezi profilem Sviňovická strouha nad revitalizací a Sviňovická strouha pod revitalizací pomocí dat v období bezprostředně po revitalizaci (2005) a po stabilizaci koryta toku (2006-2007) (tabulka 3). Ve výchozím stavu se koncentrace jak vápníku, tak i dusičnanů po průtoku studovaným úsekem, zhruba 5x zvyšovala. Předpoklad byl, že po celkové stabilizaci

revitalizovaného koryta dojde ke zlepšení jakosti vody v těchto parametrech, pozorován byl však opak.

Dle zjištěných dat je v čase patrné mírné zvýšení koncentrace vápníku v profilu nad revitalizací. Průměrné hodnoty koncentrace vápníku ve sledovaném profilu se pohybovaly od 7,65 mg/l (2005) do 9,13 mg/l (2006-2007). Medián, který není ovlivněn extrémními hodnotami ukazuje, že hodnoty koncentrace vápníku se pohybovaly od 7,86 mg/l (2005) do 9,03 mg/l (2006-2007). Přičemž limitní hodnoty čistoty vody pro perlorodku říční jsou < 8 mg/l. V profilu pod revitalizací jsou dlouhodobě patrné vyšší koncentrace vápníku než v profilu nad revitalizací. Průměrné hodnoty koncentrace vápníku v profilu pod revitalizací se pohybovaly od 17,50 mg/l (2005) do 20,90 mg/l (2006-2007). Medián ukazuje, že v roce 2005 byla koncentrace vápníku 18 mg/l a postupně se v letech 2006-2007 zvýšila na 21,15 mg/l. Tyto koncentrace jsou nad limitními hodnotami pro populaci perlorodky říční. K výraznému vzrůstu obsahu vápníku dochází v průběhu toku, stejně jako u dusičnanů. Příčinou vysokého obsahu vápníku v říčním toku je zejména jeho snadné vyluhování z půdy. Vápník je v půdě vázán chemickou sorpcí (především ve formě CaCO_3), ale vysoký podíl je vázán výměnným způsobem na sorpční komplex půdy. Vyplavované množství vápníku souvisí s jeho obsahem v půdě a intenzitou vápnění. Tůma (1997) uvádí koncentrace vápníku v lyzimetrickém pokusu v Kostelci nad Orlicí v rozmezí od 50 mg/l do 150 mg/l. Analýzy dlouhodobých výzkumů vlivu klimatických podmínek na obsah vápníku v říční vodě, dokázaly závislost na množství srážek. Zde platí přímá úměra – čím větší je úhrn srážek, tím větší je vyplavování vápníku z půdního profilu, čímž roste i jeho obsah ve vodách. Tato závislost však nemusí být zcela průkazná, což může být způsobeno tzv. zřed'ovacím efektem, kdy právě v době nejvyšších srážek (tedy i nejvyššího vyplavování vápníku), koncentrace vápníku ve vodním toku nijak výrazně nevzroste. Obsah Ca^{2+} je závislý také na vegetačním období (Tůma & Kaplanová, 2004).

Obdobná je situace v případě dusičnanů. Podle naměřených dat je v čase zřejmé mírné zvýšení koncentrace dusičnanů v profilu nad revitalizací. Průměrné hodnoty koncentrace dusičnanů se ve sledovaném profilu zvýšily z 3,82 mg/l (2005) na 5,27 mg/l (2006-2007). Hodnoty mediánu vykazují obdobné výsledky měření jako průměrné hodnoty. V roce 2005 byly hodnoty koncentrace dusičnanů 3,21 mg/l, v letech 2006-2007 se zvýšily na 5,03 mg/l. Limitní hodnoty čistoty vody pro perlorodku říční jsou < 2,5 mg/l. V profilu pod revitalizací je patrné značné zvýšení

koncentrace dusičnanů v porovnání s profilem nad revitalizací. Průměrné hodnoty se v profilu pod revitalizací zvýšily z 20,06 mg/l (2005) na 23,83 mg/l (2006-2007). Hodnoty mediánu mají obdobný stoupající průběh. V roce 2005 byla koncentrace dusičnanů 19,55 mg/l a v letech 2006-2007 se zvýšila na 23,74 mg/l. Výraznější vzrůst hodnot byl zaznamenán v průběhu toku. Dle Bulíčka (1977) je z mnoha výzkumů prokázán růst koncentrace dusičnanů ve směru toku, tzn. že v dolních úsecích vodního toku jsou koncentrace vyšší než v horních úsecích. Na vyšší obsah dusičnanů v říčním toku má pravděpodobně vliv také skutečnost, že se dusičnany téměř nevážou na půdní sorpční komplex a v půdě nejsou zadržovány. Vzhledem k vysoké mobilitě je nitratový aniont z půdy velice snadno vyplavován. To se projevuje především ve zvýšeném obsahu dusičnanů v oblastech s intenzivním obhospodařováním zemědělské půdy (zejména s aplikací průmyslových dusíkatých hnojiv). Vztah mezi obsahem dusičnanů ve vodě a množstvím hnojiv aplikovaných do půdy je dle Bulíčka (1977) zcela průkazný. V poslední době se však množství dávek průmyslových hnojiv snížilo. Dalším zdrojem zvýšeného obsahu dusičnanů ve vodách mohou být také v menší míře atmosférické vody a nitrifikační pochody. Podobně jako u vápníku byla také u dusičnanů prokázána závislost mezi jejich obsahem a intenzitou srážek. Tato skutečnost však může být potlačena vlivem zředovacího efektu.

Kern (1994) uvádí, že se revitalizované toky navracejí do dynamické rovnováhy přibližně 50 let. Tato doba se však u různých toků může lišit. Rozhodujícím faktorem je variabilita srážko-odtokového procesu, přičemž existence toku vytvářejícího koryto řeky je obzvláště nezbytná. Vzhledem k tomu, že byl předpokládán kladný vliv revitalizace, je nutné provést doměření všech parametrů, které byly naměřeny do roku 2011 (NL; NH_4^+ ; NO_2^- ; NO_3^- ; Ca^{2+} a Pcelk). Nezbytné je provést prohlídku na místě, zda se zde nachází výusti funkční systematické drenáže. Dále by bylo vhodné navázat spolupráci s ČOV Zbytiny (údaje o podnebí v letech 2002 - dosud), případně s meteorologickou stanicí Davis ve Volarech. K posouzení celkového ekologického stavu je žádoucí doplnit průzkum o bližší analýzu sedimentů, splavenin a výluhy z okolní zeminy. Jelikož koncentrace kovů a specifických látek v sedimentech je několika násobně větší než ve vodě vzhledem ke schopnosti akumulace, čímž lépe vyjadřuje stav dané lokality (Komínková, 2004).

7.5 Efekt na čistotu Zbytinského potoka

Navrácení vodního toku do původního přirozeného stavu je velmi náročné. Na obnovu je třeba přihlížet jako na snahu o vytvoření přirozeného vývoje daného toku, který souvisí s hydromorfologií, hydrologií a srážkoodtokovým procesem. Dále také s kvalitativními charakteristikami, režimem zatížení sedimentů, přirozeným složením vodní fauny a flóry a vodního pásu. Částečná revitalizační opatření provedená na zájmovém vodním toku vykazují kladný vliv na jakost vody ve Zbytinském potoce (viz tabulka 4). Jelikož se jedná o dlouhodobý proces, nelze očekávat, že se hydromorfologický stav říčního toku výrazně změní během jednoho roku či dvou let. Proto je nezbytné pokračovat v revitalizačních opatřeních v rámci celé Sviňovické strouhy a v monitoringu celé zájmové oblasti. Pozitivní vliv na jakost vody Zbytinského potoka představuje ČOV Zbytiny se dvěma dočišťovacími a retenčními rybníky, jelikož v dolní části Zbytinského potoka byl doložen dobrý růst a vysoká míra přežívání juvenilních perlorodek (Simon et al., 2010). V případě zastavení provozu ČOV Zbytiny lze odpadní vody shromažďovat v těchto dvou rybnících, které slouží k zabránění havarijního vypouštění neupravené odpadní vody přímo do Zbytinského potoka (Wanner et al., 2012).

8 Závěr a přínos práce

Prvním cílem této diplomové práce bylo testování metody měření jakosti vody v říčním hyporeálu *ex situ*. Toto měření bylo zaměřeno na obsah rozpuštěného fosforu s ohledem na riziko eutrofizace. Dále byla ověřena možnost extrakce pórové vody v dostatečném množství z trvalých sond a jednorázově užitých penetračních sond. Data byla dále propojena s údaji o dalších parametrech prostřednictvím měření *in situ* sondami.

Z výsledků měření byla zjištěna vysoká časová a prostorová variabilita prostředí zájmového vodního toku. Je patrné, že kvalita habitatu pro populaci perlorodky říční je úzce spjata s propojením volně tekoucí vody a s prostředím hyporheické zóny. Rozsah propojení je možné popsat prostřednictvím fyzikálně chemických parametrů. Pro vyhodnocení kvality habitatu je dle daných požadavků doporučena kombinace jednotlivých metod měření. Zpravidla nejvhodnějšími kombinacemi metod měření je penetrační odpor sedimentu dna a redoxní potenciál, případně s kalibračním měřením rozpuštěného kyslíku *ex situ*. Výsledky vzorkování orthofosforečnanu z hyporeálu ukázaly, že běžné analytické metody nejsou vhodné k měření nízkých koncentrací reaktivního fosforu v maloobjemových vzorcích přirozeně zbarvené a zakalené vody z hyporheického prostředí.

