

MÁCHOVO JEZERO

SITUACE A MOŽNOSTI NÁPRAVY



Autorský kolektiv:

RNDr. Jindřich DURAS, Ph.D.

RNDr. Jakub BOROVEC, Ph.D.

RNDr. Richard FAINA

Emil JANEČEK

Plzeň, listopad 2014

1. ÚVOD	2
2. TEORETICKÝ ÚVOD	3
2.1. SINICE A FOSFOR.....	3
2.2. ZDROJE FOSFORU	3
2.3. EKOLOGIE MĚLKÝCH JEZER	4
3. LOKALITA	5
3.1. ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKA	5
3.1.1. <i>Povodí Máchova jezera</i>	5
3.1.2. <i>Máchovo jezero</i>	5
3.2. STRUČNÁ REŠERŠE Z NEJDŮLEŽITĚJŠÍCH DOPOSUD ZPRACOVANÝCH STUDÍÍ.....	8
4. VÝSLEDKY	15
4.1. DLOUHODOBÝ VÝVOJ	15
4.1.1. <i>Vývoj v jezeře</i>	15
4.1.2. <i>Předhrázka</i>	22
4.1.3. <i>Vývoj přítoků</i>	24
4.1.4. <i>Závěry</i>	25
4.2. AKTUÁLNÍ STAV	27
4.2.1. <i>Aktuální stav jezera</i>	27
4.2.2. <i>Předhrázka</i>	31
4.2.3. <i>Aktuální stav přítoků</i>	34
4.2.4. <i>Podélný profil Robečského potoka</i>	35
4.2.5. <i>Závěry</i>	41
4.3. LÁTKOVÁ BILANCE JEZERA.....	42
4.3.1. <i>Metodika</i>	42
4.3.2. <i>Výsledky</i>	43
4.3.3. <i>Závěry</i>	49
4.4. SEDIMENTY	50
4.4.1. <i>Metodika odběru vzorků a analýz</i>	50
4.4.2. <i>Analýzy sedimentů</i>	50
4.4.3. <i>Výsledky</i>	52
4.4.4. <i>Závěry a doporučení</i>	59
4.5. RYBÍ OBSÁDKA	60
4.5.1. <i>Výlov Máchova jezera 2014</i>	60
4.5.2. <i>Závěry a doporučení</i>	60
4.5.3. <i>Možné využití rybí obsádky pro kontrolu rozvoje ponořené vegetace</i>	62
4.5.4. <i>Předhrázka</i>	63
5. DISKUSE NÁPRAVNÝCH OPATŘENÍ	64
5.1. OPATŘENÍ V POVODÍ ROBEČSKÉHO POTOKA	64
5.1.1. <i>Vstup fosforu</i>	64
5.1.2. <i>Vstup erozního materiálu</i>	65
5.2. SEDIMENTY MÁCHOVA JEZERA	66
5.3. APLIKACE KOAGULANTU DO PŘÍTOKU PŘEDHRÁZKY	67
5.4. PLOŠNÁ APLIKACE KOAGULANTŮ V MÁCHOVĚ JEZEŘE	67
5.5. ZÁSAHY DO RYBÍ OBSÁDKY	67
5.6. MONITORING EKOSYSTÉMU MÁCHOVA JEZERA A JEHO PŘÍTOKŮ.....	68
5.7. POTŘEBA DALŠÍCH STUDÍÍ.....	69
6. ZÁVĚRY	70
7. LITERATURA	71

1. ÚVOD

Před asi 60 lety začalo být vodní prostředí silně dotováno živinami (proces eutrofizace), které byly rychle realizovány autotrofními organismy. Bylo jen otázkou času, kdy se mezi nimi prosadí i sinice, typický stratég pomalého růstu. Sinice postupně osídlily většinu vnitrozemských vod, kde jsou schopny se díky své životní strategii také dlouhodobě udržet. Sinice způsobují potíže při jakémkoli využití vod: vodárnám, průmyslovým odběratelům, produkčním rybářům a také rekreačním oblastem.

V posledních desetiletích vzrostla poptávka po kvalitní rekreaci u vody, ovšem zároveň vzrostla i náročnost na kvalitu rekreačně využívaných vod. Opomenout nelze ani skutečnost, že příjem z turistického ruchu je důležitou položkou v rozpočtu místních komunit. Všechny uvedené faktory se v současnosti protínají a často, zejména v rekreačních oblastech, vyúsťují ve snahu o zlepšení kvality vody.

Popsanému schématu odpovídá také případ Máchova jezera, které bylo tradičně využíváno nejen rybářsky, ale i rekreačně. Vlivem stále vyššího zatížení živinami z odpadních vod se zde postupně prosadily sinice tvořící vodní květ a rekreační využití jezera bylo vážně ohroženo. Snaha o zlepšení kvality vody dala vzniknout několika studiím a realizováno bylo postupně několik důležitých opatření. Aktuálně ale jakost vody stále nespĺňuje představy o vysoce atraktivní rekreační lokalitě, a proto jsou hledány možnosti, jak kvalitu vody dále zlepšit. To byl také důvod, proč bylo zadáno zpracování této studie.

2. TEORETICKÝ ÚVOD

Tato úvodní kapitola je zaměřena na stručný základní popis situace, z níž musí každé úvahy o zlepšení jakosti vody v jezerech vycházet. Pozornost je zaměřena výhradně na otázky, které se bezprostředně vztahují k řešení kvality vody v Máchově jezeře.

2.1. Sinice a fosfor

Důležitá je odpověď na otázku, který faktor je pro rozvoj sinic nejdůležitější. Faktorem nejvyšší důležitosti jsou živiny (nutrienty), protože pokud nejsou k dispozici, k růstu žádných autotrofních organismů, včetně sinic, dojít nemůže. Mezi živinami mají v naprosté většině sladkých vod rozhodující úlohu sloučeniny fosforu, bez něhož se žádný organismus neobejde. Sloučeniny dusíku se ve sladkých vodách jednak vyskytují (z pohledu sinic) v nadbytku, který není reálně omezen, a jednak velká část sinic tvořících vodní květy je schopná vázat ve svých buňkách vzdušný dusík a případné limitaci dusíkem se tak vyhnout. K limitaci uhlíkem může dojít jen ve velmi specifických případech. V běžných vodních ekosystémech je zásoba oxidu uhličitého ve vodě dostatečně doplňována rozpouštěním ze vzduchu a rozkladnými procesy ve vodě. Sinice jsou navíc nadány schopností získávat uhlík potřebný pro svůj růst i za vysokých hodnot pH vody, kdy je oxid uhličitý transformován do hydrogenuhličitanů a uhličitanů [1]. Z hlavních živin (makronutrientů) tedy máme k dispozici pouze fosfor (P), prostřednictvím kterého můžeme účinně limitovat biomasu sinic i ostatních vodních organismů.

Existují i další faktory, které mohou limitovat rozvoj sinic, jako například intenzita promíchávání vodního sloupce větrem, nedostatek nějakého specifického růstového faktoru či výskyt virové epidemie (cyanofágy). Společným jmenovatelem těchto faktorů je ale velká nespolehlivost jejich působení: mohou se v některé sezóně a v některé lokalitě více či méně uplatnit, ale nelze je využít pro projekt zlepšení kvality vody.

Fosfor je dnes obecně uznáván jako nejdůležitější faktor, kterým lze rozvoj sinicových vodních květů regulovat. Na tomto poznatku je založena řada u nás i ve světě používaných opatření, včetně aplikací látek na bázi hliníku (např. PAX), které fosfor pevně chemicky vážou tak, aby byl mimo dosah sinic i řas.

2.2. Zdroje fosforu

Donedávna byla vedena diskuse o významu jednotlivých zdrojů fosforu, nicméně dnes je zřejmé, že obecně jsou dominantním zdrojem fosforu komunální odpadní vody (P z fekálií, z tablet do myček, z průmyslových prádelen). Vstupu P do vodního prostředí z těchto zdrojů se lze sice bránit prostřednictvím čistíren odpadních vod (ČOV), ovšem doposud v ČR nejsou běžně realizovány technologie, které by sloučeniny P zachycovaly s dostatečnou účinností. Velmi důležitým faktorem je přísun P za srážkoodtokových situací, kdy jsou v provozu odlehčovací komory a odpadní vody z kanalizace vstupují přímo do recipientu [2]. Ohroženy jsou především stojaté vody, kde jedna až dvě takové látkové vlny mohou zabezpečit růst sinicového vodního květu po celou letní sezónu.

V některých povodích se jako zdroj P mohou zejména v letních měsících uplatnit také eutrofní (úživné) rybníky. V rybnících se během léta jednak kumuluje značné množství fosforu v biomase řas a sinic (rybníky bývají i významným zdrojem sinic) a jednak zde v průběhu léta dochází k procesům, které způsobují masivní uvolňování P ze sedimentů. Proto jsou z pohledu emisí sloučenin P rizikovější rybníky s odtokem tzv. spodní vody (ode dna) než rybníky, z nichž voda odtéká přelivem.

Orná půda se, vzor splachu erozních částic, obvykle ukazuje jako málo významný zdroj P [3]. Při tzv. neerozním odtoku jsou – až na výjimky – koncentrace sloučenin P ve vodotečích odvodňujících zemědělské oblasti nízké [4]. Za erozních událostí jsou sice analyticky stanovené koncentrace P vysoké, ale jedná se o P, který je na vodou unášené částice pevně vázán a pouze jeho malá část je potenciálně využitelná pro růst planktonních sinic či řas [3].

Zdrojem fosforu přímo uvnitř stojatých vod může být sediment, a to zejména za nepříznivých kyslíkových poměrů u dna, a rybí obsádka, která má vysoký potenciál zrychlovat koloběh fosforu, a tím zpřístupňovat tuto klíčovou živinu pro růst sinic.

Z uvedeného je zřejmé, kterým směrem je při hledání příčin zvýšené úživnosti stojatých vod nezbytné zaměřit pozornost a kam bude s vysokou pravděpodobností také třeba zacílit opatření ke zlepšení situace.

2.3. Ekologie mělkých jezer

Mělká jezera jsou velmi specifické ekosystémy. Z pohledu projektů zaměřených na kvalitu vody je důležité, že mělká jezera existují ve dvou stavech: buď jako ekosystém litorální, nebo pelagický. Známé jsou i případy přirozené fluktuace jednoho typu ekosystému v druhý a naopak [5,6].

Litorální ekosystém se vyznačuje vysoce průhlednou vodou bez sinic, kde jsou významně zastoupeny vodní rostliny a rybí obsádka je řídká, s dominancí dravých ryb. Tento typ ekosystému je pro mělká jezera přirozený a vyznačuje se také vysokou ekologickou hodnotou.

Pelagický ekosystém je typický zakalenou vodou, obvykle se sinicemi, bez významnější přítomnosti ponořené vodní vegetace a s hustou rybí obsádkou, kde převažují ryby planktonožravé a tzv. bentofágní (potravu si hledají ve dně). Tento typ ekosystému známe z našich produkčních rybníků.

Z uvedeného je zcela zřejmé, který typ ekosystému je pro rekreaci koupáním vhodnější – samozřejmě litorální.

Mělká jezera jsou velmi nestabilní ekosystémy nejen v podmínkách České republiky, ale i celého mírného podnebného pásu. Přirozená mělká jezera zde neexistují, protože se velmi rychle mění na mokřady, případně dále na podmáčené olšiny či nakonec ve smíšený les. U nás existují pouze mělká jezera antropogenního původu – rybníky. Tato jezera nezanikají v průběhu několika staletí jedině proto, že jsou cíleně obhospodařována: vypouštění, zimování, dřívě i letnění, těžba usazenin, hustá rybí obsádka přerývající dno. V současné době jsou rybníky záměrně trvale udržovány ve výše charakterizovaném pelagickém stavu, tedy bez ponořených rostlin, protože právě prudký rozvoj akvatické vegetace urychluje stárnutí rybníků – rybníky by se zazemňovaly a zanikaly. V dřívějších dobách nebyl proces zazemňování rybníků tak rychlý, protože obsah živin (P i N!) v celém vodním prostředí, včetně sedimentu, byl podstatně nižší, než je dnes, a proto i ponořená vodní vegetace rostla pomaleji. (Také přísun erozních částic byl podstatně menší.)

Je tedy vidět, že pokud se pokusíme dosáhnout rekreačně ideálního litorálního stavu ekosystému s vodními rostlinami, budeme muset čelit nestabilitě a stárnutí jezera (rybníka), které se bude projevat intenzivním zarůstáním vodní vegetací. Zároveň je zřejmé, že udržet trvale jezero sice v pelagickém stavu, ale v takovém, kdy je voda poměrně průhledná a bez sinic, je málo reálné.

Je tedy zřejmé, že management mělkého jezera, které má sloužit primárně rekreačním účelům, není jednoduchou záležitostí.

3. LOKALITA

Popis lokality je zaměřen pouze na nejdůležitější charakteristiky, které bezprostředně souvisí s řešenou problematikou. Pro vyčerpávající popisy autoři odkazují na předchozí studie [7,8,9].

3.1. Základní charakteristika

3.1.1. Povodí Máchova jezera

Oblast je budována převážně pískovci v různém stupni zvětrání, což má zásadní vliv na hydrologický režim celého povodí, kde lze očekávat velmi významný vliv komunikace povrchových a podzemních vod. V praxi to například znamená, že v povodí Máchova jezera nelze používat při odvozování průtoků vody metody hydrologické analogie, jak bude uvedeno dále.

Plocha povodí ke hrázi Máchova jezera je 97,4 km² (Robečský p. k ústí do jezera 57,3 km², Břehyňský p. k ústí do Máchova jezera 34,2 km²).

Povodí Máchova jezera je tvořeno dvěma poměrně homogenními územími velmi rozdílného charakteru. Plocha na pravém břehu Robečského potoka, včetně povodí Břehyňského potoka je zalesněná, nad Břehyňským rybníkem a při pravém břehu Máchova jezera (SWAMP a zátoky v severní části jezera) s mokřadními lokalitami. Oblast na levém břehu Robečského potoka je převážně orná půda, z níž vystupují pískovcové vrchy. Z levé strany není do Robečského potoka zaústěn také žádný přítok. Tak zřetelné rozdělení plochy povodí má zásadní význam při zvažování zdrojů plošného znečištění a jejich vlivu.

Osídlení (zpracováno dle [9], kde jsou citovány údaje z r. 2001) je koncentrováno zejména do města Doksy (4076 obyv. trvale a 14000 rekreatantů v sezóně). Z pohledu vnosu fosforu do Robečského potoka má ještě význam obec Okna (249 obyv. a 30 rekreatantů - plán vybudovat stokovou síť a kořenovou čistírnu odpadních vod) a Obora (178 obyv. a 44 rekreatantů, plán napojení na čistírnu odpadních vod Staré Splavy). Ostatní obce neleží na žádné vodoteči a jejich vliv lze považovat za zanedbatelný (Tachov, Zbýny, Skalka).

Z vodních ploch je největší zhruba mezotrofní Břehyňský rybník. Údaje o jeho ploše a objemu se velmi (!) různí, nejspolehlivější je zřejmě zaměření z r. 2009 [9]: Plocha hladiny 81,67 ha, objem vody nad sedimentem 1,298 mil. m³, prům. hl. 1,59 m. Voda Břehyňského rybníka je bohatá huminovými látkami. Na Robečském potoce leží v Doksech Čepelský rybník (průtočný, nevypouštěný, odtok přelivem, 2,82 ha, 37 000 m³ vody nad sedimentem, prům. hl. 1,37 m [9], využívaný sportovními rybáři, zdroj vody pro sádky Rybářství Doksy, s.r.o.), nad ním Poselský rybník (průtočný, silně zabahněný, zarostlý vegetací, 15,63 ha, 230 400 m³ vody nad sedimentem, prům. hl. 1,47 m [9], využívaný jako chovný dvouhorkový, hlavním zdrojem pro dokeské sádky) a pod obcí Okna ještě Velká Pateřinka (boční rybník) a Malá Pateřinka (průtočný, neobhospodařovaný, zarostlý vegetací).

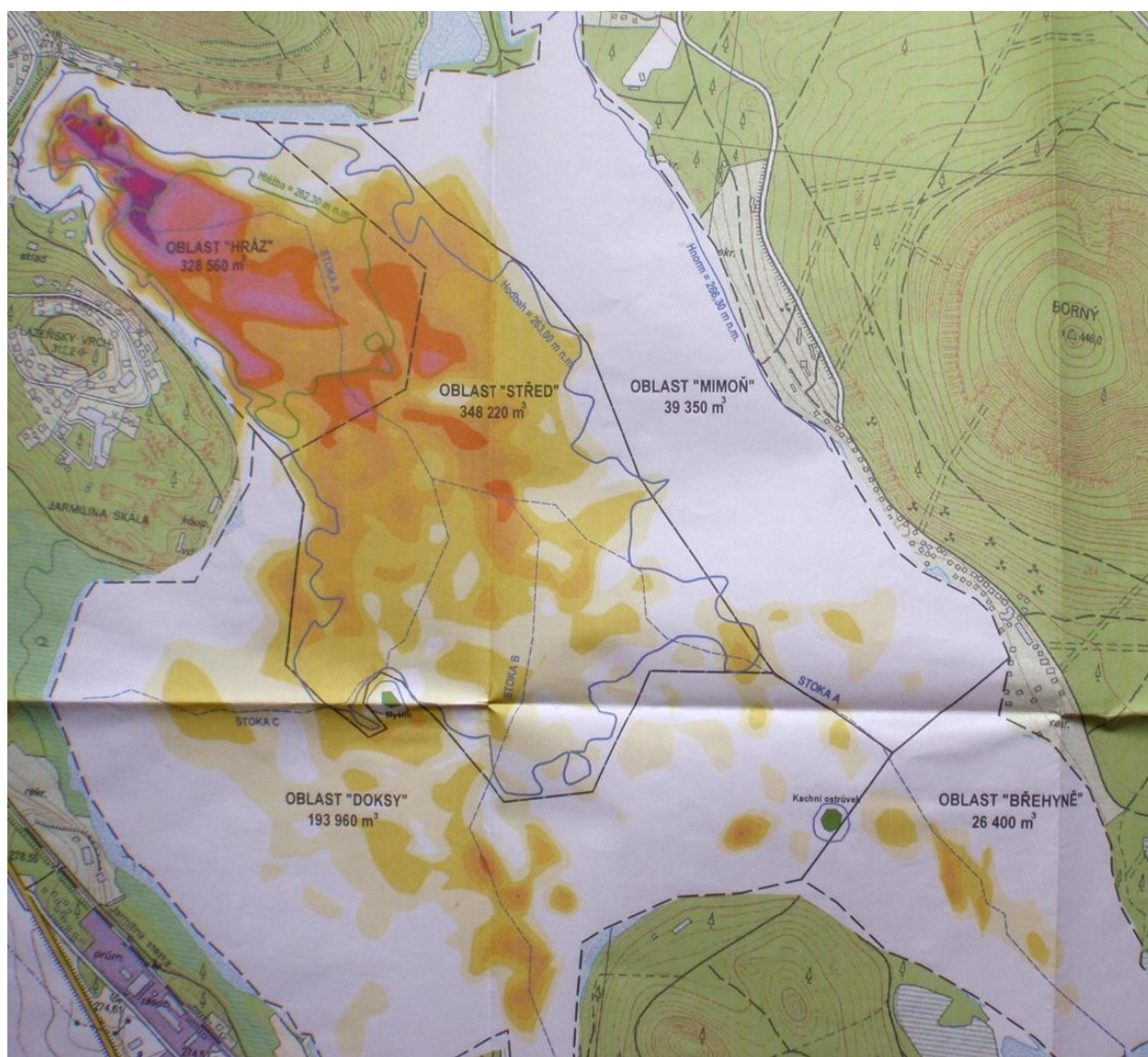
3.1.2. Máchovo jezero

Máchovo jezero bylo ve třetihorách přírodním jezerem, jakožto zůstatek po druhohorním oceánu (křída). Během ledových dob ledovcový splaz prohloubil profil odtoku z jezera a zůstal mokřad, který byl ve 14. století přeměněn přehrazením údolí na rybník [7].

Údaje o rozloze a objemu Máchova jezera se velmi různí. Plocha se běžně udává jako 284 ha, ale zpráva TBD zmiňuje 260,5 ha [7] a zpráva ČVUT [9] pouze 240 ha. Objem je udáván v rozpětí 5,3-

6,52 mil. m³. Problém u jednotlivých zdrojů bývá v tom, že není přesně uvedeno, k jaké kótě hladiny se prezentovaný údaj vztahuje. V této studii je za relevantní považován údaj o 284 ha plochy hladiny a 5,3 mil m³ objemu vody nad sedimentem, vztaženo ke kótě hrany přelivu (266,30 m n.m.) a bez prostoru odděleného v Dokeské zátocě předhrázkou, viz dále. V zátocce, kam ústí Robečský potok byla koncem zimy 2005 oddělena hrází předzdrž s dočišťovací funkcí: 3,89 ha a 41 200 m³ vody nad sedimentem, prům. hl. 1,06 m.

Dno Máchova jezera je v mělkých částech písčité, protože poměrně intenzivní akce vln pravidelně resuspenduje část sedimentu a znovu jej usazuje v hlubších partiích. Dochází tak k zakoncentrování usazenin v nejhlubších oblastech dna. V hlubších partiích dna (zhruba od hloubky 3,3 m [7]) se nacházejí jemné usazeniny. Rozložení a objem sedimentů řešila studie TBD v r. 2005 [7], zde je pro ilustraci převzata celková situace zabahnění (obr. 1).



Obr. 1: Celková mapa mocnosti sedimentů v Máchově jezeře dle průzkumu TBD z roku 2005. Mapa převzata [7].

V několika místech jezera jsou mírné, ale rozlehlé prohlubně, které při vypuštění jezera zadržují vodu a brání úplné slovitelnosti rybí obsádky. Nejvýznamnější prohlubeň (dle [7]) se nachází v oblasti začínající cca 100-150 m od hráze jezera. Je hluboká kolem 40 cm (dno velmi blízko 262,00 m n.m.) a velmi zhruba je 650 m dlouhá a 450 m široká (obr. 2) [7], což odpovídá ploše kolem 30 ha.

Při výlovu v listopadu 2014 se však ukázalo, že zcela zásadní význam má rozsáhlá prohlubeň za ostrůvkem Myšlín směrem ke hrázi jezera. Přestože touto prohlubní protéká stoka a přestože při výlovu bylo jezero vypuštěno celý měsíc, takže stoka měla dost času se zahлубit, extrémně nízký spád dna jezera tomu zabránil a mělký rozliv zůstal zachován. Tak velká bezodtoká prohlubeň znamená zásadní komplikaci při lovení rybníka, protože je aktivně vyhledávána rybami, které se dostanou do stresu v poslední fázi poklesu hladiny. To se plně potvrdilo v roce 2014, kdy zde našlo útočiště asi $\frac{3}{4}$ vší rybí obsádky jezera. Bez úplné slovitelnosti však není možné účinně regulovat biomasu ryb přítomných v jezeře.

Existovalo i podezření, že plochy dna u hráze a pod Lázeňským vrchem odděluje pevný až skalní val (terénním průzkumem v roce 2014 se ale tato hypotéza nepotvrdila, viz kap. 4.4.). Pravděpodobný je podpurný vliv kruhového pohybu vodních mas, který je vyvoláván při vytrvalém působení větru na vodní hladinu hlavní plochy jezera. Pohybující se voda unáší částičky suspendovaného sedimentu a ukládá je v oblastech snížené rychlosti proudu, tedy na styku s masou vody relativně oddělené hrázové části jezera.



Obr. 2: Máchovo jezero, oblast hráze – izočáry povrchu dna dle zaměření TBD v roce 2005. Zhruba v trase příčného profilu PF6-PF7 lze pozorovat mírné vyvýšení dna, které odděluje cca 30 ha obtížně slovitelnou prohlubeň (kontura zelenou vrstevnicí). Mapa převzata [7].

3.2. Stručná rešerše z nejdůležitějších doposud zpracovaných studií

Velmi důležitá je bezesporu **studie TBD a.s. z roku 2005** [7], která se podrobně věnuje zaměření dna Máchova jezera a rozložení sedimentů, včetně vyčíslení jejich množství. Kubatura veškerého sedimentu byla odhadnuta na 936 500 m³, z čehož lze maximálně odtěžit necelou polovinu – 416 230 m³. Zbytek je netěžitelný, protože by – vzhledem k umístění odtoku z jezera – vznikaly bezodtoké prohlubně. Těžitelný sediment tedy zaujímá kolem 7 % potenciálně využitelného objemu Máchova jezera (vztaženo ke kótě přelivu, tedy 266,30 m n.m.). V oblasti hráze bylo množství těžitelného sedimentu odhadnuto na 43 130 m³, což je důležitá informace s ohledem na otázku zajištění slovitelnosti Máchova jezera.

Byla provedena také analýza chemického složení bahna (vzorky odebrány XI. 2004 a I. 2005) a výsledky byly porovnány s tehdy používanou Vyhláškou MŽP 383/2001 Sb. o podrobnostech nakládání s odpady. Výsledky neukázaly pro těžitelné vrstvy sedimentu významnější kontaminaci, která by bránila využití odstraňovaného bahna na zemědělskou půdu. Teprve ve větší hloubce bahna u Jachtklubu byla indikována kontaminace ropnými látkami (včetně doprovodných PAU), které se sem patrně dostaly jako motorová nafta a LTO z kanalizace.

Je doporučena kombinace těžby klasicky (po vypuštění jezera) a sacím bagrem (oblast hráze). Studie obsahuje i vytipované oblasti pro odvodnění sedimentu (uvnitř zátopy) a lokality pro uložení sedimentu.

Vrána a kol., 2008 [8] zpracovali přehlednou rešerši všech dostupných zpráv a podkladů pro povodí Robečského potoka až k Novozámeckému rybníku. K samotnému povodí Máchova jezera se vztahuje 55 titulů, z toho 17 se týká Břežyňského rybníka. Mimo jiné bylo shrnuto, že:

- ~ Hlavním eutrofizačním rizikem je přísun fosforu z povodí, zejména z města Doksy, a to vlivem neuspokojivého stavu městské kanalizace. Poukazováno je i na nevyhovující nakládání s odpadními vodami v rekreačních objektech a zařízeních na březích Máchova jezera.
- ~ Pozitivně je hodnocen vliv oddělené přednádrže v Dokeské zátocy.
- ~ Je upozorněno na možnost znečištění z plošných zdrojů na levém břehu Robečského potoka.
- ~ Je konstatována nutnost řešit Máchovo jezero v kontextu se zdroji znečištění v jeho povodí.
- ~ Vývoj rybí obsádky byl hodnocen pozitivně – 2004 odlov většiny kaprů a cejnů, nasazení dravců a od té doby pouze dosazování dravých ryb.
- ~ Aplikace PAXu byla hodnocena pozitivně: příznivý vliv na sediment, který přestal být pravidelně resuspendován v černých oblačích, vymizení sinic vodního květu a zlepšení kyslíkového režimu. To vše bez negativního vlivu na biocenózu (vyjma přechodného ovlivnění zooplanktonu). Zároveň je konstatováno, že tyto zásahy neřeší příčinu nevyhovující jakosti vody.
- ~ Ponořená vodní vegetace se začala rozšiřovat teprve po roce 2003, a to postupně od Břežyňské zátoky. Do té doby byla likvidována relativně silnou rybí obsádkou.
- ~ Byla vyslovena kritika vzájemné neprovázanosti četných studií týkajících se jezera i jeho povodí.
- ~ Byla formulována řada doporučení pro další průzkum. Většinou z nich se zabývala další studie [9]

Vrána a kol., 2009 [9] navázali na vlastní o rok starší studii a zabývali se velmi podrobně a široce problematikou Máchova jezera a jeho povodí s cílem formulovat konkrétní doporučení vedoucí ke zlepšení jakosti vody. Ke hlavním zjištěním patří:

- Plošné zdroje
 - ~ Význam mají pouze plochy na levém břehu Robečského potoka, pro které byl rovnicí USLE odhadnut poměrně vysoký erozní odnos (6,8 t za rok). Zároveň byl ale modelem WATEM/SEDEM odhadnut podíl erozního materiálu, který se dostane skutečně do vodotečí

jako velmi nízký, protože hydrografická síť je řídká. Doporučeno bylo sledování reálných toků erozních částic v drahách soustředěného odtoku, aby mohla být nápravná opatření navržena v detailu.

- ~ V orných půdách byl zjištěn poměrně vysoký obsah vyluhovatelných sloučenin P (metoda Mehlich III: 80-166, průměrně 106 mg P na 1 kg půdy). Půdní částice, které se dostanou do povrchových vod tak mohou potenciálně uvolňovat sloučeniny fosforu a působit eutrofizačně jak v rybnících nad Máchovým jezerem, tak v jezeře samotném. Kvalifikovaným odhadem přichází ročně průměrně asi 605 kg P do vodních toků z plošných zdrojů. Odhad průměrné koncentrace P celkového ve vodě způsobené pouze vlivem plošných zdrojů zní na 0,060 mg.l⁻¹.
- ~ Nápravná opatření byla navržena v podobě protierozních opatření na zemědělské (orné) půdě a v přímé ochraně Robečského potoka před pronikáním erozního materiálu. Minimální rozsah znamená revitalizaci údolnice Zbyskové strouhy (případně údolnice od Tachovského vrchu k obci Okna), řešení situace na propustcích převádějících povrchový odtok pod komunikací I. třídy č. 38 (sedimentační nádrže, zasakovací pásy s vegetací) a nárazníkové zóny s vegetací podél nechráněných břehů vodotečí (Robečský p. jižně od obce Okna).
- Rybníky
 - ~ Bylo provedeno zaměření usazenin metodou GPS zaměření bodů, píchání sond a měření hloubky vody. Bylo zjištěno, že rybník Břežňanský je zazemněn ze 32 %, Čepelský z 55 % (45 500 m³ bahna), Poselský z 32 % (109 000 m³ bahna). Do průzkumu byla zahrnuta i předzdrž oddělená od Dokeské zátoky předhrázkou (20 300 m³ bahna).
 - ~ Bylo navrženo odbahnění především Čepelského rybníka a předzdrže v Dokeské zátocy, které by měly sloužit jako hlavní lapače usazenin. V obou případech by se mělo uvažovat o periodickém odbahnění. Poselský rybník – jeho vliv na jakost vody se nezdá být nepříznivý, a tak bylo doporučeno ponechat jej v současném stavu.
 - ~ Břežňanský rybník. V r. 2008 zaznamenána vysoká přítomnost pikoplanktonních sinic, které se odtud dostávají do Máchova jezera. Byla navržena oprava ohrázkování stoky na dně rybníka, která v době výlovu má zabráňovat odtoku usazenin (do Máchova jezera).
 - ~ Máchovo jezero. V r. 2008 doložena dominance pikoplanktonních sinic, oproti dřívější dominanci sinic tvořících vodní květ. Byla navržena oprava ohrázkování chráněného území SWAMP proti pronikání eutrofnější vody z jezera do specifického prostředí mokřadů.
 - ~ Vysoký poměr Ca:Mg v Břežňanském r. a v Máchově jezeře je považován za jeden z faktorů, který zřejmě omezuje rozvoj fytoplanktonu i ponořené vyšší vegetace.
 - ~ Čepelský rybník. Zjištěna dominance vláknitých rozsivek, což je z pohledu Máchova jezera příznivý stav. Doba zdržení vody při Q_a je zhruba 2,5 dne, v létě tedy asi týden, což znamená vysokou průtočnost. Pokud bychom vzali v úvahu nespolehlivost v odvození průtoků při zpracování této studie (viz dále), můžeme v létě počítat s dobou zdržení velmi zhruba kolem 3 týdnů.
 - ~ Poselský rybník se zdá být rovněž velmi průtočný – doba zdržení vody při Q_a asi 12 dní. V létě a po korekci na průtok vody lze očekávat dobu zdržení zhruba 4-5 týdnů.
- Rybářské hospodaření
 - ~ Máchovo jezero bylo v 50. letech minulého století ošetřeno 50 500 kg superfosfátu, tedy 3 800 kg fosforu, který se zabudoval do sedimentu. Výlov 3.12.2008 (do r. 2014 byl poslední): sloveno 12 300 kg ryb, tedy jen 43 kg/ha. Z toho bylo 3 000 kg (10,5 kg/ha) dravců. Poměr nedravých ryb ku dravcům tedy byl 3:1. Takto nízký poměr, jakkoli je třeba vzít v úvahu únik ryb s vodou a určitou část obsádky, která zůstala v jezeře neslovena, je jednoznačně velmi pozitivní a v zásadě by měl být optimální z pohledu protieutrofizačního úsilí.
 - ~ Břežňanský rybník. V 50. letech minulého století zde bylo aplikováno 87 000 kg superfosfátu, tedy 6 525 kg fosforu, který se zabudoval do sedimentu. Rybník je využíván k produkci kapra. Při dodržení relativního krmného koeficientu 2,0 (tj. že na 1 kg produkce ryb se spotřebují 2 kg

krmiva) by mělo být z rybníka formou přírůstku rybí obsádky odčerpáno zhruba tolik P, jako bylo dodáno s krmivy. Rybářské hospodaření je zde tedy prezentováno jako neohrožující jakost vody.

