

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra zoologie a ornitologická laboratoř



Zoobentos stojatých vod s ohledem na revitalizaci vodní nádrže Plumlov

Bakalářská práce

Studijní obor: Biologie a ekologie

Forma studia: Prezenční

Autor: Kateřina Frélichová

Vedoucí práce: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

Olomouc 2018

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem předloženou bakalářskou práci vypracovala samostatně za použití citované literatury.

V Olomouci dne

.....

Podpis

PODĚKOVÁNÍ:

Touhle cestou bych ráda poděkovala RNDr. Vladimíru Uvírovi, Dr. za odborné vedení, za jeho ochotu a čas, který mi věnoval. Stejně tak Mgr. Bronislavě Janíčkové, MBA.

Bibliografická identifikace:

Jméno a příjmení autora: Kateřina Frélichová

Název práce: Zoobentos stojatých vod s ohledem na revitalizaci vodní nádrže Plumlov

Typ práce: bakalářská práce

Pracoviště: Katedra zoologie a ornitologická laboratoř

Vedoucí práce: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

Rok obhajoby: 2018

Abstrakt: Bakalářská práce je zaměřena na život zoobentosu ve VN, seznamuje nás s problematikou samotných VN, s jejich výstavbou, využitím, až po jejich stárnutí a zazemňování. Věnuji se i jednomu z největších problémů nynějších VN, eutrofizaci. V práci představuji společenstva živočichů osídlující tento lidmi vytvořený biotop a také samotné životní prostředí, které VN vytváří. Zobentos představuje důležitou součást tohoto vodního prostředí, a proto hraje důležitou roli i v posouzení kvality vody, na což jsem se zaměřila v kapitole metodika. Zároveň upozorňuji na důležitost mokřadů na Zemi, a proto se i jedna kapitola práce zaměřuje na význam a rozdělení mokřadů. Do této kapitoly zahrnuji i umělé mokřady a jejich využití pro čištění odpadních vod. Poukazuji na vlivy VN na okolní prostředí, na následný vodní tok a na změny společenstva zoobentosu. Zabývám se důležitostí revitalizace přehrad, budováním mokřadů a přírodních čistíren odpadních vod. Konkrétněji se zaměřuji na VN Plumlov na její historii, problémy s eutrofizací a celkovou revitalizaci, která probíhala v letech 2008-2013.

Klíčová slova: zoobentos, revitalizace, vodní nádrže, přehrady, mokřad, eutrofizace, stojaté vody

Bibliographical identification:

Author's first name and surname: Kateřina Frélichová

Title: Zoobenthos of stagnant waters with respect to revitalization of Plumlov water reservoir

Type of thesis: bachelor thesis

Department: Department of Zoology and Ornithological Laboratory

Supervisor: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

The year of defense: 2018

Abstract: The bachelor thesis is focused on the life of zoobenthos in water reservoirs, it introduces us to problematic of water reservoirs themselves, from their building and utilization to their aging and infilling process. It also deals with one of the biggest problems of current water reservoirs – eutrophication. In the thesis I introduce communities of animals inhabiting this man-made biotope as well as the environment which water reservoirs create itself. Zoobenthos is an important part of this aquatic environment and therefore it plays an important role in assessing water quality what I concentrate on in the chapter dealing with methodology. At the same time I draw attention to the importance of wetlands on the Earth, therefore one of the chapters of the thesis is focused on the importance and division of wetlands. I include also artificial wetlands and their utilization in the wastewater treatment in this chapter. I point to influences of the water reservoir on the surrounding environment and on changes of community of zoobenthos which may be evident in the reservoir itself as well as in the subsequent flow. This includes, in particular, reduction in species diversity, changes in abundance of species and their mutual interaction. This also includes changes in utilization of habitats and acquisition of food resources. I also deal with the importance of revitalization of dams, building wetlands and natural wastewater treatment plants. More specifically I focus on Plumlov water reservoir, its history, problems with eutrophication and on the total revitalization which took place from 2008 to 2013.

Keywords: zoobenthos, revitalization, dams, wetlands, eutrophication, standing waters.

SEZNAM ZKRATEK	vi
SEZNAM OBRÁZKŮ	viii
1 ÚVOD	1
2 CÍLE BAKALÁŘSKÉ PRÁCE.....	2
3 LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	3
3.1 Vodní nádrže.....	3
3.1.1 Výstavba a typy VN.....	3
3.1.2 Využití VN.....	3
3.1.3 Stárnutí, zazemňování, eutrofizace VN.....	3
3.1.4 Revitalizace VN.....	5
3.2 Mokřady a jejich význam.....	7
3.2.1 Přírodní mokřady.....	7
3.2.1.1 Rozdělení přírodních mokřadů.....	8
3.2.1.2 Význam pro biodiverzitu.....	8
3.2.2 Umělé mokřady.....	9
3.2.2.1 Rozdělení umělých mokřadů.....	9
3.2.2.2 Využití mokřadu pro čištění odpadních vod.....	10
3.3. Zoobentos stojatých vod	11
3.3.1 Prostředí stojatých vod.....	12
3.3.2 Společenstva stojatých vod.....	12
3.3.3 Zoobentos jako indikátor kvality vody.....	13
3.3.4 Vliv VN na zoobentos.....	14
4 LOKALITA.....	16
4.1 Historie a parametry VN Plumlov.....	16
4.2 Problematika VN Plumlov.....	16
4.3 Provedené zásahy na VN Plumlov.....	17
4.2.1 Vypouštění VN Plumlov.....	18
4.2.2 Těžba sedimentů z VN Plumlov.....	19
4.2.3 Vápnění VN Plumlov.....	20
4.2.4 Opravy hráze.....	20
4.2.5 Mokřady jako součást revitalizace VN Plumlov.....	20
5 METODIKA.....	22
5.1 Odběr vzorků zoobentosu.....	22
5.2 Popis a lokalizace odběrových stanovišť	22

6	ZÁVĚR.....	25
7	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	26
8	PŘÍLOHY.....	31

SEZNAM OBRÁZKŮ:

- 1. Obrázek 1:** Rozdělení umělých mokřadů (Vymazal 2004)
- 2. Obrázek 2:** Mapa biologického systému VD Plumlov, který zahrnuje rybník Bidelec, Podhradský rybník a samotnou VN Plumlov (zdroj: mapy.cz)
- 3. Obrázek 3:** Nově vybudovaný mokřad u konce vzdutí VN Plumlov, srpen 2015 (orig.: Kateřina Frélichová)
- 4. Obrázek 4:** Vyznačené odběrové lokality, dle zaznamenaných GPS souřadnic (zdroj: mapy.cz)

SEZNAM ZKRATEK:

ČOV	Čistírna odpadních vod
KHS	Krajská hygienická stanice
PAX	Polyaluminium chlorid
VD	Vodní dílo
VN	Vodní nádrž

1 ÚVOD

Budování přehrad od pol. 20. stol. změnilo říční ekosystémy v globálním měřítku. Ačkoli mnoho z nich nám poskytuje významné výhody, například ochranu před povodněmi, či energetické využití, některé z nich mohou mít i významné negativní dopady převyšující jejich přínosy. Uměle vybudované přehrady jsou bariérou, která blokuje přirozený transport říčních sedimentů. Velkým problémem dnešních VN je zvýšený přínos živin z povodí, který bývá příčinou eutrofizace vody. Zadržené antropogenní sedimenty jsou za těchto podmínek významným potencionálním zdrojem a rezervoárem inokula cyanobakterií. Tyto cyanobakterie vyskytující se ve vodní nádrži produkují toxiny, které mají negativní dopad na všechny skupiny organismů žijící ve vodě. Například na populace fytoplanktonu, zooplanktonu, na zdravotní stav ryb i na diverzitu zoobentosu. Plumlovská přehrada je jedním z mnoha příkladů zmíněné eutrofizace. Docházelo zde k masivnímu rozvoji vodního květu, který měl dopad i na rekreační využití přehrady. Revitalizace VN Plumlov začala roku 2008 a trvala do konce roku 2013.

2 CÍLE BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Hlavním cílem bakalářské práce bylo zpracovat literární rešerši dostupné odborné literatury, která shrne současné poznatky o problematice zoobentosu stojatých vod, zvláště mokřadů a antropogenních vodních nádrží. Dalším cílem bylo shrnout problematiku VN Plumlov, včetně realizovaných revitalizačních opatření. Součástí bakalářské práce je navržená metodika, která bude použita při vzorkování fytofilního zoobentosu v rámci navazující diplomové práce.

3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1 Vodní nádrže

3.1.1 Výstavba a typy VN

Vodní nádrž je obecně definována jako prostor k hromadění vody pro její pozdější využití (Ambrožová 2003). Lze konstatovat, že žádná vodní nádrž není jednoúčelová. Prakticky se u všech nádrží uplatňují dvě nebo více funkcí, přičemž jeden účel je vždy prioritní (Grantham et al. 2014).

Nádrže dělíme na přírodní a umělé. Ty umělé, vybudované zásahem člověka, rozdělujeme dále na údolní nebo přehradní nádrže (vznikají přehrazením údolní přehradou), boční nádrže (vytvořené oddělením a uzavřením části údolí), vyhloubené nádrže (vznikají vyhloubením v terénu) (Zelinka 1979).

Od stavby prvních přehrad uběhla už řada let, a tak není divu, že velká část nynějších přehrad přežívá svoji životnost a rostou tak obavy o bezpečnost okolí. Tyto a další aspekty vedou odborníky k pozastavení se nad problematikou nynějších přehrad. V mnoha zemích dochází k rozebrání hrází a obnovení přirozeného toku řeky, jinde se přistupuje k celkové revitalizaci VN. Opravy a modernizace hráze mohou být velmi komplikované v závislosti na jejím stáří, velikosti a konstrukci. Navíc dnešní bezpečnostní normy kladou často vysoké nároky (Bowman 2002).

3.1.2 Využití VN

VN můžeme z hlediska jejich funkce rozdělit na zásobní (vodárenské, průmyslové, závlahové, energetické, kompenzační, retardační), ochranné (retenční), rybochovné, hospodářské (protipožární, pro chov drůbeže), asanační (záchytné, skladovací), rekreační, speciální účelové nádrže (recirkulační, vyrovnávací, přečerpávací). Neodmyslitelnou funkci plní ochranné nádrže, které známe spíše pod pojmem retenční, které mají zadržovat velké povodňové vlny a tím chránit níže ležící území před povodněmi a erozními účinky vody (Tlapák & Herynek 2002).