Metody a postupy použité v diplomové práci skýtají nástroj, který umožňuje ochranu zvláště chráněného druhu perlorodky říční a také ostatních organismů žijících v sedimentu. Budoucí výzkumné práce týkající se vzorkování orthofosforečnanu z hyporeálu je nutné zaměřit na zavedení nové mikrometody, která bude schopna zpracovat data pouze z několika ml odebraného vzorku. Bez zavedení nové mikrometody není možné účinně měřit koncentrace fosforu v hyporeálové vodě.

Druhým cílem této práce bylo ověření možnosti zlepšení jakosti vody revitalizacemi drobných toků prostřednictvím analýzy časových řad a srovnání nad a pod revitalizovaným úsekem vodního toku.

V průběhu let 2002-2011 byl proveden monitoring perlorodkových lokalit v rámci obce Zbytiny. Meliorační úpravy v 70. letech 20. století změnilu polohu dolního toku. Z přírodního koryta se meandrovým průběhem postupně stal napřímený zahloubený tok zpevněný celoplošnými betonovými dlaždicemi. Během revitalizačních opatření (2005) nebylo z důvodu vlastnictví pozemků podél toku možné koryto vrátit do původní polohy. Dalším důvodem bylo také to, že provedená revitalizační opatření v povodí byla pouze částečná. Koryto toku bylo rozvolněno

pouze zhruba na 1 km úseku ve spodní části vodního toku, zatím co horní tok zůstal zcela napřímen a opevněn.

Vytvoření dočasné sedimentační tůně (v roce 2005) pod revitalizovaným úsekem bylo velmi přínosné. Při průchodu vyšších vodních stavů byla voda převáděna přes tůň, ve které hrubší unášený materiál sedimentoval. Plošný rozliv do eutrofních tužebníkových lad pod tůň zajistil sedimentaci jemnozrnných částic a částečné odstranění živin. Nyní je nové koryto Zbytinského potoka stabilizováno a eroze je málo významná. Významné bylo také vybudování ČOV s dočišťovacími a retenčními rybníky v obci Zbytiny, které zajistily výrazný pokles amoniaku ve vodním toku. Záslouhou dočišťovacích a retenčních rybníků za ČOV Zbytiny byl zjištěn také pokles koncentrace celkového fosforu ve Zbytinském potoce. Mezi profilem na začátku a na konci Sviňovické strouhy bylo však zjištěno zvýšení koncentrace vápníku a dusičnanu.

Jelikož se dolní část koryta Zbytinského potoka nachází v CHKO Šumava, bylo koryto ponecháno samovolnému vývoji. Zákruty, které byly vyprojektovány v rámci revitalizačních opatření, se i nadále vyvíjejí dynamicky. Nyní dochází k pozvolné stabilizaci koryta vodního toku vzhledem k silnému zarůstání koryta vegetací v kombinaci s opevněním nátrží na horním úseku toku. Ke stabilizaci dochází také zejména proto, že v uplynulých pěti letech nebyla zaznamenána významnější srážko-odtoková událost. Provedená revitalizační opatření mají kladný vliv na vývoj populace zvláště chráněného druhu perlorodky říční.

9 Přehled literatury a použitých zdrojů

ABSOLON K., HRUŠKA J., 1999: Záchranný program Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera Linnaeus*, 1758) v České republice. AOPK ČR, Praha. 27 pp.

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2019: Národní přírodní památka Prameniště Blanice. (online) [cit. 2020.03.15], dostupné z: http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=index&site=NPP_prameniste_blanice_cz#top.

ALBRECHT J., MACKOVČIN P., SEDLÁČEK M., 2003: Chráněná území ČR VIII.: Českobudějovicko. Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 807 s. ISBN 80-86064-65-4.

AMBROŽOVÁ J., 2003: Aplikovaná a technická hydrobiologie. 2. vyd. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha. ISBN 80-7080-521-8.

ARIAS-ESTÉVEZ M., LÓPEZ-PERIAGO E., MARTÍNEZ-CARBALLO E., SIMAL-GÁNDARA J., MEJUTO J. C., GARCÍA-RÍO L., 2008: The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agric. Ecosyst. Environ.* Vol. 123, P. 247–260.

BAKER M. A., DAHM C. N., VALETT H. V., 2000: Anoxia, anaerobic metabolism, and biogeochemistry of the stream-water-groundwater interface. pp. 259–283, In JONES J. B., P. J. MULHOLLAND (Eds.). *Streams and Ground Waters*. San Diego: Academic Press. 425 pp.

BAUER G., 1988: Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation*, P. 239-253.

BAUER G., 1992: Variation in the Life Span and Size of the Freshwater Pearl Mussel. *The Journal of Animal Ecology*, Vol. 61(2), P. 425-436.

BAUER G., HOCHWALD S., SILKENAT W., 1991: Spatial distribution of freshwater mussels: the role of host fish and metabolic rate. *Freshwater Biology*, Vol. 26, P. 377–386.

BAUER G., SCHRIMPF E., THOMAS W., HERRMAN R., 1980: Zusammenhänge zwischen dem Bestandsrückgang der Flussperlmuschel im Fichtelgebirge und der Gewässerbelastung. *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 88, P. 505-513.

BAUER G., WÄCHTLER K. (Eds.), 2001: Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 395 pp.

BENCALA K. E., 1983: Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream with a kinetic mass transfer model for sorption. *Water Resources Research*, Vol. 19, P. 732–738.

BENGOUGH A. G., CAMPBELL D. J., O'SULLIVAN M. F., 2000: Penetrometer techniques in relation to soil compaction and root growth Soil and environmental analysis. CRC Press, P. 389-416.

BERAN L., 1998: Vodní měkkýši. Metodika ČSOP č. 17. ZO ČSOP Vlašim, 1. vydání, 113 pp.

BIER A., 2010: pH elektrodes: What users should know. In: GmbH, H.-L. (ed). Düsseldorf.

BÍLÝ M., SIMON O., WANNER F., KAŇKOVÁ P., 2013: Funkce biocenózy pro transformaci a retenci živin v experimentální soustavě dvou nízkozatěžovaných biologických rybníků. In RŮŽIČKOVÁ I., WANNER J., FUKA T. 10. Bienální konference Voda 2013 - Sborník přednášek a posterových sdělení. Poděbrady, 18.9.2013. Brno: Tribun EU, s.r.o., P. 293—296. ISBN 978-80-263-0506-4.

BOULTON A. J., 2007: Hyporheic rehabilitation in rivers: Restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology*, Vol. 52, P. 632–650.

BOULTON A. J., FINDLAY S., MAMONIER P., STANLEY E. H., VALETT H. M., 1998: The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Vol. 29, P. 59-81.

BRADLEY P. M., MCMAHON P. B., CHAPELLE F. H., 1995: Effects of Carbon and Nitrate on Denitrification in Bottom Sediments of an Effluent-Dominated River. *Water Resources Research*, Vol. 31(4), P. 1063-1068.

BRAUN A., AUERSWALD K., GEIST J., 2012: Drivers and Spatio-Temporal Extent of Hyporheic Patch Variation: Implications for Sampling. *Plos One*, Vol. 7(7).

BRETSCHKO G., 1992: Differtiation between epigeic and hypogeic fauna in gravel strem. *Regulated Rivers: Research & Management*, Issue 7, P. 17-22.

BURRI N. M., WEATHERL R., MOECK CH., SCHIRMER M., 2019: A review of threats to groundwater quality in the anthropocene, *Science of The Total Environment*, Vol. 684, P. 136-154.

CAKIR E., YÜKSEK S., ASMA B., ARSLANOGLU E., 2016: Effects of Different Environment Temperatures on Some Motor Characteristics and Muscle Strength. *International Journal of Environmental & Science Education*, Vol. 11(10), P. 3985-3993.

CARDENAS M. B., 2009: Stream-aquifer interactions and hyporheic exchange in gaining and losing sinuous streams. *Water Resources Research*, Vol. 45.

ČERNÁ M., SIMON O. P., BÍLÝ M., DOUDA K., DORT B., GALOVÁ M., VOLFOVÁ M., 2018: Within-river variation in growth and survival of juvenile freshwater pearl mussels assessed by in situ exposure methods. *Hydrobiologia*, 810 (1), P. 393-414.

ČGS, 1998: Databáze významných geologických lokalit: 2147. Praha: Česká geologická služba. (online) [cit. 2020-02-2], dostupné z <http://lokality.geology.cz/2147>.

ČSN EN ISO 10304-1. Jakost vod-Stanovení rozpuštěných aniontů metodou kapalinové chromatografie iontů-Část 1: Stanovení bromidů, chloridů, fluoridů, dusičnanů, dusitanů, fosforečnanů a síranů. Praha: Hydroprojekt CZ a.s., 2009.

DAHM C. N., GRIMM N. B., MARMONIER P., VERVIER P., 1998: Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology*, Vol. 40, P. 427–451.

DEMEK J., 1987: Zeměpisný lexikon ČSR-hory a nížiny. Academia, Praha, 584 pp.

DEMEK J., QUITT E., RAUŠER J., 1976: Úvod do obecné fyzické geografie. Academia, Praha, 400 pp.

DENT C. L., GRIMM N. B., FISHER S. G., 2001: Multiscale effects of surface-subsurface exchange on stream water nutrient concentrations. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 20, P. 162–181.

DOWNS P. W., KONDOLF M. G., 2002: Post-Project Appraisals in Adaptive management of River Channel Restoration. *Environmental Management* 29, Vol. 4, P. 477-496.

DUFF J. H., TRISKA F. J., 2000: Nitrogen biogeochemistry and surface-subsurface exchange in streams. P. 197–220. In J. B. Jones and P. J. Mulholland (Eds.). *Streams and Ground Waters*. San Diego: Academic Press, 425 pp.