~ Ostatní rybníky. Čepelský se neloví (sportovní rybolov), na Poselském je přikrmováno obilovinami do relativního krmného koeficientu 2,0.

- Bodové zdroje

~ Rozhodující význam byl shledán u města Doksy, kde byl konstatován neutěšený stav kanalizace (bez podrobné pasportizace, nedostatek informací o stavu a trase, místy zřejmá propojenost splaškové a dešťové kanalizace, infiltrace balastních podzemních vod). Problém byl zjištěn okolo zámku, kde se do kanalizace dostává povrchový splach z polí, takže může dojít až k vypláchnutí splaškových vod. Jako hlavní problém je uvedena čerpací stanice odp. vod na konci ulice Slunečné, kde dochází za deště běžně k odlehčování odpadních vod do Robečského potoka. Doporučena je kontrola, pasportizace a rekonstrukce.

~ Rekreační zařízení v blízkém okolí Máchova jezera – jmenován zejména kemp Borný a jeho kořeny prorostlá a prosakující kanalizace.

~ Drobné obce na Robečském potoce (Obora a Okna) jsou hodnoceny sice jako významné zdroje, ale znečištění z nich je zřejmě výrazně sníženo průtokem rákosinami v nivě Robečského potoka.

~ Ostatní sídla v povodí Robečského potoka byla shledána jako z pohledu Máchova jezera zcela nevýznamné zdroje znečištění.

~ Objekty živočišné výroby byly hodnoceny jako nevýznamné z pohledu rizikovosti vnosu znečištění do Máchova jezera.

- Hydrologická bilance byla zpracována jako důležitý podklad pro odhad látkových toků v povodí. Bilance byla zpracována podrobně, ovšem s využitím hydrologické analogie, tedy bez dostatku reálně naměřených dat. Tím došli autoři k závěrům, které se výrazně liší od skutečnosti (viz kap. 4.3.1.). Robečskému potoku v profilu ústí do Máchova jezera byl přisouzen průtok zhruba 2x vyšší než Břehyňskému (povodí Robečského je zhruba 2x větší, než Břehyňského). Skutečnost, kterou zachytili i 3x opakovaným měřením sami autoři, je však přesně opačná: Břehyňským potokem teče obvykle zhruba 2x více vody než Robečským.

- Rozbory jakosti vody byly v rámci studie provedeny celkem 3x v průběhu vegetační sezóny 2009. Dlužno říci, že koncentrace P byly stanoveny nápadně nízké. (Obvyklou příčinou bývá ne zcela zvládnutá metodika stanovení celkového P, zejména technika mineralizace vzorku.) Z výsledků lze vyčíst, že:

~ Břehyňským potokem nepřichází do Máchova jezera významné znečištění.

~ Obec Okna neznečišťuje Robečský potok (odběr obtoku r. V. Pateřinka). Dlouhodobé sledování ZVHS v profilu nad obcí Okna ukazuje neznečištěný tok s koncentrací P celk. kolem $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$, tedy velmi (!) nízkou. (Otázka dostatečné citlivé analytiky.)

~ V rybnících denitrifikací rychle mizí dusičnanový dusík, což naznačuje, že doba zdržení vody v Čepelském a Poselském rybníce je skutečně delší, než bylo vypočteno v rámci této studie.

~ Z Čepelského r., který se sice choval značně eutrofně (chlorofyl a $40-107 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) odtékalo pouze $0,04-0,06 \text{ mg.l}^{-1}$ P celkového a $<0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ P- PO_4 , což by indikovalo velmi příznivou situaci. Bohužel, stanovení P nevypadá zcela důvěryhodně.

Maršálek a kol., 2008: Studie návrhu opatření k zamezení masového rozvoje sinic v Máchově jezeře [10]. Studie se opírá o poměrně ucelený soubor starších prací: studií a zpráv, podobně jako [8], přidává vlastní jednoduchý jednorázový průzkum lokality (sediment, přítoky) zaměřený hlavně na makroskopická hodnocení. Nejdůležitější doporučení, která byla formulována:

~ Robečský p. je klíčovým problémem, a to kvůli průniku odpadních vod ze stokové sítě. K těm dochází navzdory doposud již provedeným opatřením. Sanaci tohoto zdroje emisí P je třeba se

dále systematicky věnovat, zvláště pak otázce odlehčovacích komor na stokové síti. Potenciální zdroje P na trase potoka městem Doksy je třeba kontrolovat.

- ~ Čepelský rybník je třeba odbahnit, rákos v přítokové oblasti je doporučeno kosit.
- ~ Poselský rybník – rybářství podřídit maximalizaci retence sloučenin P, průběžně kontrolovat jakost vody.
- ~ V Dokeské zátoce je doporučeno zvážit dávkování solí Fe do přitékající vody, aby z ní byly odstraňovány rozpuštěné sloučeniny P. Je doporučena příprava na regulaci rozmáhajících se porostů rákosu (kosení v zimě). Je doporučeno vytvořit „funkční dočišťovací mokřad“.
- ~ Břehyňský rybník – doporučeno omezit krmení kapra na méně než tehdejších 10 t obilovin ročně. Konkrétní dávka ale nebyla doporučena.
- ~ Kontrolovat je třeba přítok vody z průmyslové zóny do oblasti hlavní pláže (pod kolejami).
- ~ Zdůrazněna je potřeba systematického monitoringu jakosti vody v jezeře i přítocích, protože i přes velkou důležitost lokality, je nedostatek dat k tomu, aby mohly být formulovány pevné závěry. Cíle a konkrétní návrh monitoringu vody, sedimentu i biocenózy byl formulován.
- ~ Zhruba středně dlouhá doba zdržení vody v Máchově jezeře znamená jak silný vliv přítoku a vnosu fosforu touto cestou, tak i důležitou roli chování sedimentu v průběhu vegetační sezóny (přežívání sinic, uvolňování P...).
- ~ Aplikace hlinitých koagulantů jsou hodnoceny kladně, přestože jejich vliv na tohoroční jakost vody nebyl nikdy dramatický. Koncentrace sloučenin P se dlouhodobě snížit nepodařilo. Podařilo se ale přerušit rozvoj populace sinic tvořících vodní květ a oddálit tak kulminaci jejich biomasy, což znamenalo záchranu hlavní rekreační sezóny (udržení počtů sinicových buněk pod $100\,000\text{ l}^{-1}$).
- ~ Je konstatováno, že od r. 2005 docházelo k rozvoji porostů makrofyt, a to jak submerzních, tak např. rákosin, zřejmě jako přímý důsledek aplikace PAXu. Diskutovány jsou možnosti sklizení rostlinné biomasy.
- ~ Je doporučeno studovat vlastnosti sedimentu, aby mohla být určena místa, která by bylo možné efektivně ošetřit nebo odtěžit s pozitivním dopadem na jakost vody.
- ~ Je poukázáno na dlouhodobost procesu „uzdravování“ Máchova jezera. Návrh opatření je formulován jen v obecné rovině (nepříliš hluboce diskutovaný výčet možností) s poukazem na nedostatek potřebných dat. Pro některé metody je uvedena i hrubá kalkulace nákladů. Zdůrazněna je nutnost získat další údaje, aby v budoucnu rozhodnutí o dalších opatřeních mohlo být učiněno.
- ~ Zdůrazněna úloha rybí obsádky Máchova jezera a potřeby jejího řízení ve prospěch jakosti vody, tedy se zvýšeným podílem dravců.
- ~ Doporučeno věnovat se práci s veřejností – nejen „Public Relations“ jezera a zlepšujících opatření, ale i ekovýchova veřejnosti.

Maršálek a kol., 2008: Analýza sedimentů vodní nádrže Máchovo jezero: množství sinic v sedimentech [11]. Studie se věnovala analýze 317 vzorků povrchové vrstvy bahna ze 113 lokalit v Máchově jezeře, kde byla fluorometricky zjišťována koncentrace chlorofylu a připadající na biomasu sinic v sedimentu obsažených. Bylo zjištěno, že maximum sinic přetrvává v sedimentu nejhlubší části dna (cca třetiny) Máchova jezera, kde by toto inokulum mohlo být „zneškodněno“ cíleným ošetřením, aby byl rozvoj sinic v další vegetační sezóně ztížený (zpomalený). Způsob ošetření dna proti přežívání sinic však není ve studii specifikován, nezabývá se jím ani žádný z citovaných literárních zdrojů. (Poznámka: Aktuálně (2014) se ani žádný schůdný způsob inaktivace sinic v sedimentech ve světě nepoužívá, v úvahu připadá pouze odtěžení sedimentu nebo jeho překrytí inertním materiálem, např. pískem.)

Zprávy ENKI, o.p.s., 2005-2008 [12,13,14,15] shrnují především průběh jednotlivých aplikací hlinitého koagulantu PAX-18 (polyaluminiumchlorid) na hladinu Máchova jezera. Pro přesné

popsání odpovědi jezera na dávku koagulantu byl ale monitoring kvality vody poměrně řídký. Zásadní význam měla, dle studií, změna charakteru jemného organického sedimentu v hlubších partiích dna, který se zpevnil a přestalo docházet k jeho velkoplošnému víření vlnami za silného větru. Právě uvolňování fosforu z pórové vody při víření usazenin dříve znamenalo velmi pravděpodobně (přesná měření nebyla provedena) dotaci fosforu pro růst sinic v průběhu vegetační sezóny. V průběhu aplikací také postupně ustoupily sinice tvořící potenciálně toxické vodní květy a byly nahrazeny neškodnými velmi drobnými druhy (pikocyanobakterie). Kvalita vody se z pohledu koupání tedy zřetelně zlepšila.

Důležitou zajímavostí je jednak zjištění, že pikoplanktonní sinice (r. *Aphanocapsa*) byly jako jedna z dominantních složek identifikovány již v roce 2005, ale především výsledky stanovení Si v roce 2006. Stanovení Si bylo provedeno pouze u vzorků ze tří odběrových termínů a zjištěné koncentrace byly velmi nízké: 15.6. kolem $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ a v září $0,4\text{-}0,5 \text{ mg.l}^{-1}$. To ukazuje, že v Máchově jezeře je vysoce pravděpodobná limitace společenstva fytoplanktonu křemíkem, což v praxi znamená, že sinice nejsou vystaveny konkurenci rozsivek a lépe tak mohou zaujmout dominantní postavení, samozřejmě s nepříznivým dopadem na rekreační využitelnost lokality.

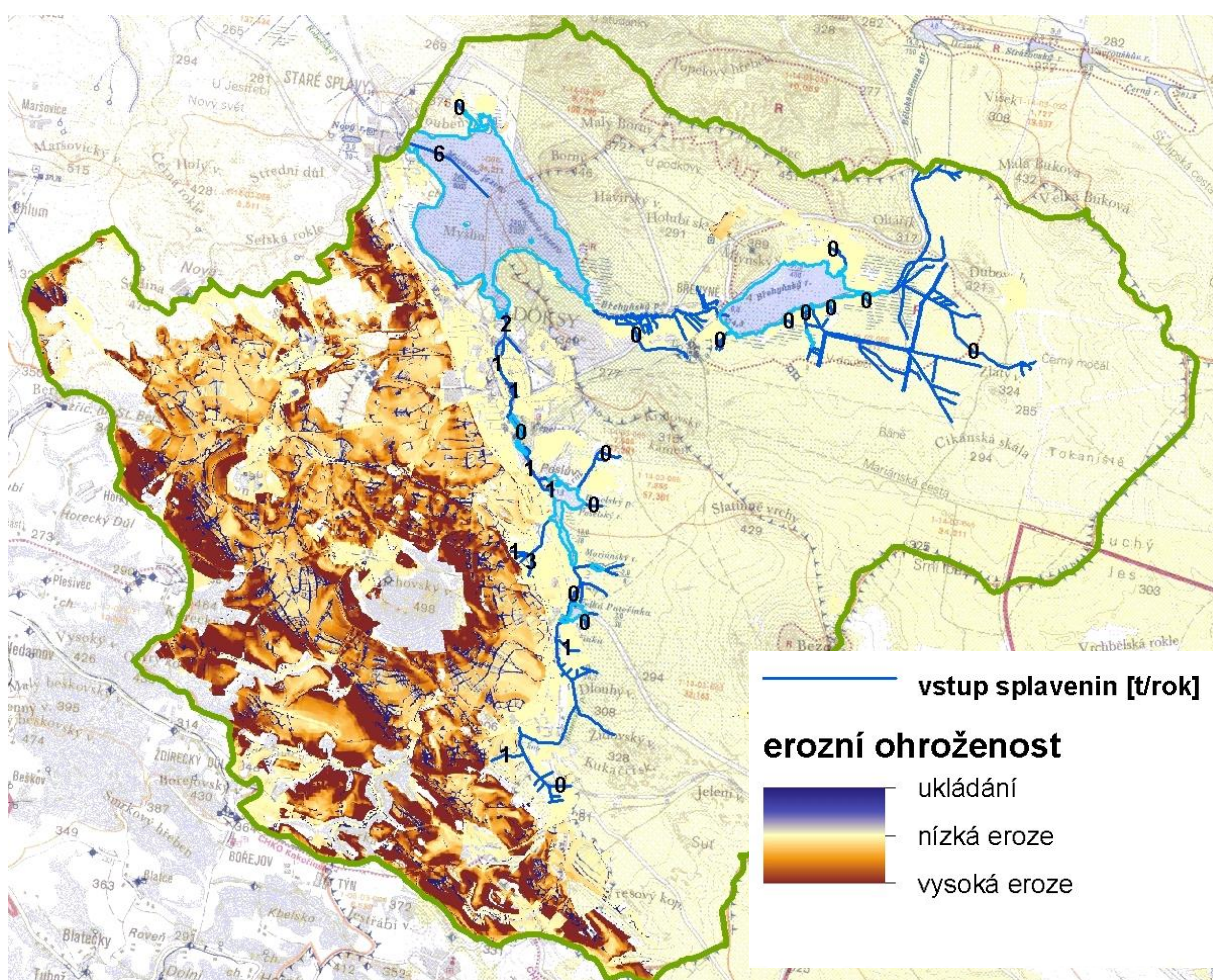
Tabulka 1: Přehled aplikací přípravku PAX do Máchova jezera. Při přepočtu na plochu bylo užito celkové rozlohy 240 ha a bylo odečteno 30 ha plochy břehyňské zátoky, kde preparát dávkován nebyl. Při přepočtu na objem bylo použito $5,3 \text{ mil.m}^3$.

	Množství	Dávka Al	
	<i>t</i>	g m^{-2}	g m^{-3}
2005	250	10.7	4.3
2006	250	10.7	4.3
2007	240	10.3	4.1
2008	140	6.0	2.4
Celkem	880	37.7	15.1

Z přehledu o aplikacích PAXu je vidět, že šlo o velmi nízké jednotlivé dávky blízko hranice koagulovatelnosti. Tento postup lze považovat z pohledu mělkého Máchova jezera za optimální, protože směřuje k dosažení dlouhodobého cíle, aniž by nadměrně zatěžoval ekosystém vysokou dávkou chemických látek.

Projekt NAZV č. QI102256 byl zaměřen na řešení povodí vybraných vodních nádrží, u kterých bylo podezření na významný vliv plošných zdrojů na jakost vody. Jednou z řešených nádrží bylo i Máchovo jezero. Série tzv. erozních map byla vytvořena kolektivem autorů pod vedením ČVUT Praha (Krása a kolektiv, 2013) Mapy byly zpracovány podle výstupů modelu WATEM/SEDEM. Výpočty zohlednily nejen procesy eroze, ale také procesy depozice v méně svažitém terénu, případně ve vodních nádržích. Simulace odtoku látek byla dotažena až do údajů o transportu látek vodotečemi, a to jako nerozpuštěných látek sušených (tzv. plavenin, obr. 3) a jako sloučenin fosforu (obr. 4). Mapky ilustrují průměrný dlouhodobý stav (byly vytvořeny s využitím databáze dlouhodobých pozorování), což znamená, že v jednotlivých letech s různým srážkoodtokovým režimem se aktuální situace může vyvíjet různě.

Na obr. 3 jsou vidět vysoce erozně ohrožené plochy zemědělské půdy a dobře je také vidět pozitivní vliv přerušení erozního svahu např. liniiovou stavbou. To lze nejzřetelněji pozorovat v případě železničního a silničního náspu ve směru Obora – Doksy. Z mapky je vidět i důležitost pramenné oblasti Robečského potoka nad obcí Okna, kde bylo stávající využití území vyhodnoceno jako vhodné, neboť zabraňuje pronikání erozního materiálu do vodoteče. Velmi riziková je také oblast Zbysné strouhy ústící do Poselského rybníka, a to plocha západně od obce Obora, kde bylo zjištěno jedno z míst potenciálního vstupu erozního materiálu. Charakteru území v této oblasti je tedy třeba v budoucnu věnovat zvýšenou pozornost, tj. zaměřit se na maximalizaci zachycení transportovaného erozního materiálu. Tím dojde k ochraně již velmi zaneseného Poselského rybníka před dalším rychlým zamešňováním.

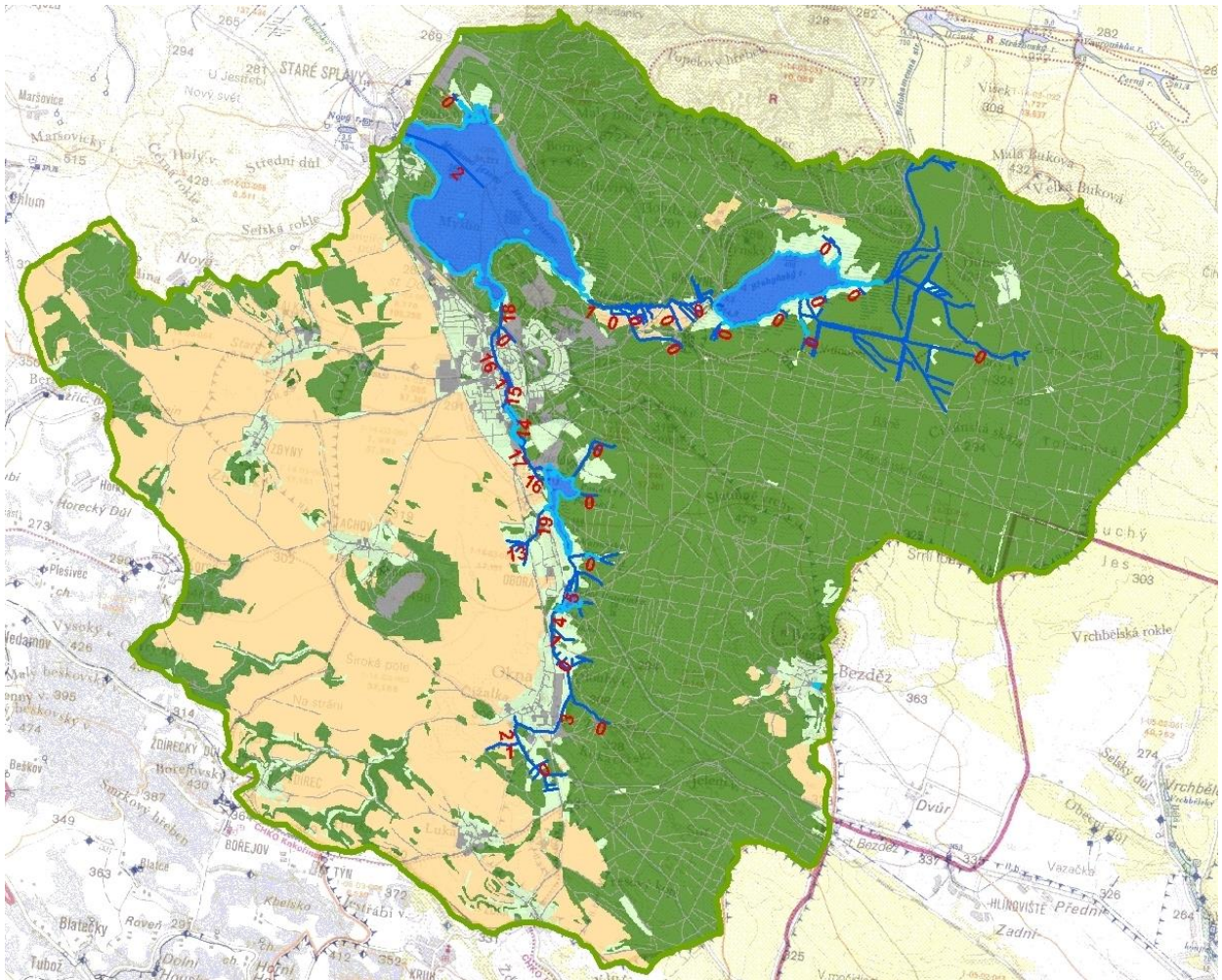


Obr. 3: Povodí Máchova jezera –mapa erozní ohroženosti dle ČVUT (projekt NAZV č. QI102256)

Z obou mapek (obr 3 a obr. 4) je jasně vidět markantní odlišnost charakteru východní a západní části povodí Máchova jezera. Z oblastí lesních komplexů nehrozí přísun ani erozního materiálu ani sloučenin fosforu, které by podporovaly eutrofizační procesy v Břežhyňském rybníce či v Máchově jezeře.

Model transportu erozního materiálu zřejmě nezašel až do detailu vlivu propustků v tělese silničního a železničního náspu podél Máchova jezera, kde jiné studie [9] doporučují sedimentační nádržky na zachycování splavovaného materiálu.

Z pohledu transportu splavenin pocházejících z erozních procesů do hydrografické sítě (obr. 4) bylo identifikováno jako rizikové především území v okolí již zmíněné Zbyskové strouhy. Toto místo lze oprávněně považovat za svrchovaně důležité také z pohledu vstupu fosforu vázaného na erozní částice - a alespoň částečně z nich také uvolnitelného.



Obr. 4: Povodí Máchova jezera – transport splavenin erozního původu hydrografickou sítí. Číselné údaje jsou v tunách splavenin za rok (udáno jako sušina). Mapa – projekt NAZV č. Q1102256.

Zpracována byla řada dalších zpráv zaměřených např. na botaniku a zoologii (Vlastivědné muzeum a galerie v České Lípě, 2010-2012), dále např. pravidelné roční zprávy o výsledcích monitoringu Máchova jezera, zejména fytoplanktonu (E. Janeček, 2009-2013). Jednotlivá zjištění z těchto zpráv jsou využita až dále v této studii.

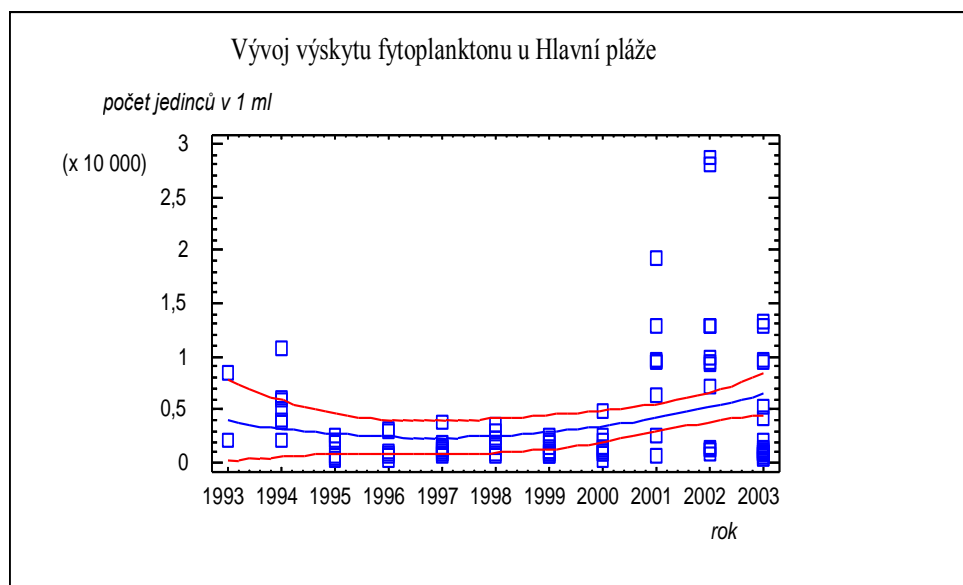
4. VÝSLEDKY

4.1. Dlouhodobý vývoj

Zhodnocení dlouhodobého vývoje jakosti vody v Máchově jezeře a v jeho přítocích je možné provést pouze částečně, protože nejsou k dispozici data ze soustavného monitoringu. Některá data pocházejí z nereprezentativního odběrového profilu (příbřeží) nebo bylo podchyceno jen několik situací za vegetační sezónu, které neumožňují vzájemnou porovnatelnost jednotlivých let. Situace je dále komplikována tím, že zejména stanovení celkového fosforu ve vodě bylo prováděno laboratořemi, které byly v jednotlivých letech monitoringem jakosti vody pověřovány, velmi nejednotnou metodikou s významným dopadem na výsledky. Právě údaje o sloučeninách fosforu mají ovšem pro hodnocení vývoje lokality zásadní význam. Značný vývoj prodělávalo i stanovení biomasy fytoplanktonu jako koncentrace chlorofylu *a*. Teprve v nedávné době bylo standardizováno stanovení sinic vodního květu.

4.1.1. Vývoj v jezeře

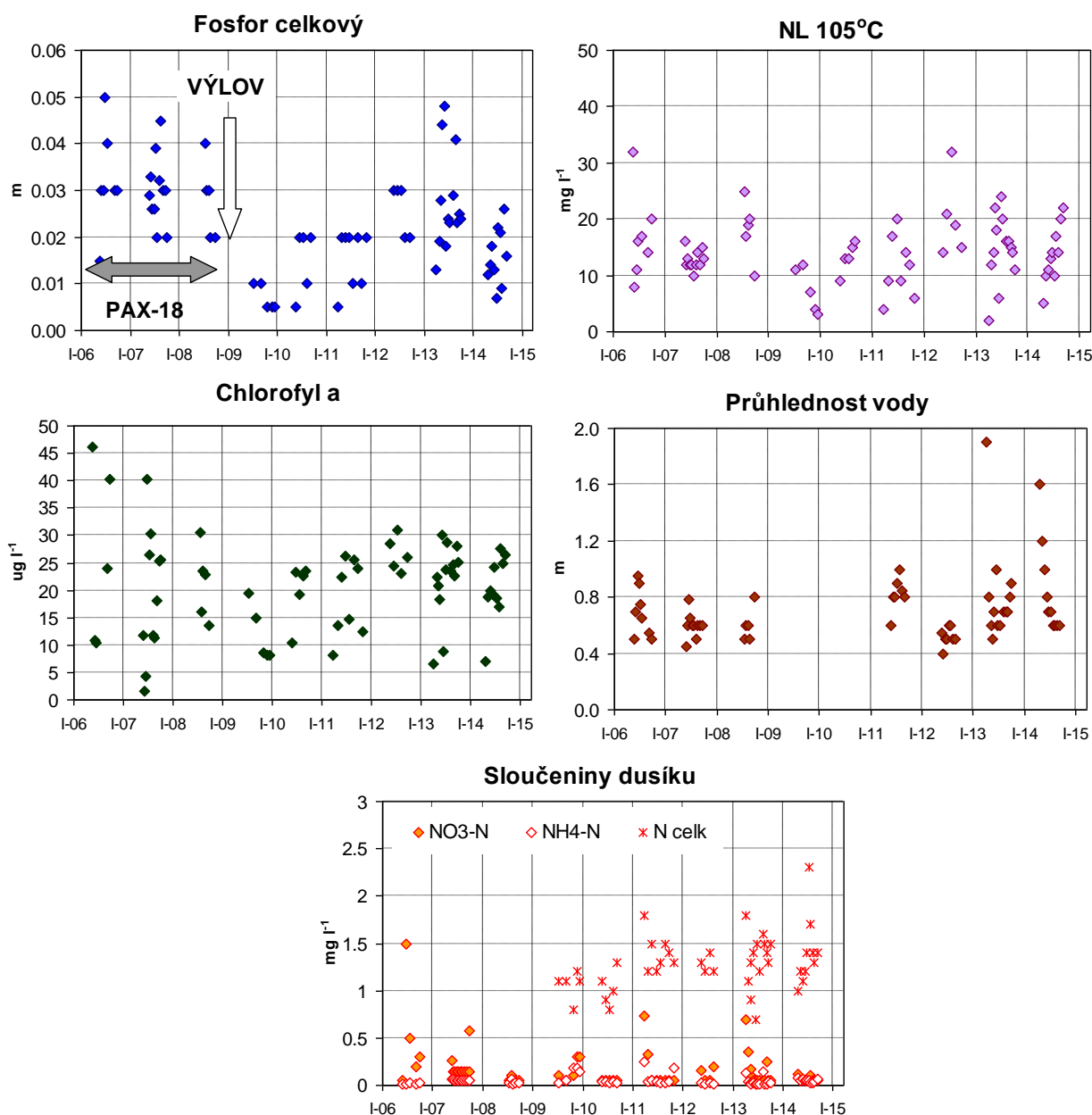
V zásadě lze říci (Faina, nepubl. údaje), že sinice, které tvoří vodní květ, se v Máchově jezeře vyskytovaly už v 70. letech 20. stol. (*Aphanizomenon flos-aquae*). Výskyt sinic zde zřejmě s lety sílil a postupně se do dominantní role dostal rod *Microcystis* zastoupený několika druhy (podobně jako na většině našich vodních nádrží). Běžně se vyskytovali i zástupci rodu *Anabaena*. Přítomnost sinicových vodních květů gradovala těsně po r. 2000 (obr. 5), kdy bylo zjištěno téměř 30 000 jedinců fytoplanktonu v 1 ml vzorku vody. Graf na obr. 5 je patrně jedinou souhrnnou informací za období před aplikacemi PAXu.