3.1.3 Stárnutí, zazemňování a eutrofizace VN

Uměle vybudované přehradu se mohou chovat jako bariéra, která blokuje posun sedimentu a suspenzí ve vodě (Heip 1995). Sediment je přirozeně se vyskytující materiál, který se často usazuje ve vodních nádržích, kde je malý průtok (Řezáčová a kol. 2015). Je směsí těžko rozložitelných organických zbytků z břehových porostů, minerálních sloučenin a biologicky rozložitelných látek

(Lellák & Kubíček 1992). Pevné látky organického původu jsou nejčastěji zbytky vegetace, listový opad, odumřelá těla živočichů. Zvýšená kumulace organické hmoty na dně nádrže v podobě sedimentu, může mít mnoho nepříjemných dopadů na bentické populace (Heip 1995). V nádržích téměř vždy dochází ke změně sedimentu. Ze šterku, kamene a písku na jíl a bahno. Často k této změně přispívá právě zoobentos, a to díky rozrušování a přemísťování usazenin na dně nádrže (Lellák & Kubíček 1992). Sediment se chová jako potencionální rezervoár mnoha rizikových prvků, a to zejména v oblastech zatížených civilizací. Například inokula cyanobakterií se vyskytují právě v antropogenních sedimentech (Řezáčová a kol. 2015, Clemente et al. 2005).

K zazemňování, nebo-li k zanášení VN dále přispívají, vedle poproudového transportu říčních sedimentů, sesuvy půdy a břehů, transport organického materiálu a jeho přísun z horních úseků řeky. Na zazemňování se podílí také primární produkce organické hmoty v nádrži. Obecně platí, že čím je větší primární produkce organické hmoty v nádrži, tím větší je míra zanášení (Sychra & Adánek 2011). Samotné zazemňování může trvat různě dlouhou dobu, záleží na mnoha faktorech, jako jsou například geologické poměry, teplota, srážky, množství slunečního záření, velikost a hloubka nádrže, množství organického materiálu (Lellák & Kubíček 1992).

Právě v místech, kde dochází k výrazné akumulaci sedimentu se v poslední době přistupuje velmi často k jeho odstraňování pomocí těžby sedimentu z postižených nádrží. Odstranění sedimentu je už nyní běžná technika, která účelně vede k obnově stojatých vod. Používá se zejména tam, kde došlo k výrazné akumulaci antropogenního sedimentu. Tato technika má velmi pozitivní vliv na odstranění fosfátů ze sedimentu. Je však prokázáný negativní vliv na populace zoobentosu, vázané právě na sediment. Změnou sedimentu, popřípadě jeho úplným odstraněním dochází ke snížení celkové diverzity zoobentosu (Sychra & Adánek 2011).

Eutrofizace, definovaná jako proces znečištění povrchových vod živinami, je celosvětovým problémem povrchových vod, a to především díky antropogennímu znečištění (Adánek 2010). Eutrofizace je přirozený proces, ale v případě nadměrného zatěžování vody živinami, především fosforem a dusíkem z komunálních odpadních vod, dochází ke změnám kvality vody a narušení přirozené rovnováhy vodních společenstev (Lellák & Kubíček 1992). Přírodní eutrofizace je způsobena uvolňováním dusíku a fosforu z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů. Oproti tomu k umělé eutrofizaci přispívá intenzivní zemědělství a používání pracích a čisticích prostředků (Kočí a kol. 2010; Adánek 2010).

Projevem eutrofizace je masivní přemnožení vodního květu, především v letních měsících, kdy je dostatek světelného záření a vyšší teplota vody. Toto přemnožení představuje významný ekologický problém. Má dopady na změnu biodiverzity, koncentraci kyslíku ve vodě i na světelné

podmínky v nádrži (Bláha et al. 2009). Na stanovišti se hromadí množství organického materiálu, který klesá ke dnu, kde dochází činností bakterií k anaerobnímu rozkladu a vznikají anoxické zóny, na které jsou citlivé zejména bentické organismy (Adámek et al. 2010). Nadměrný nárůst vodního květu má za následek i úbytek vyšších rostlin, což vede ke snížení schopnosti samočištění VN (Kočí a kol. 2010). Možné účinky eutrofizace na bentické populace popisují Pearson & Rosemberg (1978).

Odhaduje se, že 25 - 75 % cyanobakterií produkuje jedovaté cyanotoxiny. Jedná se o hepatotoxiny, neurotoxiny, cytotoxiny a dermatotoxiny. V biomase cyanobakterií je nejvíce zastoupen hepatotoxin mikrocystin, u kterého bylo prokázáno, že se jedná o toxickou látku jak pro lidi, tak pro živočichy. Vodní organismy jsou navíc vystaveny přímému působení těchto toxinů. Nicméně dochází i k bioakumulaci, čímž se tyto toxiny mohou dostat do potravních sítí (Bláha et al. 2009). Eutrofní vody jsou velmi produktivní, ale pouze pro organismy, které jsou schopny se těmto podmínkám prostředí přizpůsobit, citlivé druhy organismů tento tlak nepřežijí. Tímto dochází k významnému snižování biodiverzity a mnohdy k nenávratným změnám v ekosystému (Bláhová a kol. 2007).

3.1.4 Revitalizace VN

Budování přehrad od pol. 20. stol. změnilo říční ekosystémy v globálním měřítku. (Grantham et al. 2014). Přehrady a jejich struktury zásadně mění říční ekosystém, který je ve svém přirozeném stavu dynamický (Bowman 2002). Výstavbou přehrad na tocích vznikají ekosystémy stojatých vod, které mají zcela odlišné životní podmínky (Zelinka 1979). Mnoho z těchto přehrad, které byly dříve budovány neberou žádný ohled na dopad na vodní ekosystémy a jsou dominantním faktorem zodpovědným za rychlý pokles biodiverzity vodních společenstev (Grantham et al. 2014).

Pojem revitalizace označuje efektivní nápravná opatření, jejichž účelem je obnovit ekosystém, který byl dřívějšími režimy přehrady nějakým způsobem narušen (Richter & Thomas 2007). Revitalizace VN představuje souhrn ekologických, ekonomických a sociálních aspektů. Je potřeba souhra odborníků a stálé studium problematiky konkrétní řeky, společná diskuze a navrhnutí co nejlepšího řešení pro všechny (Bowman 2002). Do revitalizace musí být začleněna řada otázek, jako jsou ekonomické využití, prevence epidemií, starost o ohrožené druhy, rekreační a turistické hodnoty a kulturní otázky. Žádná opatření, která se revitalizací týkají nelze vnímat obecně. Ke každé revitalizaci je nutno přistupovat individuálně, vždy brát v úvahu místní podmínky, účel a rozsah revitalizace (Vrána a kol. 2004). Plán revitalizace musí obsahovat řadu

důkladně promyšlených testových hypotéz ekologického a sociálního zaměření. Je velmi důležité vyvinout testové hypotézy, které spojují ekologické i sociální důsledky a tyto hypotézy sloučit se správným výběrem metod a měření tak, aby došlo k dokonalému posouzení konkrétního toku. Tento krok je nejdůležitějším pro stanovení správného cíle projektu a vyžaduje značnou předvídavost a zkušenost ze strany projektantů. (Richter & Thomas 2007). Řada ekologických problémů se prolíná s problémy technickými, vodohospodářskými a ekonomickými (Tlapák & Herynek 2002). Přehrady, které slouží k protipovodňové ochraně, bývají často navrženy tak, že zpomalí průtok a shromáždí velké množství vody. Při revitalizaci se bere zřetel i na to, že existují oblasti, kde často docházelo k přirozenému zaplavování. Tyto oblasti jsou ideálním místem pro vybudování mokřadu, čímž vznikne významná oblast využívána vodními živočichy i makrofyty (Richter & Thomas 2007).

Pro účely vyhodnocení úspěšnosti revitalizace jsou převážně používány metody odborného posouzení. Ty se samozřejmě liší podle konkrétních cílů a charakteru revitalizace. Kontroluje se, zda byla revitalizace provedena tak, jak je uvedeno v projektu. Posuzuje se, zda byly obnoveny ekologické funkce, zda je systém biologicky funkční a udržitelný. V širším krajinářském kontextu se hodnotí, zda revitalizace přispěla k ekologické integritě a zvýšila se biologická rozmanitost (Grantham et al. 2014).

Evropské krajiny jsou pod obrovským tlakem v souvislosti s klimatickými změnami, urbanizací, koncentrací obyvatel ve městech, spotřebou energie. Změny v našem životním stylu a ve spotřebitelských návycích kladou velké nároky na životní prostředí. Moderním cílem je obnovit stabilitu říčních ekosystémů a vytvořit tak nejen funkční nádrž, ale i rekreační místo s čistou vodou a stabilním ekosystémem.

3.2 Mokřady a jejich význam

3.2.1 Přírodní mokřady

Mokřady bývají definovány jako přírodní biotopy, které jsou na pomezí vody a souše a jež vykazují různé charakteristiky každého z nich. Dle definice je patrné, že mokřady zahrnují širokou škálu hydrologických a ekologických typů. Jedná se tedy o území mnoha podob (Gallant 2015; Kalff 2002). Některé mokřadní ekosystémy existují pouze sezónně a jsou závislé na ročním období a na sezónních posunech hladiny povrchových a podpovrchových vod (Fisher & Acreman 2004). Definice mokřadu, která je použita v Ramsarské úmluvě zní: „Jedná se o území bažin, slatin, rašelinišť, přirozená i uměle vytvořená, trvalá či dočasná, s vodou stojatou i tekoucí, sladkou,

braktickou či slanou nepřesahující hloubku šesti metrů.“ (Chytil et al. 1999).

Významnou funkcí mokřadů je schopnost pojmout a zadržet velké množství vody. Mokřady se podílí na stabilizaci klimatu a na koloběhu vody v přírodě, zvyšují vlhkost vzduchu, vyrovnávají teplotní rozdíly v průběhu dne a snižují proudění vzduchu v přízemní vrstvě. Zároveň slouží jako depozit atmosferického uhlíku (Gibbs 2000). Není tedy divu, že společně s deštnými pralesy a korálovými útesy patří mokřady ke třem biotopům s nejvýznamnější biologickou aktivitou (Scholz 2016). Dnes mokřady patří k celosvětově nejohroženějším ekosystémům, a to díky vlivu člověka, který narušil jejich přirozenou rovnováhu. Až do 60. let 19. století byly mokřady považovány za bezcenné biotopy. Na mnoha vodních tocích došlo k četným vodohospodářským úpravám, jako jsou napřímení toků, zánik slepých ramen a přirozených meandrů. Velkou většinu mokřadů člověk odvodnil a přeměnil na zemědělskou půdu, těžil průmyslově rašelinu a narušil tak optimální tok vody, živin a energie (Fisher & Acreman 2004; Kalff 2002).