DYK V., 1992: Profilová ohrožovatelé lokalit perlorodky říční. *Erica*, Vol. 1, P. 21–38.

FAMIGLIETTI J. S., 2014: The global groundwater crisis. *Nat. Clim. Chang*, Vol. 4, P. 945–948.

GEIST J., AUERSWALD K., 2007: Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, Vol. 52(12), P. 2299-2316.

GITTINGS T., O'KEEFE D., GALLAGHER F., FINN J., O'MAHONY T., 1998: Longitudinal variation in abundance of a Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* population in relation to riverine habitats. *Biology and Environment: Proceedings of Royal Irish Academy*, Vol. 98B/3, P. 171-178.

HANCOCK P. J., 2002: Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management*, Vol. 29, P. 763–781.

HANNSMANN J., 1996: Perlorodka v oblasti trojmezí “Čechy-Bavorsko-Sasko“:

Ekosystém perlorodkových vod a jeho ochrana. = Die Perlmuschel im Dreiländereck "Böhmen-Bayern-Sachsen": Das Ökosystem der Perlmuschelgewässer und sein Schutz. MŽP, Praha, 67 pp. ISBN 80-7212-017-4.

HARTMAN P., PŘIKRYL I., ŠTĚDRONSKÝ E., 2005: Hydrobiologie 3. přeprac. vyd., Praha: Informatorium. 359 pp. ISBN: 80-7333-046-6.

HASTIE L. C., BOON P. J., YOUNG M. R., 2000: Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). Hydrobiologia, Vol. 429, P. 59-71.

HASTIE L. C. & YOUNG M. R., 2003: Conservation of the freshwater pearl mussels I: Captive breeding techniques. – Conserving Natura 2000 Rivers, Conservation Techniques Series No. 2, English Nature, Peterborough, 24 pp.

HAUER C., 2015: Review of hydro-morphological management criteria on a river basin scale for preservation and restoration of freshwater pearl mussel habitats. Limnologica, Vol. 50, P. 40-53.

HAUER F. R., LAMBERTI G. A., 2007: Methods in stream ecology. Elsevier, London.

HERRICK J. E., JONES T. L., 2002: A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. Soil Science Society of America Journal, Vol. 66 (4), P. 1320-1324.

HESTER E., BROOKS K. E., SCOTT D. T., 2018: Comparing reach scale hyporheic exchange and denitrification induced by instream restoration structures and natural streambed morphology, Ecological Engineering, Vol. 115, P. 105-121.

HOWARD J. K., CUFFEY K. M., 2006: The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. Freshwater Biology, Vol. 51, P. 460–474.

HRUŠKA J., 1992: The freshwater pearl mussel in South Bohemia: Evaluation of the effect of temperature on reproduction, growth and age structure of the population. Archiv für Hydrobiologie, Vol. 126, P. 181–191.

HRUŠKA J., 1993: Záchranný program *Margaritifera*. ČÚOP Praha. 20 pp.

HRUŠKA J., 1995: Problematik der Rettung ausgewählter oligotropher Gewässersysteme und deren natürlicher Lebensgemeinschaften in der Tschechischen Republik. – In: Arbeitstagung Schutz und Erhaltung der Flussperlmuschelbestände, Landshut, Deutschland, P. 98–123.

HRUŠKA J., 1999: Nahrungsansprüche der Flußperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik. Heldia, Vol. 4(6), P. 69–79.

HRUŠKA J., 2000: Experience of semi-natural breeding programme of freshwater pearl mussel in the Czech Republic. – In: BAUER G. (Eds.), Ergebnisse des

Kongresses „Die Flussperlmuschel in Europa: Bestandssituation und Schutzmassnahmen“, Hof, Deutschland, Germany, 16.–18. Oktober 2000, P. 69–75.

HUGHES A. O., QUINN J. M., 2014: Before and after integrated catchment management in a headwater catchment: changes in water quality. *Environ Manag*, Vol. 54, P. 1288–1305.

HUJSLOVÁ J., 2010: Dynamika revitalizovaného koryta Sviňovického potoka. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Praha.

ISRAEL W., 1913: *Biologie der europäischen Süßwassermuscheln*. K.G. Lutz Verlag, Stuttgart, P. 44–47. *

JOHNSON P. D., BROWN K. N., 2000: The importance of microhabitat factors and habitat stability to the threatened Louisiana pearl shell, *Margaritifera hembeli* (Conrad). *Canadian Journal of Zoology*, Vol. 78(2), P. 271–277.

JONES J. B., FISHER S. G., GRIMM N. B., 1995: Vertical hydrologic exchange and ecosystem metabolism in a Sonoran desert stream. *Ecology*, Vol. 76, P. 942–952.

JONES J. B. JR., HOLMES R. M., FISHER S. G., GRIMM N. B., 1996: Denitrification in a nitrogen-limited stream ecosystem. *Biogeochemistry*, Vol. 33, P. 125–146.

JUST T., 2005: *Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi*. Praha: Český svaz ochránců přírody. 359 pp. ISBN 80-239-6351-1.

JUST T., ŠÁMAL V., DUŠEK M., FIŠER D., KARLÍK P., PYKAL J., 2003: *AOPK ČR*, Praha. 144 pp. ISBN 80-86064-72-7.

KASAHARA T., HILL A. R., 2007: Modeling the effects of lowland stream restoration projects on stream-subsurface water exchange. *Ecological Engineering*, Vol. 32, P. 310–319.

KERN K., 1994: *Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern*. Springer – Verlag, Berlin, Heidelberg.

KLADIVOVÁ V., 2010: Výprava pod hladinu Teplé Vltavy. *Šumava*, Vol. 14, P. 14–15.

KLIMENT Z., MATOUŠKOVÁ M., ŠOBR M., POTŮČKOVÁ M., 2006: Sledování dynamiky revitalizovaného koryta Sviňovického potoka. In: Langhammer, J. a kol. (ed.): *Změny krajiny jako ovlivňující faktor průběhu a projevu extrémních povodní*. KFGG, PrF UK Praha, Praha, P. 166–174.

KLIMENT Z., MATOUŠKOVÁ M., ŠOBR M., POTŮČKOVÁ M., HUJSLOVÁ J., 2009: Methods of evaluating the fluvial-morphological development of the revitalized channel of the Sviňovický Brook. *Acta Universitatis Carolinae, Geographica*, XLIII, No. 1–2. Univerzita Karlova v Praze, Karolinum, Praha, P. 125–144.

KOHOUTEK P., TUČEK J., 2002: Projekt stavby Revitalizace toku Zbytiny. Projekta Tábor. – nepublikováno.

KOMÍNKOVÁ D., BENEŠOVÁ L. 2004: Environmental Risk Assessment of Heavy Metals in the Kocába River. AUC Environmentalita, Vol. 18, P. 65-81.

KONRADY M., 2019: Diverzita prostředí hyporeálu oligotrofních toků jako prediktor vhodných podmínek pro juvenilní mlže v podhorských oligotrofních tocích. Praha: Diplomová práce České zemědělské univerzity, Fakulta životního prostředí, Katedra biotechnických úprav krajiny.

KRAUSE S., HANNAH D. M., FLECKENSTEIN J. H., HEPPELL C. M., KAESER D., PICKUP R., PINAY G., ROBERTSON A. L., WOOD P. J., 2011: Interdisciplinary perspectives on processes in the hyporheic zone. Ecohydrology, Vol. 4, P. 481–499.

KRONVANG B., HEZLAR J., BOERS P., JENSEN J. P., BEHRENDT H., ANDERSON T., ARHEIMER B., VENOHR M., HOFFMANN C. C., 2004: Nutrient Retention Handbook. Software Manual for EUROHARP-NUTRET and Scientific review on nutrient retention, EUROHARP report 9-2004, NIVA report SNO 4878/2004, Oslo, Norway.

KÜHTREIBER J., 1934: Die Plecopterenfauna Nordtirols. Ber. naturwiss.-med. Verein, Innsbruck, Vol. 43/44, P. 219. *

LANGHAMMER J., MATOUŠKOVÁ M., 2006: Mapping and analysis of river network modification as a factor of flood risk in the Blanice River Basin. Geografie – Sborník CGS - 111, Vol. 3, P. 274-291.

LELLÁK J., KUBÍČEK F., 1992: Hydrobiologie. Praha: Univerzita Karlova. ISBN 80-7066-530-0.

LOŽEK V., 1956: Klíč československých měkkýšů. Vydavatel'stvo Slovenskej akademie vied, Bratislava, 437 pp. *

LYDEARD C., COWIE R. H., PONDER W. F., BOGAN A. E., BOUCHET P., CLARK A. S., CUMMINGS K. S., FREST T. J., GARGOMINY O., HERBERT D. G., HERSHLER R., PEREZ K. E., ROTH B., SEDDON M., STRONG E. E., THOMPSON F. G., 2004: The global decline of nonmarine molluscs. Bioscience, Vol. 54, P. 321–329.

MATOUŠKOVÁ M., 2003: Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků. Disertační práce, PřF UK v Praze. 218 pp.

MERILL L., TONJES D. J., 2014: A review of the hyporheic zone, stream restoration, and means to enhance denitrification. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Vol. 44(21), P. 2337-2379.

MEYERS T. R., MILLEMAN R. E., 1977: Glochidiosis of salmonid fishes. I. Comparative susceptibility to experimental infection with *Margaritifera margaritifera* (L.). Journal of Parasitology, Vol. 63, P. 728–733.

MILNER A., RUNDLE S., ROBERTSON A., SCHMID-ARAYA J., 2003: Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology. Journal of the North American Benthological Society, Vol. 22. 164 pp.

MARTIŠ M., 1988: Člověk versus krajina. Horizont, Praha, 264 pp.