Obr. 5: Vývoj početnosti fytoplanktonu v povrchové vrstvě vody Máchova jezera v lokalitě Hlavní pláž, dle výsledků sledování hygienickou službou. Obr. převzat ze zprávy [12].

V r. 2004 už se udávaly počty fytoplanktonu jako počet buněk, a to v období VI.-VIII. v rozmezí 105-180 tis. buněk v 1 ml [12] (jeden jedinec sinice rodu *Microcystis* může obsahovat až 10^3 buněk, jedinec vláknité sinice 10^1 - 10^2 buněk). Tím byla do jisté míry narušena kontinuita časové řady.

Po aplikacích hlinitého koagulantu PAX-18 (polyaluminiumchlorid) se v letech 2005-2008 počty sinicových buněk snížily na obvyklých 10-30 tis. v 1 ml a hranici 100 tis. v 1 ml atakovaly či překročily pouze krátce v srpnu [12,13,14,15]. Koncentrace chlorofylu a byla v r. 2005 měřena pouze fluorometricky ($\sim 33 \mu\text{g.l}^{-1}$ před aplikací a $10\text{-}20 \mu\text{g.l}^{-1}$ po aplikaci), takže návaznost na hodnoty zjištěné klasickou kolorimetrickou metodou je nepřesná. Z r. 2006 jsou údaje jen sporadické (září u hráze $20\text{-}40 \mu\text{g.l}^{-1}$), v dalších letech je situace lepší.



Obr. 6: Máchovo jezero - vývoj koncentrací hlavních ukazatelů jakosti vody. NL 105 °C – nerozpuštěné látky sušené, průhlednost vody měřena Secchiho deskou. 2006-2007 data převzata [13,14], 2008-2014 výsledky laboratoře Povodí Ohře, s.p. a o.p.s. Máchovo jezero.

Vývoj biomasy fytoplanktonu v Máchově jezeře je shrnut do grafu na obr. 6. Výsledky je třeba chápat spíše orientačně, a to zejména kvůli tomu, že nejsou pro volnou vodu jezera k dispozici údaje v každé sezóně za shodnou část vegetačního období a v některých letech byla získána data i z období mimo vegetačního (např. 2009).

Z dat vynesných do grafů na obr. 6 lze usoudit, že během období aplikací PAXu docházelo zejména ke snižování obsahu fosforu a chlorofylu a až do let 2009 a 2010, kdy se zdála být kvalita vody nejlepší, včetně nízké koncentrace nerozpuštěných látek (údaje o průhlednosti vody bohužel chybí). Dat z r. 2009 je ovšem velmi málo - 3 z pěti údajů jsou z mimo vegetačního období, kdy bývají jak koncentrace fosforu, tak chlorofylu a obvykle nízké. Na zjištění poměrně nízkých koncentrací P celkového v letech 2009-2011, zejména na stanovení koncentrací $<0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ se pravděpodobně alespoň částečně podílela také tehdy používaná metoda analýzy v laboratoři státního podniku Povodí Ohře (Continuous Flow Analyzer s mineralizací persíranem), která má nižší tzv. výtěžnost než metody s intenzivnějším procesem mineralizace vzorku. Nicméně zlepšení jakosti vody v letech 2009-2011 dokládají i výsledky stanovení chlorofylu a a nerozpuštěných látek. Uvedené zlepšení lze přičíst nejen aplikacím PAXu, ale také dalším opatřením provedeným ve prospěch jakosti vody: zásahu do rybní obsádky, zlepšování stokové sítě města Doksy a vybudování předhrázky. Důležitým faktorem bylo nesporně i vypuštění jezera v r. 2008, protože obnažené sedimenty podléhají oxidaci a dalším změnám, které ve svém důsledku znamenají zlepšení jakosti vody v následujícím roce.

Od r. 2011 je doloženo opětovné zvyšování koncentrací fosforu, chlorofylu a i nerozpuštěných látek. Data z r. 2014 ovšem ukázala, že se nejedná o jednosměrný trend, ale o ustalování nové rovnováhy – v souvislosti s vývojem rybní obsádky, s ústupem bezprostředního působení aplikovaného PAXu a s vývojem rovnováh na rozhraní sediment/voda. Hodnoty všech ukazatelů prezentovaných na obr. 6 byly v r. 2014 z pohledu jakosti vody příznivější. Zřejmě se zde projevila rovněž nízká vodnost roku 2014, která znamenala i snížený přísun fosforu, tedy klíčového eutrofizačního prvku.

Koncentrace anorganických sloučenin dusíku byly ve vodě Máchova jezera zjišťovány obecně velmi nízké. Nízký obsah N-NH_4 ukazuje na absenci anoxických poměrů, kdy se N-NH_4 ve vodě obvykle hromadí. Nejvyšší koncentrace N-NO_3 jsou pravidelně zjišťovány v jarním až časně letním období, kdy dusičnanové ionty přinesly jarní zvýšené průtoky z orné půdy. Později obsah N-NO_3 klesá k nule, protože je spotřebováván jak primární produkcí tak procesem denitrifikace. Tyto procesy, zvláště pak denitrifikace, eliminují N-NO_3 také v rybnících na Robečském potoce a v Předhrázce (obr. 9), takže do jezera v létě prakticky žádné dusičnanové ionty nepřitékají. Zdrojem N-NO_3 není ani Břežný potok (obr. 10).

Nízký obsah anorganických sloučenin N může znamenat alespoň částečnou a přechodnou limitaci společenstva fytoplanktonu dusíkem, což teoreticky sice může vést k mírné favorizaci těch sinic tvořících vodní květ, které mají schopnost fixovat N přímo z atmosféry. To se zde týká zejména rodu *Anabaena (Dolichospermum)* a *Aphanizomenon*. Tyto rody v Máchově jezeře ale nepřevládají – dominuje trvale rod *Microcystis*. Absence dusičnanových iontů může zvyšovat labilitu vazby sloučenin fosforu na hydroxidy železa za anoxických poměrů, jak se s tímto fenoménem setkáváme u mělkých jezer (rybníků) běžně. Jak ovšem prokázalo zkoumání sedimentů (kap. 4.4.3), bahno redox-labilně vázaný P prakticky neobsahuje, takže ani absence dusičnanových iontů v Máchově jezeře nepředstavuje zatím žádnou komplikaci.

Hodnocení koupacích vod provádí hygienická služba. Jsou odebírány směsné vzorky z povrchové vrstvy vody o mocnosti 30 cm, a to v jednotlivých koupacích místech v blízkosti břehu. Proto jsou výsledky pravidelně silně ovlivňovány aktuální situací v lokalitě, zejména navátím vodního květu sinic větrem. Proto nejsou tyto silně variabilní výsledky příliš dobře využitelné pro hodnocení limnologie celého jezera – a ani vývojových trendů v jedné koupací lokalitě (obr. 9 a 10).

PROFIL	2005											2006										
	1.VI	15.VI	27.VI	12.VII	19.VII	25.VII	3.VIII	8.VIII	17.VIII	22.VIII	22.V	31.V	7.VI	14.VI	28.VI	3.VII	12.VII	26.VII	1.VIII	7.VIII	15.VIII	22.VIII
Borný	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Doksy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Klůček	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Staré Splavy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	😊	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Port	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
PROFIL	2007											2008										
	28.V	5.VI	13.VI	2.VII	10.VII	16.VII	30.VII	6.VIII	13.VIII	21.V	4.VI	19.VI	2.VII	16.VII	21.VII	30.VII	#####	#####				
Borný	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Doksy	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X
Klůček	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X
Staré Splavy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	X			
Port	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
PROFIL	2009											2010										
	25.V	1.VI	8.VI	22.VI	7.VII	13.VII	20.VII	5.VIII	19.VIII	2.IX	7.VI	9.VI	24.VI	7.VII	12.VII	14.VII	20.VII	28.VII	3.VIII	26.VIII		
Borný	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Doksy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X
Klůček	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X
Staré Splavy	X	😊	X	😊	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X
Port	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	X
PROFIL	2011																					
	26.V	6.VI	14.VI	27.VI	12.VII	18.VII	26.VII	1.VIII	16.VIII	30.VIII												
Borný	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Doksy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Klůček	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Staré Splavy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Port	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
PROFIL	2012																					
	23.V	28.V	5.VI	11.VI	18.VI	3.VII	9.VII	17.VII	23.VII	30.VII	6.VIII	13.VIII	28.VIII									
Borný	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Doksy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Klůček	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Staré Splavy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Port	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
PROFIL	2013																					
	20.V	27.V	3.VI	10.VI	17.VI	24.VI	1.VII	8.VII	15.VII	30.VII	5.VIII	12.VIII	26.VIII									
Borný	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Doksy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Klůček	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Staré Splavy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Port	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
PROFIL	2014																					
	19.V	26.V	2.VI	9.VI	16.VI	23.VI	30.VI	7.VII	14.VII	28.VII	4.VIII	11.VIII	25.VIII									
Borný	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Doksy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Klůček	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Staré Splavy	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Port	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊

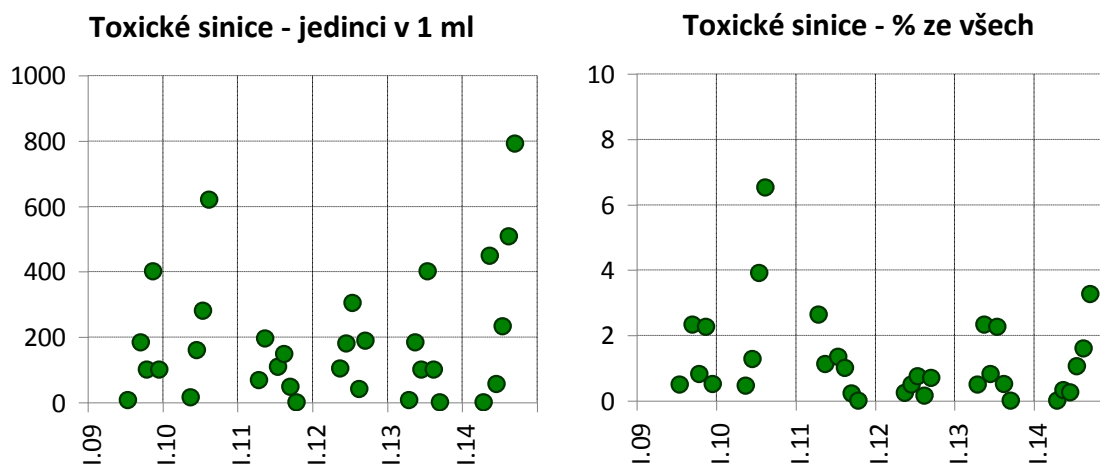
- 😊 - voda vhodná ke koupání
- 😊 - voda vhodná ke koupání se zhoršenými smyslově postižitelnými vlastnostmi
- 😊 - zhoršená jakost vody, nevhodná ke koupání pro vnímavé jedince
- 😊 - voda nevhodná ke koupání
- 😊 - voda nebezpečná ke koupání

Obr. 7: Máchovo jezero – hodnocení jakosti vody hygienickou službou v pěti koupacích místech za období 2005-2014. Zdroj: http://www.khslbc.cz/koupani/ceska_lipa/

Hodnocení hygienickou službou zohledňuje také (obvykle náhodné) lokální znečištění např. plovoucími odpadky a bývá navíc i poměrně subjektivní – podle zkušeností z plošného pravidelného hodnocení koupacích míst (Duras, nepubl. údaje) - proto výsledky nejsou dobře porovnatelné. Zároveň také docházelo postupně k vývoji metodiky hodnocení (aktuálně vyhl. č. 238/2011 Sb.). Tyto skutečnosti je třeba mít na zřeteli při interpretaci výsledků na obr. 7, kde by se na první pohled mohlo zdát, že v letech 2006-2007, kdy byla koncentrace chlorofylu a podstatně vyšší než v posledních dvou letech, byla paradoxně ke koupání voda vhodnější.

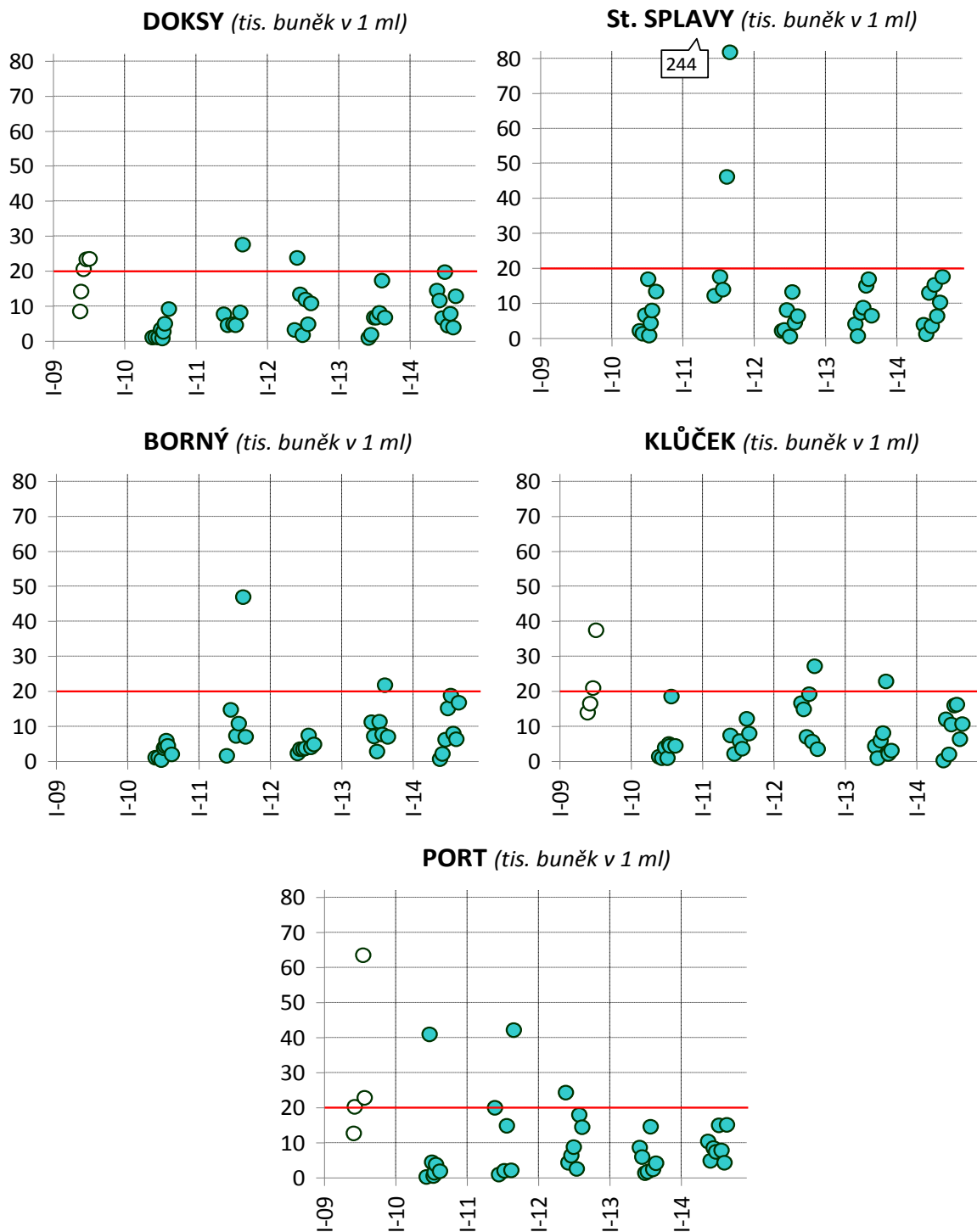
Z pohledu celkového hodnocení stavu a vývoje ekosystému Máchova jezera z výsledků hodnocení hygienické služby plyne především skutečnost, že (i) hlavním ukazatelem zhoršujícím hodnocení jakosti vody je přítomnost sinic a (ii) v posledních třech letech nebyla ani koncem léta voda v jezeře v žádném koupacím místě hodnocena jako nevhodná ke koupání.

Citlivost hodnocení koupacích vod není z důvodů uvedených výše dostatečná na to, aby zachytila postupnou změnu jakosti vody, protože hodnocení stupněm 3 (okrový smajlík) je užíváno pro početnost rizikových druhů sinic mezi 20-100 tis. buněk v 1 ml a pro biomasu fytoplanktonu (tedy včetně všech nerizikových druhů řas a sinic) mezi 10-50 $\mu\text{g.l}^{-1}$. K zařazení stačí překročení dolní meze už v jednom z těchto ukazatelů. Protože v Máchově jezeře přesahuje koncentrace chlorofylu a hranici 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$ až na ojedinělé situace (obr. 6) trvale, nelze podle sumárního hodnocení sledovat podrobněji přítomnost rizikových druhů sinic, a tedy ani vývoj jejich výskytu dlouhodobě. Situace je dále komplikována tím, že sinice mohou být uváděny jednak jako veškeré, tedy včetně velmi drobných tzv. pikosinic (pikocyanobaktérií), které jsou obecně zatím považovány za hygienicky neškodné, a jako tzv. hygienicky rizikové neboli (potenciálně) toxické sinice. Zde je ovšem trochu nejisté postavení drobných druhů sinic, které navíc nejsou známy svým možným toxickým působením na člověka. Zde záleží na zvážení biologa zpracovávajícího vzorek, zda tyto druhy do skupiny „rizikových“ či „nerizikových“ sinic zahrne. V Máchově jezeře se jedná zejména o rod *Planktolyngbya*, který tvoří velmi tenká a hojná vlákna, která ale nepředstavují významnější biomasu. Ilustrací jsou grafy na obr. 8.



Obr. 8: Máchovo jezero – výskyt sinic ve volné vodě jezera v letech 2009-2014. Vyjádřen je i podíl potenciálně toxických druhů sinic na početnosti všech sinic, včetně pikoplanktonních druhů. Vše je vyjádřeno jako počet jedinců (tedy kolonií, vláken, shluků).

Z grafů na obr. 8 je vidět, že početnost hygienicky rizikových druhů sinic byla v posledních letech ve volné vodě Máchova jezera velmi nízká. O jednosměrném vývojovém trendu sice nelze hovořit, ale zdá se, že minimum přítomnosti sinic bylo v letech 2011-2012.



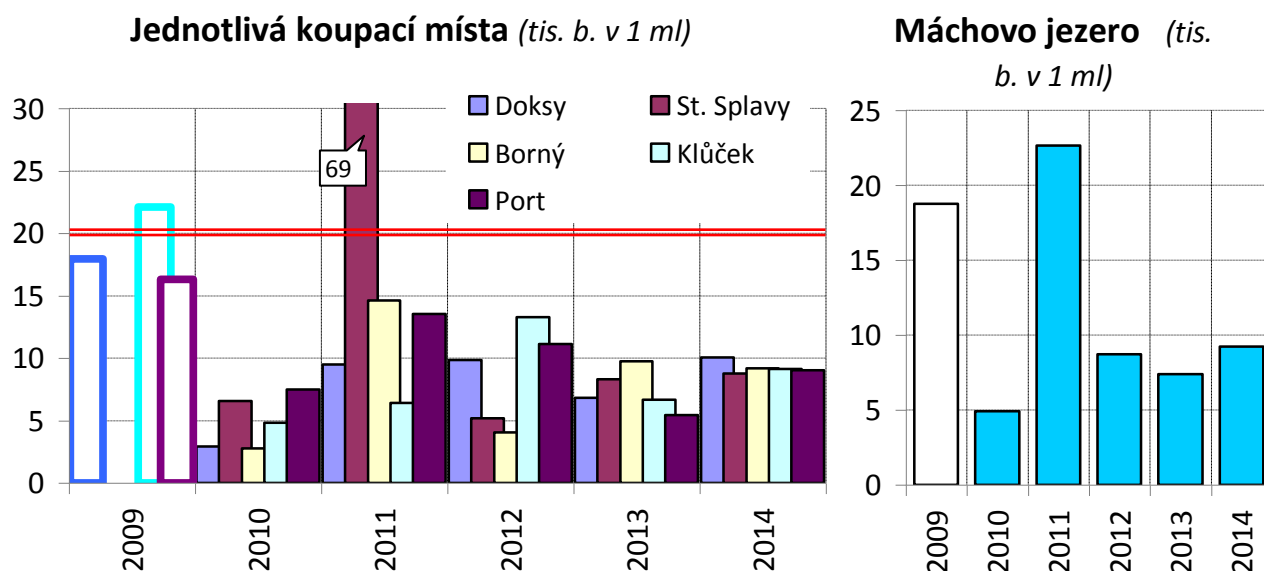
Obr. 9: Máchovo jezero, koupací místa – potenciálně toxické sinice během koupacích sezón. V r. 2009 se ještě jedná o celkové počty buněk sinic. Červenou čarou je zvýrazněna hranice 20 000 buněk v 1 ml, kdy už je voda hodnocena stupněm 3, tedy „okrový smajlík“.

Z grafů na obr. 9 je vidět velká rozkolísanost výsledků. Rok 2010 lze považovat z pohledu výskytu sinic za nejpříznivější. Je dobře patrné, že v období 2012-2014 byla hranice pro hodnocení oranžovým smajlíkem překračována pouze ojediněle, takže hodnocení pouze podle přítomnosti sinic by bylo většinou o třídu příznivější (zelený smajlík). Ukazatel, který soustavně hodnocení zhoršoval,

byla koncentrace chlorofylu a, která hranici $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ přesahovala vždy po většinu času trvání koupacích sezón (graf na obr. 6). Tato skutečnost ukazuje, že (1) potenciálně toxické druhy sinic mají ve fytoplanktonu své konkurenty, což je velmi důležité, a že (2) zlepšení situace (zvýšení průhlednosti vody a snížení koncentrace chlorofylu a \Rightarrow zlepšení hodnocení hygienickou službou na stupeň 2, tedy zelený smajlík) vede pouze přes omezení koncentrací sloučenin fosforu.

Co se týče druhového složení hygienicky rizikové skupiny sinic, zcela dominantní je trvale rod *Microcystis* (*M. aeruginosa* > *M. viridis*, *M. flos-aquae*, *M. ichtyoblabe*). Jako příměs vystupuje v zásadě v průběhu celé koupací sezóny vždy rod *Anabaena*, nověji *Dolichospermum*, (*A. lemmermannii*, *A. bergii*, *A. tenericaulis*), který se vyrovnal početností rodu *Microcystis* pouze výjimečně (11.8.2014). Rod *Aphanizomenon* byl zjištěn pouze nepravidelně, významnějšího podílu dosáhl pouze v srpnu 2014. Sinice *Woronichinia naegeliana* byla zaznamenána pouze zřídka. Je tedy vidět, že dominanci tvořily v zásadě trvale druhy bez schopnosti využívat vzdušný dusík.

Grafy na obr. 10 opět dokládají již zmíněnou vysokou rozkolísanost početnosti sinic, a to jak meziročně, tak mezi jednotlivými koupacími místy. K vývojovému trendu proto lze pouze uvést, že rok 2010 byl asi rokem s nejnižším výskytem sinic a v posledních třech letech byla situace poměrně stabilizovaná.



Obr. 10: Máchovo jezero – přítomnost sinic v koupacích místech vyjádřená jako průměrná hodnota za hodnocené období (květen až srpen). V grafu vpravo jsou průměrné hodnoty v dané sezóně pro všechna koupací místa. Červená čára označuje hranici 20 000 buněk v 1 ml. V r. 2009 se jedná o celkový počet sinicových buněk, v ostatních letech jsou uvedeny vždy pouze počty buněk hygienicky rizikových (potenciálně toxických) druhů sinic.

4.1.2. Předhrázka

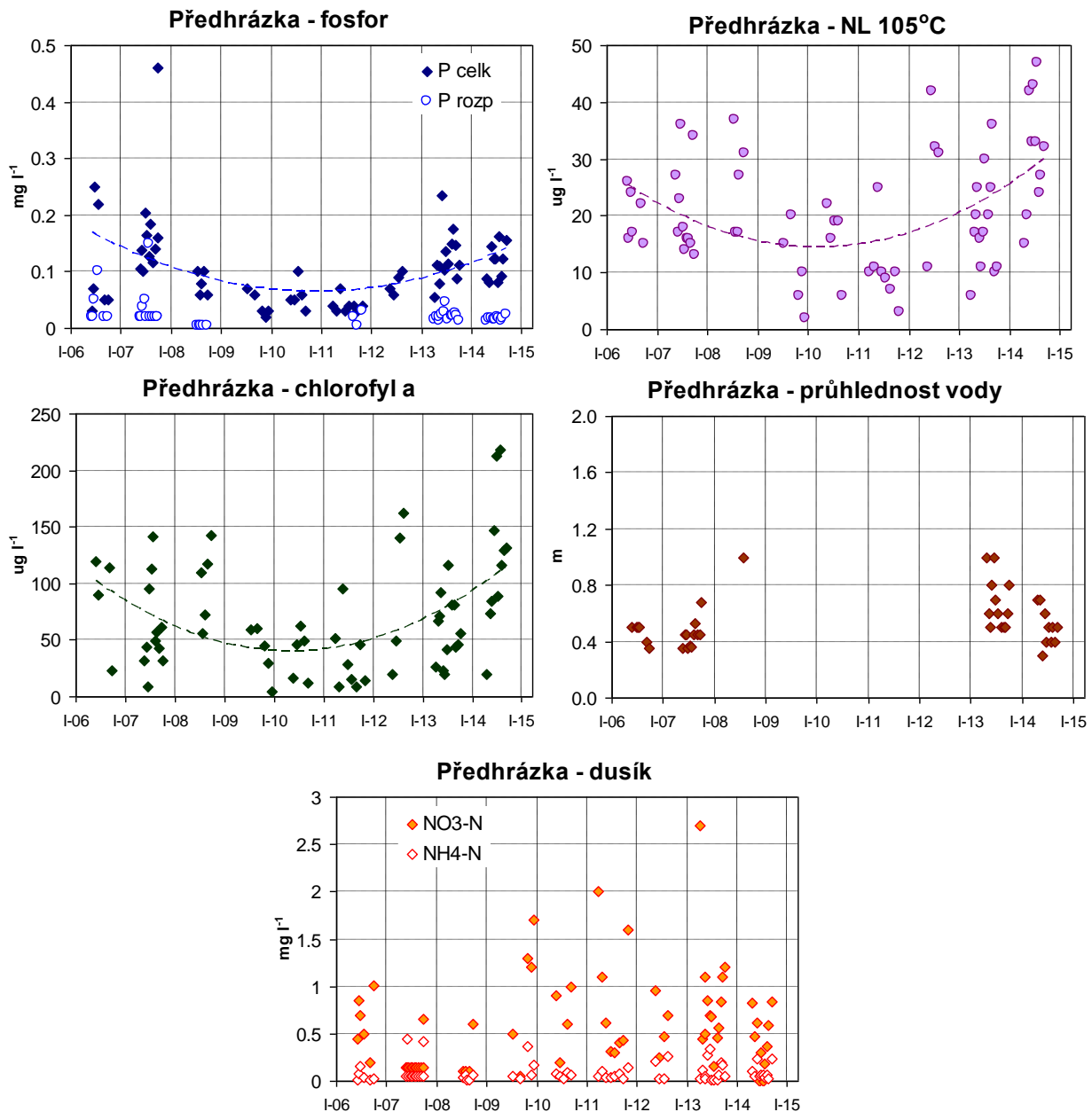
Část Dokeské zátoky při ústí Robečského potoka byla oddělena od Máchova jezera koncem zimy 2005 a postupně se pro tuto předzdrž vžilo označení Předhrázka.



Obr. 11: Ortofotomapa oddělené části Dokeské zátoky, tzv. předhrázky v letech 2006 a 2013. Zdroj: Seznam.cz.

Dva výřezy ortofotomapy na obr. 11 dokládají postupné zarůstání předzdrže jak tzv. tvrdou vegetací (rákos, orobinec, tzv. helofyty), tak i vegetací ponořenou (submerzní) a usuzovat lze i na progresivně pokračující zazemňování splaveninami. Přibývání sedimentů ostatně potvrzují i cílené studie [9]. Postupné zarůstání a zanášení Předhrázky je na jedné straně známka, že tato přednádrž svoji funkci plní velmi dobře, avšak zároveň dochází postupně ke zmenšování jejího objemu. To s sebou nese i snižování schopnosti zadržovat sloučeniny fosforu, protože tato schopnost záleží především na době zdržení vody v každé nádrži [16].

Nejdůležitější data, která jsou k dispozici o vývoji kvality vody Předhrázky, jsou shrnuta v grafech na obr. 12. Na první pohled je vidět oproti Máchovu jezeru podstatně vyšší úroveň trofie (silně eutrofní až hypertrofní stav), která ovšem logicky vyplývá z funkce Předhrázky: má za úkol zachycovat jak splaveniny, které v sobě obsahují i sloučeniny fosforu, tak rozpuštěné fosforečnany, které ve vodě za hrázkou dostávají možnost zapojit se do produkčních procesů – tedy do biomasy, s níž po odumření odcházejí z větší části do sedimentu. Eutrofizačně nejrizikovější sloučenina fosforu, tedy $P-PO_4$, se dále do Máchova jezera přes Předhrázku nemá dostat.



Obr. 12: Vývoj vybraných ukazatelů jakosti vody v oddělené části zátoky v ústí Robečského potoka. NL 105 °C – nerozpuštěné látky sušené. 2006-2007 data převzata [13,14], 2008-2014 výsledky laboratoře Povodí Ohře, s.p. a o.p.s. Máchovo jezero. V grafu pro sloučeniny fosforu se do r. 2009 jedná o koncentraci $PO_4\text{-P}$.

Z grafů na obr. 12 je vidět obdobný průběh zjištěných koncentrací celkového fosforu, chlorofylu a i nerozpuštěných látek jako v samotném Máchově jezeře. Příčinou poklesu koncentrací fosforu byla (kromě částečného vlivu metody analýzy zmíněné v kap. 4.1.1.) pravděpodobně zlepšující se situace v odkanalizování města Doksy, tedy snižování zátěže Robečského potoka městskými odpadními vodami. Příčinu markantního zlepšení v roce 2009-2010 lze spatřovat – obdobně jako v případě Máchova jezera samotného – v předchozím vypuštění jezera při výlovu v r. 2008. Od let 2010-2011 se v některých ukazatelích jakost vody zhoršila. Jedním z pravděpodobných důležitých vlivů je přehuštní rybí obsádky, která má obecně eutrofizující účinek. Uvažovat lze i o vlivu

nahromaděného organického sedimentu bohatého živinami, jenž byl jako silně rizikový vyhodnocen i na základě cílených analýz bahna (viz kap. 4.4.).