Na základě potřeby chránit mokřadní ekosystémy, vznikla v íránském Ramsaru roku 1971 mezinárodní Ramsarská úmluva. Dle úmluvy mají členské státy povinnost vyhlásit alespoň jednu chráněnou mokřadní lokalitu a přispívat tak k zastavení degradace mokřadů. Na celém světě se nachází 1994 chráněných lokalit o celkové rozloze přes 190 mil. hektarů. Česká republika k této dohodě přistoupila hned při svém vzniku, tedy 1.1.1993. Ve správě České republiky je nyní 12 chráněných mokřadů. Jedná se například o Lednické rybníky, Litovelské Pomoraví, Mokřady Dolního Podyjí, Punkvu (Chytil a kol. 1999). Bezesporu se na našem území vyskytuje více těchto drahocenných lokalit, i když menší rozlohy. Důležité jsou každé zaplavované tůňky, podmáčené louky, nebo vylévající se koryta řek. Mokřady na našem území tvoří bezesporu nejvýznamnější ekosystém, který lze v české přírodě najít.

3.2.1.1 Rozdělení přírodních mokřadů

Přesná klasifikace dá se říci neexistuje, i když je důležitá jak pro vědce, tak pro orgány ochrany přírody. Můžeme je dělit podle typického klimatu, podloží, typu rostlin a živočichů, nebo podle pH a množství obsažených živin (Kalff 2002). Dále se liší podle velikosti, hloubky, umístění či periodicity zaplavování (Scholz 2016).

Mezi přírodní mokřady patří rákosiny (litorály rybníků), říční nivy, prameniště, zaplavované louky, lužní lesy, rašeliniště, podmáčené smrčiny (Scholz 2016). Rašeliniště je trvale zamokřené místo s velkou produkcí rostlinné biomasy. Odumřelé části rostlin se shromažďují a ve spodních vrstvách se za nepřístupu vzduchu přetvářejí na rašelinu. Tůň se zase nachází v nivách řek. Jde o

sladkovodní ekosystém, který vzniká nejčastěji oddělením od mrtvých ramen toků. Mokřady se během let mění. Z tůní či mělkých rybníčků se, po tom co zarostou např. rákosem a jinými vodními rostlinami, stávají cenné podmáčené lužní louky (Kalff 2002). Mezi dříve běžný biotop patří i lužní les. Jedná se o podmáčený les, který je pravidelně zaplavován. Přítomnost řeky u lesa ale není podmínkou, může se jednat o lužní les, kde se vyskytuje velké množství podzemní vody. Voda je tedy pro tento typ ekosystému nezbytná (Gallant 2015). Na místech, kde záplavy netrvají příliš dlouho rostou duby, jasany, lípy. Naproti tomu, kde je půda více podmáčená, se nejlépe daří vrbám a topolům (Kalff 2002). V minulosti jsme se s nimi mohli setkat téměř u každé řeky, nyní jde o ohrožené ekosystémy, které trpí regulací toků způsobenou člověkem. Paradoxně lužní les sám o sobě vytváří obrovskou zásobárnu vody, místo něj ale člověk vytvořil umělé nádrže jako ochranu před povodněmi.

3.2.1.2 Význam mokřadů pro biodiverzitu

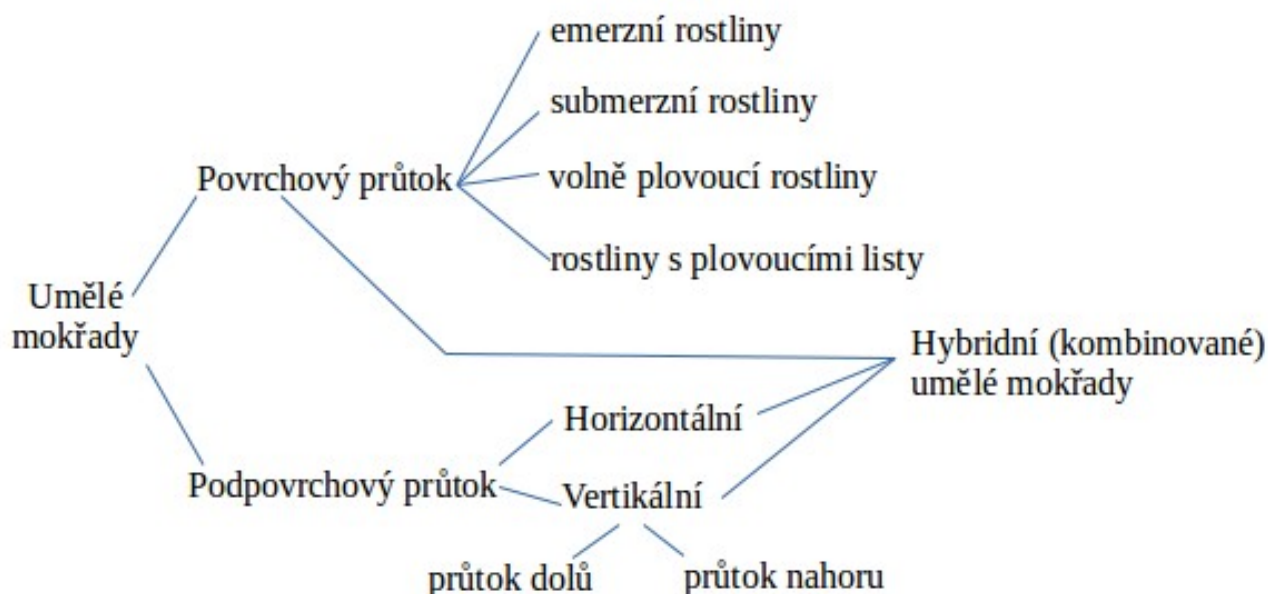
Mokřady se vyznačují největší biologickou rozmanitostí a produktivitou, jsou jedním z nejproduktivnějších ekosystémů. Mokřadní rostliny poskytují prostředí širokému spektru organismů, zejména hmyzu, rybám, obojživelníkům, plazům, ptákům i některým savcům (Gallant 2015). Jsou domovem celé řady druhů vzácných rostlin a živočichů, které nikde jinde nenajdeme (Kalff 2002). Může se jednat například o žábřonožku sněžní (*Eubranchipus grubii*), která patří ke kriticky ohroženému druhu a vyskytuje se v periodických tůních po tání sněhu. Vajíčka žábřonožek pak dokáží v suchém bahně přežít i několik let. (Fisher & Acreman 2004). Typickými živočichy pro tento ekosystém jsou obojživelníci. Společně s některými druhy hmyzu se zde vyskytují v několika životních stádiích. Vodní prostředí je pro tyto živočichy nezbytné, je na něm vázané jejich rozmnožování a následný vývoj larev. Mokřady jsou bohaté také na prvoky, vířníky a mikroskopické korýše (Scholz 2016). Samostatnou kapitolu by mohli tvořit ptáci, kteří jsou vázáni na vodní prostředí a mokřady jim poskytují významné útočiště, místo odpočinku, hnízdiště, zdroj potravní nabídky a v neposlední řadě tažným ptákům i zimoviště. Lužní lesy jsou domovem běžných druhů ptáků, nicméně se zde vyskytuje spousta vzácných druhů, jako je bukač velký (*Botaurus stellaris*), moták pochop (*Circus aeruginosus*), ledňáček říční (*Alcedo atthis*) a další.

3.2.2 Umělé mokřady

Umělé mokřady jsou systémy, které byly navrženy a konstruovány tak, aby využily veškeré přírodní procesy přirozených mokřadů pro čištění odpadních vod (Verhoeven & Meuleman 1999). Tyto přirozené čistírny odpadních vod (ČOV) jsou využívány déle než sto let (Vymazal 2007).

3.2.2.1 Rozdělení umělých mokřadů

Umělé mokřady můžeme rozdělit podle typu použité vegetace a podle způsobu průtoku vody, jak můžeme vidět na obrázku 1. Vegetace v systémech je buď volně plovoucí, submerzní (ponořená), nebo s plovoucími listy (Vymazal 2007). Systémy s plovoucí vegetací využívají vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) a okřehky (*Lemna* spp.). U systému, kde mají rostliny plovoucí listy se jedná především o lekníny (*Nymphaea* spp.) nebo stulíky (*Nuphar* spp.). Je zde i možnost využití rostlin, které jsou úplně ponořené pod vodní hladinou, jedná se například o vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*). (Vymazal 2004). Tento typ systému je náročnější, jelikož voda nesmí obsahovat vyšší koncentrace nerozpuštěných látek, aby nedošlo k omezení fotosyntézy, a zároveň se nesmí jednat o vodu s vysokým obsahem organických látek. Systémy mohou být různě propojeny a právě tento posledně zmiňovaný systém bývá využíván pro dočišťování odpadních vod (Mlejnská & Rozkošný 2016).



Obrázek 1: Rozdělení umělých mokřadů (Vymazal 2004)

3.2.2.1 Využití umělých mokřadů pro čištění odpadních vod

První pokusy o využití mokřadů pro čištění odpadních vod byly prováděny na počátku roku 1950 Dr. Käthe Seidelem v Německu. V roce 1953 poprvé prezentoval metody pro zlepšení kvality vody pomocí vhodných druhů rostlin. V té době docházelo pouze k fyzikálnímu, popřípadě chemickému čištění vod a také se předpokládalo, že většina makrofyt není schopná růstu ve znečištěné vodě. V letech 1952 - 1956 Seidel provedl několik pokusů, kde se věnoval využití různých druhů makrofyt. První mokřadní systémy byly postaveny v roce 1960 a začaly se šířit po celém světě (Vymazal 2007). V České republice byl první umělý mokřad postaven roku 1989, od té doby bylo vybudováno zhruba dalších 250 (Vymazal 2011).