MORAES M. T. DE, SILVA V. R. DA, ZWIRTES A. L., CARLESSO R., 2014: Use of penetrometers in agriculture: a review. Engenharia Agrícola, Vol. 34(1), P. 179-193.

MOORE A. P., BRINGOLF R. B., 2018: Effects of nitrate on freshwater mussel glochidia attachment and 30 metamorphosis success to the juvenile stage. Environmental pollution, Vol. 242, P. 807–813.

NEWBOLD J. D., 1992: Cycles and spirals of nutrients. P. Calow and G. E. Petts (eds.), The Rivers Handbook. Blackwell Science, Oxford, UK. Vol. 1, P. 379-408.

NEWTON T. J., ALLRAN J. W., O'DONNELL J. A., BARTSCH M. R., RICHARDSON W. B., 2003: Effects of ammonia on juvenile unionid mussels (*Lampsilis Cardium*) in laboratory sediment toxicity tests. Environmental Toxicity and Chemistry, Vol. 22(11), P. 2554-2560.

OPDYKE M. R., DAVID M. B., RHOADS B. L., 2006: Influence of geomorphological variability in channel characteristics on sediment denitrification in agricultural streams. Journal of Environmental Quality, Vol. 35, P. 2103–2112.

ORGHIDAN T., 1959: Ein neues Lebensraum des unterirdischen Wasser: der hypoerheische Biotop. Arch. Hydrobiol, Vol. 55(3), P. 392-414. *

PALMER M. A., BERNHARDT E. S., 2006: Hydroecology and river restoration: Ripe for research and synthesis. Water Resources Research, Vol. 42(3).

PITTER P., 2009: Hydrochemie. VŠCHT, Praha, 580 pp.

PRINGLE C. M., TRISKA F. J., 2000: Emergent biological patterns and surfacesubsurface interactions at landscape scales. pp. 167–193, In JONES J. B., MULHOLLAND P. J. (Eds.). Streams and Ground Waters. San Diego: Academic Press. 425 pp.

Povodí Moravy s. p., 2018: Vodohospodářský slovník. (online) [cit. 2018.08.15], dostupné z <http://www.pmo.cz/cz/o-podniku/vodohospodarsky-slovník/jakost-vody/>.

QUINLAN E., GIBBINS Ch, MALCOLM I., BATALLA R., VERICAT D., HASTIE L., 2015: A review of the physical habitat requirements and research priorities needed to underpin conservation of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, Vol. 25(1), P. 107-124.

ROGERS C. W., SHARPLEY A. N., HAGGARD B. E., SCOTT J. T., 2012: Phosphorus uptake and release from submerged sediments in a simulated stream channel inundated with a poultry litter source. *Water Air Soil Pollut*, Vol. 224, P. 1361.

ROMERO E., LE GENDRE R., GARNIER J., BILLEN G., FISSON C., SILVESTRE M., RIOU P., 2016: Long-term water quality in the lower seine: lessons learned over 4 decades of monitoring. *Environ Sci Pol*, Vol. 58, P. 141–154.

ROLEY S. S., TANK J. L., 2016: Pore water physicochemical constraints on the endangered clubshell mussel (*Pleurobema clava*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 73 (12), P. 1712-1722.

ROZKOŠNÝ M., 2008: Vliv revitalizací na ekologický stav malých vodních toků, *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, Vol. 5, P. 1-12.

RUNKEL R. L., MCKNIGHT D. M., RAJARAM H., 2003: Modeling hyporheic zone processes. *Advances in Water Science*, Vol. 26, P. 901–905.

SCHWOERBEL J., 1961: Über die Lebensgemeinschaft und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* Vol. 25, P. 182-214.

SIMON O., KOŽENÝ P., KOUTECKÝ B., DORT B., HRUŠKA J., 2010: Plán péče o NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice. Ms., AOPK ČR, Praha.

SIMON O. P., KLADIVOVÁ V., SVOBODOVÁ J., HRUŠKA J., VEJMELKOVÁ J., BÍLÝ M., 2006: Ochrana oligotrofních povodí s perspektivními lokalitami výskytu perlorodky říční v ČR (Preservation of oligotrophic watersheds with perspective localities of a Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera*) occurrence in the Czech Republic). *Příroda*, Vol. 25, P. 11-27.

SIMON O. P., TICHÁ K., RAMBOUSKOVÁ K., BÍLÝ M., ČERNÁ M., DORT B., HORÁČKOVÁ J., HRUŠKA J., KLADIVOVÁ V., ŠVANYGA J., VYDROVÁ A., 2018: Metodika podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*). VÚV TGM, Praha. 283 pp.

SIMON O. P., VANÍČKOVÁ I., BÍLÝ M., DOUDA K., PATZENHAUEROVÁ H., HRUŠKA J., PELTÁNOVÁ A., 2015: The status of freshwater pearl mussel in the Czech Republic: several successfully rejuvenated populations but the absence of natural reproduction. *Limnologia*, Vol. 50, P. 11-20.

SINGH O. P., KUMAR, M. D., 2005: Virtual Water in Global Food and Water Policy Making: Is There a Need for Rethinking? *Water Resources Management*, Vol. 19 (6), P. 759-789.

SPALDING R. F., EXNER M. E., 1993: Occurrence of nitrate in groundwater-a review. *J. Environ. Qual*, Vol. 22, 392 pp.

SPISAR O., SIMON O., 2006: Revitalizace Zbytinského potoka ve vztahu k populaci perlorodky říční v NPP Blanice. IN: MĚKOTOVÁ J., ŠTĚRBA O. (Eds.). *Říční krajina 4*, 18.10.2006, Olomouc. ISBN 80-244-1495-3. 284-291 pp.

STEJSKAL J., 1949: Velký ilustrovaný přírodopis všech tří říší VIII. Geologie, II. a III. díl. Komenium, Praha, 798 pp. *

STRAYER D. L., DOWNING J. A., HAAG W. R., KING T. L., LAYZER J. B., NEWTON T. J., NICHOLS S. J., 2004: Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperiled animals. *BioScience*, Vol. 54, P. 429–439.

SVOBODA J., 1983: Encyklopedický slovník geologických věd. Academia, Praha. 920 pp.

ŠVANYGA J., SIMON O. P., MINÁRIKOVÁ T., SPISAR O., BÍLÝ M., 2013: Záchranný program pro perlodku říční v ČR (Action plan for the endangered freshwater pearl mussel in the Czech Republic) (in Czech). In: NCA CR, K., CZ-148 00, Prague (ed), P. 1-76.

TŮMA J., 1997: Vyplavování fosforu, draslíku, hořčíku a vápníku z půdy v Kostelci nad Orlicí. *Práce a studie*, Vol. 5, P. 25-32. ISBN: 80-86046-21-4.

TŮMA J., KAPLANOVÁ M., 2004: Changes of the selected indicators of water quality in Divoka Orlice stream. *Práce a studie*, Vol. 11, P. 25-35. ISBN: 80-86046-70-2.

VALETT H. M., FISHER S. G., STANLEY E. H., 1990: Physical and chemical characteristics of the hyporheic zone of a Sonoran Desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 9, P. 201–215.

VAUGHN C. C., HAKENKAMP C. C., 2001: The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, Vol. 46, P. 1431–1446.

VELIČKONIĆ B., 2005: Colmation as one of the processes in interaction between the groundwater and surface water. *Facta universitas - series Architecture and Civil Engineering*, Vol. 3(2), P. 165-172.

VERVIER P., GIBERT J., MARNMONIER P., DOLE-OLIVIER M. J., 1992: A Perspective on the Permeability of the Surface Freshwater-Groundwater Ecotone. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 11(1), P. 93-102.

VON DER HEYDEN C. J., NEW M. G., 2004: Groundwater pollution on the Zambian Copperbelt: deciphering the source and the risk. *Sci. Total Environ*, Vol. 327, P. 17–30.

VRBA V., HULEŠ L., 2007: Humus-půda-rostlina (15) Minerální hnojiva. *Biom.cz* [online]. [cit. 2020-02-25]. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-15-mineralni-hnojiva>.

Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2019: Hydrobiologie tekoucích vod. (online) [cit. 2020.03.15], dostupné z <https://tvp.vscht.cz/files/uzel/0018886/0014~~MzA0jveoTCnKT8rMz8lPz0xVKEnNzi9NzkzOUCjLTwEA.pdf?redirected>.

WEBSTER J. R., PATTEN B. C., 1979: Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs*, Vol. 49, P. 51–72.

WANNER F., SIMON O. P., KLADIVOVÁ V., 2012: Decrease in the trophic status of a second-order oligotrophic stream (Zbytinský Potok) by a new wastewater treatment plant with two low-loaded stabilisation ponds. *VÚV TGM, Prague. Silva Gabreta*, Vol. 18(1), P. 23-24.

WILLIAMS J. D., WARREN M. L., CUMMINGS K. S., HARRIS J. L., NEVES R. J., 1993: Conservation status of the freshwater mussels of the United States and Canada. *Fisheries*, Vol. 18, P. 6–22.

WHALLEY W., LEEDS-HARRISON P., CLARK L., GOWING D., 2005: Use of effective stress to predict the penetrometer resistance of unsaturated agricultural soils. *Soil and Tillage Research*, 84(1), P. 18-27.

WTW, 2008: WTW laboratorní katalog.

WTW, 2010: Operating manual FDO925. WTW GmbH, Weilheim.

YOUNG M. R., WILLIAMS J. C., 1984: The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. II. Laboratory studies. – *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 100, P. 29–43.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Poznámka: * hvězdičkou jsou označeny sekundární citace

10 Seznam tabulek

Tab. 1: Limity čistoty vody vhodné pro perlorodku říční v obsahu vybraných chemických látek a sloučenin nacházejících se ve vodním prostředí podle různých autorů. Zdroj: (Švanyga et al., 2013).