Důležitá je stabilně poměrně dobrá retence rozpuštěných sloučenin P. Nízké koncentrace N-NH₄ dokládají poměrně příznivé kyslíkové poměry a celkově charakterizují ekosystém za předhrázkou jako zvládající znečištění vstupující Robečským potokem. Koncentrace N-NO₃ kolísají v poměrně širokém rozmezí. To je důsledkem intenzivního vymývání dusičnanů z orné půdy za zvýšených průtoků v jarním období a v letních měsících naopak eliminací dusičnanových iontů intenzivní denitrifikací v Poselském a Čepelském rybníce a také v předzdrži samotné.

4.1.3. Vývoj přítoků

Přestože přísun znečišťujících látek, zejména fosforu, přítoky patří k nejdůležitějším faktorům určujícím kvalitu vody Máchova jezera, dostupných dat není mnoho. Pro ukazatele nejdůležitější z pohledu jakosti vody v Máchově jezeře byly získané údaje zobrazeny v grafech na obr. 13.

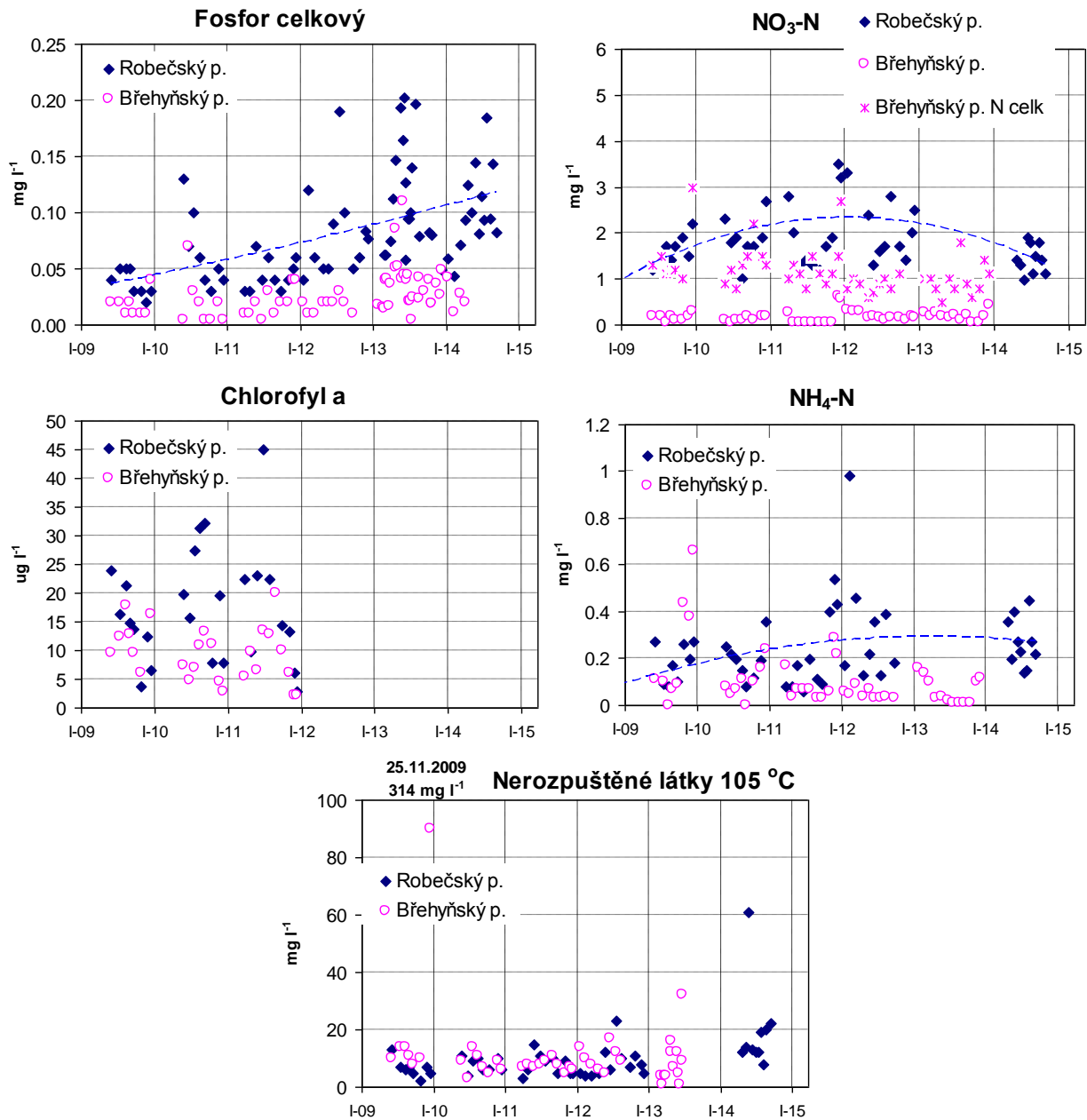
Koncentrace celkového fosforu (P celk) v Robečském potoce se zdají mít strmě stoupající vývojový trend a mírně stoupající trend je zřetelný i u Břežyňského potoka. Výsledky je ovšem třeba interpretovat opatrně, protože i zde se pravděpodobně projevila i změna metody analýzy na výsledky stanovení (kap. 4.1.1.).

Vývoj koncentrace N-NO₃ v Robečském potoce je závislý na vodnosti jednotlivých let: ve vodných letech jsou koncentrace vyšší, v suchých letech nižší. Příčinou je nejen rozdíl v intenzitě vyplavování dusičnanů z orné půdy, ale také rozdílná účinnost denitrifikace v rybnících: během vodných let je doba zdržení vody v rybnících kratší a denitrifikace snižující obsah N-NO₃ je méně intenzivní, v suchých letech je tomu naopak. Typická je trvale nízká koncentrace N-NO₃ ve vodě Břežyňského potoka, protože jednak je jeho povodí zalesněné, takže se odtud dusičnanové ionty prakticky nevyplavují, a jednak jsou případné dusičnanové ionty spotřebovány ekosystémem Břežyňského rybníka. Pro Břežyňský potok jsou v grafu uvedeny i koncentrace N celkového, aby bylo zřejmé, že N jakožto jedna z hlavních živin ve vodě obsažen je, byť jako součást organických sloučenin s omezenou využitelností pro biocenózu.

Koncentrace N-NH₄ vykazují zhruba setrvalý stav s výkyvy ve smyslu zvýšení. V Břežyňském potoce jsou maxima spojena s mimovegetačním obdobím, patrně jako důsledek rozkladu organického materiálu na dně Břežyňského rybníka v době, kdy nízká teplota vody inhibuje nitrifikaci. V Robečském potoce byly zjištěny nejvyšší hodnoty také v zimním období (vliv Čepelského rybníka?), nicméně koncentrace blízko 0,4 mg.l⁻¹ byly zaznamenány i v létě. Obecně jsou koncentrace N-NH₄ poměrně nízké a v Robečském potoce nelze jednoznačně rozhodnout, zda se jedná o vliv znečištění z města Doksy nebo o vliv Čepelského rybníka. Údaje o bakteriologickém znečištění jsou poměrně chudé, ale dávají za pravdu oběma možnostem: v některých případech zvýšené koncentrace N-NH₄ doprovázejí a ukazují tím na vliv odpadních vod, v jiných nikoli, což indikuje převažující vliv Čepelského rybníka.

Koncentrace chlorofylu a dokládají u obou přítoků významný vliv rybníků. Zřetelně je vidět vyšší stupeň eutrofizace u rybníků na Robečském potoce.

Velmi zajímavý je graf ilustrující přítomnost nerozpuštěných látek. Vysoké hodnoty v roce 2009 byly zjištěny v souvislosti s výlovem Břežyňského rybníka. Vysoká hodnota ze dne 29.5.2014 na Robečském potoce pochází ze dne, kdy byla zachycena výrazná srážkoodtoková událost, kdy zákal erozním materiálem prošel Poselským i Čepelským rybníkem. Jinak je ovšem velmi dobře vidět, že transport erozního materiálu oběma přítoky do Máchova jezera je relativně slabý, protože většina splavenin se zachytí v rybnících v povodí.



Obr. 13: Vývoj vybraných parametrů jakosti vody v přítocích Máchova jezera. Data Povodí Ohře, s.p. a ops. Máchovo jezero.

4.1.4. Závěry

Z hodnocení údajů o dlouhodobém vývoji jakosti vody v Máchově jezeře a jeho přítocích lze shrnout:

- Pro zhodnocení trendů, které by odpovídalo důležitosti lokality, není k dispozici dostatek údajů. Systematický monitoring jakosti vody má zásadní význam a je nezbytné se mu trvale věnovat.
- Opatření provedená ve prospěch jakosti vody (náprava nakládání s odpadními vodami, výstavba Předhrázky, aplikace PAXu, úprava rybí obsádky) přerušila období letní až pozdně letní dominance hygienicky rizikových druhů sinic tvořících vodní květ. Ty byly nahrazeny především skupinou tzv. pikocyanoaktérií, které sice nevykazují negativní vliv na zdraví

plavců, ale významně snižují průhlednost vody a dávají jí neatraktivní mléčně modrozelené zabarvení. Zároveň se podílejí i na zvýšených koncentracích chlorofylu a.

- Pro vodu Máchova jezera je kromě jara typický nedostatek anorganických sloučenin dusíku, který teoreticky může vést k mírné favorizaci N-fixujících sinic, ale realita tomu nenásvědčuje – dominantou byl trvale N nefixující rod *Microcystis*.
- V r. 2006 byl zjištěn nedostatek křemíku (Si), který s vysokou pravděpodobností (málo dat) po většinu trvání vegetační sezóny limituje rozvoj rozsivek, tedy hlavního konkurenta sinic. Právě nedostatek Si je zřejmě hlavní příčinou, proč ve fytoplanktonu převládají pikocyanobaktérie, které jsou sice netoxické, ale dávají vodě neatraktivní mléčnou barvu. Zároveň jsou to zřejmě především tyto pikosinice, které nekompromisně konkurují hygienicky rizikovým druhům sinic (=omezují jejich růst) a zastupují tak nepřítomné rozsivky.
- Výlov Máchova jezera na podzim 2008 měl dobrý vliv na jakost vody: snížení biomasy fytoplanktonu i obsahu nerozpuštěných látek a celkového fosforu. Příčinou byla nejen redukce rybí obsádky, ale i zlepšení stavu sedimentu po vystavení vzduchu.
- Výsledky z let 2013 a 2014 lze považovat za doložení stabilizace poměrů: chlorofyl a do 30 $\mu\text{g.l}^{-1}$, P celkový typicky blízko 0,02 mg.l^{-1} a nerozpuštěné látky v rozmezí 10-20 mg.l^{-1} . To odpovídá mírně eutrofní nádrži se zvýšeným obsahem nerozpuštěných látek.
- Data pro hodnocení přítomnosti hygienicky rizikových druhů sinic se vyznačují značnou rozkolísaností, protože jsou vždy podstatně více než ostatní parametry zatížena podmínkami v okamžiku odběru (počasí). Výskyt potenciálně toxických sinic lze považovat v posledních letech za setrvalý a jejich početnost za poměrně nízkou – počet buněk v 1 ml jen výjimečně přesahoval hranici 20 000, takže po většinu trvání koupací sezóny bylo možné z pohledu sinic hodnotit koupací místa stupněm 2, tedy zeleným smajlíkem.
- Hodnocení koupacích míst hygienickou službou se v průběhu hodnocených let nezlepšilo, protože význam sinic trvale překrýval ukazatel chlorofyl a, jenž už při koncentraci $>10 \mu\text{g.l}^{-1}$ řadí situaci do kategorie 3, tedy zhoršená jakost vody (okrový smajlík). Zvýšené koncentrace chlorofylu a způsobují hlavně netoxické pikosinice, částečně i jiné složky fytoplanktonu, jež pro člověka rovněž nepředstavují žádné zdravotní riziko.
- Ze situace ve společenstvu fytoplanktonu a z hodnocení koupacích vod hygienickou službou je zřejmé, že cesta ke zlepšení jakosti vody ke koupání (zvýšená průhlednost, nižší koncentrace chlorofylu a, a tedy i hodnocení zeleným smajlíkem) vede výhradně přes snížení dostupnosti sloučenin fosforu. Pouze tak je možné docílit celkového omezení fytoplanktonu.
- Břežňský potok se vyznačuje vodou setrvale dobré jakosti s nízkými koncentracemi N i P. Robečský potok je typický jak zvýšeným obsahem sloučenin N (N-NO_3), tak P.
- Předhrázka obsahuje vodu se zvýšenými koncentracemi P celkového, ale s nízkým obsahem P-PO_4 , čemuž odpovídá i vysoká biomasa fytoplanktonu, jenž zde není limitován živinami. Vysoký je i obsah nerozpuštěných látek, patrně v souvislosti s aktivitou rybí obsádky.

4.2. Aktuální stav

Podrobně je pozornost věnována letům 2013 a 2014, kdy je k dispozici poměrně kompaktní soubor dat. Zatímco v r. 2013 byla pozornost soustředěna kromě podrobného monitoringu situace v jezeře (14 denní interval sledování reprezentativního profilu „Staré Splavy střed“) na sledování koncentrací fosforu v ústí obou hlavních přítoků, v r. 2014 byl systematicky monitorován také celý podélný profil Robečského potoka. Tím byla získána velmi cenná a v zásadě unikátní sada dat – doposud byly vzorky z Robečského potoka výše v povodí získávány spíše nahodile a nesystematicky.

4.2.1. Aktuální stav jezera

Sezónní vývoj hlavních ukazatelů jakosti vody v Máchově jezeře je pro rok 2013 a 2014 uveden v grafech na obr. 14 a 15 tak, aby byl dobře patrný i sezónní vývoj ve vertikálním profilu. Sezónní průběh některých parametrů zahrnují i grafy na obr. 17, 18 a 19.

Velmi důležité je zjištění, že mělké Máchovo jezero je – až na krátké periody – nestratifikovanou vodní nádrž, kde je jakost vody v celém vodním sloupci poměrně vyrovnaná. To platilo i v suchém roce 2014, přestože v suchých letech mají vodní nádrže naopak větší tendenci být stabilněji teplotně zvrstvené. Tato charakteristika má zásadní význam pro udržení dobrého kyslíkového režimu u dna jezera. Přítomnost kyslíku ve vodě u dna má přímý dopad na koloběh fosforu, tedy prvku, který limituje celou biocenózu včetně rozvoje sinic. V oxických podmínkách se může plně uplatnit vliv železa, jehož oxidované sloučeniny jsou schopné pevně vázat fosfor v sedimentech mimo dosah fytoplanktonu. Ani nejnižší zjištěné koncentrace kyslíku u dna v letech 2013-2014 neklesly pod 4 mg.l⁻¹, pouze se této hranici epizodicky přiblížily.

Dobrym kyslíkovým poměrům odpovídaly také koncentrace Fe, které se držely na nízké úrovni. To ukazuje na nízkou tendenci k uvolňování tzv. redox-labilních sloučenin P vázaných v sedimentech. Dobré kyslíkové poměry jsou indikovány i nízkými koncentracemi N-NH₄.

Hodnota pH byla zjišťována po většinu vegetační sezóny 8 a vyšší, brzy na jaře a na podzim blízko 7,5. Pro případné aplikace hlinitých koagulantů to znamená, že optimální doba pro jejich použití je z pohledu jezera právě před začátkem nebo po skončení vegetační sezóny. To dokládají i výsledky z let používání hlinitého koagulantu PAX-18, kdy byly zvýšené koncentrace rozpuštěných sloučenin Al zjišťovány ve vodním sloupci po celé letní období [12-15].

Zajímavý je vývoj konduktivity, která citlivě reaguje – snížením - na srážky. Jedná se jak o vliv dešťové vody dopadající na hladinu jezera, tak o vliv přítoků, kde se po srážkách hodnota konduktivity také snižuje.

Koncentrace P celkového se obvykle drží zhruba v úrovni 0,02 mg.l⁻¹, u dna mírně vyšší. Zvýšené koncentrace P celkového v květnu 2013 byly zjištěny souběžně se zvýšeným obsahem nerozpuštěných látek a se zvýšenými hodnotami pH. Souvislost tedy zřejmě vede jak k resuspenzi jemných částic sedimentu v jezeře, tak k intenzivní fotosyntetické aktivitě fytoplanktonu - významně zvýšené koncentrace chlorofylu a ale zjištěny nebyly (obr. 17). Náhlé maximum koncentrace P celk v květnu r. 2014 se nepodařilo vysvětlit. Sice bylo zjištěno v době zvýšených průtoků přítékající vody, ale souvislost jakosti vody u dna jezera s vodou přítoku se v ostatních sledovaných ukazatelích nepotvrdila. Tím se jako pravděpodobná jeví chyba v procesu analýzy vzorku.

Koncentrace P rozpuštěného se po většinu sledovaného období držely při hladině i u dna pod mezí stanovitelnosti (<0,005 mg.l⁻¹), což potvrzuje přímou limitaci rozvoje fytoplanktonu dostupností fosforu. V praxi to znamená, že (1) konkurence mezi jednotlivými skupinami fytoplanktonu (např. pikosinice vs. sinice tvořící vodní květ) se může plně uplatňovat a že (2) na snížení dostupnosti

fosforu by mělo celé planktonní společenstvo dobře reagovat snížením intenzity svého růstu a snížením aktuálně přítomné biomasy (koncentrace chlorofylu a).

Koncentrace nerozpuštěných látek ve vodním sloupci byla poměrně vysoká. Poměrně vysoká ztráta žíháním ukazuje na dominantní vliv biomasy planktonu, ale významně se projevuje také vliv resuspenze nejjemnější frakce povrchové vrstvy usazenin akcí vln. Zatímco v r. 2013 byl obsah nerozpuštěných látek ve vodě proměnlivý, v r. 2014 byl pozorován setrvalý nárůst koncentrací od jara k podzimu.

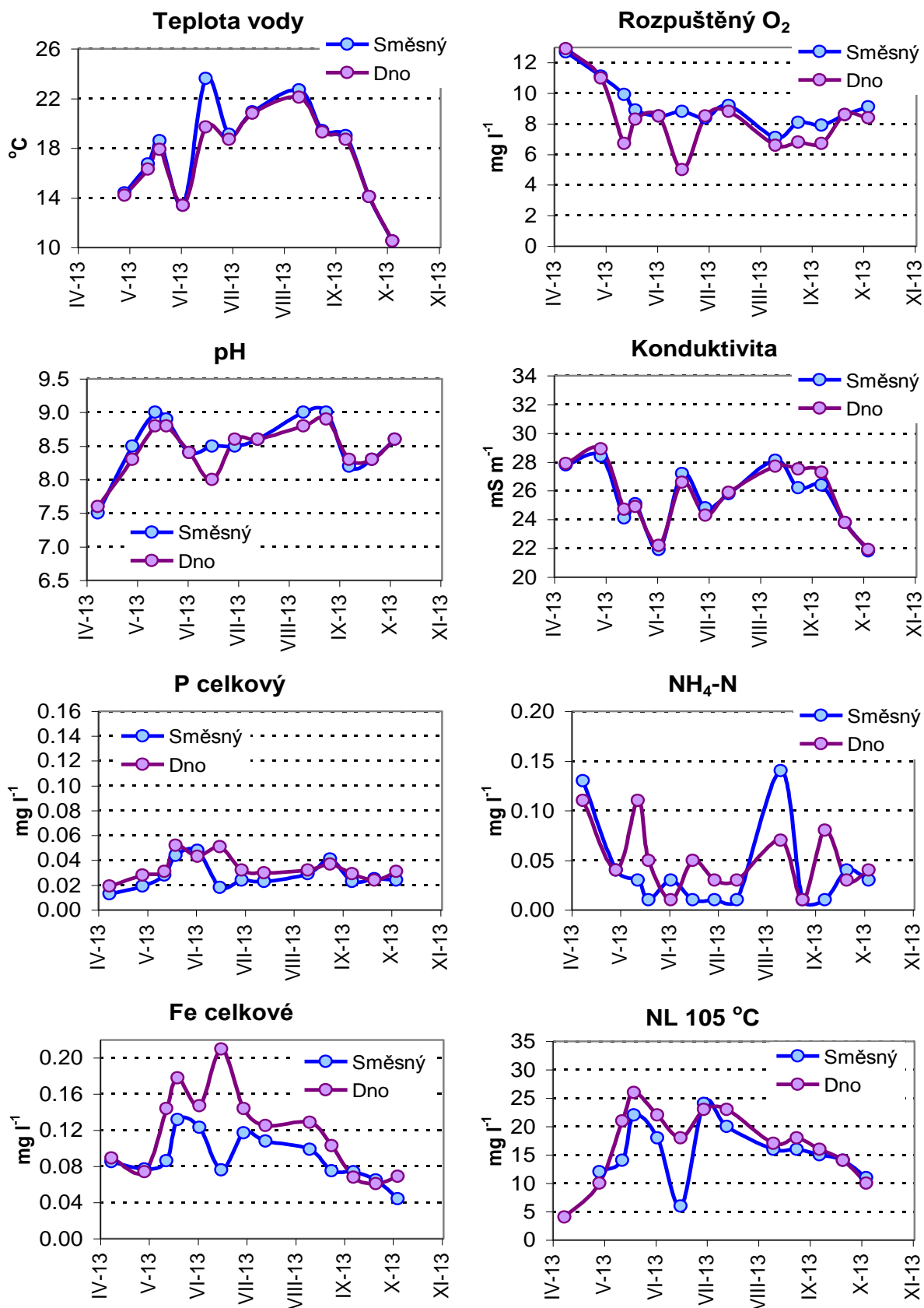
Přítomnost nerozpuštěných látek ve vodním sloupci určuje průhlednost vody (obr. 16), tedy dostupnost světla pro růst fytoplanktonu, nárůstu biofilmů na dně a také pro rozvoj ponořené vegetace. Grafy závislosti průhlednosti vody měřené Secchiho deskou na koncentraci nerozpuštěných látek ve vodním sloupci a na biomase fytoplanktonu vyjádřené obsahem chlorofylu a (obr. 16) ukazují určující vliv nerozpuštěných látek jako celku. Vztah mezi obsahem chlorofylu a a průhledností vody je komplikován řadou skutečností, např. tím, že různé druhy fytoplanktonu obsahují různý podíl chlorofylu. Například pikoplanktonní sinice, které bývají ve vodě Máchova jezera dominantní, obsahují relativně málo chlorofylu a, ale vyskytují se ve slizových koloniích, které značně ovlivňují optické vlastnosti vody.

Resuspenze jemných částic sedimentu ze dna znamená, že v jezeře dochází k trvalému transportu právě této nejjemnější frakce usazenin, jež je obvykle nejbohatší fosforem, směrem do nejhlubších partií dna. Z pohledu managementu jezera to znamená, že pokud dojde k odtěžení části sedimentu a vytvoří se prohlubeň, bude se zde bahno opět poměrně rychle kumulovat. Tato skutečnost zároveň představuje možnost využívat takové prohlubně jako pasti na fosforem nejbohatší materiál a periodicky ho odstraňovat z jezera. Jemný sediment bohatý živinami a organickými látkami je také potenciálním přínosem v případě aplikace na zemědělskou půdu.

Fytoplankton Máchova jezera je v zásadě po celou vegetační sezónu dominován společenstvem sinic. Z pohledu početnosti jedinců zde jasně dominují (~80-95%) pikoplanktonní druhy tvořící kolonie nebo vlákna. Jedná se zejména o zástupce rodů *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Cyanodictyon* a *Leptolyngbya*. Pikocyanobaktérie soupeří o prostor a živiny se sinicemi schopnými tvořit vodní květy, jež jsou zastoupeny zejména rodem *Microcystis*, přičemž početně významný je i druh *Planktolyngbya limnetica*, jenž tvoří tenká vlákna přítomná ve vodě po celou sezónu s tendencí zvyšovat svoji početnost. Příměsí jsou zástupci rodu *Anabaena* (*Dolichospermum*), *Aphanizomenon*, *Woronichinia* a druhy *Coelomonon reticulatum*, *Coelosphaerium kuetzingianum*.

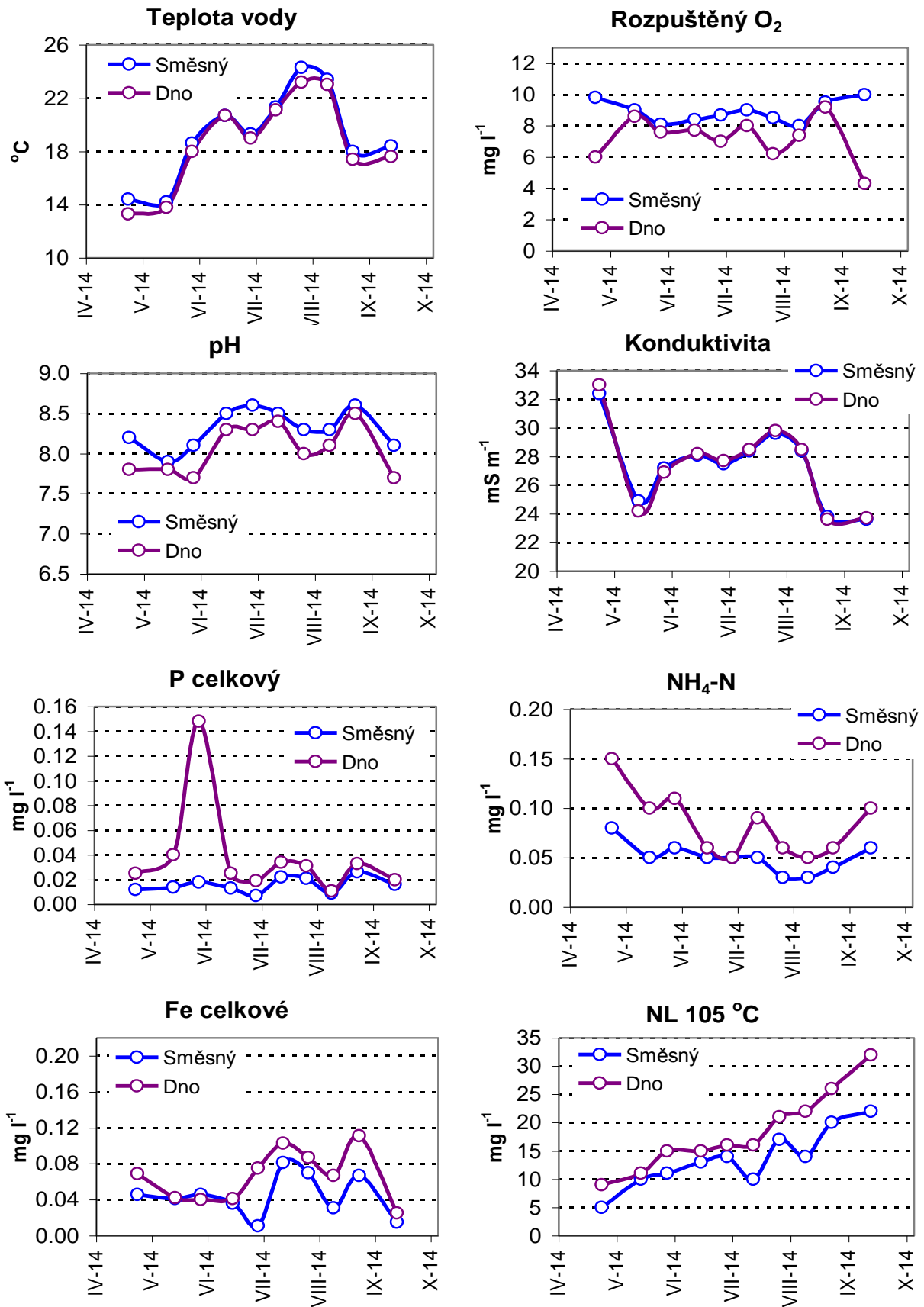
Zelené řasy jsou v letních měsících po sinicích nejpočetnější skupinou fytoplanktonu. Jedná se zejména o drobné, běžně rozšířené řasy rodů *Scenedesmus*, *Desmodesmus*, *Tetraedron*, *Tetrastrum*, *Oocystis*, *Crucigenia*, *Didymocystis*, které jsou dobře konzumovatelné filtrujícím zooplanktonem. Méně početné, ale biomasou významné byly větší rody *Pediastrum* a *Coelastrum*. Rozsivky se, zřejmě pro nedostatek Si vyskytují jen málo. Početnější je *Cyclotella radioa*, řídce se vyskytuje vláknitý rod *Aulacoseira*, nebo *Fragilaria*. Zjišťovány bývají i druhy spíše bentické či litorální, což souvisí s malou hloubkou Máchova jezera. Obrněnky mohou tvořit přechodně poměrně významnou biomasu (zejména v Dokeské zátocce), a to prostřednictvím rodů *Ceratium*, *Peridinium* (nejpočetnější) a *Gymnodinium*. Zlaté řasy jsou zjišťovány na jaře a bývají zastoupeny rodem *Dinobryon* řídce i *Mallomonas*. Kryptomonády jsou pravidelnou nenápadnou příměsí.

MÁCHOVO JEZERO 2013

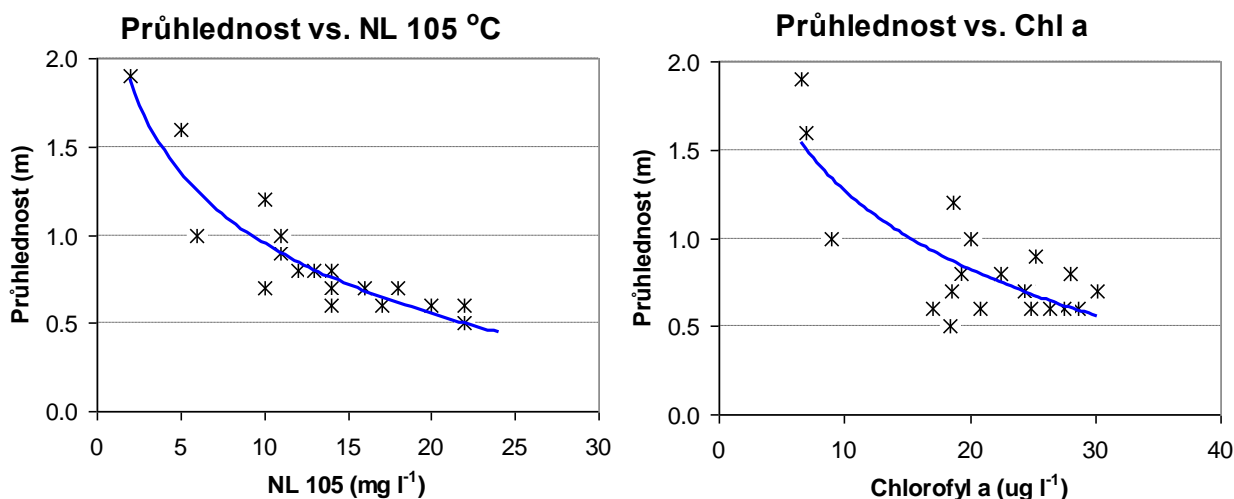


Obr. 14: Máchovo jezero 2013 – sezónní průběh vybraných ukazatelů jakosti vody ve směsném vzorku z povrchových vrstev (0-2 m) a z vrstvy v blízkosti dna (hloubka 4 m).

MÁCHOVO JEZERO 2014



Obr. 15: Máchovo jezero 2014 - sezónní průběh vybraných ukazatelů jakosti vody ve směsném vzorku z povrchových vrstev (0-2 m) a z vrstvy v blízkosti dna (hloubka 4 m).