Makrofyta mají několik přirozených vlastností, které z nich dělají nepostradatelnou součást umělých mokřadů. Poskytují dobré podmínky pro fyzikální filtraci, jsou dobrou izolací proti mrazu v zimních měsících a poskytují velký povrch pro růst mikroorganismů. Jsou také zázemím pro řadu druhů živočichů (Fisher & Acreman 2004). V přírodních mokřadech často dominuje rákos obecný (*Phragmites australis*), orobinec (*Typha* spp.), skřípina (*Scirpus* spp.) (Cronk & Fennessy 2001). Při výběru vhodných druhů makrofyt do umělých mokřadů musíme dbát na jejich adaptabilitu, toleranci ke znečišťujícím látkám a k podmínkám daného prostředí, jako je lokální klima, škůdci a choroby (Scholz 2016). Schopnost makrofyt čistit odpadní vodu je v různé míře závislá na konstrukci a typu umělých mokřadů (Vymazal 2007).

Umělé mokřady dosahují zpravidla velmi vysokých účinností při odstraňování organického a mikrobiálního znečištění. Účinnosti čištění pro nutrienty dusík a fosfor jsou většinou nižší a značně variabilní (Scholz et al. 2007). Vzhledem k tomu, že je fosfor ukládán v sedimentu a je součástí rostlinné biomasy je nepravděpodobné, že může dojít ke 100 % účinnosti v jeho odstranění (Fisher & Acreman 2004; Scholz et al. 2007). Jednou z nejvíce diskutovaných otázek týkajících se fungování těchto systémů je jejich dlouhodobý výkon. Vyhodnocení těchto účinků v České republice ukazuje, že odstranění organických a nerozpustných látek je velmi účinné a jejich efektivita je stabilní v průběhu celého roku a není ovlivněna sezónně. Oproti tomu odstraňování fosforu a dusíku není stabilní a účinnost odstranění je nižší (Vymazal 2011).

Účinnosti odstraňování nutrientů mohou být zvýšeny nastavením optimálního zatížení, využitím kolísání výšky hladiny odpadní vody - pulzní plnění a prázdňení, nebo přidáním vhodných adsorpčních materiálů do náplně umělých mokřadů nebo do přídavného filtru umístěného na odtoku (Vymazal 2007). Dále se zkouší začlenit přírodní materiály, jako je hlína, drcený vápenec, pálená břidlice, křemičitan vápenatý (Vymazal 2011). Dalšími faktory, které ovlivňují čistící procesy jsou klimatické podmínky - teplota vody, teplota vzduchu a jeho vlhkost nebo sluneční radiace,

hydrologické a hydraulické podmínky - průtok, hydraulické zatížení, doba zdržení, vlastnosti filtrační náplně nebo způsob proudění odpadní vody (Mlejnská & Rozkošný 2016).

3.3. Zoobentos stojatých vod

Životní prostor ve stojatých vodách lze členit na oblast volné vody, tj. pelagiál a na oblast dna, tj. bentál. V případě pelagiálu jde o oblast volné vody mimo litorál. Bentál se člení vertikálně a horizontálně podle dostupnosti světla na litorál a profundál (Lancaster & Downes 2013; Sychra et al. 2010). Litorál je prosvětlené pásmo poblíž břehů, kde je nízká hladina vody a světlo zde prochází až na dno. Obecně se jedná o místo, které je silně ovlivňováno biotickými a abiotickými vlivy. Tohle pobřežní pásmo můžeme rozdělit na epilitorál, nejedná se o oblast, která by byla pod přímým vlivem vody, a proto je jakákoli biota zde vyskytující se adaptována na často proměnlivé podmínky. Jde vlastně o ekoton - přechodnou zónu mezi vodním a suchozemským prostředím (Lellák & Kubíček 1992; Ward 1992). Eulitorál je naopak vystaven intenzivnímu pohybu vodní hladiny, který je závislý na různorodosti počasí. Zároveň vlivem nízké vodní hladiny v této oblasti dochází často k jejímu přehřívání (Štěrbá 1986). Infralitorál je oblast, kde roste nejvíce makrofyty. Profundál je pásmem dna bez kořenující submerzní vegetace. Tato zóna je v mnoha věcech závislá na pelagiálu, dochází totiž ke vstupu a promíchávání živin, teploty a kyslíku (Lellák & Kubíček 1996; Ward 1992).

3.3.1 Prostředí stojatých vod

Makrofyty jsou velmi důležitou součástí vodního prostředí a v potravních řetězcích hrají nezastupitelnou roli. Může se jednat o emergentní hydrofyty, jako je například rákos obecný (*Phragmites australis*) a orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*), nebo o submerzní, neboli ponořené hydrofyty, jako je například rdest kadeřavý (*Potamogeton crispus*) (Sychra et al. 2010). Nedílnou součástí tohoto pásma jsou i volně plovoucí rostliny, jako je například okřehek (*Lemna*). Vodní pásmo s makrofyty je centrem biodiverzity vodního ekosystému (Linhart et al. 1998). Prostory, kde se vyskytují vodní rostliny, slouží bezobratlým jako životní substrát, přímá potrava (především rozkládající se rostlinné tkáně, které jsou neopomenutelným zdrojem živin), dále loviště, místo pro rozmnožování a také jako ochranné útočiště před predátory, především před rybami (Nathan 2008). Je všeobecně známo, že kořeny vodních makrofyt výrazně snižují rychlost proudu a poskytují tak úkryt pro řadu vodních druhů (Tolonen et al. 2003). Mnoho autorů se

shoduje na tom, že hojnost fytofilních druhů bezobratlých pozitivně koreluje s množstvím druhů vodních rostlin (Cyr & Downing 1988; Tarkowska 1999; Dvořák & Best 1989).

Pro správný růst makrofyt a s ním spojený výskyt bezobratlých hraje nezastupitelnou roli substrát. Mnoho druhů vodních bezobratlých má vytvořené morfologické nebo fyziologické adaptace uzpůsobené na daný typ substrátu (Tolonen et al. 2003). Tyto preference mohou určit pravděpodobnost výskytu daného druhu na typickém substrátu (Hauer & Lamberti 1996).

3.3.2 Společenstva stojatých vod

Do jisté míry můžeme rozlišovat společenstva stojatých vod na několik skupin, a to podle velikosti, nebo podle místa, rostlin a substrátu, které charakteristicky osidlují. Také podle způsobu přijímání potravy, systematicky do řádů nebo podle nároků na množství obsaženého kyslíku, popřípadě jiných látek obsažených ve vodě, které jsou pro daný druh limitující. Společenstva oblasti volné vody, tedy pelagiálu, můžeme rozdělit na plankton (pasivně se vznášející organismy napříč volnou vodou) a nekton (organismy, které se ve vodním sloupci aktivně pohybují, například ryby).

V našem případě se více zaměříme na společenstvo živočichů, které osidluje bentál, jedná se tedy o živočichy, kteří se vyskytují na dně nádrže a souhrnně je označujeme jako zoobentos. Tento pojem zahrnuje velkou řadu různě velkých živočichů od prvoků až po raky, proto se standardně dělí na makrozoobentos (zahrnuje živočichy větší než 500 μm), meiobentos (60 - 500 μm), mikroobentos (< 60 μm) (Hauer & Lamberti 1996; Kalff 2002; Ward 1992). Tohle dělení nemusí vždy jednotně zahrnovat určitou skupinu živočichů jednoho řádu, situaci může komplikovat metamorfóza. Uvádí se, že pouze 3% hmyzu potřebují ke své přeměně v dospělce vodní prostředí, nevypadá to tedy jako velké množství, avšak toto procento může znamenat až 95% z celkového počtu jedinců vodního makrozoobentosu (Ward 1992). Některé druhy vodních organismů tráví ve vodě celý svůj život, tzn. permanentní fauna. Většina druhů ale obývá vodní prostředí právě na část životního cyklu, a to ve formě larvy, popřípadě kukly (tzv. temporární fauna, např. Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera). Je tedy zapotřebí rozlišovat vždy stálou a dočasnou faunu (Adámek et al. 2010; Ward 1992; Lancaster & Downes 2013). Densita zoobentosu v lentických vodách obvykle dosahuje svého maxima na podzim, vzhledem k přítomnosti mladých jedinců. Naopak na jaře a v létě dochází k poklesu biomasy, právě z důvodů přeměny larev (Heimlich & Sukop 2008).

Každý druh zoobentosu může preferovat trochu odlišnou životní strategii, jiný substrát, jiný druh potravy, jiný životní prostor. Obecně jsme ale schopni rozlišit skupiny živočichů, kteří se svým chováním a způsobem života navzájem přibližují. Jde například o pleuston, což je společenstvo

živočichů osídlující vodní hladinu, jedná se například o bruslařku obecnou (*Geris lacustris*) z řádu ploštice (Hemiptera). Nebo například jako fyto makrofauna je označováno společenstvo makrozoobentosu, který je svým způsobem života spojený s makrofyty. Podle způsobu přijímání potravy rozlišujeme vodní bezobratlé na drtiče, druhy, které přímo konzumují rostlinná pletiva. Dále sběrače, všežravce, filtrátory, predátory a parazity (Ward 1992).

3.3.3 Zoobentos jako indikátor kvality vody

Sladkovodní organismy tvoří značnou část biologické rozmanitosti na Zemi. Je patrné, že kvalita vodních ekosystémů je zhoršená v důsledku činnosti lidské populace, a to především zintenzivněním zemědělství a industrializací. Je jednoznačné, že změny klimatu mají negativní vliv i na biodiverzitu těchto společenstev (Lu & Wu 2007). Vodní organismy jsou často náchylné k teplotním výkyvům. Teplota vody pro ně hraje zásadní roli, ovlivňuje jejich přežití, růst, metabolismus, fenologii a chování v biologických interakcích (Adámek et al. 2010). Také některé abiotické faktory prostředí ovlivňují rozšíření bentických taxonů. Důležitý je i břehový porost a množství makrofyt v nádrži (Clemente et al. 2005). Vodní bezobratlí jsou velmi náchylní ke změnám proudu. Uvádí se, že aktuální rychlost proudu a množství organického materiálu vysvětluje většinu změn ve společenstvech makrozoobentosu. (Aarnio et al. 2010; Rosenberg & Resh 1993).

Vodní organismy jsou vystaveny antropogenním vlivům stejně jako přirozeným změnám prostředí, na které reagují různými způsoby. Makrozoobentos představuje důležitou součást organismů ve vodním prostředí, proto hraje důležitou roli při biomonitoringu a posouzení kvality vod (Aarnio et al. 2010). Kvalita vody je tradičně hodnocena fyzikálně chemickými parametry (např. koncentrace kyslíku, pH, vodivost), ale dnešní studie se zaměřují na využití právě vodních organismů (Johnson et al. 1993). Biologické monitorovací systému vodních bezobratlých mají několik výhod ve srovnání s chemickými analýzami. Makrozoobentos je všudypřítomný a pokrývá široké spektrum stanovišť a je velmi citlivý na obsah znečišťujících látek (Rosenberg & Resh 1993). Jedná se o jednoduchou, efektivní, nízkonákladovou a rychle zhodnotitelnou formu posouzení (Adámek et al. 2010).