Tab. 2: Srovnání dat ve Sviňovické strouze pomocí průměru a mediánu v období před revitalizací, těsně po revitalizaci, po stabilizaci koryta a následný vývoj.

Tab. 3: Srovnání dat ve Sviňovické strouze nad revitalizací a Sviňovické strouze pod revitalizací pomocí průměru a mediánu v období bezprostředně po revitalizaci a po stabilizaci koryta.

Tab. 4: Srovnání dat v profilu Zbytinský potok pod revitalizací a Blanice – uzávěrový profil pomocí průměru a mediánu v období po stabilizaci koryta a následný vývoj.

11 Seznam obrázků

Obr. 1: Hyporheická zóna – znázorněna místa zasakování a vyvěrání vody na povrch, zdroj: Boulton (2007), upraveno.

Obr. 2: Pohled na hyporheickou zónu ve trojím měřítku, zdroj: Boulton et al. (1998), upraveno.

Obr. 3: Pohled na tři různé filtrační procesy probíhající v hyporeálu, zdroj: Boulton et al. (1998), upraveno.

Obr. 4: Teorie spirálního koloběhu – otevřený látkový koloběh ve tvaru spirály, který postupuje po proudu vodního toku, zdroj: VŠCHT (2019), upraveno.

Obr. 5: Digitální statický penetrometr-model Field Scout TM SC 900, zdroj: Moraes et al. (2014), upraveno.

Obr. 6: Konceptní model některých účinků hyporheické výměny na povrchovou biotu a ekosystémové procesy, zdroj: Hauer & Lamberti (2007), upraveno.

Obr. 7: Perlorodka říční ukotvena v říčním substrátu, zdroj: Simon (2018).

Obr. 8: Klíčové faktory ovlivňující perlorodku říční, zdroj: Quinlan (2015), upraveno.

Obr. 9: Zdroje potenciálních kontaminantů podzemních vod, jako jsou difúzní a bodové vstupy, ze zemědělského, městského a průmyslového prostředí s ohledem na dominantní směr toku (šipky), zdroj: Burri et al. (2019), upraveno.

Obr. 10: Lokalizace zájmových lokalit v rámci Jihočeského kraje, zdroj: OpenStreetMap.

Obr. 11: Lokalizace zájmové lokality v rámci Národního parku Šumava a chráněné krajinné oblasti Šumava, umístění transektů (příčný a podélný), zdroj: Geoportál ČÚZK.

Obr. 12: Lokalizace odběrových míst v rámci Národního parku Šumava a chráněné krajinné oblasti Šumava, zdroj: vlastní zhotovení.

Obr. 13: Lokalizace zájmové lokality v rámci obce Zbytiny, zdroj: Geoportál ČÚZK.

Obr. 14: Mapový výřez zájmové lokality v rámci obce Zbytiny – mapová legenda uvedena výše na obr. 13, zdroj: Geoportál ČÚZK.

Obr. 15: Letní vzorkování fosforu v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru – přirozené zbarvení vody a sediment u některých vzorků, zdroj: Simon (2019).

12 Seznam grafů

Graf 1: Znázornění orthofosforečnanu z hyporeálového bioindikačního pokusu pod Volary v lokalitách Teplé Vltavy. Vzorky byly odebírány 31. května 2019. Oficiální mez detekce dle externí analytické laboratoře VZ lab byla stanovena na 0,050 mg/l.

Graf 2: Znázornění orthofosforečnanu z hyporeálového bioindikačního pokusu pod Volary v Perlorodkovém meandru Teplé Vltavy. Vzorky byly odebírány 8.-9. července 2019. Oficiální mez detekce dle externí analytické laboratoře VZ lab byla stanovena na 0,050 mg/l.

Graf 3: Znázornění orthofosforečnanu a celkového fosforu z volné vody, profil Vltava nad Volarským. Zobrazená data jsou z odběru od prosince 2018 do prosince 2019. Oficiální mez detekce byla dle externí analytické laboratoře VÚV TGM stanovena na 0,025 mg/l pro orthofosforečnan i celkový fosfor.

Graf 4: Znázornění orthofosforečnanu z opakovaného hyporeálového bioindikačního pokusu pod Volary v lokalitách Teplé Vltavy v době poklesu teplot a předpokládaném rozkladu biomasy. Vzorky byly odebírány 23. října 2019. Oficiální mez detekce dle VZ lab analytické laboratoře byla stanovena na 0,050 mg/l.

Graf 5: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze před revitalizací.

Graf 6: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací v období po revitalizaci toku.

Graf 7: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizace toku.

Graf 8: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci koryta (třetí graf ukazuje v jiném měřítku i extrémní hodnoty v průběhu revitalizace toku).

Graf 9: Hodnoty nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci.

Graf 10: Vývoj hodnot nerozpuštěných látek ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

Graf 11: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku.

Graf 12: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

Graf 13: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci koryta (třetí graf ukazuje v jiném měřítku i extrémní hodnoty po postupné stabilizaci koryta).

Graf 14: Hodnoty amoniaku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci.

- Graf 15: Vývoj hodnot amoniaku ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.
- Graf 16: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci vodního toku.
- Graf 17: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.
- Graf 18: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci koryta.
- Graf 19: Hodnoty dusitanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci toku.
- Graf 20: Vývoj hodnot dusitanu ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.
- Graf 21: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku.
- Graf 22: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.
- Graf 23: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci a po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.
- Graf 24: Hodnoty dusičnanu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci toku.
- Graf 25: Vývoj hodnot dusičnanu ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.
- Graf 26: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku.
- Graf 27: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.
- Graf 28: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací bezprostředně po revitalizaci toku a po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.
- Graf 29: Hodnoty vápníku ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci vodního toku.
- Graf 30: Vývoj hodnot vápníku ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.
- Graf 31: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po realizaci revitalizace toku v roce 2005.
- Graf 32: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav v letech 2006-2007.

Graf 33: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací po postupné stabilizaci revitalizačních úprav.

Graf 34: Hodnoty celkového fosforu ve Sviňovické strouze a v úseku Sviňovická strouha nad revitalizací s delším časovým odstupem po revitalizaci.

Graf 35: Vývoj hodnot celkového fosforu ve Sviňovické strouze v letech 2002-2011.

13 Seznam příloh

Příloha 1: Kontrola dotčené oblasti dna na přítomnost populace perlorodky říční před začátkem terénních prací pomocí aquaskopu – Teplá Vltava, zdroj: Simon.

Příloha 2: Měření redoxního potenciálu – Teplá Vltava, zdroj: Simon.

Příloha 3: Příklad flexibilní hadičky umístěné v bioindikační destičce a měření redox potenciálu ve dně toku – Teplá Vltava, zdroj: Simon.

Příloha 4: Bioindikační destička vyjmuta z říčního hyporeálu v lokalitě Nátok – Teplá Vltava, zdroj: Simon.

Příloha 5: Odběr vzorku hyporeálové vody za použití stříkačky, flexibilní hadičky a PVC trubičky, zdroj: Simon.

Příloha 6: Přelévání odebraného vzorku hyporeálové vody ze stříkačky do vzorkovnice a zápis naměřených hodnot, zdroj: Simon.

Příloha 7: Letní vzorkování fosforu v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru – detail sedimentu na dně vzorkovnic, zdroj: vlastní fotografie.

Příloha 8: Stav koryta Zbytinského potoka v roce 2003. Koryto toku je napřímené, zahloubené cca 1 m pod terén a celoplošně opevněné betonovými deskami, zdroj: Kučera.

Příloha 9: Sviňovická strouha před revitalizací nad mostkem cesty k ústí Zbytinského potoka a pod mostkem – zřetelné je opevnění betonovými panely ve dně i bocích koryta, zdroj: Simon.

Příloha 10: Částečná revitalizace koryta Zbytinského potoka v listopadu 2004 – vytrhání betonového opevnění a označení meandrů, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 11 a: Průběh revitalizace na Sviňovické strouze, nad silnicí a pod silnicí, stav těsně po dokončení v době výsadby stromů, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 11 b: Průběh revitalizace na Sviňovické strouze, nad silnicí a pod silnicí, stav těsně po dokončení v době výsadby stromů, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 12 a: Eroze širokého a nepřirozeného kapacitního koryta a dosud nestabilizovaného koryta, která vznikla vlivem bouřkových průtoků 16.8.2005 - v případě Zbytinského potoka pod vsí. zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 12 b: Eroze širokého a nepřirozeného kapacitního koryta a dosud nestabilizovaného koryta, která vznikla vlivem bouřkových průtoků 16.8.2005 - v místě Sviňovická strouha nad revitalizací, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 13 a: Zbytinský potok – zpevnění erodujícího koryta haťoštěrkovými válci – silně erodovaný břeh prosinec 2005, zdroj: Simon.

Příloha 13 b: Zbytinský potok – zpevnění erodujícího koryta haťoštěrkovými válci – válec z živého proutí těsně po instalaci listopad 2006, zdroj: Simon.

Příloha 13 c: Zbytinský potok – zpevnění erodujícího koryta haťoštěrkovými válci – obrostlý haťoštěrkový válec po první vegetační sezoně jaro 2008, zdroj: Simon.