Obr. 16: Máchovo jezero – závislost průhlednosti vody na obsahu nerozpuštěných látek a na koncentraci chlorofylu a ve vodním sloupci. Data za 2013 a 2014.

Zooplankton Máchova jezera můžeme považovat za střední až drobný. Největší filtrující perloočkou je *Daphnia galeata*, která se významněji objevuje pouze v květnu a v červnu (2014 až v červenci) zmizí pod tlakem rybí obsádky. Mnohem hojnější je menší druh *D. cucullata*, který se drží po celou vegetační sezónu v počtech několik set (max. 1000-2000 ks) pod 1 dm². Důležitá je přítomnost druhu *Bosmina coregoni*, která je zastihována po celou vegetační sezónu s maximy 500-1000 ks dm⁻². Tato perloočka početně řádově převyšuje druh *B. longirostris*. Perloočka *Diaphanosoma* není hojná, typická je spíše pro vrchol a konec léta, což je obvyklé i v jiných vodních nádržích. Velmi drobná perloočka rodu *Ceriodaphnia* byla zaznamenána jen výjimečně, vždy jako nevýznamná příměs. Společenstvo perlooček zahrnuje pravidelně i druhy bentické (*Chydorus sphaericus*, *Alona quadrangularis*, *Pleuroxus denticulatus*), což souvisí s malou hloubkou jezera. Trvalá přítomnost bentických perlooček ve volné vodě ve středu jezera indikuje dobrý kyslíkový režim u dna.

V cyclopidním zooplanktonu pravidelně buchanky (*Mesocyclops leuckartii*, *Thermocyclops crassus*) početně řádově převyšují filtrující diaptomidy (*Eudiaptomus gracilis*). Buchanka *Cyclops vicinus*, která je hojná v hlubokých vodních nádržích, byla v mělkém Máchově jezeře zastihována jen výjimečně.

Společenstvo vírníků sestává z běžných a obecně rozšířených druhů, mezi nimiž je pravidelně nacházen i eutrofnější druh *Brachionus angularis*. Obvyklou součástí jsou také taxony typické pro litorální či bentický habitat (*Colurella*).

Společenstvo korýšového zooplanktonu je spolehlivým indikátorem stavu rybí obsádky. Čím je rybí obsádka hustší a čím vyšší je biomasa planktonožravých ryb (plotice, cejn,...), tím je zooplankton drobnější. Celkem hojná přítomnost perloočky *Daphnia cucullata* a také *Bosmina coregoni* ukazuje na ještě relativně příznivou situaci, kdy rybí obsádka nedokázala ještě zcela zdegradovat filtrující zooplankton. To znamená, že na jedné straně v rybí obsádce není třeba provádět dramatické zásahy, ale zároveň je třeba o rybí obsádku pečovat, protože jednak má ještě rezervy (její složení by mohlo být ještě příznivější) a jednak má přirozenou tendenci k zahušťování.

4.2.2. Předhrázka

Sezónní průběh vývoje jakosti vody je uveden v grafech na obr. 17, 18, 19 a 20. Voda předzdrže je silně eutrofní až hypertrofní. Sezónní vývoj jakosti vody je zde silně ovlivněn také aktuální

průtočností nádrže – zvýšené průtoky Předhrázku snadno propláchnou s dopadem na zvýšení koncentrací fosforu a naopak s vymytím fytoplanktonu dále do jezera. Příkladem je červen 2013 (obr. 17 a 18). Silně eutrofní stav s sebou nese také přesycení vody kyslíkem a kolísavé hodnoty pH jako důsledek intenzivní fotosyntézy fytoplanktonu. Příznačná je také eliminace N-NO₃ procesem biogenní denitrifikace, tedy spotřebou především mikrobiálním společenstvem.

Koncentrace P celkového (obr. 17 a 18) byly zaznamenány v průběhu vegetační sezóny velmi proměnlivé, s maximy 0,234 mg.l⁻¹ v červnu 2013 (2013 průměr 0,124 a min. 0,054 mg.l⁻¹) a 0,163 mg.l⁻¹ v červenci 2014 (2014 průměr 0,117 a min. 0,081 mg.l⁻¹). Koncentrace P rozpuštěného byly stabilně poměrně nízké: 2013 průměrně 0,022, max. 0,045 mg.l⁻¹; 2014 průměrně 0,017, max. 0,024 mg.l⁻¹. Nápadné je, že sezónní průběh koncentrací P celk. (v r. 2013 i P rozp.) v přednádrži je obdobný průběhu v Robečském potoce (obr. 18). To dokládá krátkou dobu zdržení vody v Předhrázce a zásadní vliv Robečského potoka na poměry v přednádrži.

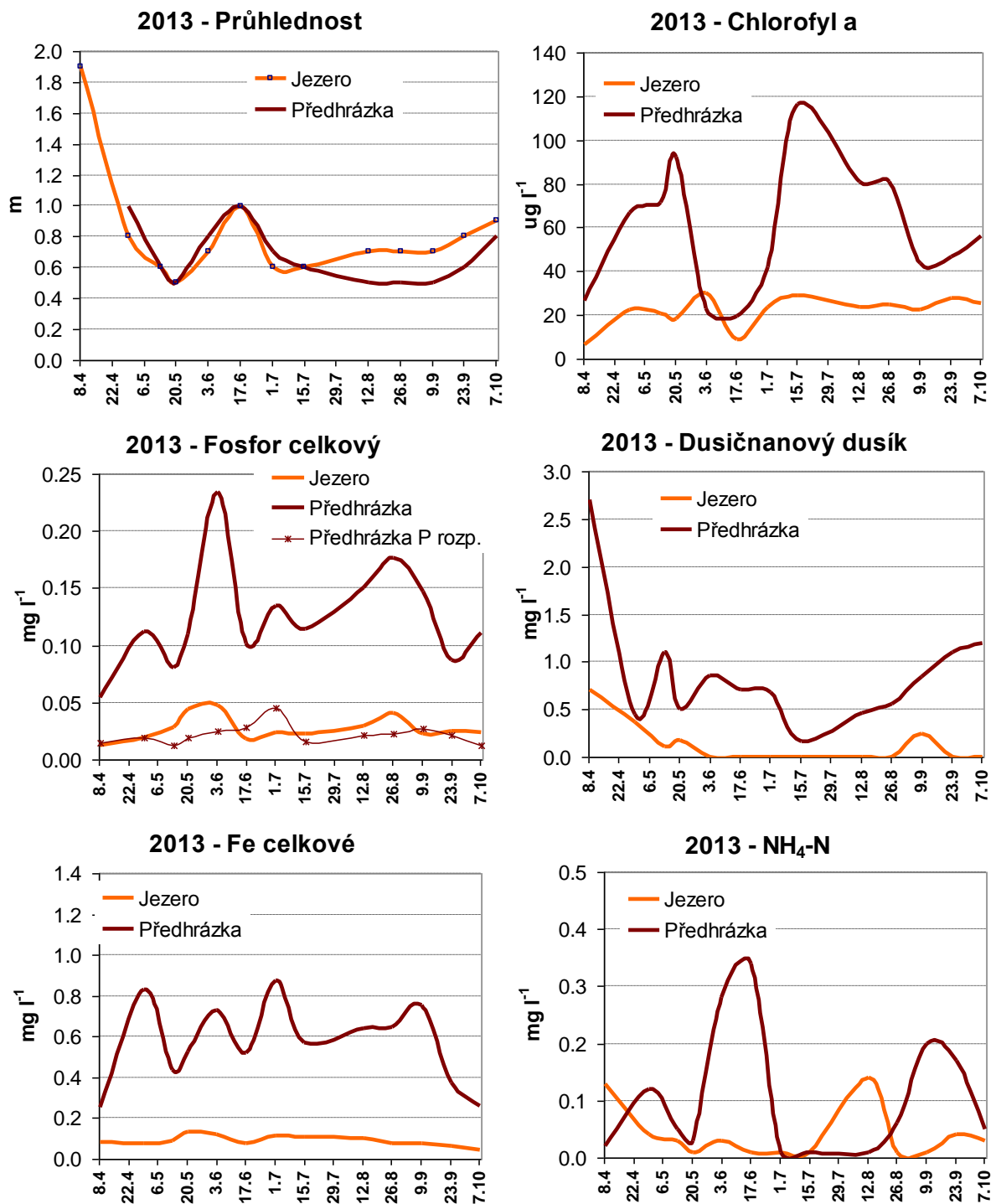
Retence sloučenin fosforu může být hodnocena pouze jako rozdíl koncentrací zjištěných v Robečském potoce a ve vodě v Předhrázce (obr. 18), protože pro vyhodnocení retence z pohledu látkové bilance nebyl k dispozici dostatek dat o průtoku vody. Hodnocení na základě koncentrací ukazuje, že retence rozpuštěných sloučenin fosforu (P rozp.), které jsou potenciálně nejlépe využitelné pro růst fytoplanktonu činila v průběhu vegetační sezóny 2013 a 2014 v obou sezónách shodně průměrně asi 50-55% (rozpětí 0-73% v jednotlivých odběrových dnech). Hlavní cíl - zachytit rozpuštěné sloučeniny P – byl tedy dosažen. Naproti tomu obsah P celkového se v průběhu vegetační sezóny v letech 2013 a 2014 průtokem přednádrží v průměru nezměnil, přestože aktuální rozdíl koncentrací mezi přítokem a odtokem kolísal v širokém rozmezí zhruba mezi +50% (snížení v přednádrži oproti Robečskému p.) a -80% (zvýšení). Hlavní příčinou toho, že nebylo zjištěno snížení průměrných koncentrací P celkového, je zřejmě skutečnost, že sloučeniny P rozpuštěného byly rychle zabudovány do biomasy fytoplanktonu, jenž pak Předhrázku opouštěl směrem do jezera. Důležitým faktorem je jistě i krátká doba zdržení vody v Předhrázce – asi 2 dny při Q_a, 4,5 dne při Q₂₇₀ a 6 dní při Q₃₃₀ (předpoklad, že Robečským p. přiteče do Máchova jezera cca 50% vší vody). Krátká doba zdržení vody v Předhrázce nedovoluje intenzivnější zadržování P. V úvahu připadá i intenzivní recyklace fosforu biocenózou v nádrži s nahromaděným organickým sedimentem a hustou rybí obsádkou. Z pohledu hodnocení dat je třeba vzít v úvahu i možnost, že byl vstup P do Předhrázky významně podceněn, protože nebyly podchyceny náhlé jednorázové vstupy P Robečským potokem, např. pokud byly v provozu odlehčovací komory na kanalizační síti, jak bylo zjištěno v obdobných lokalitách [17]. Pravděpodobná je kombinace všech uvedených vlivů.

Otázkou zůstává, jaká je tzv. biodostupnost sloučenin P celk., který přechází z Předhrázky do vlastního jezera. Protože se jedná z velké části o biomasu planktonu, je pravděpodobné, že další využitelnost těchto sloučenin P je velká.

Z pohledu zadržování sloučenin P tedy můžeme uzavřít, že Předhrázka v letech 2013 a 2014 příliš účinná nebyla. Plnila ovšem úkol zadržovat rozpuštěné sloučeniny P, které jsou eutrofizačně nejrizikovější. Z pohledu jakosti vody v Máchově jezeře je důležité hledat cesty, jak retenci P v Předhrázce maximalizovat.

Fytoplankton. Voda Předhrázky je vlivem dostatku živin fytoplanktonem velmi bohatá, přičemž jeho složení je od vody Máchova jezera diametrálně odlišné. Sinice se zde vyskytují jen okrajově, patrně vlivem jak zvýšené průtočnosti Předhrázky, tak vlivem silné konkurence planktonních řas. Zde se uplatňují jak intenzivně rostoucí rozsivky, které zde nejsou limitovány nedostatkem křemíku (rody *Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Fragilaria* a bentické např. *Nitzschia* nebo *Cymatopleura*), tak i široké spektrum běžných eutrofních zelených řas, kryptomonád, euglenofyt, obrněnek i dvojčatek. Předhrázka tedy neslouží jako kultivační nádoba sinic pro Máchovo jezero. Složení fytoplanktonu jasně indikuje eutrofní poměry, jež jsou markantně vidět i podle stanovení fosforu a chlorofylu a. Zároveň je zde přítomna vysoká biomasa řas, které mohou sloužit jako vhodná potrava pro filtrující

zooplankton – je tedy indikováno nepříznivé složení zooplanktonu (nedostatek účinných filtrátorů) a vlastně už i zřejmě nepříznivé složení rybí obsádky, která pravděpodobně svým predančním (žracím) tlakem zdecimovala onen filtrující zooplankton.



Obr. 17: Máchovo jezero 2013 – porovnání sezónního vývoje jakosti vody za Předhrázkou a ve vlastním objemu jezera.

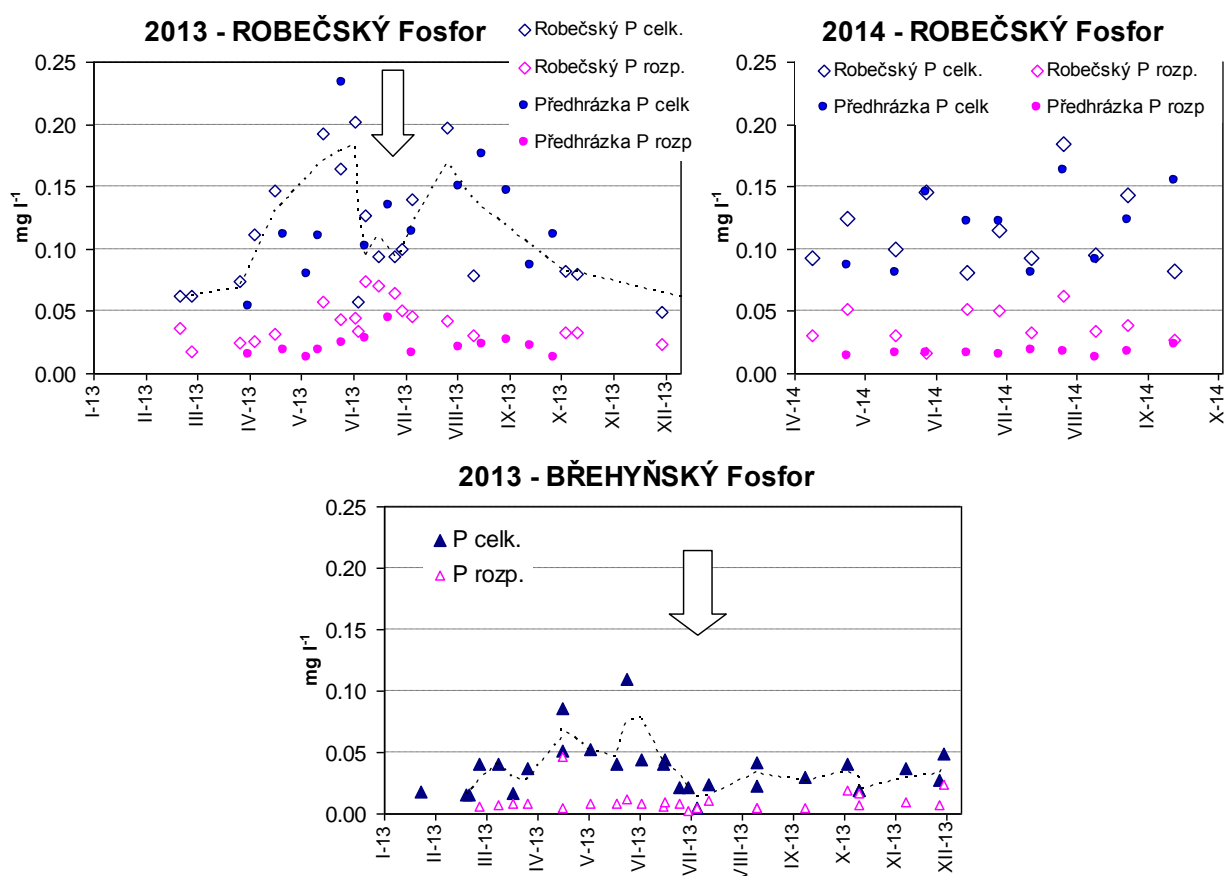
Zooplankton za Předhrázkou je založen na hustém společenstvu buchanek a vířníků (nejpočetnější rod, *Brachionus*, *Keratella* a *Polyarthra*), k nimž se přidružují drobné perloočky (*Bosmina*

longirostris, místy *Ceriodaphnia sp.* a epizodicky i *Moina micrura*). *Daphnia cucullata* byla zastihena pouze v některých měsících a (kromě 24.7.2014 – 1092 ks dm⁻²) vždy jako velmi minoritní součást zooplanktonu.

Společenstvo zooplanktonu zde vypovídá o silném vyžírácím tlaku rybí obsádky, která se jeví být velmi hustá se silnou populací ryb planktonožravých. Rozbory zooplanktonu tedy potvrdily indikaci fytoplanktonem.

4.2.3. Aktuální stav přítoků

Přítoky byly podrobně vzorkovány v r. 2013 se zaměřením na sloučeniny fosforu, vstupující do Máchova jezera. V r. 2014 nebyl sledován Břežský potok, protože se vyznačuje dlouhodobě stabilní jakostí vody a dostatečné množství dat bylo získáno již v minulých letech, a Robečský potok byl monitorován pouze během vegetační sezóny.



Obr. 18: Sezónní průběh koncentrace fosforu celkového a rozpuštěného (P celk. a P rozp.) v obou hlavních přítocích Máchova jezera. Šipkou je v r. 2013 označeno období zvýšených průtoků vody.

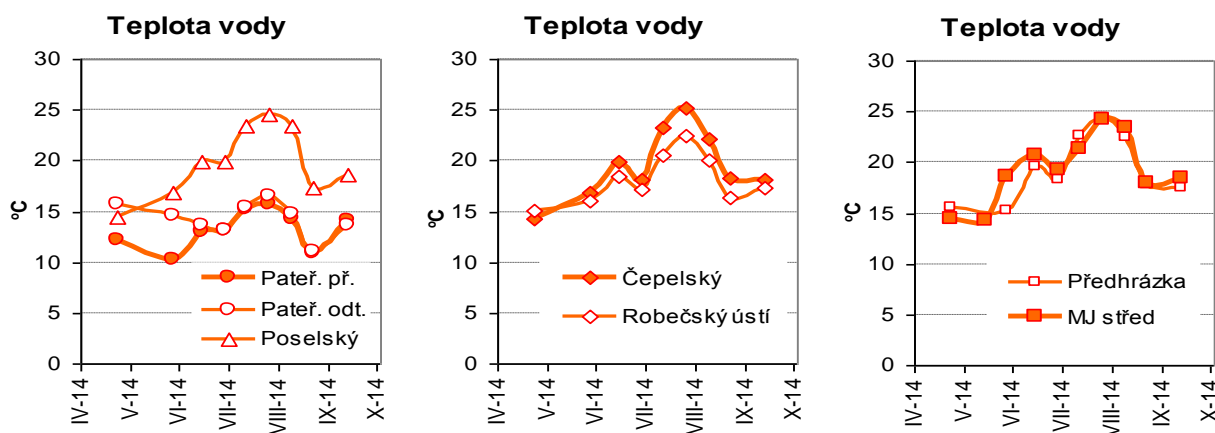
Zatímco Břežský potok se vyznačoval poměrně nízkými koncentracemi P celkového a minimálními koncentracemi P rozpuštěného, Robečský potok vykazoval tendenci ke zvýšeným letním koncentracím P (včetně rozpuštěných sloučenin P), které jsou typické v tocích pod bodovými zdroji znečištění nebo pod eutrofními rybníky. Tato tendence byla přerušena obdobím srážek, kdy koncentrace P poklesla, protože došlo k naředění znečištění pocházejícího z bodových zdrojů a k propláchnutí rybníků vodou fosforem chudou (obr. 18, označeno šipkou).

4.2.4. Podélný profil Robečského potoka

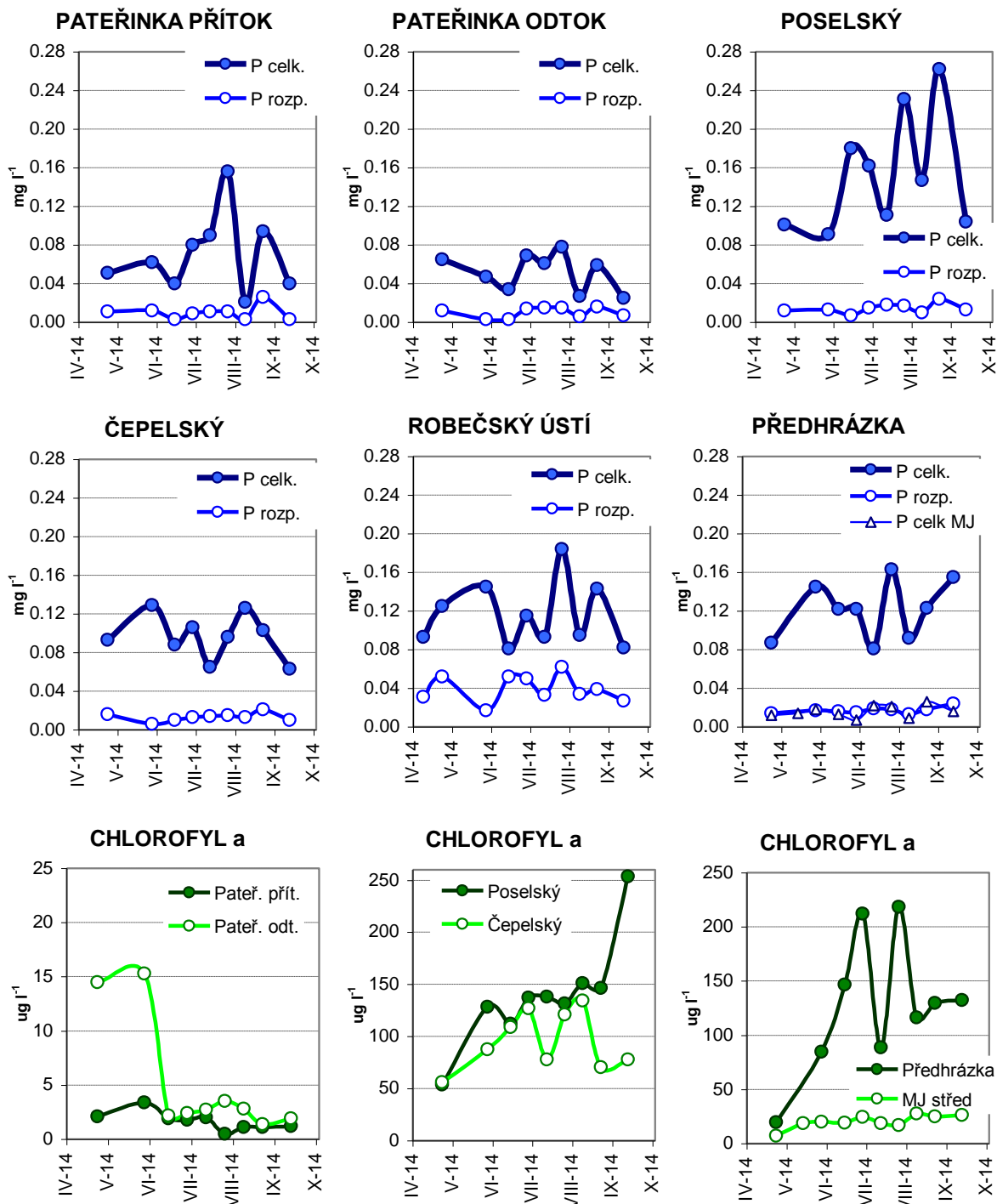
Sledování bylo zaměřeno na podchycení vlivu obce Okna, rybníka Velká Pateřinka, Poselského rybníka s obcí Obora a rybníka Čepelského. Monitoring byl omezen na nejdůležitější ukazatele jakosti vody těsně související s eutrofizací a probíhal po celou vegetační sezónu, tedy v období optimálním pro zkoumání emisí fosforu do vodního prostředí. Výsledky jsou soustředěny do grafů na obr. 19, 20, 21 a 22.

Výsledky ukazují, že:

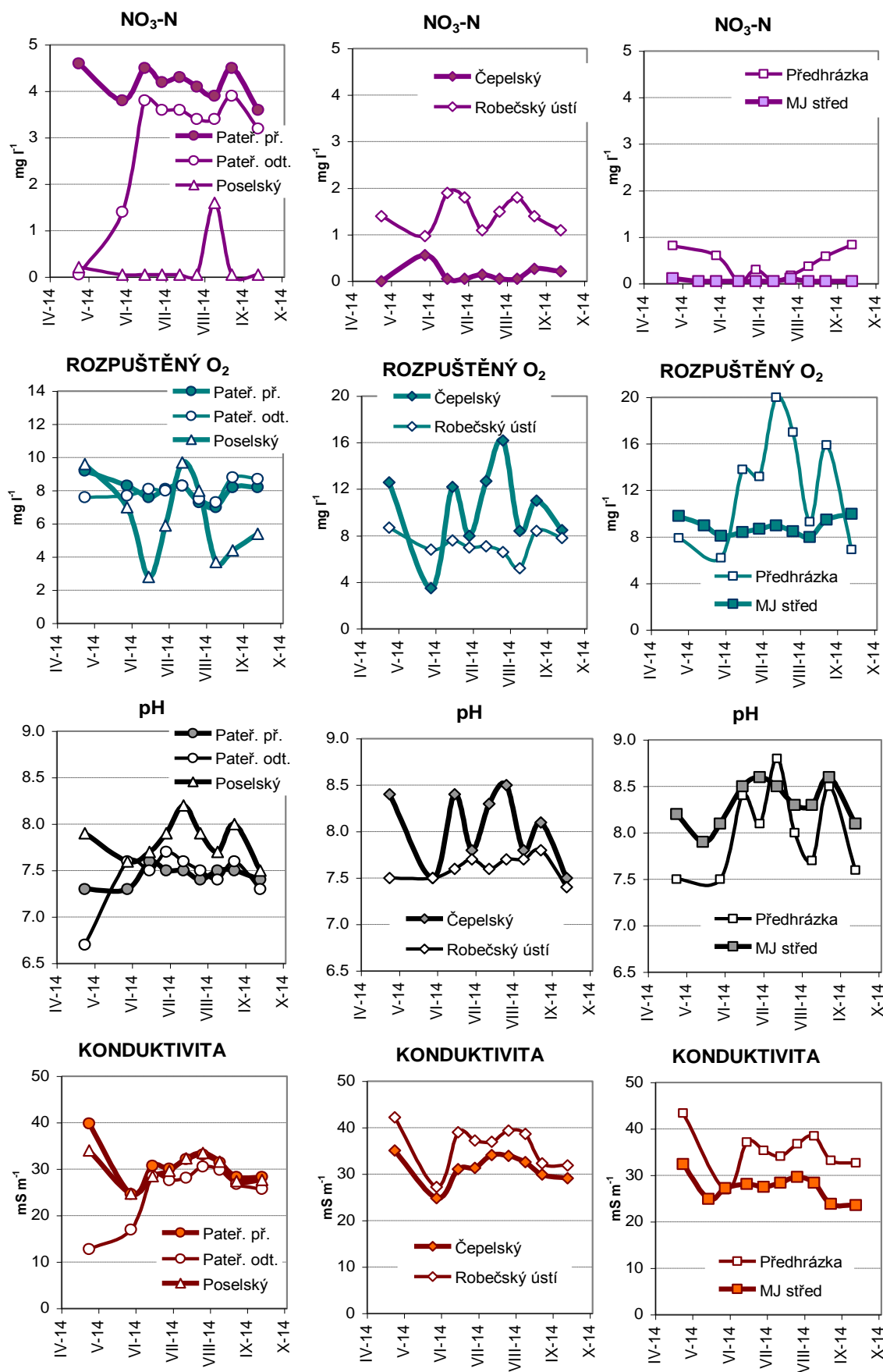
- Rybník Velká Pateřinka je pod vlivem především plošných zdrojů (N-NO₃), přičemž velmi dobře snižuje i – nepřilíš vysoké - koncentrace P celkového, které sem přitékají patrně z obce Okna. Rybník se chová jako mezotrofní až mírně eutrofní, s nízkou biomasou fytoplanktonu.
- Poselský rybník jakost vody výrazně zhoršuje a je výrazně nejhorším bodem podélného profilu Robečského potoka. Jeho stav odpovídá hypertrofii s vysokou biomasou fytoplanktonu a s poměrně vysokými koncentracemi fosforu. Obsah P rozpuštěného zůstává ale nízký, protože je účinně odčerpáván fytoplanktonem. Důležité jsou poklesy obsahu rozpuštěného O₂, které svědčí o intenzivních rozkladných procesech. Z charakteru rybníka lze usuzovat na silný vliv organické hmoty v sedimentu, případně na vliv odumřelé biomasy vodní vegetace. Za snížené koncentrace kyslíku a v dostatku organických látek probíhá intenzivně denitrifikace, jež zcela vyčerpala zásoby dusičnanových iontů. Tak byly nastoleny podmínky pro uvolňování fosforu ze sedimentu. Je velmi pravděpodobné, že hlavní příčinou hypertrofního stavu Poselského rybníka je tzv. vnitřní zatížení, tedy recyklace zásob živin (P) uložených v sedimentu.
- Čepelský rybník se vyznačoval lepšími poměry (nižší trofií) než rybník Poselský. Zřejmá je retence P. Biomasa fytoplanktonu byla nižší a kyslíkové deficity byly zjištěny jen mírné. Dusičnanové ionty jsou vyčerpány. Chemické parametry ukazují, že Čepelský rybník je v poměrně dobrém stavu a jakost vody nezhoršuje.
- Robečský potok v ústí do Předhrázky vykazoval opět zvýšený obsah fosforu, zejména v podobě P rozpuštěného. Zároveň byly zjištěny i zvýšené koncentrace N-NO₃, vyšší konduktivita, méně kyslíku a nižší teplota vody. To nasvědčuje vlivu infiltrace podzemní vody z levobřežní části povodí. Vyloučit ale nelze ani vliv prosakujících odpadních vod z města Doksy.
- Za Předhrázkou byla zjištěna situace sice rovněž silně eutrofní, ale s nízkými koncentracemi P rozpuštěného, jak již bylo uvedeno výše.