V současné době je více než 50 různých přístupů k biomonitoringu pomocí bezobratlých. Většina zemí v Evropě má národní nebo regionální monitorovací programy, které dodržují (Friberg et al. 2013). Rámcová směrnice Evropské unie 2000/60/ES o vodách pro klasifikaci ekologického stavu definuje použití tzv. biologických složek kvality, jednou z nich je i dnové společenstvo vod – makrozoobentos. V rámci České republiky mohou být postupy hodnocení aplikovány pouze na

vzorky, které byly odebrány a zpracovány metodou PERLA (ČSN 75 7701). Každá národní metoda hodnocení jednotlivých členských států by měla tyto požadavky respektovat (Opatřilová et al. 2011).

3.3.4 Vlivy VN na zoobentos

Výstavbou přehrad na tocích vznikají ekosystémy stojaté vody, které mají zcela odlišné životní podmínky než vody tekoucí (Adámek 2010). Řeky představují dynamický, neustále se měnící systém, který má rozsáhlou schopnost regenerace a tvorby nových biotopů. Vybudování přehrady má vliv na celý kaskádovitý systém řeky, na změny fyzikální struktury, na ovlivnění chemických procesů ve vodním sloupci. Dále na složení sedimentu a strukturu společenstev bakterioplanktonu, fytoplanktonu, zooplanktonu, bentických bezobratlých a ryb (Adámek et al. 2013; Lellák & Kubíček 1992).

Přehrady tvoří lentické prostředí, mírně průtočný systém s víceméně uzavřeným koloběhem látek. Minimální průtoky v přehradách mají výrazný vliv na veškeré biologické pochody v nich. Zvyšuje se množství produkované organické hmoty a jsou ovlivněny kyslíkové poměry (Martínez et al. 2011). Často dochází ke značnému zhoršení životních podmínek v důsledku kyslíkových deficitů (Zelinka 1979). Četnost a druhová rozmanitost bentických bezobratlých je do značné míry koncentrací kyslíku ovlivněna (Devine & Vanni 2002). Průtokový režim je klíčovým faktorem pro makrozoobentos, ovlivňuje jeho rozptýlení, využití stanoviště, zisk zdrojů, vzájemnou interakci a konkurenci (Sukop 2014). Změna v proudění má za následek změnu distribuce a abundance druhů. Změna rychlosti proudu nevyhnutelně ovlivní životní prostředí pro makrozoobentos, a to díky změně hloubky vody, zvýšení množství sedimentu. Může dojít i ke změnám v chemismu vody a teploty (Mastrantuono 1986). Studie provedené v Evropě již dříve prokázaly, že výstavba vodní nádrže má vliv na sezónní teplotu řeky (Sukop 2014; Bowman et al. 2002). Makrozoobentos také velmi citlivě reaguje na zvýšení teploty vody v letních měsících, kdy se snižuje průtok vody a díky tomu i dostupnost kyslíku (Stamenković et al. 2010). Pro řadu studenomilných druhů, např. pošvatky (Plecoptera) je výše teploty limitující. Zvýšení teploty a snížení průtoku snižuje druhovou rozmanitost společenstva bezobratlých přímo, protože dojde ke ztrátě druhů s preferencí většího průtoku (Lellák & Kubíček 1992). Snížená rychlost proudu je např. klíčovým faktorem pro nižší výskyt jepice *Baetis* sp. a čeledi Simuliidae. Preference rychlosti proudění u druhů rodu *Baetis* je 0,9 m/s, podobné preference má i čelď Simuliidae. V uměle vybudovaných přehradách se nachází nižší hustota a rozmanitost vodního hmyzu z řádů pošvatek (Plecoptera), jepic (Ephemeroptera) i

dvoukřídých (Diptera) (Kosipton & Phalaraksh 2013).

Uměle vybudované nádrže narušují tok vody, sedimentů a živin, výrazně mění strukturu a dynamiku toku nejen v samotné nádrži, ale také v toku navazujícím, kde téměř vždy klesá druhová rozmanitost. Limnologické podmínky pod hrází mohou být významně ovlivněny změnami proudění vody. Velikost účinku je variabilní, je závislá na trofickém stavu, teplotě a provoznímu režimu. V přehradách dochází k regulaci vody polohováním propustí, to může mít za následek náhlé výkyvy kvality vody v navazujícím toku (např. koncentraci O₂, pH). Tyto výkyvy mají dopad také na metabolické změny společenstev (Tlapák & Herynek 2002; Eschanov et al. 2011; Lellák & Kubíček 1992). Přehradní nádrže mají vliv na celý říční ekosystém, do kterého zasahují přímo i nepřímo, pokud se v nich kvalita vody zhorší, bude to mít zásadní vliv nejen na kvalitu vody v přehradě samotné, ale i na celé povodí.

4 LOKALITA

4.1 Historie a parametry VN Plumlov

VN Plumlov leží mezi obcemi Mostkovice a Plumlov, přibližně 4 km západně od města Prostějova. Samotná nádrž má plochu 54 ha a objem 2,7 mil m³ s průměrnou hloubkou 5 m a maximální hloubkou 8m. Zemní sypaná hráz vyčnívá 17 m nade dnem vodní nádrže. Kóta koruny je 278, 56 m n. m. Kóta maximální hladiny je 277,5 m n. m. Kóta přelivu 276, 4 m n.m. (Štefáček 2010).

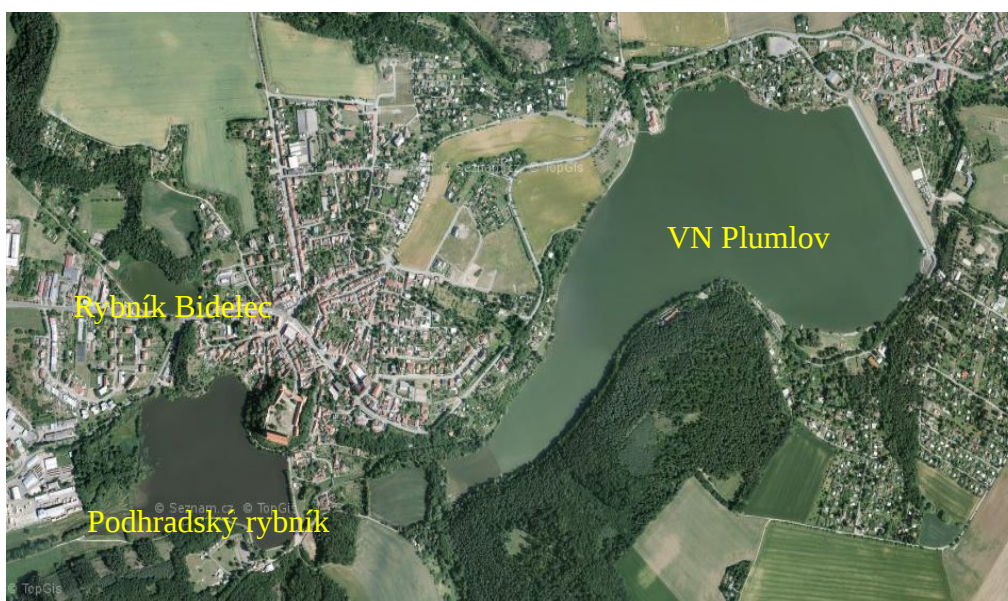
Historie VN spadá až do roku 1911, jedná se tedy o jednu z nejstarších VN v povodí řeky Moravy. Místní obyvatelé byli nejprve proti stavbě a navrhovali pouze prohloubení tehdejších rybníků, které stály na místě dnešní VN. Jednalo se o rybník Stichovský a Zlechovský. Zlechovský rybník byl výše postavený, dnes je možné přejít po jeho hrázi při snížené hladině vody. Hráz Stichovického rybníka byla v místech současné hráze přehrady. Nádrž byla vybudována především za účelem ochrany před povodněmi, kterými byla tato oblast opakovaně postihována. Zemský výbor markrabství moravského zažádal dne 30. září 1911 o povolení ke stavbě údolní nádrže na řece Hloučele, na katastrálním území Stichovic a Plumlova. Stavba přehrady byla zahájena v říjnu 1912, započal ji Ing. Dr. Karel Navrátil, což byl vrchní zemský stavební rada. Realizace stavby probíhala v letech 1912-1914 a následně po ukončení první světové války v letech 1921-1932. Na stavbě pracovali i zajatci z Itálie, kteří měli za úkol odstřelovat skálu, ze které se následně stavěla hráz. Válečné události a nepříznivé hydrometeorologické podmínky zapříčinily dlouhé období výstavby. Roku 1933 byla přehrada poprvé napuštěna a roku 1936 uvedena do provozu (Broža a kol. 2005; Štefáček 2010).

4.2 Problematika VN Plumlov

Nynějším hlavním účelem nádrže je protipovodňová ochrana a nadlepšování minimálních průtoků pod vodním dílem v období sucha. Dále je využívána k rekreaci, provozování vodních sportů, rybářství a od roku 1997 také k výrobě elektrické energie (Macík 2011). Celý biologický systém, který je zobrazený na obrázku 2 má dva rybníky, rybník Bidelec a Podhradský. Dále pět přítoků, které jsou stěžejní pro kvalitu vody v nádrži. Jedná se o přítoky: Kleštínek, Osina, Okluka (Hloučela), Roudník a Čubernice.

Rybník Bidelec je v kaskádě nejvýše postavený rybník, do kterého přitéká Roudník z obce Vícov, který je recipientem odpadní vody i z místní výkrmny prasat. Podhradský rybník v kaskádě biologického systému VD Plumlov leží hned za rybníkem Bidelec. Celkový objem je 0,331 mil. m³.

Významně ovlivňuje kvalitu vody v přehradě. Má tři důležité přítoky, a to Hloučelu (výše Okluka), Osinu, která protéká Vojenským újezdem a obcemi Žárovice a Soběsuky a neméně důležitý přítok Kleštínek. Opět tyto obce slouží jako významný zdroj fosforu, který se dostává dále až do přehrady. Fungování obou rybníků je klíčové pro omezení vstupu P dále do VN. Kaskádovité uspořádání biologického systému umožňuje rybníkům částečně vstřebat živiny z přítoků ještě než se dostanou do samotné vodní nádrže.