Příloha 14: Projekt prahy břehových nátrží a nadměrné eroze na nevhodně revitalizovaném toku z března 2006 pomocí haťoštěrkových válců, autor Ing. Vejmelková a Mgr. O. Simon, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 15 a: Sedimentační tůň pod obcí Zbytiny – zachytávání erozních splavenin (rok 2012). V levé části obrázku je patrné velké množství písku, zachycené tůň při zvýšeném průtoku. Na pravé straně odtéká hlavní proud do vysokostébelné nivy, kde sedimentují jemné usazeniny, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 15 b: Stejná sedimentační tůň pod obcí Zbytiny (rok 2016) - po stabilizaci erozí poškozeného koryta v horní části toku haťoštěrkovými oživenými válci, kdy byla vrácena zpět do původního koryta, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 16: Sviňovická strouha nad silnicí po samovolné stabilizaci břehů, zdroj: Simon.

Příloha 17: Stav haťoštěrkových válců na Zbytinském potoce 10 let po založení (800 m. n. m.), čistý průtočný profil, mladé kmínky jsou vzpřímené, oprava nadměrné eroze pomocí haťoštěrkového válce byla provedena v roce 2006, zdroj: Simon et al., 2018.

Příloha 18: Současný stav Sviňovické strouhy – listopad 2019, zdroj: vlastní fotografie.

Příloha 19: Současný stav haťoštěrkových válců na Zbytinském potoce pod ČOV – listopad 2019, zdroj: vlastní fotografie.

Příloha 20 a: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (8. července 2019), kyslík je uváděn v %.

Příloha 20 b: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku, hodnoty redoxního potenciálu a penetračního odporu říčního dna v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (8. července 2019), kyslík je uváděn v %, redoxní potenciál v mV, penetrační odpor dna v kg/cm².

Příloha 20 c: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (9. července 2019), kyslík je uváděn v %.

Příloha 20 d: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (23. října 2019), kyslík je uváděn v %, teplota ve °C.

Příloha 21 a: Krabicové grafy redoxního potenciálu měřeného 8.7.2019 v bahnitým substrátu, redoxní potenciál je uváděn v mV.

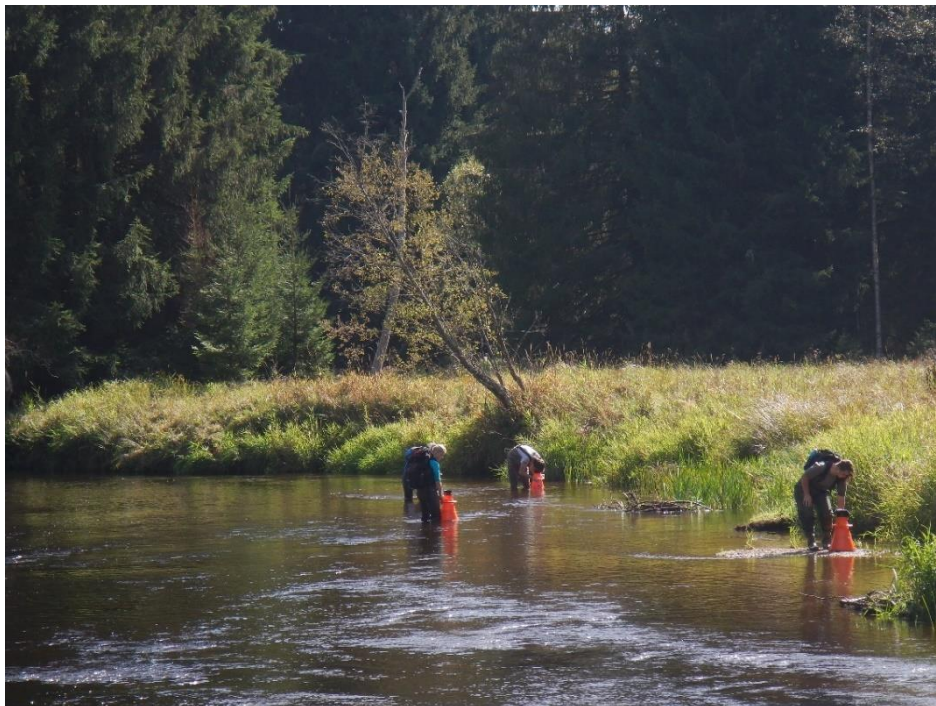
Příloha 21 b: Krabicové grafy redoxního potenciálu měřeného 8.7.2019 ve štěrkovém substrátu, redoxní potenciál je uváděn v mV.

Příloha 21 c: Krabicové grafy penetračního odporu dna měřené 8.7.2019 v bahnitém substrátu v hloubce 3 cm a 13 cm, penetrační odpor dna je uváděn v kg/cm².

Příloha 21 d: Krabicové grafy penetračního odporu dna měřené 8.7.2019 ve štěrkovém substrátu v hloubce 3 cm a 13 cm, penetrační odpor dna je uváděn v kg/cm².

14 Přílohy

14.1 Fotodokumentace



Příloha 1: Kontrola dotčené oblasti dna na přítomnost populace perlorodky říční před začátkem terénních prací pomocí aquaskopu – Teplá Vltava, zdroj: Simon.



Příloha 2: Měření redoxního potenciálu – Teplá Vltava, zdroj: Simon.



Příloha 3: Příklad flexibilní hadičky umístěné v bioindikační destičce a měření redox potenciálu ve dně toku – Teplá Vltava, zdroj: Simon.



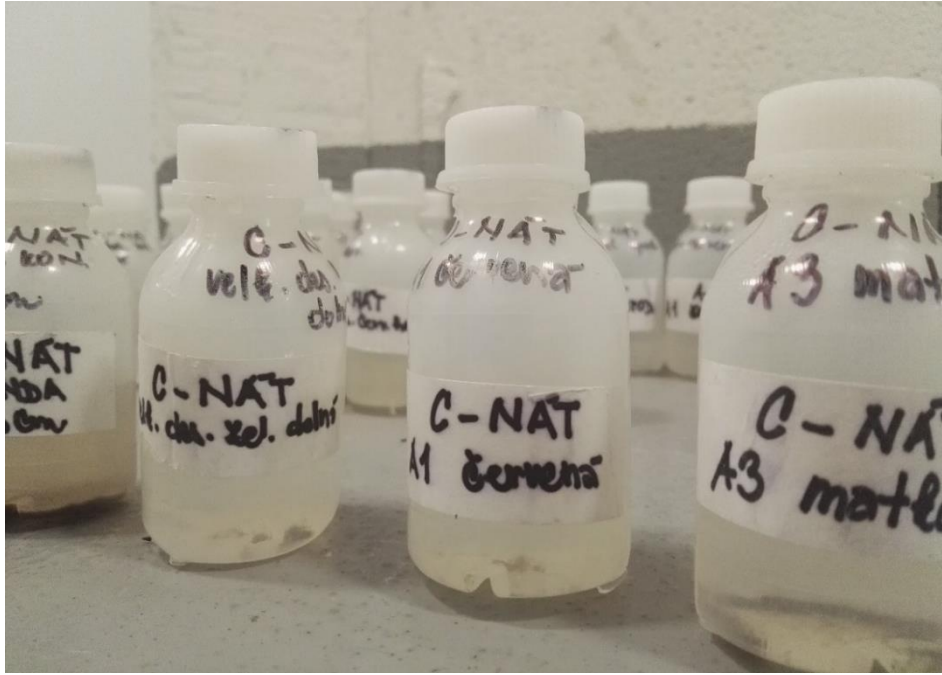
Příloha 4: Bioindikační destička vyjmuta z říčního hyporeálu v lokalitě Nátok – Teplá Vltava, zdroj: Simon.



Příloha 5: Odběr vzorku hyporeálové vody za použití stříkačky, flexibilní hadičky a PVC trubičky, zdroj: Simon.



Příloha 6: Přelévání odebraného vzorku hyporeálové vody ze stříkačky do vzorkovnice a zápis naměřených hodnot, zdroj: Simon.



Příloha 7: Letní vzorkování fosforu v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru – detail sedimentu na dně vzorkovnic, zdroj: vlastní fotografie.



Příloha 8: Stav koryta Zbytinského potoka v roce 2003. Koryto toku je napříměné, zahloubené cca 1 m pod terén a celoplošně opevněné betonovými deskami, zdroj: Kučera.



Příloha 9: Sviňovická strouha před revitalizací nad mostkem cesty k ústí Zbytinského potoka a pod mostkem – zřetelné je opevnění betonovými panely ve dně i bocích koryta, zdroj: Simon.



Příloha 10: Částečná revitalizace koryta Zbytinského potoka v listopadu 2004 – vytrhání betonového opevnění a naznačení meandrů, zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 11 a: Průběh revitalizace na Sviňovické strouze, nad silnicí a pod silnicí, stav těsně po dokončení v době výsadby stromů, zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 11 b: Průběh revitalizace na Sviňovické strouze, nad silnicí a pod silnicí, stav těsně po dokončení v době výsadby stromů, zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 12 a: Eroze širokého a nepřirozeného kapacitního koryta a dosud nestabilizovaného koryta, která vznikla vlivem bouřkových průtoků 16.8.2005 - v případě Zbytinského potoka pod vsí. zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 12 b: Eroze širokého a nepřirozeného kapacitního koryta a dosud nestabilizovaného koryta, která vznikla vlivem bouřkových průtoků 16.8.2005 - v místě Sviňovická strouha nad revitalizací, zdroj: Simon et al., 2018.