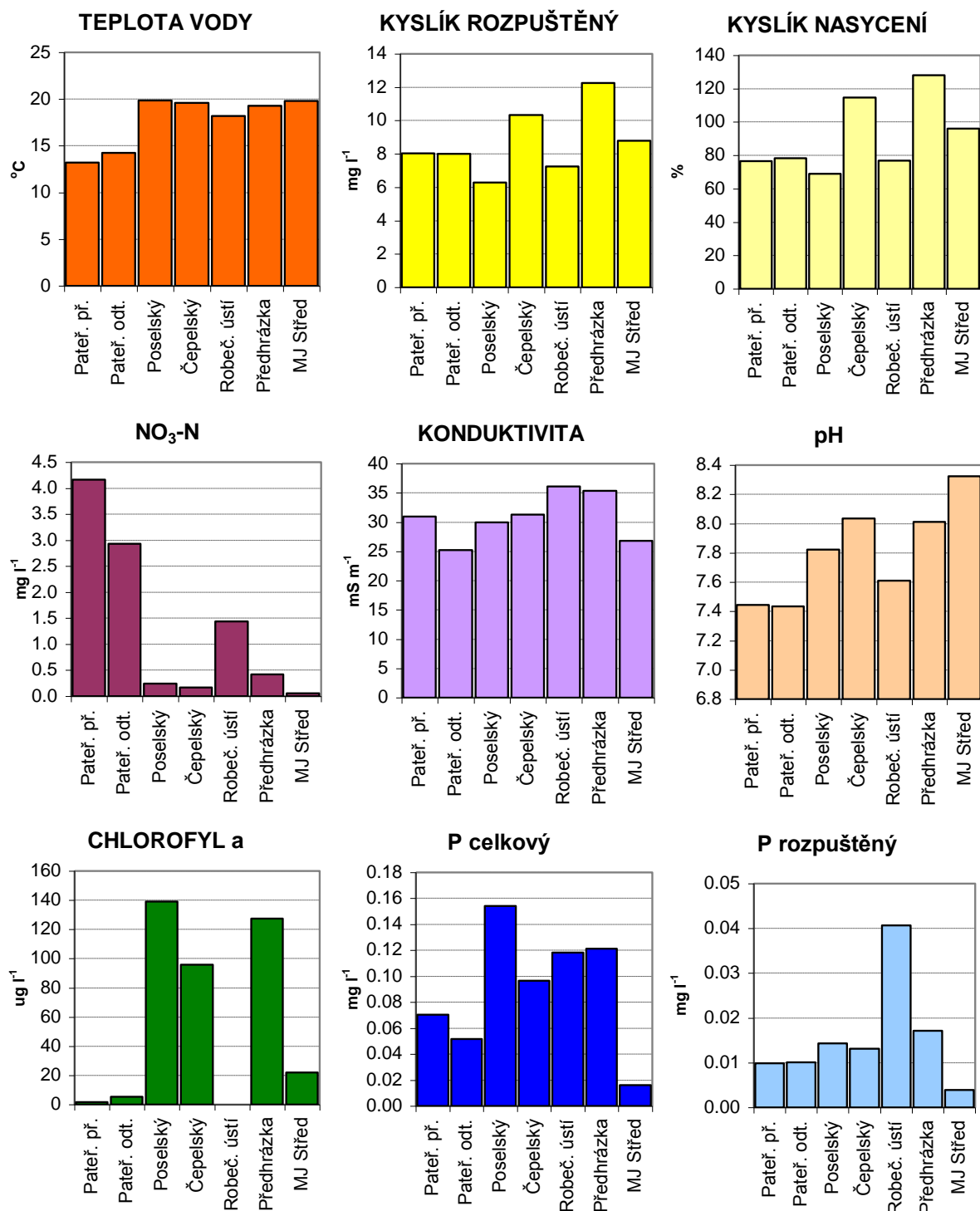
Obr. 19: Podélný profil Robečského potoka – sezónní průběh teploty vody v roce 2014.



Obr. 20: Podélný profil Robečského potoka – sezónní průběh koncentrací sloučenin fosforu a obsahu chlorofylu a v roce 2014.



Obr. 21: Podélný profil Robečského potoka – sezónní průběh koncentrací vybraných ukazatelů jakosti vody v roce 2014.



Obr. 22: Podélný profil Robečského potoka – průměrné hodnoty koncentrací vybraných ukazatelů jakosti vody za vegetační sezónu roku 2014.

Poselský rybník

Poselskému rybníku je věnovaná samostatná část, protože z pohledu kvality vody se jedná o důležité místo.



Obr. 23: Poselský rybník, ortofoto cca r. 2009 (zdroj: Mapy.cz). Na obrázku jsou vidět rozsáhlé porosty vodních rostlin, které v posledních letech ustoupily. Na ortofotomapě je zachycena situace po srážko-odtokové události, kde je dobře vidět, že z pravého břehu přitekla voda bez erozního materiálu, zatímco jak přítokem, tak z levé strany v místě nápisu OBORA přitekla voda zakalená.

Obr. 24: Poselský rybník, ortofoto rok 2006 (zdroj: Mapy.cz). Na obrázku je na dně vypuštěného rybníka vidět strouha z levého břehu na severním okraji obce Obora. Zároveň jsou na tomto snímku velmi dobře patrné dráhy soustředěného odtoku, které podcházejí žel. trať, silnici a ústí až do Poselského rybníka. Jedná se o inspiraci na téma protierozní opatření, které má výrazně omezit množství erozního materiálu pronikajícího do Poselského rybníka. Rybník se postupně zazemňuje a ztrácí schopnost nejen retence vody, ale také fosforu, klíčové živiny.





Obr. 25: Rybník Velká Pateřinka, obec Obora a horní část rybníka Poselského. Ortofoto ~2009 (zdroj: Mapy.cz). Další oblast, která je zřejmě důležitá z pohledu pronikání erozních splachů z orné půdy do Robečského potoka a dále do Poselského rybníka.

Retence sloučenin fosforu v Poselském rybníce je závislá primárně na době zdržení vody v rybníce a dále na způsobu hospodaření. Dlouhodobé zazemňování rybníka přispělo ke snížení jeho objemu, a tedy i ke zkrácení doby zdržení a ke snížení retence fosforu. Z tohoto pohledu je zcela adekvátní uvažovat o odstranění co největšího objemu usazenin. Ty by pravděpodobně byly vhodné k aplikaci na zemědělskou půdu, z níž ostatně pocházejí. V průběhu posledních let došlo i ke změně způsobu rybářského hospodaření. Bylo zvýšeno nasazení rybníka kaprem, patrně dílem jako obrana proti fatálnímu zarůstání ponořenými makrofyty a dílem jako snaha o zvýšení ekonomické efektivity. Tím došlo s velkou pravděpodobností k aktivaci zásob fosforu v organických usazeninách (zbytky rostlinné biomasy), a tedy i ke snížení retence P v rybníce, a to až do záporných hodnot zjištěných sledováním v roce 2014 (z rybníka více P oteklo, než se do něj dostalo přítokem).

4.2.5. Závěry

Výsledky z let 2013 a 2014 prezentované v kap. 4.2. lze shrnout takto:

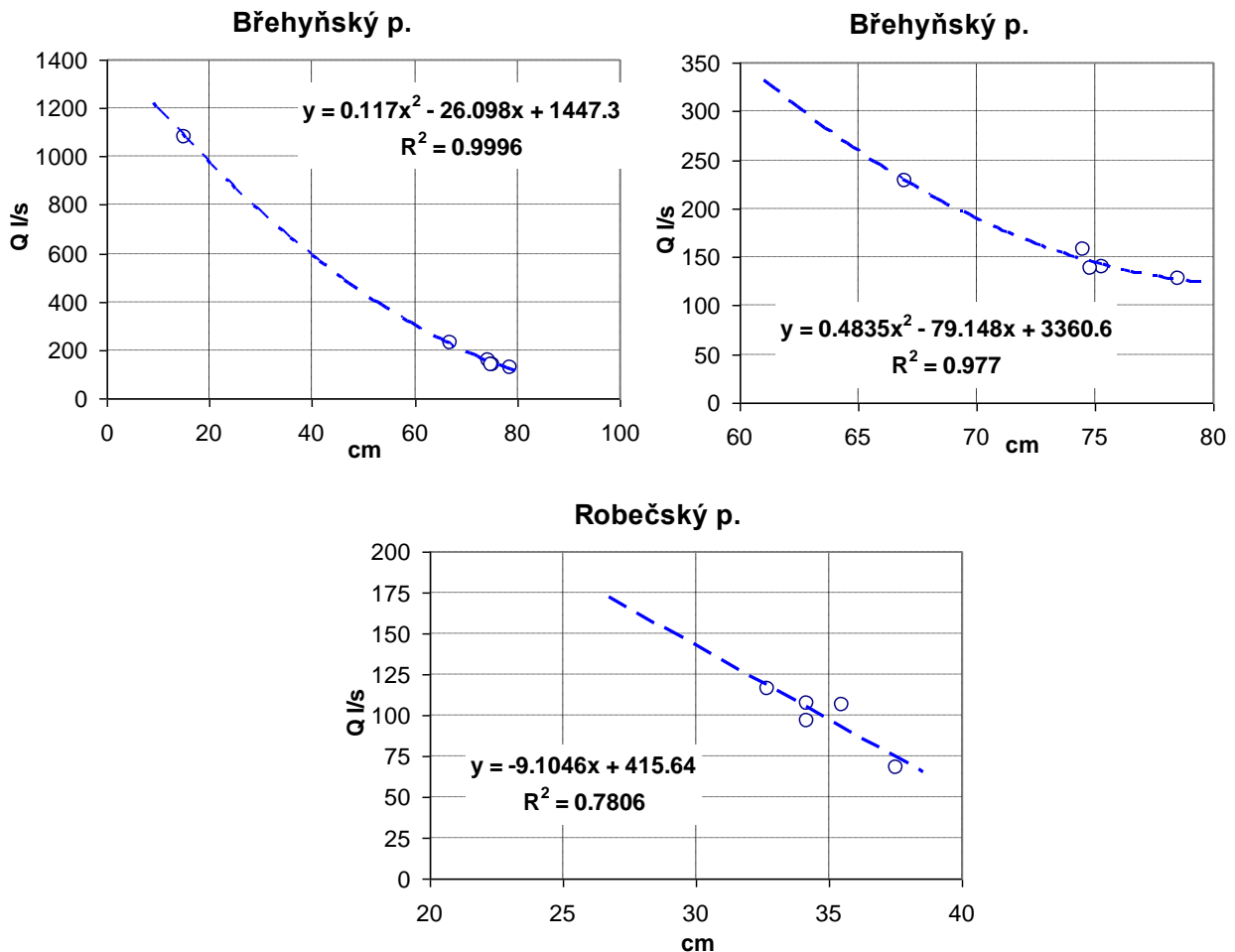
- Máchovo jezero bylo velmi nestabilně stratifikované, včetně suchého roku 2014, nicméně zachovalo si dobrý kyslíkový režim u dna, jak dokládají velmi nízké koncentrace N-NH₄, Fe i biologické rozbory. Taková situace je z pohledu jakosti vody velmi příznivá, protože nehrozí uvolňování P vázaného s Fe (tzv. redox-labilní P) ze sedimentů, a to ani za stávajících minimálních koncentrací N-NO₃, které by zde nedokázaly uvolňování P ze dna blokovat. To dokládají i pouze mírně zvýšené koncentrace P celkového u dna, jež odpovídají kumulaci sedimentujícího materiálu a nikoli uvolňování ze sedimentů, tedy tzv. vnitřnímu zatížení.
- Ve vodním sloupci je trvale zvýšený obsah nerozpuštěných látek, který odpovídá vlivu větru na rozlehlou vodní hladinu a zřejmě i aktivitě bentofágních ryb. Obsah nerozpuštěných látek určuje průhlednost vody. Zákal omezuje růst ponořené vegetace i bentických povlaků a je známkou transportu usazenin směrem do hloubky. Toho může být využito při managementu jezera formou periodického odstraňování nejrizikovější části bahna z oblasti hráze.
- Optimální doba k případné aplikaci hlinitých koagulantů je časné jaro a podzim, kdy hodnota pH klesá z úrovně >8,0 na zhruba 7,5, tedy do oblasti optimální pro tyto aplikace.
- Rozvoj fytoplanktonu je striktně limitován dostupností P. Rozvoj sinic tvořících vodní květ je zároveň ztížen i silně konkurenčním prostředím o prostor (světlo) i živiny. Zde se uplatňují zejména tzv. pikosinice, které jsou netoxické a v ekosystému do značné míry nahrazují rozsivky, jež jsou limitovány nedostatkem křemíku.
- Zooplankton Máchova jezera je zhruba střední velikosti a indikuje na jedné straně relativně dobrý stav rybí obsádky, kde populace planktonožravých ryb ještě neovládly celý prostor. Zároveň je ale zřejmé, že struktura rybí obsádky se musí aktivně udržovat, případně ještě zlepšit, protože za současného stavu nejsou filtrující druhy koryšového planktonu schopni dostatečně kontrolovat rozvoj fytoplanktonu.
- Silně průtočná Předhrázka je hypertrofní se všemi s tím souvisejícími projevy, včetně rozkolísanosti koncentrací kyslíku a vysoké biomasy fytoplanktonu. Sinice zde nedominují, což je z pohledu Máchova jezera příznivá skutečnost. V Předhrázce se sice P celkový – podle rozdílu koncentrací na přítoku a odtoku - prakticky nezachycoval, ale rozpuštěné sloučeniny P z vody mizely: staly se součástí biomasy fytoplanktonu, se kterým přecházely jakožto poměrně dobře biologicky dostupný P do vlastního jezera. Účinnost Předhrázky tedy v posledních letech nebyla vysoká a je na místě uvažovat o zvýšení její efektivity.
- Břežňský potok není rizikem z pohledu eutrofizace Máchova jezera, pozornost je třeba věnovat především Robečskému potoku, a to koncentracím fosforu.
- Sledování podélného profilu Robečského potoka v r. 2014 jednoznačně ukázalo, že prioritou je řešení stavu Poselského rybníka (možný průnik odpadních vod, akumulace rizikových usazenin, změna způsobu hospodaření) současně s prověřením zdrojů P v úseku města Doksy. Rybník Velká Pateřinka je ve výborném stavu a dobře fungoval i rybník Čepelský.

4.3. Látková bilance jezera

Propočet látkové bilance je důležitou informací nejen k vysvětlení stavu a chování vodní nádrže, ale patří – zejména informace o látkovém zatížení - k základním podkladům pro diskusi o nápravných (protieutrofizačních) opatřeních. Propočet látkové bilance je komplikován tím, že je obtížné získat dostatek informací zároveň o koncentraci látek i o průtoku vody.

4.3.1. Metodika

Byly zvoleny dva odběrové profily tak, aby zde mohly být prováděny souběžně s odběrem vzorků také odečty výšky hladiny vody v korytě toku. Na Břehyňském potoce se jednalo o propustek pod mostkem místní komunikace, cca 150 m pod výpustí Břehyňského rybníka. Na Robečském potoce bylo zvoleno částečně upravené koryto pod mostkem pěší komunikace vedoucí souběžně se železniční tratí. Na obou profilech byla výška hladiny odečítána od dolní hrany uprostřed betonové mostovky.



Obr. 26: Robečský a Břehyňský potok – konzumpční křivky získané na základě terénních měření v r. 2013. Vysoké průtoky v období výlovu Břehyňského rybníka byly dopočítávány podle křivky v grafu vlevo nahoře, běžné letní průtoky podle křivky definované rovnicí v grafu vpravo nahoře. Na Robečském potoce nebyly vysoké průtoky zaznamenány.

Vzorky byly odebírány do speciálních vzorkovnic dodaných Povodím Ohře, s.p.. Filtrace pro stanovení P rozpuštěného byla provedena na místě s využitím injekční stříkačky a nasazeného jednorázového membránového filtru o porozitě 0,45 μm . Odebrané vzorky byly zamrazeny a předávány k analýze pracovníkům laboratoře Povodí Ohře, s.p. Vzorkování a odměřování výšky hladiny prováděli pracovníci OPS Máchovo jezero.

V průběhu roku bylo celkem 6x provedeno měření průtoku na každém z přítoků a tato měření sloužila k sestrojení konzumpčních křivek, podle nichž pak byly dopočítávány hodnoty průtoků podle odečtů výšky hladiny v odběrových dnech (obr. 26).

Kalkulace (odhad) přísunu P do Máchova jezera byl založen především na průměrných měsíčních koncentracích P a na průměrných měsíčních průtocích vody. V době vypouštění Břežyňského rybníka byla v kalkulaci zohledněna tato časová perioda samostatně.

Měsíce, kdy nebyl nijak zjišťován průtok vody (I.-IV. 2013), byly pro zjištění roční látkové bilance nahrazeny stejným obdobím r. 2014. Samozřejmě tím došlo k částečnému podhodnocení, protože toto období bylo v r. 2014 velmi suché. Pro měsíce září a listopad nebyly k dispozici ani odečty výšky hladiny ani nebyly odebrány vzorky pro stanovení koncentrace P. Látková bilance těchto měsíců byla odhadnuta podle obecné vodnosti každého z měsíců odvozené analogií dle výsledků pozorování provedených příslušnými státními podniky Povodí na nejbližších vodních nádržích (zdroj: www.voda.gov.cz). Tento postup byl založen pouze na potvrzení, že k významným změnám hydrologických podmínek oproti sousedním měsícům nedošlo. Koncentrace P byly odhadnuty podle charakteru sezónního vývoje, jak byl zjištěn nejen v r. 2013, ale i 2014.

4.3.2. Výsledky

Propočet látkové bilance Máchova jezera byl poznamenán nerovnoměrností při odběru vzorků a odečtu průtoků, což byl důsledek několika obměn osoby, která vzorkování prováděla. Proto nebylo možné provést jiný než orientační odhad, jak vyplývá už z metodiky uvedené výše. Přesto jsou získané výsledky velmi zajímavé.

Hydrologická bilance

Při sledování průtoků v obou hlavních přítocích je zřetelně patrné, že Robečským potokem přitékalo do Máchova jezera pouze kolem 40 % vody (tab. 2 a 5), Břežyňským potokem asi 60 %, přestože poměr ploch povodí obou vodních toků je opačný: Břežyňský p. pod hrází Břežyňského rybníka = 24,6 km^2 (~31 %) a Robečský p. nad vtokem do Máchova jezera = 55,5 km^2 (~69 %). Proto i hydrologické charakteristiky obou vodních toků odvozované z průtoku v profilu hráze Máchova jezera ($Q_a=409 \text{ l.s}^{-1}$) a z poměru ploch povodí jsou zcela mimo realitu [9] - zjištěný průměrný roční průtok v Robečském potoce v ústí do Předhrázky byl v období IV.2013 – III.2014 zjištěn 130 l.s^{-1} a v Břežyňském potoce 211 l.s^{-1} , zatímco doposud byla odvozována hodnota Q_a 222 a 103 l.s^{-1} [9], tedy zcela opačně.

Z levého břehu Robečského potoka z poměrně rozlehlého bezlesého území orné půdy žádný vodní tok nepřitéká, přičemž podloží je poměrně propustné (pískovce). To naznačuje, že lze očekávat významnou infiltraci podzemní vody do Máchova jezera. Význam výměny vody Máchova jezera s podložím dokládají i zkušenosti při výlovech jezera, kdy vody odtéká vždy více, než by odpovídalo objemu jezera a přítoku vody z povodí - podzemní voda infiltruje do prázdného jezera, a pokud je jezero déle vypuštěné, velmi pomalu se plní - voda infiltrací opět doplňuje zásobu v podzemí (L. Těra, ústní sdělení).

Z měření průtoků v r. 2013 je zřejmé, že množství vody odtékající z Máchova jezera bylo vždy podstatně vyšší, než objem vody přitékající oběma přítoky (tab. 2). Příčinou je zřejmě jednak přítok povrchové či mělké podpovrchové vody z mezipovodí, zejména zřejmě z bažinatých oblastí na

pravém břehu jezera, které mají schopnost zpomalovat odtok srážek. Zároveň se s vysokou pravděpodobností jedná i o infiltraci podzemní vody i z levého břehu.

Na hydrologické bilanci se významně projevilo období vypouštění Břežyňského rybníka před výlovem (říjen 2013). Podle měření v periodě IV.2013 – III.2014 byla průměrná doba zdržení vody v Máchově jezeře 184 dní (včetně vody z výlovu r. Břežyně).

Tab. 2: Výsledky měření průtoku vody v Robečském a Břežyňském potoce v r. 2013. Černě jsou hodnoty průtoků přímo měřené, fialovými fonty jsou průtoky přepočtené z odečtů hladiny. R+B je součet průtoku vody v obou přítocích, za lomítkem je hodnota průtoku na odtoku z Máchova jezera, měřená v terénu. R:B je poměr průtoku vody v Robečském a Břežyňském potoce.

	Robečský	Břežyňský	R+B	R:B	
	$l s^{-1}$				
29.4.13	68	157	225/348	0.43	
25.5.13	107	128	235/279	0.84	
2.6.13	197	293	490	0.67	
11.6.13	163	293	457	0.56	
13.6.13	106	228	334/556	0.46	
25.6.13	209	293	502	0.71	
4.7.13	115	276	391	0.42	
9.7.13	106	189	295	0.56	
15.7.13	92	159	252	0.58	
2.8.13	116	140	256/450	0.83	
19.8.13	96	138	234	0.70	
20.8.13	106	151	257	0.70	
14.10.13	193	1018	1211	0.19	Vypouštění
21.10.13	166	611	777	0.27	Břežyně
23.10.13	130	919	1049	0.14	
11.12.13	168	193	361	0.87	
15.1.14	neměřeno				
16.2.14	106	126	232	0.84	
26.3.14	179	138	317	1.30	
9.4.14	206	189	396	1.09	
Průměr všech dat				0.64	
Průměr IV.-VIII.2013				0.62	

Látková bilance

Látková bilance byla propočtena na základě koncentrací P uvedených v tab. 3. Celkový propočet a jeho výsledky obsahuje tab. 4. Celková látková bilance Máchova jezera nebyla propočtena, protože nebyl k dispozici dostatek údajů o průtocích na odtoku z jezera.

Tab. 3: Přítoky Máchova jezera – výsledky stanovení celkového a rozpuštěného fosforu od začátku roku 2013 do dubna 2014.

	Břežňský p.		Robečský p.	
	P celk.	P rozp.	P celk.	P rozp.
<i>mg l⁻¹</i>				
28.1.13	0.018	0.010		
25.2.13	0.016	0.011		
26.2.13	0.015	0.006	0.062	0.036
5.3.13	0.040	0.006	0.062	0.018
16.3.13	0.041	0.007		
25.3.13	0.017	0.008		
3.4.13	0.037	0.008	0.074	0.025
12.4.13			0.112	0.026
24.4.13	0.086	0.047		
24.4.13	0.051	0.005	0.147	0.032
11.5.13	0.052	0.008		
23.5.13			0.193	0.058
27.5.13	0.041	0.008		
2.6.13	0.110	0.012	0.164	0.044
11.6.13	0.044	0.008	0.202	0.045
13.6.13			0.058	0.034
17.6.13			0.127	0.074
24.6.13	0.040	0.006		
25.6.13	0.044	0.009	0.094	0.070
4.7.13	0.021	0.008	0.094	0.064
9.7.13	0.021	0.0025	0.100	0.051
15.7.13	0.005	0.005	0.140	0.046
22.7.13	0.024	0.011		
5.8.13			0.197	0.042
20.8.13	0.042	0.005		
20.8.13	0.023	0.005	0.079	0.030
18.9.13	0.030	0.005		
14.10.13	0.040	0.019	0.082	0.033
21.10.13	0.019	0.007	0.080	0.033
18.11.13	0.037	0.009		
9.12.13	0.027	0.007		
11.12.13	0.049	0.024	0.049	0.024
15.1.14	0.042	0.024	0.059	0.018
16.2.14	0.011	0.0025	0.043	0.026
18.3.14	0.028	0.0025	0.071	0.035
9.4.14	0.020	0.0025	0.093	0.031

Tab. 4: Přítoky Máchova jezera – propoččet látkového vnosu celkového a rozpuštěného fosforu (P celk a P rozp) od začátku roku 2013 do dubna 2014. Q bil = průměrný měsíční Q užitý pro výpočet. Pro P je udána rovněž průměrná koncentrace za počítané období.

Robečský p.

	Q bil	dny	P celk	P rozp	P celk	P rozp	Q
	$l s^{-1}$		$mg l^{-1}$		kg		$tis m^3$
IV-13	68	30	0.111	0.028	19.56	4.88	176.3
V-13	107	31	0.193	0.058	55.31	16.62	286.6
VI-13	180	12	0.183	0.045	34.21	8.32	186.9
VI-13	157	18	0.093	0.059	22.78	14.53	244.9
VII-13	105	31	0.111	0.054	31.18	15.03	280.1
VIII-13	106	31	0.138	0.036	39.20	10.23	284.1
IX-13	95	30	0.120	0.050	29.55	12.31	246.2
X-13	163	31	0.081	0.033	35.41	14.43	437.2
XI-13	105	30	0.08	0.030	21.77	8.16	272.2
XII-13	168	31	0.049	0.024	22.05	10.80	450.0
I-14	150	31	0.059	0.018	23.70	7.23	401.8
II-14	106	28	0.062	0.036	15.91	9.24	256.6
III-14	179	31	0.062	0.018	29.71	8.63	479.2
Suma IV-IX					231.8	81.9	1705
Suma IV-X					267.2	96.3	2142
Suma za 12 měs.					380.4	140.4	4002

Břežský p.

	Q bil	dny	P celk	P rozp	P celk	P rozp	Q
	$l s^{-1}$		$mg l^{-1}$		kg		$tis m^3$
IV-13	157	30	0.058	0.020	23.60	8.14	406.9
V-13	127.7	31	0.047	0.008	15.90	2.74	342.0
VI-13	293	12	0.077	0.010	23.39	3.04	303.8
VI-13	261	18	0.042	0.008	17.02	3.04	405.4
VII-13	208	31	0.018	0.007	9.89	3.69	557.4
VIII-13	143	31	0.033	0.005	12.46	1.92	383.3
IX-13	140	30	0.030	0.005	10.89	1.81	362.9
X. bez výlovu	200	11	0.030	0.005	5.70	0.95	190.1
X. výlov	849	19	0.030	0.013	41.12	18.12	1394.0
XI-13	250	30	0.037	0.009	23.98	5.83	648.0
XII-13	193	31	0.038	0.016	19.63	8.01	516.6
I-14	120	31	0.018	0.010	5.79	3.21	321.4
II-14	126	28	0.016	0.0085	4.74	2.60	305.6
III-14	138	31	0.033	0.007	12.08	2.59	369.7
Suma IV-IX					95.3	17.2	2545
Suma IV-X					160.4	41.1	4587
Suma za 12 měs.					202.6	57.5	6100
Suma oba přítoky IV-IX					327.1	99.1	4250
Suma oba přítoky IV-X					427.6	137.5	6729
Suma oba přítoky za 12 měs.					582.9	198.0	10102

Tab. 5: Podíl Robečského potoka na vstupu sloučenin P a na hydrologickém zatížení Máchova jezera za období IV.2013 – III.2014.

Podíl Robečského p. (%)

	Pc	Pr	Q
IV.-IX.	70.9	82.7	40.1
IV.-X.	62.5	70.1	31.8
12 měs.	65.2	70.9	39.6

Do Máchova jezera přiteklo v období IV.2013 - III.2014 více než 60 % P celkového a přes 70 % P rozpuštěného Robečským potokem (tab. 5), přičemž průměrná koncentrace P celk za sledované období činila $0,103 \text{ mg.l}^{-1}$. V průběhu letních měsíců 2013 přiteklo i přes jejich spíše nízkou vodnost značné množství fosforu: 23-55 kg za měsíc, a to vlivem poměrně vysokých koncentrací P ve vodě (tab. 4).

Podle dat v tab. 4 se do Máchova jezera dostalo asi 583 kg P celkového, z toho 198 kg P rozpuštěného, tedy asi $0,21 \text{ mg.m}^{-2}$ P při ploše Máchova jezera 284 ha. Uvedený odhad je možné považovat za podhodnocený vzhledem k ostatním letům, protože rok 2013 byl poměrně suchý. Podhodnocený je tento odhad i proto, že nebyla dostatečně dobře zachycena období zvýšených průtoků vody. K dalšímu podhodnocení došlo tím, že nebyl zachycen průběh samotného výlovu Břežyňského rybníka, kdy docházelo k intenzivnímu transportu P vázaného na částechkách sedimentu. Využitelnost P z výlovu Břežyňského rybníka je ovšem podle výsledků frakcionačních analýz velmi nízká (kap. 4.4.).

Vollenweiderův diagram

Přísun sloučenin fosforu do jezer a vodních nádrží je v přímém vztahu k úživnosti stojatých vod. Jako základ pro hodnocení tohoto vztahu v konkrétních podmínkách se často používá tzv. Vollenweiderův diagram [18], jenž je pro údaje z Máchova jezera prezentován na obr. 27.

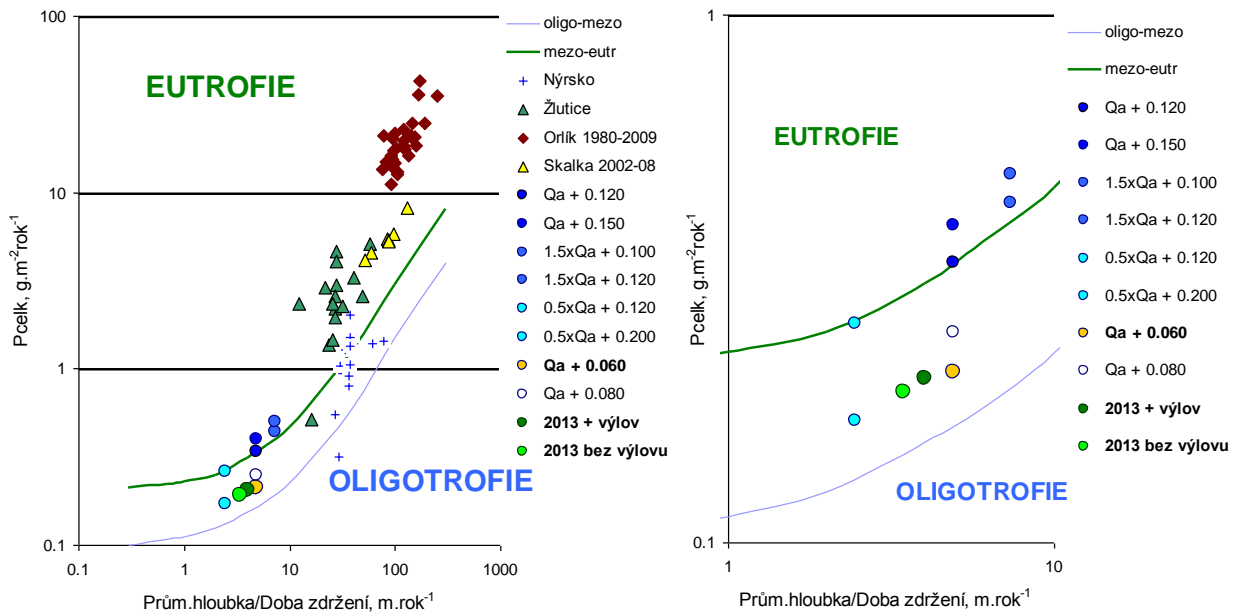
Přísun P do Máchova jezera byl kvůli nedostatku terénních dat testován s využitím hodnoty dlouhodobého průměrného průtoku v profilu hráze jezera ($Q_a=409 \text{ l.s}^{-1}$), přičemž byla koncentrace sloučenin P v Břežyňském potoce uvažována $0,033 \text{ mg.l}^{-1}$ (průměrná hodnota za 2013) a modelována byla pouze koncentrace P v Robečském potoce. Bylo uvažováno, že Robečským i Břežyňským potokem přiteče stejné množství vody.