Obrázek 2: Mapa biologického systému VD Plumlov, který zahrnuje rybník Bidelec, Podhradský rybník a samotnou VN Plumlov (zdroj: mapy.cz)

4.3 Provedené zásahy na VN Plumlov

VN Plumlov byla do nedávna považována za nádrž s vysokým zatížením různými formami dusíku a fosforu. Několik let po sobě zde KHS vyhlásila zákaz koupání z důvodů nadměrného množství cyanobakterí ve vodě. Hlavním zdrojem fosforu v nádrži jsou bezesporu komunální odpadní vody (fekálie, tablety do myček, prací prostředky). Ve stojatých vodách je také velmi často zdrojem fosforu sediment, a to zejména za nepříznivých kyslíkových poměrů u dna nádrže. Rybí osádka má také velký vliv na koloběh fosforu, protože je schopna tuto živinu uvolňovat do vody (Duras 2014).

Množství sinic na dně VN Plumlov bylo mimořádně velké prakticky po celé její ploše. V nádrži bylo 100 - 1000krát více živin, než je dostačující k masovému rozvoji cyanobakterií a také zásoba infekce schopného inokula v sedimentech by vystačila minimálně na 10 - 15 příštích let (Maršálek a kol. 2002). Zpracovatel biologického hodnocení doporučil provést v roce 2007 aplikaci

modifikovaných huminových látek, ozónu, extraktu z přírodní rašeliny a polyaluminium chloridu (PAX 18), při kterém dochází ke koaguaci a vysráží se fosforečnanových iontů, které jsou důležitým zdrojem živin pro toxické sinice. Jednalo se ale pouze o aktuální a krátkodobé opatření, které nelze považovat za dlouhodobé řešení (Maršálek a kol. 2007). I přesto k němu bylo přistoupeno a v roce 2007 po udělení výjimky z § 39 zákona o vodách č. 254/2001 Sb. došlo k bodové aplikaci v mezokosmech. Následně v roce 2008, v letní sezóně, došlo k druhému kroku, a to k celoplošné aplikaci již doporučené látky z mezokosmů. Aplikaci doporučených látek přihlížel biologický dozor RNDr. Petr Loyka, CSc.

Po odběru vzorků dnových sedimentů nádrže, studie prokázala, že zdroje sinic v nádrži nejsou rozloženy homogenně po celé ploše, ale lze rozlišit a dobře identifikovat zdrojové lokality kde jsou uloženy infekce schopná inokula sinic. Tato informace přinesla podstatný podklad pro rozhodování o metodách, technikách a dalších postupech (Maršálek a kol. 2006). V roce 2007 byla vydaná studie s názvem „Čistá Hloučela a vodní nádrž Plumlov,“ kde byl uveden doporučený postup pro redukci zdrojů fosforu nad nádrží Plumlov (zlepšení čištění odpadních vod, správná zemědělská praxe, revitalizace vodních toků apod.), je proto klíčová k dalším úspěšným opatřením ve vlastní nádrži. Na základě předchozích studií vznikl projekt s názvem „Čištění vodního díla Plumlov“, který měl navázat na vydanou studii a zrealizovat její doporučení (Maděrič a kol. 2007).

4.3.1 Vypouštění VN Plumlov

Samotný projekt revitalizace začal vypouštěním nádrže 14. září 2009. Vypouštění bylo několikrát pozastaveno z důvodů ochrany ryb a vodních živočichů a s ohledem ke klimatickým podmínkám. V březnu 2010 došlo k obnovení vypouštění a od 24. dubna 2010 probíhal záchranný transfer ryb a vodních živočichů. Významnou pozornost si zasloužil zvláště chráněný druh, a to velevrub malířský (*Unio pictorum*). V případě tohoto vzácného druhu muselo být žádáno o udělení výjimky pro manipulaci s chráněným druhem. Bylo ručně sesbíráno 14 200 velevrubů a škeblí, kteří byly druhově určeni, přepočítáni, zaevidováni a odvezeni na náhradní lokality v Koryčanech. V srpnu 2010 byl definitivně ukončen několikerý transfer ryb. Celkem bylo odloveno přes 20 tun ryb. Některé ryby se bohužel odlovit nepodařilo, z důvodů uvíznutí v neslovitelném prostoru (anonymus 2011a).

4.3.2 Těžba sedimentů z VN Plumlov

Nádrž byla vypuštěna v květnu 2010, mohla tak začít další fáze projektu, a to těžba sedimentů ze dna nádrže (anonymus 2011b). Zvolený postup pro těžbu sedimentů na Plumlovské nádrži doporučili i přední experti z Centra pro cyanobakterie a jejich toxiny Botanického ústavu Akademie věd ČR. Hloubka bagrování se proto odvíjela od jejich odborného posouzení sedimentu v nádrži. Průzkum kvality sedimentů konstatoval, že jsou dobře proschlé, vymrzlé a mineralizované. Nejvíce bohatou koncentrací živin pro sinice vykazaly sedimenty do hloubky 30 cm. V hloubce 60 až 80 cm je sediment natolik zoxidovaný, že dříve dominantní sinice rodu *Microcystis* se zde prakticky nevyskytují (Maršálek a kol. 2006). Těžba sedimentů začala u kaskádovitě prvního rybníka na povodí, tedy u Bidelce. Byla zahájena dne 1.3.2010. Jednalo se o odstranění nánosů bohatých na živiny v hloubce 50-80 cm (anonymus 2011b).

Kvalita vody v Podhradském rybníce se významně podepisuje na kvalitě vody v nádrži Plumlov. Proto odborníci na problematiku odstraňování sedimentů zdůrazňovali, že těžba sedimentů a další opatření vedoucí k odstranění inokula cyanobakterií se musí výrazně dotknout i tohoto rybníku. Práce na odstranění sedimentu v Podhradském rybníce byly zahájeny v červenci 2011. Z jeho dna bylo odstraněno více než 59.000m³ nánosů z hloubky 0,4 až 0,5 m. Vytěžené sedimenty se odvážely na lokalitu bývalé skládky města Plumlova (anonymus 2011c).

V kaskádě poslední soustavou je samotná nádrž a odstraňování jejího sedimentu bylo zahájeno dne 30. listopadu 2010. Těžba sedimentů se dotkla i řeky Hloučely pod VN. Na konci srpna 2014 došlo k první etapě, a to srážkou jezu Mostkovice. Následně bylo odtěženo přibližně 1 000 m³ sedimentu, který byl využitý k úpravě břehů v nedostupných lokalitách (anonymus 2011c). Před samotnou těžbou byli z lokality vysbíráni raci a přesunuti níže do potoku, vše za účasti biologického dozoru RNDr. Petra Loyky, CSc. (Polách 2014).

4.3.3 Vápnění VN Plumlov

Aplikace vápenného hydrátu je historicky osvědčenou metodou, která pomůže mineralizovat zbylé živiny, aby nebyly dostupné pro sinice (Maršálek a kol. 2006). Po odstranění narostlých rostlin z odtěženého prostoru Podhradského rybníka, došlo od 19.12.2011 k aplikaci vápenatého hydrátu, a to v množství 200 kg na ha. Tato aplikace byla provedena i v samotné Plumlovské nádrži, ale až roku 2013, těsně před jejím napuštěním (anonymus 2011d).

4.3.4 Opravy hráze

Jednalo se o jednu z nejnáročnějších vodohospodářských akcí v České republice. Rekonstrukce zahrnovala sanaci podloží před návodní zdí šterkopískovými pilíři a stavbu nového mostu. Návodní líc byl opevněn kamennou dlažbou a další opravy byly i na koruně hráze. Rekonstrukce byla provedena i na elektroinstalaci, prostoru vypouštěcí věže a v neposlední řadě silnice vedoucí k napojení na most. Oprava hráze byla zahájena v listopadu 2012 a ukončena v říjnu 2013 (Macík 2011).

Hráz Podhradského rybníku také prošla opravami z důvodů jejího poškození a průsaků, jednalo se o práci na těsnící stěně, obnovu stavidel, sanaci podloží. Součástí projektu byla i rekonstrukce výpustního objektu, loviště, kádiště a obnova odvodňovacích příkopů (anonymus 2013a).

4.2.5 Mokřady jako součást revitalizace VN Plumlov

Mokřady mají nejenom ekologický, ale také estetický význam. Navíc redukují množství živin a organických látek, tudíž jsou ideálními pomocníky při snižování úživnosti toků a nádrží (Kosour 2012). Povodí Moravy se proto rozhodlo o vybudování dvou mokřadů, jež budou sloužit jako vstupní filtry pro vodu, která bude dále putovat do nádrže. Jednalo se o revitalizaci konce vzduť VD, jejímž cílem bylo propojení přírodních a technických opatření. Došlo k vybudování kamenné hráze, která slouží pro zachycení splavenin. Myslelo se i na budoucí těžbu sedimentu, proto je samotná hráz pojízdná a u příjezdové komunikace. Pro podporu samočisticí schopnosti byly v tomto místě ve spolupráci s ochránci přírody vysázeny tisíce kusů mokřadních rostlin, výsadba byla zahájena 23. 4. 2014. Jednalo se hlavně o původní druhy jako je orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), rákos obecný (*Phragmites australis*). Na místě bylo vytvořeno celkem šest center s mokřadními druhy, znázorněné na obrázku 3, které byly oploceny kvůli ochraně před rybami. Předpokládá se, že rostliny se z těchto center budou samovolně šířit dále a vznikne tak rozsáhlé litorální pásmo (Čížek & Polách 2014).



Obrázek 3: Nově vybudovaný mokřad u konce vzdutí VN Plumlov, srpen 2015 (orig. Kateřina Frélichová)

5 METODIKA

5.1 Odběr vzorku zoobentosu

Pro odběr vzorků zoobentosu byla vybírána oblast litorálního pásma, kolem břehů i v blízkosti volné vodní hladiny. Vlastní vzorkování jsem prováděla standardním 3-minutovým semikvantitativním odběrem ruční bentosovou sítí, s velikostí ok 500 μm . Jednalo se o odběr části vodního sloupce, organismů přisedlých na makrofytech a povrchové části dna. Odebrané vzorky byly označeny dovnitř vzorkovnic papírovými štítky s kódem lokality a na místě fixovány formaldehydem na výslednou koncentraci 4%. Při každém odběru byl vypsán odběrový protokol, obsahující kód vzorku, počet vzorků, GPS souřadnice místa odběru, datum a čas, výšku vodní hladiny, zbarvení vody a její pach a průhlednost. Dále aktuální hloubku, typ sedimentu, aktuální počasí a teplotu vzduchu. Při odchyty obratlovců nebo velkých měkkýšů, byl počet jedinců také zaznamenán do odběrového protokolu a živočichové byli puštěni zpět do vody. Řídila jsem se pokyny metodiky odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod dle Adámka (2006).