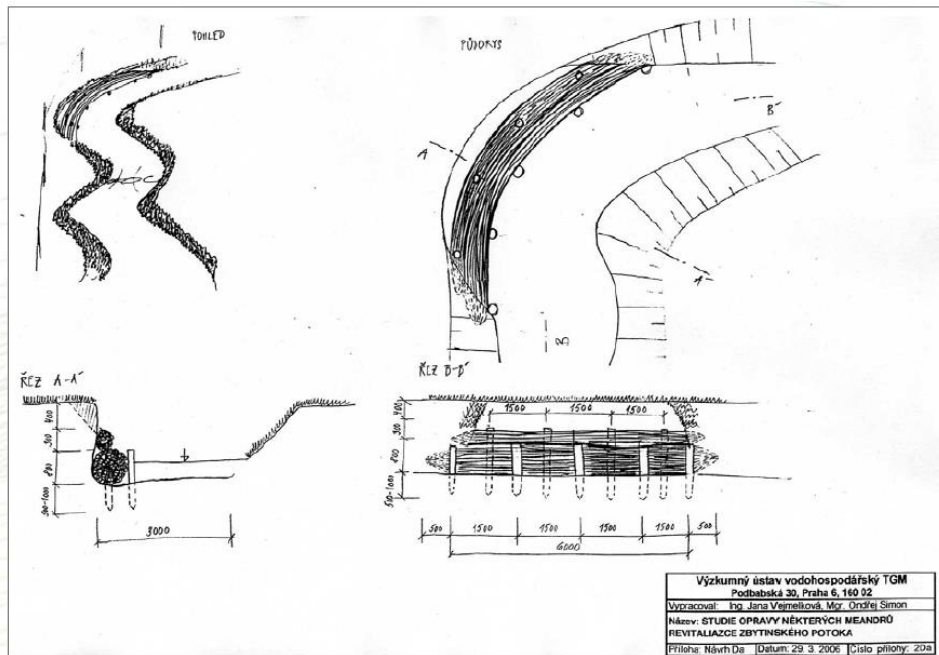
Příloha 13 a: Zbytinský potok – zpevnění erodujícího koryta haňošterkovými válci – silně erodovaný břeh prosinec 2005, zdroj: Simon.



Příloha 13 b: Zbytinský potok – zpevnění erodujícího koryta haňošterkovými válci – válec z živého proucí těsně po instalaci listopad 2006, zdroj: Simon.



Příloha 13 c: Zbytinský potok – zpevnění erodujícího koryta haňošterkovými válci – obrostlý haňošterkový válec po první vegetační sezoně jaro 2008, zdroj: Simon.



Příloha 14: Projekt prahy břehových nátrží a nadměrné eroze na nevhodně revitalizovaném toku z března 2006 pomocí haňošterkových válců, autor Ing. Vejmelková a Mgr. O. Simon, zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 15 a: Sedimentační tůň pod obcí Zbytiny – zachytávání erozních splavenin (rok 2012). V levé části obrázku je patrné velké množství písku, zachycené tůň při zvýšeném průtoku. Na pravé straně odtéká hlavní proud do vysokostébelné nivy, kde sedimentují jemné usazeniny, zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 15 b: Stejná sedimentační tůň pod obcí Zbytiny (rok 2016) - po stabilizaci erozí poškozeného koryta v horní části toku haňošťerkovými oživenými válci, kdy byla vrácena zpět do původního koryta, zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 16: Sviňovická strouha nad silnicí po samovolné stabilizaci břehů, zdroj: Simon.



Příloha 17: Stav haťošterkových válců na Zbytinském potoce 10 let po založení (800 m. n. m.), čistý průtočný profil, mladé kmínky jsou vzpřímené, oprava nadměrné eroze pomocí haťošterkového válce byla provedena v roce 2006, zdroj: Simon et al., 2018.



Příloha 18: Současný stav Sviňovické strouhy – listopad 2019, zdroj: vlastní fotografie.



Příloha 19: Současný stav ha'ošterkových válců na Zbytinském potoce pod ČOV – listopad 2019, zdroj: vlastní fotografie.

14.2 Tabulky

Fosfor a kyslík v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru						
Datum měření: 8.7.2019 Začátek měření: 14:50 Odběr: Simon et al.						
Lokalita/kód vzorku	Začátek měření	Naměřená hodnota	Začátek měření	Naměřená hodnota	Začátek měření	Naměřená hodnota
	A ODTOK		B ODTOK		C ODTOK	
	O ₂					
O ₂ HOBO sonda začátek vzorkování (3 cm)	14:51	19,1	15:40	76,5	16:16	91,1
O ₂ HOBO sonda konec vzorkování (3 cm)	16:59	24,9	17:03	86	19:37	63,8
O ₂ velká destička horní červená hadička	14:56	76,7	15:44	85,8	16:22	84,3
O ₂ velká destička dolní zelená hadička	15:01	24,7	15:50	73,9	16:27	81,2
O ₂ košík horní špičatá hadička	15:07	95	-	-	-	-
O ₂ košík spodní zelená hadička	15:13	46,1	-	-	-	-
O ₂ A1 červená hadička	15:18	29,7	15:54	91,3	16:33	87,3
O ₂ A2 zelená hadička	15:24	53,2	15:59	73,9	16:40	55,6
O ₂ A3 matka	15:29	26,2	16:04	87,2	16:47	74
O ₂ A4 bílá hadička	15:33	27,9	16:10	73,1	16:52	87,8
O ₂ volná voda	14:45	118,4	16:18	118,3	16:54	118,4

Kontrolní vzorky Lokalita/kód vzorku	Popis vzorku	Měření O ₂ při odběru vzorku	Měření T při odběru vzorku
ODT-D DEŠŤ-A1 100%	čistá redest. voda	ND	ND
ODT-D DEŠŤ-A2 50%	ředěný 50% + 50% redest. voda	ND	ND

Příloha 20 a: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (8. července 2019), kyslík je uváděn v %.

Fosfor a kyslík v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru								
Datum měření: 8.7.2019								
Začátek měření: 17:54								
Odběr: Simon et al.								
Lokalita	Makrofyta - bahňitý substrát Zevar úzkolistý (<i>Sparganium angustifolium</i>)				Makrofyta - šterkový substrát Lakušník vzplývavý (<i>Batrachium fluitans</i>)			
	Naměřená hodnota		Začátek měření	Naměřená hodnota	Naměřená hodnota		Začátek měření	Naměřená hodnota
	Redox		O ₂		Redox		O ₂	
Makrofyta A	59	29	18:00	22,3	-46	-41	18:37	22
Makrofyta B	7	37	18:10	20,2	-55	-66	18:44	10,5
Makrofyta C	27	-17	18:19	47,8	-47	-65	18:53	39,6
Makrofyta D	-73	-73	18:27	49	-95	-77	19:03	57,1

Penetrometr - bahňitý substrát																
	1. měření		2. měření		3. měření		4. měření		5. měření		6. měření		7. měření		8. měření	
	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm
Makrofyta A	0	5	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	10	0	10
Makrofyta B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0
Makrofyta C	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0	5	0	0	0	5
Makrofyta D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5

Penetrometr - šterkový substrát																
	1. měření		2. měření		3. měření		4. měření		5. měření		6. měření		7. měření		8. měření	
	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm	3 cm	13 cm
Makrofyta A	0	25	0	5	0	2	0	5	0	6	0	2	0	25	0	25
Makrofyta B	0	25	0	35	0	2	0	1	0	1	0	6	0	6	0	4
Makrofyta C	0	6	0	6	0	4	0	3	0	5	0	3	0	6	0	3
Makrofyta D	0	7	0	75	0	25	0	25	0	4	0	6	0	6	0	8

Příloha 20 b: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku, hodnoty redoxního potenciálu a penetračního odporu říčního dna v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (8. července 2019), kyslík je uváděn v %, redoxní potenciál v mV, penetrační odpor dna v kg/cm².

Fosfor a kyslík v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru						
Datum měření: 9.7.2019 Začátek měření: 7:30 Odběr: Simon et al.						
Lokalita/kód vzorku	Naměřená hodnota	Začátek měření	Naměřená hodnota	Začátek měření	Naměřená hodnota	Začátek měření
	A NÁTOK		B NÁTOK		C NÁTOK	
O ₂						
O ₂ HOBO sonda začátek vzorkování (3 cm)	74,9	7:44	46	7:58	50,8	8:05
O ₂ HOBO sonda konec vzorkování (3 cm)	83,4	10:51	52,4	10:43	73,4	10:32
O ₂ HOBO sonda začátek měření (13 cm)	56,3	7:51	-	-	-	-
O ₂ HOBO sonda konec měření (13 cm)	87,2	10:58	-	-	-	-
O ₂ velká destička horní červená hadička	87,6	8:18	88	9:12	84,7	10:00
O ₂ velká destička dolní zelená hadička	70,9	8:25	84,1	9:17	82,6	10:05
O ₂ košík horní špičatá hadička	86	8:31	-	-	-	-
O ₂ košík spodní zelená hadička	83,2	8:37	-	-	-	-
O ₂ A1 červená hadička	77	8:45	90,4	9:23	93,1	10:10
O ₂ A2 zelená hadička	68,2	8:52	ND	-	91,1	10:16
O ₂ A3 matka	92,1	8:58	68,1	9:33	87	10:21
O ₂ A4 bílá hadička	72,4	9:04	78,8	9:38	97,1	10:25
O ₂ volná voda	103	9:05	-	-	-	-

Příloha 20 c: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (9. července 2019), kyslík je uváděn v %.