Údaje v grafu na obr. 27 je třeba číst s tím, že:

- O reálné hydrologii povodí Máchova jezera neexistují spolehlivé údaje. Výsledky z roku 2013 (byť v zásadě souhlasí s terénními měřeními z roku 2009 [9]) nelze považovat za dostatečné pro jiné než orientační hodnocení. Proto i body vypočtené pro Q_a nejsou umístěny přesně.
- Nejsou žádné údaje ani o objemu vody infiltrující do Máchova jezera, ani o jejím chemismu (obsah sloučenin P).
- Poloha bodů pro r. 2013 odpovídá určitému podhodnocení vstupu P, protože nebyly dostatečně zachyceny významnější srážkoodtokové události a ani hlavní vstup P z výlovu Břežyňského rybníka.

Z Vollenweiderova diagramu vyplývá:

- V porovnání s některými eutrofními až hypertrofními (Skalka, Orlík) a oligo až mezotrofními (Nýrsko) nádržemi se jeví aktuální situace Máchova jezera jako poměrně dobrá. Při hodnocení je ale nezbytné vzít v úvahu, že ekosystémy mělkých jezer dokážou využívat fosfor, tedy klíčovou živinu, podstatně efektivněji než hluboké teplotně stratifikované nádrže (Skalka, Orlík, Nýrsko), a požadavky na přísun P tak musejí být pro Máchovo jezero přísnější.
- Vodné roky a roky s přibližně dlouhodobým průměrným průtokem, pokud koncentrace P celkového v Robečském potoce přesáhne $0,10 \text{ mg.l}^{-1}$, lze považovat za vysoce rizikové z pohledu růstu sinic v Máchově jezeře.
- V suchých letech, pokud průměrná koncentrace P nepřesáhne $0,10 \text{ mg.l}^{-1}$, lze naopak očekávat poměrně příznivé podmínky. Těto situaci se blížily podmínky v r. 2013.
- Příznivé poměry v jezeře lze očekávat i ve vodnějších letech (při Q_a), pokud by se průměrná koncentrace P celkového snížila na cca $0,06 \text{ mg.l}^{-1}$.
- Máchovo jezero je poměrně blízko hranici, kdy přísun P bude dostatečně nízký, aby vedl k dalšímu zlepšení kvality vody.



Obr. 27: Máchovo jezero – Vollenweiderův diagram. Vlevo: porovnání stavu Máchova jezera s některými vodními nádržemi přehradního typu. Vpravo: Zobrazení různých situací v přísunu živin do Máchova jezera. Q_a – dlouhodobý průměrný průtok a jeho násobky (1,5x a 0,5x) v souvislosti s různými průměrnými ročními koncentracemi P celkového v Robečském potoce. Rok 2013 je uveden ve dvou variantách, a to pro rok s výlovem Břehyňského rybníka a bez něho, což obnáší především rozdíl v hydrologii, přísun P během samotného výlovu (transport s částicemi sedimentu) nebyl podchycen.

4.3.3. Závěry

Na základě výsledků prezentovaných v kap. 4.3. lze formulovat tyto dílčí závěry:

- Je nezbytně nutné věnovat se soustavně otázce hydrologie celého povodí Máchova jezera, protože vlivem na jedné straně zalesněného terénu s bažinatými plochami (povodí Břehyňského potoka) a na straně druhé prakticky bezlesého povodí s ornou půdou na propustném podloží dochází ke značné nerovnoměrnosti v povrchovém odtoku, který je zřejmě kompenzován odtokem podpovrchovým, tedy komunikací Máchova jezera a okolní krajiny na úrovni podzemní vody. Tím dochází i k nepodchyceným a neodhadnutelným látkovým tokům.
- Břehyňský potok není významným zdrojem fosforu pro ekosystém Máchova jezera, Robečský potok jednoznačně ano.
- Přísun P do Máchova jezera se již podařilo značně snížit. Dále lze uvažovat o snížení průměrné roční koncentrace P v Robečském potoce ze $\sim 0,10 \text{ mg.l}^{-1}$ na úroveň $0,06 \text{ mg.l}^{-1}$. To se zdá být únosné nejen z pohledu Máchova jezera, ale také z pohledu možností, jaká opatření v povodí jezera mají.
- Jako krajní řešení lze zvažovat aplikaci Fe koagulantu do přítoku do přednádrže tak, aby se posílila její retenční kapacita.
- Přísun P do Máchova jezera je už teď na úrovni, která ponechává značný prostor pro to, aby se uplatnily i procesy probíhající uvnitř jezera, tedy interakce sediment/voda a příznivá skladba (regulované) rybí obsádky.
- Aplikace koagulantů do jezera se aktuálně nezdá být vhodným nástrojem ke zlepšení jakosti vody. V jarním a případně i v podzimním období sice může aplikace zejména Al koagulantů přinést dílčí zlepšení, ale jednak se při rozloze Máchova jezera jedná o velmi nákladnou záležitost a jednak je primárně třeba věnovat se vstupu fosforu Robečským potokem. Tento vstup má totiž potenciál zrušit pozitivní výsledek jakékoli plošné aplikace látek na hladinu jezera.

4.4. Sedimenty

4.4.1. Metodika odběru vzorků a analýz

Sedimenty byly odebrány ve dvou termínech (25.5.2013 a 15.8.2013) na šesti lokalitách v Máchově jezeře a na jedné lokalitě v rybníce Břehyně (obr. 28, tab. 6).



Obr. 28: Letecké snímky (GoogleMaps) Máchova jezera (levá část) a rybníku Břehyně (pravá část) s vyznačením lokalit odběrů sedimentů.

Tabulka 6: Zeměpisné souřadnice

Označení odběrové lokality	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka
M1	50.58033	14.66227
M2	50.59053	14.64787
M3dl	50.58162	14.64848
M4	50.58741	14.64345
M5	50.57518	14.65186
Z1	50.57373	14.65417
B1	50.57578	14.69519

Sedimenty byly nabírány z lodě jádrovým gravitačním odběrákem do trubic o vnitřním průměru 5cm vždy tři z jedné lokality, jedna pro analýzy částic, druhá pro analýzy pórové vody a třetí rezervní. Odebrané sloupce sedimentu včetně vody nad sedimentem byly převezeny uzavřené bez vzduchové bubliny do laboratoře a uloženy do temného chladicího boxu o teplotě 4°C.

4.4.2. Analýzy sedimentů

U každé lokality byl jeden sloupec sedimentu rozřezán do vrstev odpovídajících hloubkám uvedených dále v textu. Vlhké vzorky z jednotlivých vrstev byly použity pro gravimetrické stanovení sušiny při 105 °C a ztráty žiháním při 550 °C (ZZ550) a pro frakcionaci fosforu. Zbývající

část vzorků byla vysušena lyofilizací pro analýzu fosforu, železa a hliníku, která se prováděla spektrofotometrickými metodami po mineralizaci sedimentu kyselinou dusičnou a kyselinou chloristou.

Použité schéma frakcionace je modifikací metody Psenner & Pucsko (1988) (tab. 7). V této metodě byly P a jeho vazební partneři (Fe, Al) dle své povahy extrahovány ze vzorku sedimentu v několika po sobě jdoucích extrakcích různými činidly nebo činidly s různou dobou působení. Extrakce probíhala v polypropylenových centrifugačních zkumavkách o objemu 50 ml. Každý extrakční krok byl ukončen centrifugací (20 min, 2000×g). Pro potřeby detailnějšího pohledu na schopnosti sedimentu sorbovat nebo uvolňovat P byly frakce BD a NaOH, oproti původnímu schématu, rozděleny každá na dvě dílčí extrakce, z nichž první trvala pouze 5 minut a druhá pak 2 hodiny, v případě BD činidla, a 16 hodin, v případě NaOH (viz tab. 7). Tato modifikace sloužila ke stanovení pouze amorfních forem Fe, respektive Al, které jsou z největší míry odpovědné za sorpci P v sedimentu. Po každé extrakci vyjma H₂O a konečného zbytku byl sediment podroben tzv. promytí, které spočívalo v dodatečné extrakci po dobu 5 minut stejným činidlem opět zakončené centrifugací. Tento supernatant byl smíchan se supernatantem vlastní dílčí frakce a vzorek zfiltrován (MN GF-5) a použit pro stanovení koncentrací RRP, RP, Al a Fe; koncentrace RNP byla vypočtena stejně jako u vzorků vody odečtením koncentrace RRP od koncentrace RP. Ve vzorcích sedimentů a jednotlivých extrakcích se prováděla analýza veškerého fosforu, hliníku a železa spektrofotometrickými metodami po mineralizaci kyselinou dusičnou a kyselinou chloristou [20].

Tabulka 7: Extrakční postup frakcionační analýzy pro fosfor, železo a hliník. RRP – rozpuštěný reaktivní fosfor, RNP – rozpuštěný nereaktivní fosfor.

Pořadí frakcí, Označení frakcí	Princip činidla, složení, doba extrakce	Dominantní formy extrahovaného P
1. H ₂ O	Vymytí sedimentu, 2x10 min Anoxická H ₂ O, 25 °C	Snadno uvolnitelný P
2. BD _I	Anoxie (-400 mV), 5 min. + 5 min. proplach 0,1M Na ₂ S ₂ O ₄ + 0,1M NaHCO ₃ , pH 7, 25°C	RRP – P vázaný na amorfní (hydr)oxidy Fe RNP – část organického P
3. BD _{II}	Anoxie (-400 mV), 2 hod. + 5 min. proplach 0,1M Na ₂ S ₂ O ₄ + 0,1M NaHCO ₃ , pH 7, 25°C	RRP – P vázaný na krystalické oxidy Fe RNP – část organického P
4. NaOH _I	Vysoké pH, 5 min. + 5 min. proplach 1M NaOH, 25°C	RRP – P vázaný na amorfní (hydr)oxidy Al RNP – organický P
5. NaOH _{II}	Vysoké pH, 16 hod. + 5 min. proplach 1M NaOH, 25°C	RRP – P vázaný na krystalické oxidy Al RNP – organický P
6. HCl	Nízké pH 24 hod. + 5 min. proplach 0,5M HCl, 25°C	RRP – fosfor vázaný v apatitech a Ca ₂ CO ₃ RNP – organický P
7. Zbytek	Rozklad zbytkového peletu Mineralizace - HNO ₃ 115 °C, 30 min. - HClO ₄ 170 °C, 2 h	RNP - zbytkový nevyextrahovaný P

Sediment pro získání pórové vody sedimentů byl v ještě v boxu s dusíkovou atmosférou převeden do centrifugačních zkumavek s víčkem, zcentrifugován (20min, 4000g, chlazená centrifuga) a opět v boxu s dusíkovou atmosférou zfiltrován a rozdělen pro analýzy celkového P, Fe, Al po mineralizaci a stanovení PO₄-P, NH₄-N a NO₃-N jako ukazatelů míry anoxie v sedimentech.

4.4.3. Výsledky

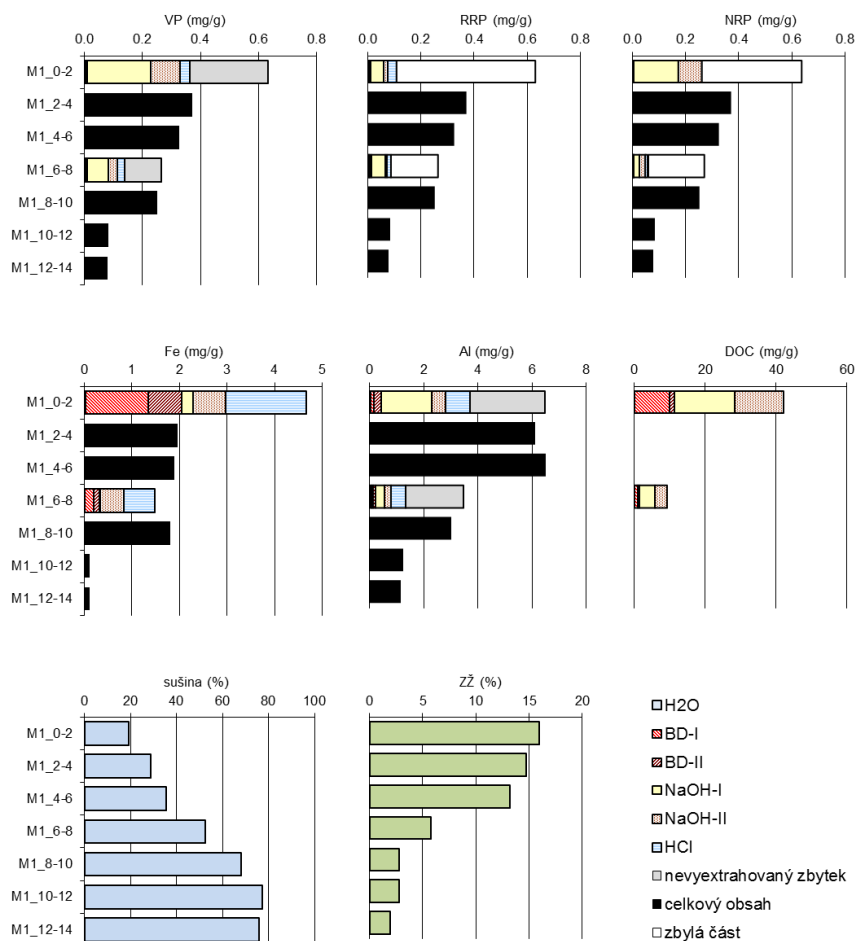
Sedimenty popsané v této studii lze rozdělit do čtyř skupin:

- *pískové sedimenty* (lokality M1 a M2) táhnoucí se od přítoku Břehyňského potoka dále po celém severovýchodním břehu až k přístavišti „Pod Šroubeným“;
- *organické sedimenty hlubších centrálních částí jezera* (lokality M3 a M4);
- méně organické, ale živinami bohaté sedimenty předhrázky (Z1) a na ni navazující zátoky Přístaviště Doksy (M5);
- *sediment z huminového Břehyňského rybníka* (B1).

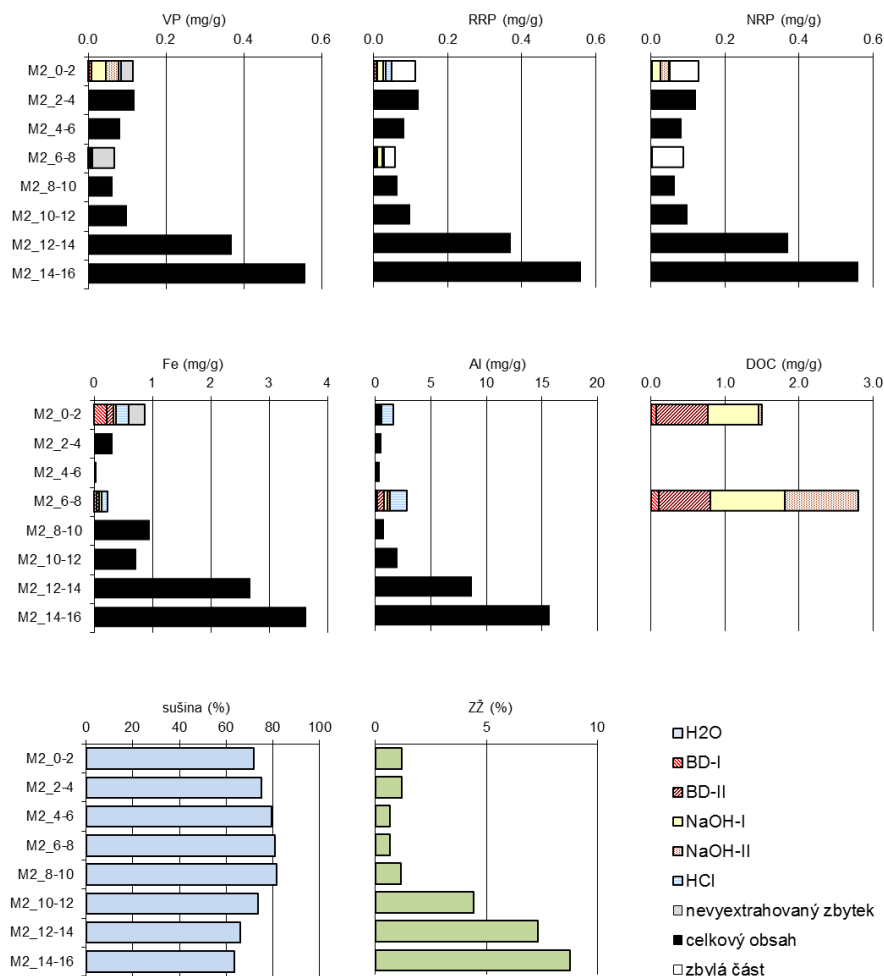
Dále v textu budou pro každou z kategorií uvedeny její charakteristické vlastnosti.

„Pískové sedimenty“

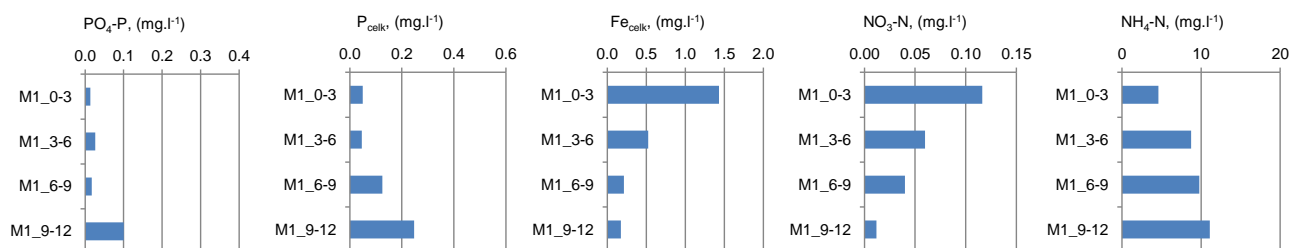
Výsledky analýz částic (sušina, celkové obsahy a frakcionace) a analýz pórové vody jsou uvedeny v obrázcích 29 až 31.



Obr. 29. Výsledky rozborů části sedimentů pomocí frakcionační analýzy P, Fe a Al a jejich celkových obsahů ve vybraných vrstvách vertikálního profilu sedimentů. V případě VP, Fe a Al je celkový obsah tvořen součtem frakcí (barevné vrstvy) nebo přímým stanovením (černé vrstvy). U RRP a NRP znázorňuje doplněk do celkové koncentrace bílý obdélník. Jedná se pouze o grafické znázornění, není založeno na stanovení.



Obr. 30: Výsledky rozborů části sedimentů pomocí frakcionační analýzy P, Fe a jejich celkových obsahů ve vybraných vrstvách vertikálního profilu sedimentů. V případě VP, Fe a Al je celkový obsah tvořen součtem frakcí (barevné vrstvy) nebo přímým stanovením (černé vrstvy). U RRP a NRP znázorňuje doplněk do celkové koncentrace bílý obdélník. Jedná se pouze o grafické znázornění, není založeno na stanovení.



Obr. 31: Výsledky analýz pórové vody sedimentů z lokality M1 ve 4 vrstvách svrchních 12-ti centimetrů.

Jedná se o kompaktní písčité sedimenty, místy zapáchající po sirovodíku.

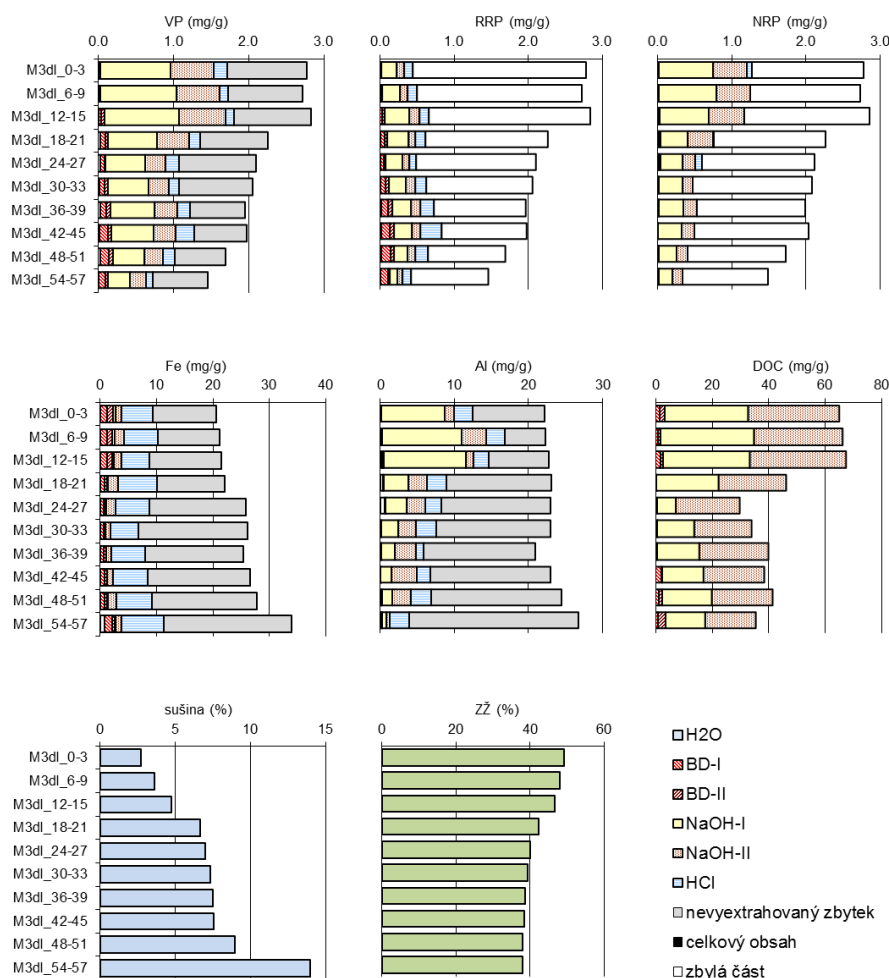
Pro tyto sedimenty jsou typické nízké obsahy vody (vysoká sušina) a nízký obsah organických látek (nízká ztráta žíháním) a obsahují velmi malé koncentrace P, Fe i Al v částicích. Podobně je tomu i v

případě koncentrací sledovaných analytů v pórové vodě (obr. 31). V povrchové vrstvě sedimentů byly zjištěny koncentrace $\text{PO}_4\text{-P}$ v hodnotách kolem $10 \mu\text{g.l}^{-1}$, navíc doprovázeny zvyšující se koncentrací Fe, které by bylo schopno případně uvolněný P zachytit. Vysoké koncentrace $\text{NH}_4\text{-N}$ mohou pocházet z intenzivního rozkladu organické hmoty nebo z anaerobní respirace $\text{NO}_3\text{-N}$.

Celkově je tato skupina sedimentů pro jakost vody málo důležitá.

„Organické sedimenty centrální části“

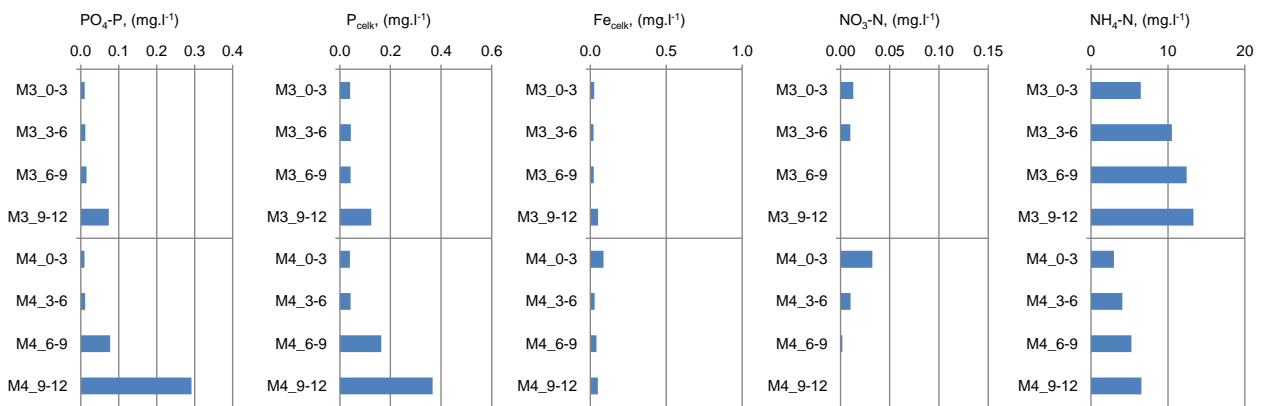
Výsledky analýz částic (sušina, celkové obsahy a frakcionace) a analýz pórové vody jsou uvedeny v obrázcích 32 až 34.



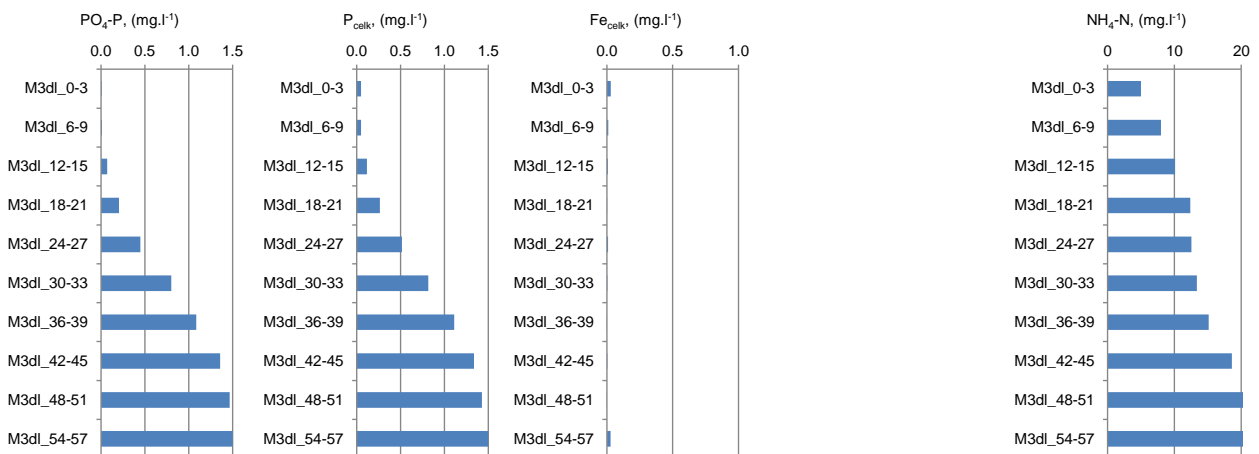
Obr. 32: Výsledky rozborů části sedimentů pomocí frakcionační analýzy P, Fe a Al a jejich celkových obsahů ve vybraných vrstvách vertikálního profilu sedimentů. V případě VP, Fe a Al je celkový obsah tvořen součtem frakcí (barevné vrstvy) nebo přímým stanovením (černé vrstvy). U RRP a NRP znázorňuje doplněk do celkové koncentrace bílý obdélník. Jedná se pouze o grafické znázornění, není založeno na stanovení.

Jedná se o velmi řídké, vločkovité, nepáchnoucí sedimenty, jejichž původ není „přirozený“. Svrchní vrstva (0-15cm) těchto sedimentů obsahuje vysoké procento vody a zároveň i organických látek (ztráta žiháním 40-50%). Současně s tím byly v této vrstvě zjištěny i vyšší koncentrace celkového P oproti hlubším vrstvám. Tento trend nenajdeme u Fe, kterého s hloubkou sedimentu spíše přibývá

stejně tak u celkového Al. Předpokládáme, že tento jev je způsobený hromaděním nerozložené organické hmoty, která se vlivem aplikace Al v předešlých letech zkoagulovala a hromadí se v hlubších místech díky horizontálním pohybům vody v nádrži a translokaci těchto jemných organických částic. Díky Al jsou tyto organické látky více kompaktní a méně přístupné pro rozklad mikrobiální aktivitou a jsou tak schopny zadržovat více P. Toto je patrné zejména díky výsledkům z frakcionační analýzy. V nabohacených svrchních vrstvách je vidět nárůst P zejména ve frakci NRP, který představuje organickou část vyextrahovaného P. S nárůstem NRP je vidět také odpovídající nárůst DOC a zejména pak nárůst Al vyextrahovaného v NaOH-I, který představuje čerstvě vysrážený amorfní Al, v tomto případě tedy pravděpodobně v komplexech s organickými látkami. Přítomnost složitějších komplexů dokládá i nárůst NRP ve frakci NaOH-II, kdy první frakce NaOH nestihla tyto komplexy kompletně rozložit a vyextrahovat. V těchto sedimentech je P vázán ve sloučeninách s Fe pouze v malých množstvích a to zejména v hlubších vrstvách. Ačkoli jsou (hydr)oxidy a oxidy Fe (frakce BD-I a BD-II) v sedimentu přítomny i ve svrchních vrstvách sedimentu, nejsou doprovázeny vyextrahovaným P ve stejných frakcích. To je pravděpodobně způsobeno také následkem aplikace hlinitých solí v předešlých letech a vytěsněním P z těchto komplexů díky vyšší afinitě P k Al (hydr)oxidům a jejich komplexům s organickými látkami. Část Fe se pravděpodobně také podílí na tvorbě složitějších organických komplexů díky extrakci Fe ve frakcích NaOH-II. Tento jev není typický pro minerálnější sedimenty.



Obr. 33: Výsledky analýz pórové vody sedimentů z lokalit M3 a M4 ve 4 vrstvách svrchních 12-ti centimetrů.



Obr. 34: Výsledky analýz pórové vody sedimentů z lokality M3dl do hloubky 57 centimetrů.

Složení pórové vody dokládá tvrzení z předchozího odstavce. V pórové vodě svrchních vrstev sedimentů v podstatě není $\text{PO}_4\text{-P}$, koncentrace se zde pohybují okolo $10 \mu\text{g.l}^{-1}$. Současně s tím zde ale není Fe, ani $\text{NO}_3\text{-N}$, což znamená, že hlavním vazebným partnerem pro P je zde Al, který pochází ještě z aplikace PAX. Směrem do hloubky sedimentu se zvyšovaly koncentrace obou forem P směrem k hodnotám $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$, avšak ani tyto nebyly doprovázeny rostoucími koncentracemi Fe. Tyto koncentrace jsou v sedimentu tak hluboko, že i s ohledem na konvexní profil průběhu koncentrací v horní polovině sloupce, nepředpokládáme jejich uvolnění do vodního sloupce. Pravděpodobně se jedná o sedimenty z období před aplikací PAX, kdy sedimenty neobsahovaly dostatečné množství aktivního Al pro vazbu P a zároveň je Fe v BD-I frakci vysyceno P a není tudíž dále schopno sorpce.

Jezero tedy není ohroženo z hlediska uvolňování P ze sedimentu do vodního sloupce vlivem redoxních podmínek v hypolimniu nebo sedimentu.