5.2 Popis a lokalizace odběrových stanovišť

Odběry vzorků zoobentosu pro navazující magisterskou práci jsem odebrala na třech „zdrojových lokalitách“ - na rybníku Bidelec, na Podhradském rybníku v samotné VN Plumlov, kde byla zvolena dvě stanoviště v rámci nově vybudovaného mokřadu. Odběrová stanoviště jsou zaznačena na obrázku 3. Přesnou polohu odběrových stanovišť jsem zaměřila GPS, zaznamenala do mapy a vyfotografovala (Fotografie odběrových stanovišť jsou součástí přílohy této práce). Na každé odběrové lokalitě jsem vyplnila odběrový protokol a zaznamenala údaje o stavu vodní hladiny, materiálu dna, teplotě, zbarvení a zápachu vody atd.

Lokalita 1 - Rybník Bidelec

Stanoviště 1A

GPS souřadnice: 49.4673875N, 17.0072583E

Stručná charakteristika: pásmo s litorální vegetací, dominantní zastoupení - *Typha angustifolia*, *Lemna minor*.

Hloubka vody: 30 - 40 cm, bahnité dno.

Stanoviště 1B

GPS souřadnice: 49.4673875N, 17.0072583E

Stručná charakteristika: pásmo s litorální vegetací, dominantní zastoupení - *Typha angustifolia*, *Lemna minor*.

Hloubka vody: 55 - 60 cm, bahnitě až štěrkovité dno, břeh zpevněný kamenným záhozem.

Lokalita 2 - Podhradský rybník

Stanoviště 2A

GPS souřadnice: 49.4621228N, 17.0115064E

Stručná charakteristika: Pásmo s litorální vegetací, zastoupení *Glyceria maxima*, *Lemna minor*, *Nymphaea alba*.

Hloubka vody: 45 cm, štěrkovité a kamenité dno, břeh zpevněný kamenným záhozem.

Stanoviště 2B

GPS souřadnice: 49.4621228N, 17.0115064E

Stručná charakteristika: Pásmo s litorální vegetací, zastoupení *Glyceria maxima*, *Lemna minor*, *Nymphaea alba*.

Hloubka vody: 65 cm, štěrkovité a kamenité dno, břeh zpevněný kamenným záhozem.

Lokalita 3 – Oblast nově vzniklého mokřadu u konce vzdutí VN Plumlov

Stanoviště 3A

GPS souřadnice: 49.4629594N, 17.0200894E

Stručná charakteristika: Pásmo bez vegetace, oblast kolem oploceného nově vybudovaného mokřadu

Hloubka vody: 40 cm, bahnitě dno

Stanoviště 3B

GPS souřadnice: 49.4629592N, 17.0200900E

Stručná charakteristika: Pásmo bez vegetace, oblast kolem oploceného nově vybudovaného mokřadu

Hloubka vody: 40 cm, bahnitě dno.

Lokalita 4 - Oblast u nově vzniklé kamenité hráze VN Plumlov
Stanoviště 4A

GPS souřadnice: 49.4634197n, 17.0238453E

Stručná charakteristika: Pásmo s litorální vegetací, jednalo se nejvíce o zastoupení *Typha angustifolia*, *Lemna minor*.

Hloubka vody: 35 cm, štěrkovité dno.

Stanoviště 4B

GPS souřadnice:49.4632522N, 17.0231156E

Stručná charakteristika: Pásmo s litorální vegetací, zastoupení *Typha angustifolia*, *Lemna minor*.

Hloubka vody: 70 cm, štěrkovité dno.



Obrázek 4: Vyznačená odběrová stanoviště, dle GPS souřadnic (zdroj: Mapy.cz)

6 ZÁVĚR:

Ve výše zpracované literární rešerši jsem využila dostupné odborné literatury ke shrnutí základních poznatků o problematice nynějších vodních nádrží s ohledem na jejich revitalizaci ve vztahu k makrozoobentosu. Problematika VN je nejčastěji spjata s eutrofizací, která je jedním z nejpodstatnějších problémů nynějších nádrží. Eutrofizace má zásadní vliv na život vodních organismů a je bezesporu způsobená člověkem. Často v důsledku nadměrného zatěžování vody živinami, především fosforem a dusíkem z komunálních odpadních vod. Moderním cílem je přistoupit k revitalizaci nádrží a obnovit tak stabilitu říčních ekosystémů a zároveň vytvořit nejen funkční nádrž, ale i rekreační místo s čistou vodou a stabilním ekosystémem.

V bakalářské práci se zabývám konkrétněji problematikou VN Plumlov, která také řešila tento zásadní problém s eutrofizací, a to její celkovou revitalizací. Jednalo se o jednu z nejrozsáhlejších podobných akcí v České republice. Revitalizace se bezesporu významně dotkla vodních živočichů a jejich populací. Díky tomu, že makrozoobentos představuje důležitou součást organismů ve vodním prostředí, hraje významnou roli při biomonitoringu a posouzení kvality vod. Dalším výzkumem můžeme tedy posoudit, jaký důsledek má tato komplexní revitalizace VN Plumlov na společenstva makrozoobentosu a kvalitu vody v samotné nádrži.

7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Aarnio, K., Mattila J., Törnroos, A. & Bonsdorff, E. (2010): Zoobenthos as an environmental quality element: the ecological significance of sampling design and functional traits. *Marine Ecology* **32**: 58–71.

Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B. & Rulík, M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice, 350pp.

Adámek, Z., Zahrádková, S., Jurajda, P., Bernardová, I., Jurajdová, Z., Janáč M. & Němejcová D. 2013. Effect of deposition of dam sediments on arable soil. *Croatian journal of fisheries* **71**: 93-115.

Ambrožová, J. (2003): Aplikovaná a technická hydrobiologie. 2. vydání. VŠCHT, Praha, 456pp.

Bláha, L., Babica, P. & Maršálek, B. (2009): Toxins produced in cyanobacterial water blooms – toxicity and risks. *Interdisciplinary Toxicology*. **2**: 36–41.

Bláhová, L., Babica, P., Adamovský, O., Kohoutek, J., Maršálek, B. & Bláha, L. (2007): Analyses of cyanobacterial toxins (microcystins, cylindrospermopsin) in the reservoirs of the Czech Republic and evaluation of health risks. *Environmental Chemistry Letters* **10**: 117-126.

Bowman, M. (2002): Legal perspectives on dam removal. *BioScience* **52**: 739-747.

Bowman, M., Higgs S., Maclin, E., McClain, S., Sicchio, M., Souers, A., Johnson, S. & Graber, B. 2002. Exploring dam removal A Decision Making Guide, American Rivers and Trout Unlimited, Washington, DC and Madison. 80 pp.

Broža, V., Satrapa, L., Sakař, K., Bláha, J., Báča, V., Vít, P., Maníček, J., Bíza, P., Jílek, M., Kopřivová, J. & Vinklát, P. (2005): Přehrady Čech, Moravy a Slezska. Knihy, Liberec. 555p.

Clemente, J. M., Mazzeo, N., Gorga, J. & Meerhoff, M. (2005): Succession and collapse of macrozoobenthos in a subtropical hypertrophic lake under restoration (Lake Rodo, Uruguay). *Aquatic ecology*. **52**: 525-543.

Cronk, J. K. & Fennessy, M. S. (2001): Wetland Plants biology and ecology. CRC Press LLC, USA. 482pp.

Cyr, H. & Downing, J. A. (1988): Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **45**: 975-984.

Čížek, D. & Polách, O. (2014): Revitalizace konce vzdutí na vodním díle Plumlov. Zpravodaj o vodě, Povodí Moravy **2**: 3-4.

Devine, J. & Vanni, M. (2002): Spatial and seasonal variation in nutrient excretion by benthic invertebrates in a eutrophic reservoir. *Freshwater biology* **47**: 1107-1121.

Duras, J. (2014): Živinná bilance povodí nádrže Plumlov. Plzeň: Zpráva pro projekt: „Zlepšení jakosti vod a snížení eutrofizace v povodí VD Plumlov.“ 33 s.

- Dvořák, J. & Best, E. P. H. (1989):** Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Hydrobiologia* **95**: 115-126
- Fisher, J. & Acreman, M. C., 2004.** Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* **8**: 673-685.
- Gallant, A. L. (2015):** The challenges of remote monitoring of wetlands. *Remote sensing* **7**:10938-10950.
- Gibbs, J. P. (2000):** Wetlands loss and biodiversity conservation. *Conservation biology* **14**: 314-317.
- Grantham, T. E., Viers, J. H. & Moyle, P. B. (2014):** Systematic screening of dams for environmental flow assessment and implementation. *BioScience* **64**: 1006-1018.
- Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. (1996):** Methods in stream ecology. Academic Press, 877pp.
- Heimlich, R. & Sukop, I. (2008):** Annual zoobenthos development of the ponds Lednické rybníky. *Acta Universitatis Agriculturae et silviculturae Mendeliana brunensis* **2**: 285–292.
- Heip, C. (1995):** Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia* **41**: 113-136.
- Holzer, M. (2007):** Biologické hodnocení projektu Čistá Hloučela a vodní nádrž Plumlov, Olomouc. (Zdroj: Krajský úřad Olomouckého kraje - odd. vodního hospodářství, praxe 2015).
- Chytil, J., Hakrová, P., Hudec, K., Husák, Š. & Jandová, J. (1999):** Mokřady České republiky - přehled vodních a mokřadních lokalit ČR. Český Ramsarský výbor, Mikulov. 327pp.
- Kalff, J. (2002):** Limnology. Prentice Hall. 592pp.
- Kočí, V., Burkhard, J. & Maršálek, B. (2000):** Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Sborník ze semináře "Eutrofizace 2000", Praha 10. října 2000: 3-13.
- Lancaster J. & Downes B. J. (2013):** Aquatic entomology. Oxford university press. 296pp.
- Lellák, J. & Kubíček, F. (1992):** Hydrobiologie. UK Praha. 257 pp.
- Linhart, J., Uvíra, V., Rulík, M. & Rulíková, K. (1998):** A study of the composition of phytomacrobenthos in batrachium aquatic vegetation. *Biologica* **36**: 39–60.
- Lu, L. & Wu, R. S. S. (2007):** A field experimental study on recolonization and succession of subtidal macrobenthic community in sediment contaminated with industrial wastes. *Marine Pollution Bulletin* **54**: 195–205.
- Macík, J. (2011):** Hráze vodních děl Karolinka a Plumlov čeká v příštím roce generálka. Zpravodaj o vodě **4**: 4-5.
- Maděrič, R. (2007):** Čistá Hloučela a vodní nádrž Plumlov. Technická zpráva (Zdroj: Krajský úřad Olomouckého kraje - odd. vodního hospodářství, praxe 2015).