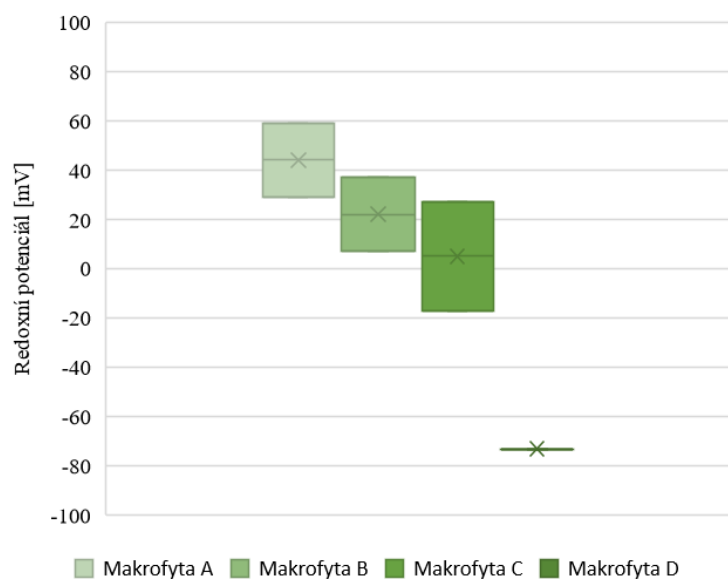
Fosfor a kyslík v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru					
Datum měření: 23.10.2019					
Začátek měření: 13:30					
Odběr: Simon et al.					
Chybějící hodnoty zcela bez signálu oPO ₄ ; konduktivita vody na začátku měření 66,2 μS.cm ⁻¹ ; T vody z CON sondy 10,0 °C; O ₂ volná voda 99,8 %; T z O ₂ sondy 9,9 % °C.					
Lokalita/ kód vzorku	Popis vzorku	Měření O ₂ při odběru vzorku	Měření T při odběru vzorku	oPO ₄ mg/l	Poznámka
					Vzorky měly velmi různou barvu (od čiré po hnědou).
Volná voda - 13:30		99,8	9,9		
ODT A1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	25,1	10,5		
ODT A2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	23,1	10,6		
ODT A3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	20,7	10,5		
ODT A4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	20,6	10,5		Je cítit H ₂ S.
ODT A7 (3 cm)	test vzorkovnice redestilovanou vodou	ND	ND		
ODT B1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	80,1	10,2		
ODT B2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	100,3	10,3	0,004	
ODT B3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	103,2	10,4		
ODT B4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	41,8	10,5		
ODT C1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	64,4	10,5	0,004	Do místa sondy C během podzimu nanesen písek.
ODT C2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	12,9	10,2		
ODT C3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	86,5	10,3		
ODT C7 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	37,9	10,5		Při odběru riziko kontaminace horní říční vodou.
ND C4 (3 cm)	ředěný 50% C2 + 50% redest. voda	ND	ND	0,008	
ND C5 (3 cm)	ředěný 10% C2 + 90% redest. voda	ND	ND		
ND C6 (3 cm)	volná voda	ND	ND		
Volná voda – 15:15		102	13,8		

NAT A1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm v místě O ₂ sondy	96	10,8	0,004	Měřeno v ampuli pod vodou.
NAT A2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	105,5	10,9	0,005	Měřeno v ampuli pod vodou.
NAT A3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	40,5	10,8	0,004	Měřeno v ampuli pod vodou.
NAT A4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	70,5	14,5	0,005	Měřeno v ampuli na suchu.
NAT B1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm v místě O ₂ sondy	51,5	11,0		Měřeno v ampuli pod vodou.
NAT B2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	75,5	11,0		Měřeno v ampuli pod vodou.
NAT B3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	105,5	11,0		Měřeno v ampuli pod vodou.
NAT B4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	81,5	13,7		Měřeno v ampuli na suchu.
NAT C1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm v místě O ₂ sondy	102,1	14,6		Měřeno v ampuli na suchu.
NAT C2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	35,5	13,7		Měřeno v ampuli na suchu.
NAT C3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	39,5	12,9		Měřeno v ampuli na suchu.
NAT C4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	77	14,3		Měřeno v ampuli na suchu.
Volná voda - 17:00		112,3	11,0		
Volná voda - 17:30		112	11,0		Vzorky výrazně rozdílných barev.
EXP B1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	61,2	11,2	0,069	
EXP B2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	62,7	11,0	0,008	
EXP B3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	54,5	11,0		
EXP B4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	54,5	11,0	0,030	
EXP C1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	64,5	11,0	0,018	
EXP C2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	80,5	11,0		
EXP C3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	89,9	11,0		
EXP C4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	45,6	11,0	0,032	
EXP A1 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	98,4	11,0		
EXP A2 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	103,4	11,0		
EXP A3 (3 cm)	hypor. voda 3 cm cca v místě sondy	68,5	10,9	0,076	

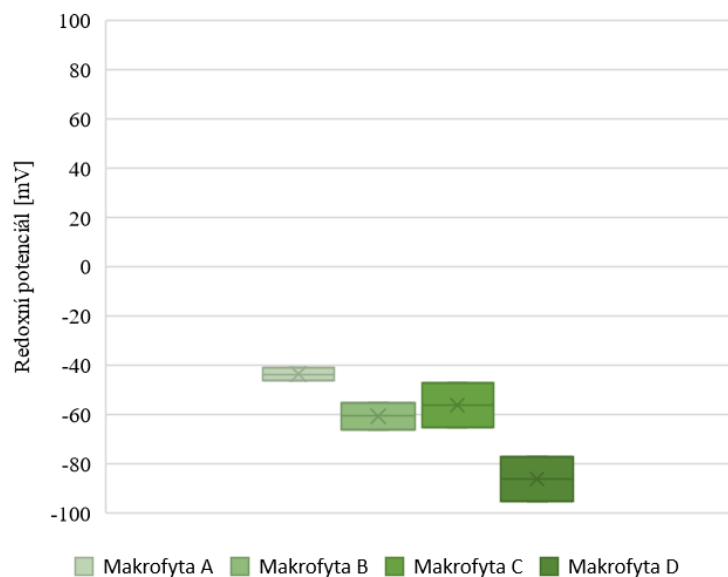
EXP A4 (13 cm)	hypor. voda 13 cm cca v místě sondy	61,3	10,9	0,005	
Volná voda – 18:30		108	10,8		Konec odběru za tmy.

Příloha 20 d: Detailní popis odebraných vzorků – Koncentrace kyslíku v hyporeálovém bioindikačním pokusu pod Volary v Perlorodkovém a Experimentálním meandru (23. října 2019), kyslík je uváděn v %, teplota ve °C.

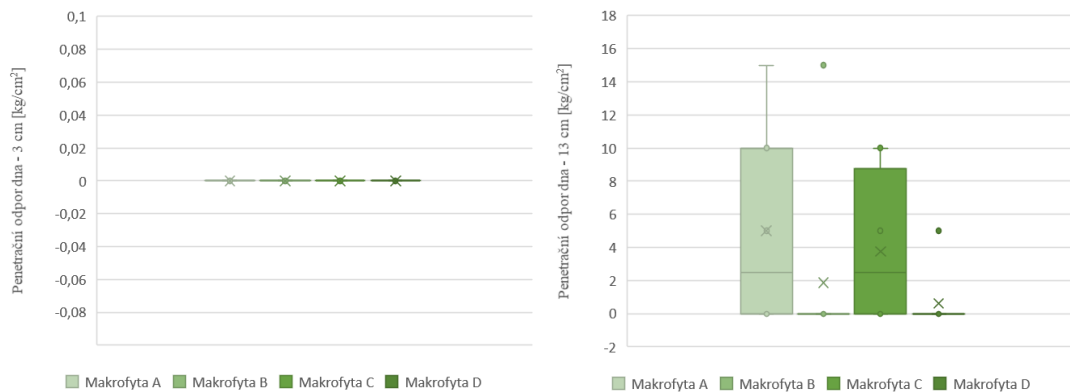
14.3 Grafy



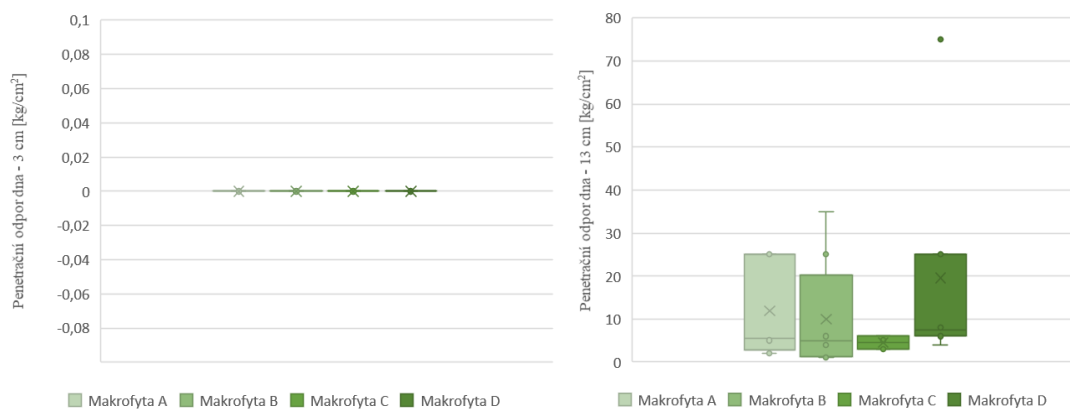
Příloha 21 a: Krabicové grafy redoxního potenciálu měřeného 8.7.2019 v bahnitém substrátu, redoxní potenciál je uváděn v mV.



Příloha 21 b: Krabicové grafy redoxního potenciálu měřeného 8.7.2019 ve štěrkovém substrátu, redoxní potenciál je uváděn v mV.



Příloha 21 c: Krabicové grafy penetračního odporu dna měřené 8.7.2019 v bahnitém substrátu v hloubce 3 cm a 13 cm, penetrační odpor dna je uváděn v kg/cm².



Příloha 21 d: Krabicové grafy penetračního odporu dna měřené 8.7.2019 ve štěrkovém substrátu v hloubce 3 cm a 13 cm, penetrační odpor dna je uváděn v kg/cm².

15 Datový nosič CD/DVD