- Maršálek, B., Marvan, P. & Maršálková, E. (2002):** Výsledky orientačního vyšetření VN Plumlov směřujících proto masovému rozvoji cyanobakterií. Flos aqua team, Brno. (Zdroj: Krajský úřad Olomouckého kraje - odd. vodního hospodářství, praxe 2015).
- Maršálek, B., Čupr, P., Feldmannová, M., Slováčková, H. & Jančula, D. (2006):** Kvantifikace infekceschopného inokula sinic v sedimentech nádrže Plumlov. Brno. (Zdroj: Krajský úřad Olomouckého kraje - odd. vodního hospodářství, praxe 2015).
- Mastrantuono, L. (1986):** Community structure of the zoobenthos associated with submerged macrophytes in the eutrophic Lake Nemi (Central Italy). *Bolletino di zoologia* **53**: 41-47.
- Martinéz, A., Larranaga, A., Basaguren, A., Pérey, J., Mendoza-Lera, C. & Pozo, J. (2011):** Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia* **711**:31–42.
- Mlejnská, E. & Rozkošný, M. (2016):** Návrhové parametry, provozní zkušenosti a možnosti intenzifikace umělých mokřadů. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* **2**: 11-19.
- Nathan, J. D. (2008):** Colonization and reproduction of large macroinvertebrates are enhanced by drought-related fish reductions. *Hydrobiologia* **605**: 209–218.
- Richter, B. D. & Thomas, G. A. (2007):** Restoring Environmental Flows by Modifying Dam Operations. *Ecology and Society* **1**: 12.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (1993):** Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *Aquatic conservation* **4**: 92-116.
- Řezáčová, V., Kratěnová, P. & Kosárová, H. (2015):** Effects of Deposition of Dam Sediments on Arable Soil. *Polish Journal of Environmental Studies* **24**: 2755-2760.
- Scholz, M., Sadowski, A. J., Harrington, R. & Carroll, P. (2007):** Integrated Constructed Wetlands assessment and design for phosphate removal. *Elsevier* **97**: 415– 423.
- Scholz, M. (2016):** Wetlands for water pollution control. Elsevier, Amsterdam. 556pp.
- Stamenković, V., Smiljkov, S., Prelić, D., Paunović, M., Atanacković, A. & Rimcheska, B. (2010):** Structural Characteristic of Benthic Macroinvertebrate in the Mantovo Reservoir (South-East Part of the R. Macedonia). *Balwois* **25**. 1-8.
- Sukop, I. (2014):** Influence of water management in lowland region of the Dyje River on water biocoenoses. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* **58** (4): 269-276.
- Sychra, J. & Adámek, Z. (2011):** The impact of sediment removal on the aquatic macroinvertebrate assemblage in a fishpond littoral zone. *Journal of Limnology* **70**: 129-138.
- Sychra, J., Adámek, Z. & Petřivalská, K. (2010):** Distribution and diversity of littoral macroinvertebrates within extensive reed beds of a lowland pond. *Journal of Limnology* **46**: 281–289.

Štefáček, S. (2010): Encyklopedie vodních ploch Čech, Moravy a Slezska. Libra, Praha. 351pp.

Štěrba, O. & Rosol, J. (1989): Znečišťování a ochrana vod. Olomouc. Univerzita Palackého. 181pp.

Tarkowska-Kukuryk, M. (1999): Comparative study of epiphytic and benthic fauna of shallow eutrophic lake of Poleski national park. Teka komisji ochrony i kształtowania Środowiska. **7:** 428–435.

Tlapák, V. & Herynek, J. (2002): Malé vodní nádrže. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno. 53pp.

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

Verhoeven, J. T. A. & Meuleman, A. F. M. (1999): Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Elsevier* **12:** 5-12.

Vymazal, J. (2004): Kořenové čistírny odpadních vod. Česká zemědělská univerzita v Praze. Vydal Krajský úřad Plzeňského kraje, odbor životního prostředí, Plzeň. 65pp.

Vymazal, J. (2007): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of total environment* **380.** 48-65.

Vymazal, J. (2011): Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Elsevier* **37.** 54-63.

Vrána, K., Dostál, T., Gergel, J., Kender, J. & Zuna, J. (2004): Revitalizace malých vodních toků. Consult Praha. 60pp.

Ward, J. V. (1992): Aquatic insect ecology. John Wiley & Sons, Inc. 438pp.

Zelinka, M. (1979): Základy aplikované hydrobiologie. Univerzita J. E. Purkyně v Brně. Praha. 234pp.

Internetové zdroje:

Anonymus (2011a): Záchranný transfer ryb z Plumlovské laguny byl zahájen. Publikováno 17. 7. 2011. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/cinnost/rybarstvi/povodi-moravy-provedlo-zachranny-odlov-ryb-z-laguny-na-vd-plumlov/>.

Anonymus (2011b): Těžba sedimentů z vodní nádrže Plumlov skončila. Publikováno 24. 11. 2011. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/media/tiskove-zpravy/tezba-sedimentu-z-vodni-nadrze-plumlov-skoncila/>.

Anonymus (2011c): Těžba sedimentů na VD Plumlov bude pokračovat až do podzimu, technika kvůli nestabilnímu podloží postupuje pomalu. Publikováno 24.6. 2011. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/media/tiskove-zpravy/tezba-sedimentu-na-vd-plumlov-bude-pokracovat-az-do-podzimu-technika-kvuli-destabilnimu-podlozi-postupuje-pomalou/>.

Anonymus (2011d): Podhradský rybník je bez sedimentů, dno se v prosinci povápní [online]. Publikováno 24. 11. 2011. Dostupné z:<http://www.pmo.cz/cz/media/tiskove-zpravy/podhradsky-rybnik-je-bez-sedimentu-dno-se-v-prosinci-povapni/>.

Anonymus (2013): Rekonstrukce hráze vodního díla Plumlov vrcholí, veškeré opravy skončí v polovině října. Publikováno 2. 10. 2013. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/media/tiskove-zpravy/rekonstrukce-hraze-vodniho-dila-plumlov-vrcholi-veskere-opravy-skonci-v-polovine-rijna/>.

8 PŘÍLOHY:



Příloha 1: Letecký pohled na VN Plumlov, 2010 (zdroj: www.pmo.cz)



Příloha 2: Letecký pohled na vypuštěnou VN Plumlov, 2011 (zdroj: www.pmo.cz)



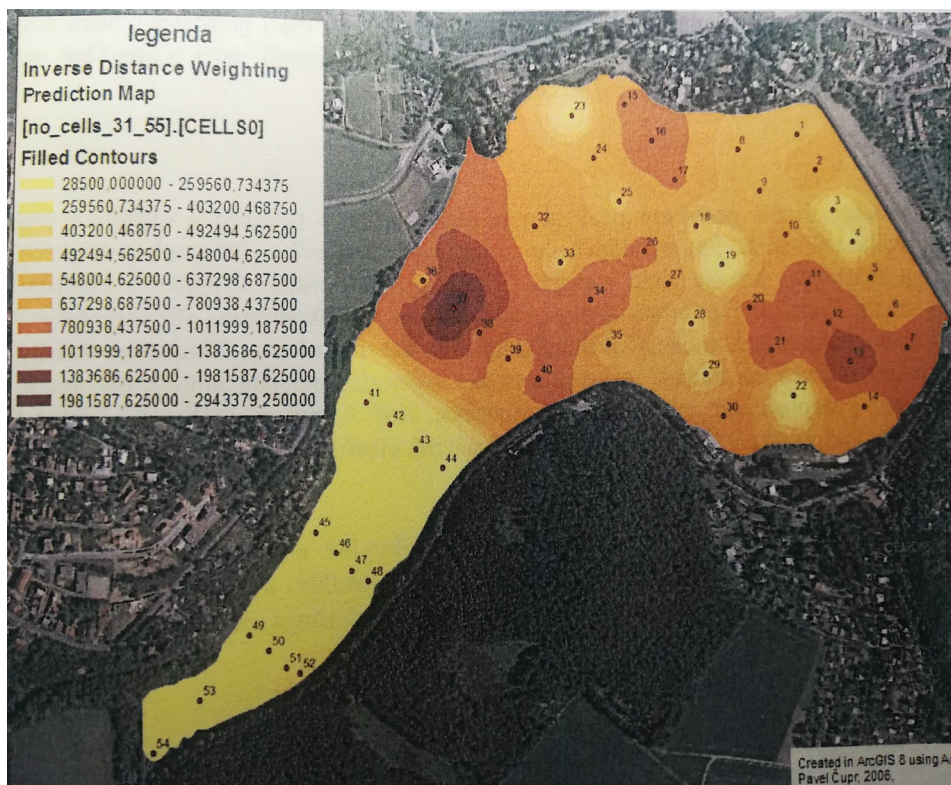
Příloha 3: Pohled na vypuštěnou a zarostlou VN Plumlov, 2011 (zdroj: www.pmo.cz)



Příloha 4: Práce na VD Plumlov, letecký pohled, 2011 (zdroj: www.pmo.cz)



Příloha 5: Kontejner se srážedly umístěný u přítoku Kleštínek, 2013 (orig. Kateřina Frélichová)



Příloha 6: Polygonální analýza zdrojových lokalit pro rozvoj cyanobakterií na VN Plumlov (Maršálek a kol., 2006)



Příloha 7: Nově vybudovaný mokřad u konce vzduší nádrže, 2014 (orig. Kateřina Frélichová)



Příloha 8: Hnízdiště ptáků na VN Plumlov, 2015 (orig. Kateřina Frélichová)



Příloha 9: Vlastní odběr vzorků na odběrových lokalitách v letech 2014 - 2016 (orig. Kateřina Frélichová)



Příloha 10: Rak říční nalezený na přítoku řeky Okluky, 2017 (orig. Kateřina Frélichová)