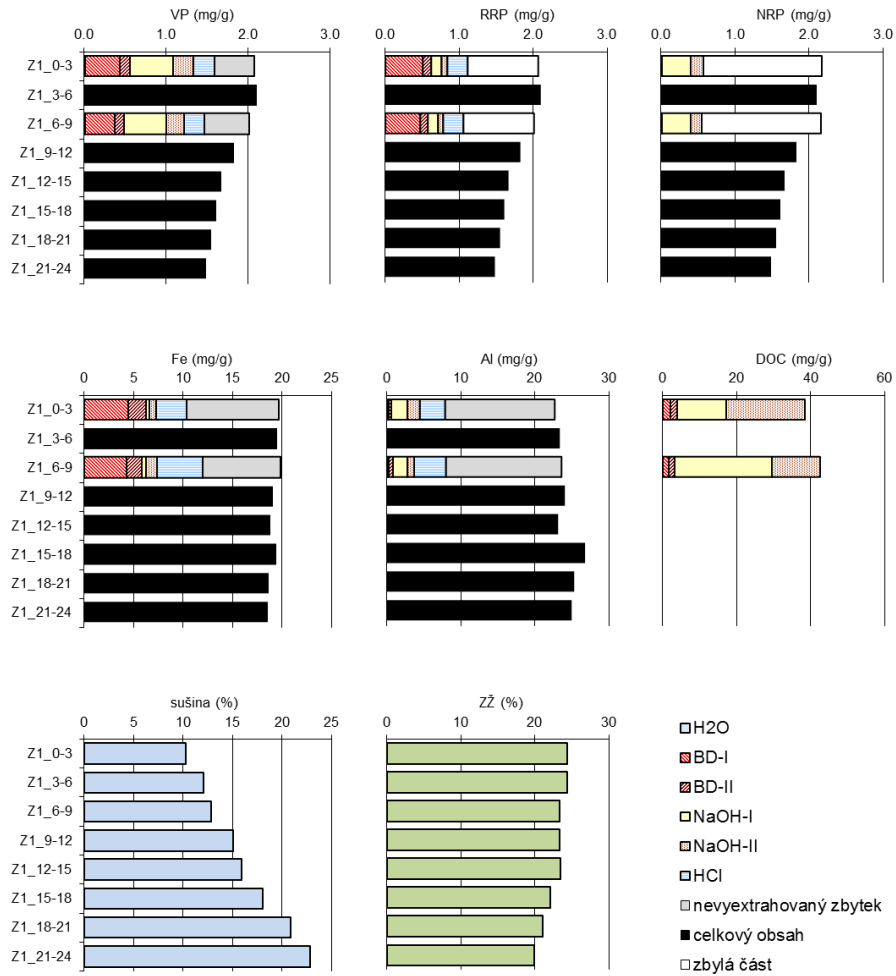
„Živinami bohaté sedimenty předhrázky“

Výsledky analýz částic (sušina, celkové obsahy a frakcionace) a analýz pórové vody jsou uvedeny v obrázcích 35 a 36.

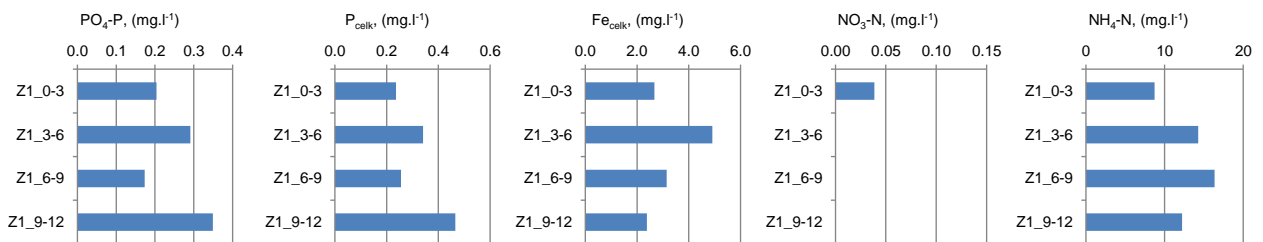
Jedná se o sedimenty podobné těm, jaké jsou nalézány v silně eutrofních vodách.

Od předešlého typu sedimentu se liší sedimenty v zátocě, do které ústí přítok zatížený odpadními vodami z města Doksy. Ačkoli je tento sediment méně organický než sedimenty v hlubších lokalitách nádrže (M3, M4), obsahuje stejně vysoké koncentrace P v částicích. Tento P je především, na rozdíl od ostatních analyzovaných vzorků, v tzv. reaktivní formě (Obr. 28, prostřední graf nahoře, červený obdélník), tedy spíše minerálního charakteru. Tento P je pak zejména vázaný na (hydr)oxidy Fe, které mají potenciál se v anoxických podmínkách rozpouštět a následně uvolňovat do vody nad sedimentem. Koncentrace P vázaného na různé formy sloučenin s Al jsou poměrně malé, a v porovnání s ostatními vzorky, na úrovni hlubších vrstev sedimentů. Z molárního poměru Fe/P v BD-I frakci (cca 2,5) lze usoudit na vysycenost Fe sloučenin a tím sníženou schopnost vázat P.

Na rozdíl od všech předchozích vzorků, tyto sedimenty obsahují poměrně vysoké (10x až 20x vyšší než ostatní sedimenty v jezeře) koncentrace P v pórové vodě svrchních vrstev sedimentů (Obr. 29). Tyto jsou, na rozdíl od ostatních lokalit doprovázeny i vyššími koncentracemi rozpuštěného Fe, které naznačují možnost uvolňování P ze sedimentů. Buď to je Fe vychelátováno organickými látkami a není schopno dostatečné vazby fosforu nebo v sedimentu panují silné anoxické podmínky, které udržují Fe v roztoku i pod povrchem sedimentů.



Obr. 35: Výsledky rozborů části sedimentů pomocí frakcionační analýzy P, Fe a Al a jejich celkových obsahů ve vybraných vrstvách vertikálního profilu sedimentů. V případě VP, Fe a Al je celkový obsah tvořen součtem frakcí (barevné vrstvy) nebo přímým stanovením (černé vrstvy). U RRP a NRP znázorňuje doplněk do celkové koncentrace bílý obdélník. Jedná se pouze o grafické znázornění, není založeno na stanovení.



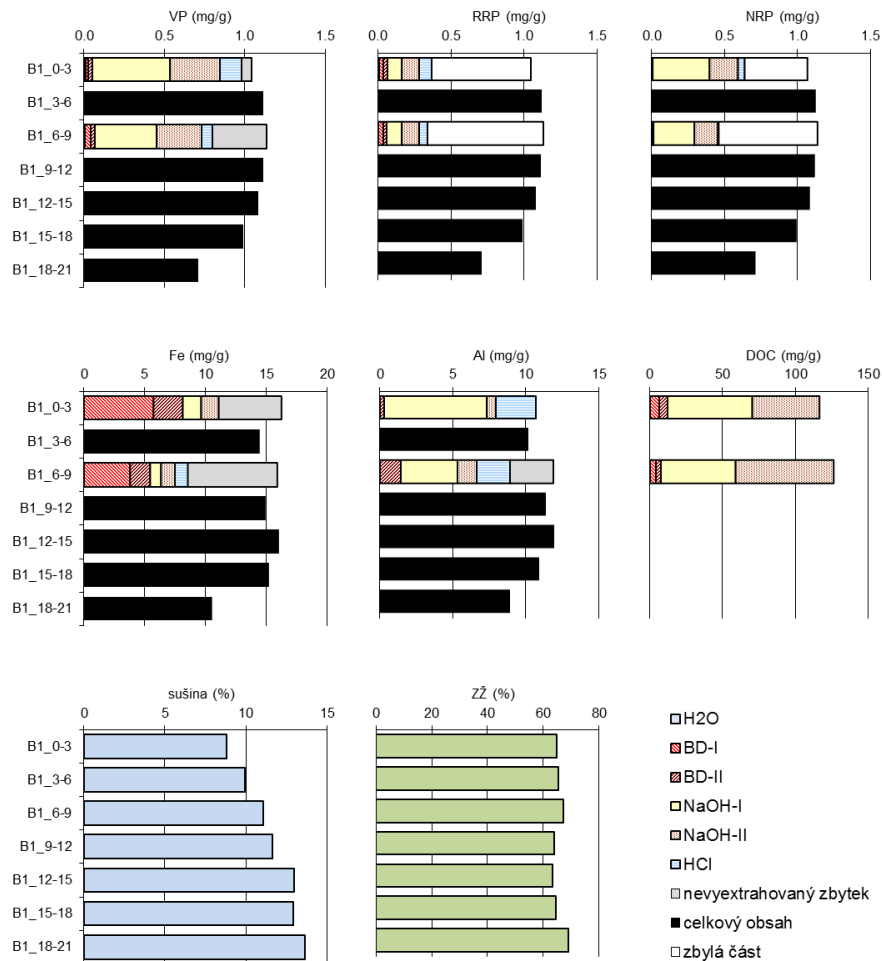
Obr. 36: Výsledky analýz pórové vody sedimentů z lokality Z1 ve 4 vrstvách svrchních 12-ti centimetrů.

„Sediment z Břežyňského rybníka“

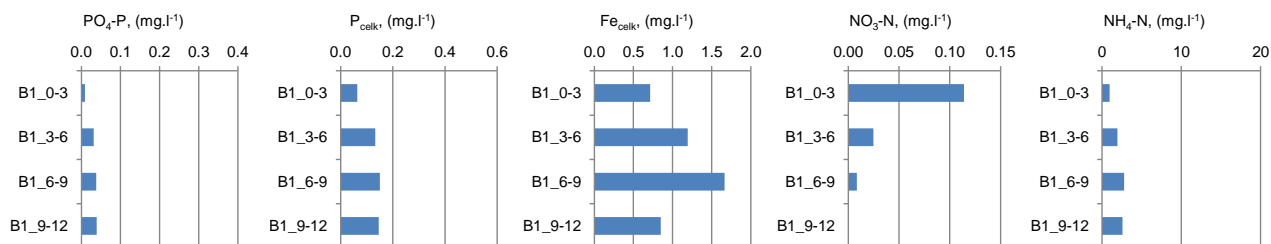
Výsledky analýz částic (sušina, celkové obsahy a frakcionace) a analýz pórové vody jsou uvedeny v obrázcích 37 a 38.

Jedná se o sediment huminovo-rašelinového typu, který je charakteristický vysokým obsahem těžko rozložitelných organických látek a dominancí vazby P na Al (pokud je přítomen).

Tento sediment je jednoznačně nejvíce organický ze všech zkoumaných sedimentů (největší ztráta žíháním) a naopak obsahuje nejméně P, Fe i Al. Ačkoli obsahuje srovnatelné množství Fe v BD-I frakci jako sediment ze zátoky Máchova jezera, P v této frakci extrahován téměř nebyl a jeho dominantní forma byla nalezena v NaOH-I frakci, kde bylo současně extrahováno velké množství Al a také DOC. To značí typ vazby P do přirozených humimových komplexů s Al, podobných těm, které vznikají při aplikaci PAX.



Obr. 37: Výsledky rozborů části sedimentů pomocí frakcionační analýzy P, Fe a Al a jejich celkových obsahů ve vybraných vrstvách vertikálního profilu sedimentů. V případě VP, Fe a Al je celkový obsah tvořen součtem frakcí (barevné vrstvy) nebo přímým stanovením (černé vrstvy). U RRP a NRP znázorňuje doplněk do celkové koncentrace bílý obdélník. Jedná se pouze o grafické znázornění, není založeno na stanovení.



Obr. 38: Výsledky analýz pórové vody sedimentů z lokality B1 ve 4 vrstvách svrchních 12-ti centimetrů.

Pro složení pórové vody jsou charakteristické velmi nízké koncentrace PO₄-P, doprovázené poměrně vysokými koncentracemi Fe, které jsou schopny případně vyvázat uniklý P. Nízké koncentrace NH₄-N a poměrně vysoké koncentrace NO₃-N nasvědčují nižším rychlostem mikrobiálních aktivit souvisejících pravděpodobně s nižší úživností, horší rozložitelností organické hmoty a obecným nedostatkem kyslíku či jiných oxidačních činidel v sedimentech.

4.4.4. Závěry a doporučení

Na základě výsledků prezentovaných v kapitole 4.4. lze formulovat tato shrnující doporučení:

- Sedimenty z Břežyňského rybníka nepředstavují pro Máchovo jezero s vysokou pravděpodobností významné eutrofizační riziko. Je ale třeba bránit jejich vstupu do jezera z důvodu jeho postupného zazemňování.
- Sedimenty převážné části dna Máchova jezera lze považovat z pohledu uvolňování živin za velmi stabilizované a fosfor neuvolňující. Aktuálně tedy není třeba plošně aplikovat hlinité koagulanty.
- Management sedimentů Máchova jezera je třeba orientovat na udržování oblasti těsně přilehlé hrázi a výpusti (loviště) a vypracovat systém postupného odstraňování bahna.
- Usazeniny v Předhrázce jsou značně rizikové, s vysokým podílem labilně vázaného fosforu. Tyto sedimenty a jejich chování za relativního nedostatku kyslíku jsou hlavním limitem pro účinnost předzdrže. Jednorázové, nebo lépe opakované částečné odstraňování usazenin z Předhrázky je nezbytnou podmínkou pro to, aby mohla plnit funkci, kvůli které byla realizována.

4.5. Rybí obsádka

Rybí obsádka Máchova jezera se od posledního výlovu v prosinci 2008 udržela v poměrně příznivém a stabilním stavu, jak indikovaly průběžně výsledky stanovení zooplanktonu.

4.5.1. Výlov Máchova jezera 2014

V listopadu 2014 byl proveden výlov Máchova jezera. Bylo odloveno živých: 1341 kg dravců, z toho asi 100 kg candáta, zhruba stejně tolik štiky a sumce a zbytek představoval bolen dravý, který byl v dobré kondici. Dále bylo odloveno 210 kg amura a 165 kg tolstolobika, kteří sem ale nebyli vysazeni a zřejmě pocházeli z období před výlovem 2008. 26 kg bylo úhoře, 245 kg kapra a 3155 kg cejna velkého. Odhadem asi 10 000 kg živého cejna zůstalo v rozlivech na dně jezera. V rozlivu pod Borným zůstalo údajně (p. Pitro, osobní sdělení) několik stovek ks bolena, který zde nakonec uhynul. Plotice a perlín nebyli prakticky zaznamenáni. Okouna bylo velmi málo a byl ve špatné výživové kondici, protože trpěl v nestrukturovaném, živinami chudém pelagickém ekosystému nedostatkem potravy. Při výlovu nebylo pozorováno větší množství nejmladších ročníků cejna, což svědčí o značném predaním tlaku dravců, případně i o nevysoké reprodukční úspěšnosti cejna obecně. Cejn je fytofilní ryba, která má potíže se úspěšně třít bez přítomnosti ponořené (či alespoň zaplavené) vegetace. Ježdík byl sice častou rybou, ale v nijak dramatické hustotě populace, což je příznivé znamení.

Kromě živých ryb byl sledován i výlovek ryb, které během výlovu uhynuly. Jednalo se o 81 kg dravců, 135 kg cejna velkého, 11 kg amura, 40 kg tolstolobika a 6 kg kapra.

Celkově lze odhadnout, že včetně ryb, které unikly do rozlivu, bylo v Máchově jezeře mírně přes 50 kg ryb na 1 hektar. To lze považovat za nízkou rybí obsádku, která vysvětluje poměrně příznivé složení zooplanktonu.

Potvrdila se špatná slovitelnost, patrně technicky neřešitelná. Existence tvrdého prahu na dně napříč dolní čtvrtinou jezera se nepotvrdila. Naopak hlavní neslovitelná prohlubeň byla vytvořena až v úrovni Myšlína. Prokazatelně špatná slovitelnost je faktor, který hovoří ve prospěch dlouhodoběji držených rybích obsádek a diskvalifikuje přístupy založené na častých výloveh.

Zajímavé je porovnání s výlovem koncem roku 2008. Tehdy bylo odloveno [15] mnohem více ryb všech kategorií: celkem 12 300 kg, z toho 1500 kg candáta, 250 kg úhoře, 250 kg štiky a 500 kg sumce. Cejna bylo 5200 kg, kapra 1100 kg, tolstolobika 3500 kg. Blíže neurčené množství ryb zůstalo neslovené v rozlivech, což brání ve spolehlivém porovnání. Zdá se ale, že dravců bylo v r. 2008 podstatně více.

4.5.2. Závěry a doporučení

Máchovo jezero vyžaduje co nejřidší rybí obsádku, kde početnost nežádoucích ryb (cejna, ježdíka, případně plotice) regulují dravé ryby (sumec, candát, štika, bolen). Uvedené „nežádoucí“ ryby totiž, jak již bylo řečeno dříve, zrychlují svou trávicí aktivitou koloběh fosforu, čehož dokážou velmi dobře využívat právě sinice. Při výlovu na podzim 2014 se podařilo slovit pouze cca ¼ populace cejna velkého, což je poměrně málo. Silná podpora dravců bude tedy velmi důležitým prostředkem ke kontrole rybí obsádky. Zároveň je zřejmě nezbytné rezignovat na častější lovení jezera jakožto prostředku k regulaci rybí obsádky a zároveň i jako prostředku k ozdravení povrchové vrstvy sedimentu (oxidace, zhutnění, inaktivace sinicového inokula).

Koncepce řízení rybí obsádky, přímé zásahy do rybích populací i zarybňovací plány musí být projednány se zástupci AOPK.

Po výlovu 2014 je prvořadým úkolem dosáhnout stability rybí obsádky. Existuje totiž reálná možnost, že do uvolněné ekologické niky budou expandovat některé druhy ryb (cejn). Proto je navrženo dosazení dravců a další techniky omezování planktonožravých (a bentofágních) ryb.

Jako důležité opatření pro rok 2015 doporučujeme elektrolov omračovací lodí v době tření cejna velkého, jak se osvědčilo např. na Boleveckém rybníce v Plzni či na velkých vodárenských přehradních nádržích Švihov a Římov (spolupráce s Biologickým centrem Akademie věd ČR, v.v.i., Hydrobiologickým ústavem). Elektrolovem může být v mělké nádrži za příznivých podmínek (vystižení doby tření a dobré počasí) odloveno až několik tun cejna za jediný den. Během lovení se takto získají cenné informace i o hustotě a tělesné kondici dravců (jsou vraceni zpět).

V r. 2015 doporučujeme paralelně s elektrolovem i instalaci umělých třecích substrátů do mělké vody jezera. Jako umělý třecí substrát poslouží dobře malé smrčky nebo borovičky z výřezu, které se ukotví ke dnu např. betonovou dlaždicí. Po výtěru cejna se ihned třecí podklady z vody odstraní a mohou se buď nechat na břehu zaschnout a nebo je lze využít např. na sádkách k produkci násady dravců. Důležité je nepromeškat okamžik odstranění jiker, aby se potěr nevykulil už v jezeře.

Výsledky výlovu potvrdily již dříve zjištěnou skutečnost, že v jezeře dobře prosperuje candát a hlavně sumec, podobně i bolen. Candát je navíc z uvedených dravců nejzranitelnější nelegálním rybolovem (noční šňůry). Sumec má potenciál držet na uzdě rozvoj cejna a bolen dravý je účinným predátorem nejmladších ročníků cyprinidů (tedy i cejna). Z toho je zřejmé, že rybí obsádka bude založena na podpoře sumce a bolena jakožto stěžejních regulátorů populací nežádoucích druhů ryb, jako jsou plotice, cejn, perlín.

Jako násada Máchova jezera byli využiti všichni dravci, kteří byli získáni při výlovu a doplněna bude nová násada. Platí, že pro nasazení musí být snaha získat především odrostlejší násadu dravců, která má větší šanci přežít a dále se uplatnit.

Pro rok 2015 bylo navrženo nasadit:

- Bolen dravý – nejlépe dvouletá násada v počtu cca 1000 ks jako doplnění stárnoucí kohorty generačních ryb, které se ale v Máchově jezeře úspěšně rozmnožit nemohou. Alternativně je možné – pokud se nepodaří sehnat onu dvouletou násadu – vysadit 5000 ks bolena rychleného už na podzim 2015.
- Štika obecná – má plnit roli při omezování tohoročního plůdku, který lze očekávat po jarním vytření generačního cejna, jenž v jezeře po výlovu zůstal. Navrženo je 5000 ks štičky rychlené k vysazení zhruba v květnu 2015. Nahrazena může být ročkem. Štičku je nezbytné rozvézt lodí a vysazovat podél břehů jezera.
- Candát obecný by měl být vysazen jednoletý, nejlépe hned na jaře 2015 v počtu 1000-2000 ks, ovšem tato ryba je na trhu spíše nedostatečná. Alternativou je tedy 5000 ks candáta rychleného hned v květnu 2015 – tyto rybky velikosti zhruba 1 cm budou mít pravděpodobně dobrou šanci na přežití, protože zooplankton, jakožto potrava by měl být k dispozici.
- Sumec velký musí být vysazován jako násada o kusové hmotnosti 2-3 kg. V roce 2015 by mělo být vysazeno asi 250 kg.
- Zajímavou možností je využití tzv. „sexovaného okouna“. Jedná se o mlíčáky okouna, kteří jsou vytřídění při jarním výlovu nějakého rybníka. Tím, že jsou vysazeni pouze samci, je na jedné straně podpořen tlak na plůdek nežádoucích druhů ryb a zároveň není podporována populační dynamika tohoto druhu. Tuto rybu jsou schopné na vyžádání dodat rybářské subjekty hospodařící na rybnících.

V dalších letech je třeba dále podporovat populaci bolena dravého, aby se vytvořila pestrá věková struktura, která je pro stabilní predáční tlak bolena na plůdek bílé ryby nutná. Dále bude třeba dosazovat po několik dalších let větší násadu sumce, a to zhruba po 100-200 kg ročně. Vhodné bude

mírně podporovat candáta a pravidelně vysazovat i cca 1000 ks rychlené štičky podél břehů jako prevenci proti neočekávaně vysoké reprodukční úspěšnosti cejna či okouna.

Pokud bude široce akceptován záměr využívat Máchovo jezero ke sportovnímu rybolovu, musí být v průběhu roku 2015 dobře a podrobně připravena celková koncepce včetně ekonomické rozvahy a musí být zřejmá i organizační struktura. Rok 2015 doporučujeme považovat za rok stabilizace jezera po výlovu a s případným využíváním sportovními rybáři doporučujeme začít až v r. 2016, pokud monitoring planktonu stabilitu rybí obsádky doloží. V přípravném období doporučujeme se vyvarovat přílišného optimismu, co se týče finančních přínosů, a to z toho důvodu, že udržitelné rybářské obhospodařování Máchova jezera jako rybářského revíru bude muset být zcela podřízeno zájmu ochrany jakosti vody a nikoli zájmům sportovních rybářů, a proto bude značně náročné a finanční přínosy nebudou vysoké. Standardní užívání sportovních revírů vede obvykle k rychlé degradaci populace dravců a k převládnutí tzv. plevelných druhů ryb, zde zejména cejna. Této situaci je třeba se na Máchově jezeře rozhodně vyhnout.

Bude třeba zejména:

- Vymezit pouze určité partie břehu pro sportovní rybolov tak, aby nedošlo ke kolizi s rekreačním koupáním ať už přímo nebo nepřímo (vlasce přetrvávající na dně).
- Soustředit rybolov na bílou rybu, nepropagovat v tomto případě systém „chyt' a pust'.
- Kapra minimálně v roce 2015 a 2016 nevysazovat vůbec, v dalších letech teprve v závislosti na stavu planktonu. Pokud se podaří úspěšně omezovat tzv. bílou rybu a v zooplanktonu budou přítomny větší druhy perlooček, bude možné zvážit vysazení kapra (cca 1000 kg celkem).
- Při lovu nedravých ryb vyloučit plošné vnaďení, které může být významným zdrojem fosforu.
- Odlov dravců doporučujeme v prvních třech letech po napuštění neprovádět. Pak bude jejich lov vhodný, aby se odčerpávala biomasa starších ročníků a předcházelo se masivnějšímu kanibalismu. Tento odlov bude nutné regulovat a to jak cestou délkových omezení, tak doby hájení, způsobu lovu (velikost a druh návnady), regulací denní doby (omezení nočního lovu candáta a sumce) a podobně.
- Odlovené dravce podle údajů z úlovkových listů a také podle vývoje struktury zooplanktonu bude nezbytné pravidelně dosazovat, a to se zaměřením na - na trhu nedostatkovou – odrostlejší násadu.
- Zabezpečit spravování revíru aktivním a kompetentním člověkem.
- Počítat s prováděním nezávislých ichtyologických průzkumů, řídit se výsledky monitoringu ekosystému Máchova jezera.
- Cíleně pracovat s veřejností.

Podmínky pro rybářské hospodaření, jak jsou zde formulovány, se mohou zdát zbytečně přísné. Skutečností ovšem je, že rybí obsádka se dokáže snadno vymknout kontrole a pak je velmi obtížné ji opět zvládnout. Přitom doprovodnými projevy je zhoršení jakosti vody a snížení atraktivity rekreační lokality (snížení průhlednosti vody, rozvoj sinic).

4.5.3. Možné využití rybí obsádky pro kontrolu rozvoje ponořené vegetace

Pokud by se stalo, že ponořená vegetace bude získávat dominantní roli, bude rybí obsádka, důležitým – a také jediným vhodným - regulačním prostředkem. Při rozmachu ponořené vegetace je třeba přikročit nasazení kaprem. Kapr je schopen destruovat vodní rostliny nejen přímým mechanickým poškozováním, ale rytím způsobuje i zákal resuspendovaným sedimentem, který omezuje rostlinám dostupnost světla (dojde k jejich „zaprášení“). Zároveň je třeba vhodně uvolnit

odchyt kapra na udici tak, aby se rybu podařilo po skončení jejího melioračního působení opět z ekosystému z větší části odlovit.

Při využití kapra proti rozvoji vodní vegetace bohužel platí, že nejrychleji rostoucí, a tedy i nejobávanější rostliny (např. stolístek klasnatý), jsou také nejodolnější. Vhodná je tedy kombinace např. s jednorázovým mechanickým sklízením. Při potlačování porostů vodní vegetace kaprem je také třeba organizovat sběr rostlinné biomasy podél břehů, kam jsou její zbytky navátý větrem a kde se rozkládají.

Zásadně nedoporučujeme proti vodním rostlinám využívat amura bílého. Důvodem je nejen jeho selektivní působení (např. stolístek či pichlavou řečanku nežere), ale především působení „všechno nebo nic“. To znamená, že vliv amura se dlouho neprojeví, až najednou veškerá vegetace zmizí. Účinně odlovit ale již nepotřebné ryby na udici či jinými odlovnými prostředky je v zásadě nemožné.

Účelové přesazení kaprem, jak bylo popsáno výše, může vést ke zvýšení celkové trofie (úživnosti) ekosystému a může vyžadovat paralelní ošetření hlinitým koagulantem. To už se ale dostáváme do spekulací nad rámec této studie, protože uvedenou situaci a cílené nasazení kapra se bude muset řešit v kontextu celkové situace, která v dané době bude.

4.5.4. Předhrázka

Předhrázka je nejúživnější část jezera, kde drobný zooplankton jasně indikuje velmi hustou rybí obsádku. Tu je třeba zde regulovat, aby se předcházelo alespoň částečně tzv. ichtyoeutrofizaci, tedy zvyšováním úživnosti vody činností ryb.

Předhrázka představuje aktuálně neslovitelný objem. To je velmi nepříznivá situace, protože rybí obsádku nelze účinně regulovat. Z velké části lze nízkou účinnost předhrázky v odstraňování fosforu v posledních letech přičíst na vrub právě přehuštěné rybí obsádce, která zrychluje koloběh fosforu (vrací fosfor do oběhu a ten se pak nezachytí v bahně, ale pokračuje dále do jezera). Slovitelnost předhrázky se dá zajistit pouze dobudováním požeráku. To lze považovat za jednu z priorit.

Pro r. 2015 doporučujeme vysadit alespoň 50 kg násady sumce k vytvoření většího predáčního tlaku na planktonofágní a bentofágní ryby. Zároveň je možné využít vyžínací lodě k omezení rozsahu litorálních porostů. Jedná se o vytvoření co nejčlenitějšího rozhraní mezi vodou a litorálem (nikoli o plošné sečení), což představuje významnou podporu dravců, zejména štiky. Vyžínací lodě jsou dostupné buď typu *Esox* nebo *Conver*, které dokáží posečenou biomas i vyhrnou na břeh.

5. DISKUSE NÁPRAVNÝCH OPATŘENÍ

Při diskusi nápravných opatření musíme vycházet ze zjištění:

- Prvního důležitého posunu v jakosti vody Máchova jezera se již podařilo dosáhnout realizací řady opatření (zejména: převedení odpadních vod na ČOV Staré Splavy, oprava kanalizačního řadu a zavádění oddílné kanalizace v Doksech, vybudování Předhrázky, opakovaná aplikace PAXu, změna rybí obsádky).
- Ekosystém jezera je třeba k dalším zlepšením nutit opatrně, protože pokud by došlo, například po nějakých příliš razantních zásazích, k jeho náhlému přechodu do tzv. litorálního stavu, následný rozvoj ponořené vegetace by byl obtížně zvladatelný a znamenal by výrazné komplikace pro rekreační sezónu.
- Situace Máchova jezera byla v posledních letech stabilizovaná:
 - dříve pozorované těžké kyslíkové deficity u dna jezera byly nahrazeny příznivým kyslíkovým režimem;
 - sedimenty v jezeře nebyly rozsáhlými analýzami shledány jako významně rizikové pro kvalitu vody a rozvoj sinic;
 - hygienicky rizikové sinice ustoupily a byly nahrazeny jinými druhy, takže hodnocení koupacích míst hygienickou službou určuje hlavně koncentrace chlorofylu a, tedy celková biomasa všeho fytoplanktonu;
 - biomasa fytoplanktonu je silně limitována dostupností fosforu (nikoli dusíku), což znamená, že omezením dostupnosti tohoto prvku lze omezit i rozvoj fytoplanktonu obecně;
 - struktura zooplanktonu dokládala nepříliš hustou rybí obsádku, kde ale ještě existuje prostor pro její další optimalizaci.
- Zcela zásadním zdrojem fosforu, tedy prvku, na němž závisí nejdůležitější parametry jakosti vody pro rekreační využívání lokality, je Robečský potok, takže je zřejmé, že tímto směrem je třeba zaměřit hlavní opatření ve prospěch jakosti vody.
- Břežský potok nepředstavuje sice eutrofizační riziko, ale může být významný vnosem sedimentů při výlovu Břežského rybníka.

5.1. Opatření v povodí Robečského potoka

V povodí Robečského potoka je nezbytné řešit dva okruhy problémů: vstup fosforu a přísun erozního materiálu.

5.1.1 Vstup fosforu

Ke vstupu fosforu, jak bylo aktuálně doloženo v r. 2014, dochází jak v oblasti, kde Robečský potok protéká městem Doksy, tak působením Poselského rybníka.

Řešení pro město Doksy spočívá ve vytrvalé a systematické kontrole stavu a používání kanalizačního řadu: funkce odlehčovacích komor, funkce čerpací stanice pro převod odpadních vod na ČOV Staré Splavy, správná funkce a napojení obyvatel na dešťovou a splaškovou kanalizaci, kontrola výustí do Robečského potoka (i za deště). Průběžně kontrolováno musí být i nakládání s odpadními vodami u subjektů, které na kanalizaci nejsou napojeny, včetně (sezónně) využívaných zařízení v blízkosti jezera. Jedná se o náročnou a nevděčnou práci, nicméně komunální vody jsou

velmi bohaté nejrizikovějšími formami fosforu, takže každý prohřešek proti nakládání s těmito vodami znamená závažné ohrožení jakosti vody Máchova jezera a podporu rozvoje fytoplanktonu, včetně sinic. V otázce priorit je právě kontrola a další vývoj v oblasti nakládání s odpadními vodami na prvním místě.

Poznámka: Z pohledu ochrany a zlepšování kvality vody v Máchově jezeře je velmi nevýhodné povolovat vypouštění odpadních vod čištěných domovními ČOV do vodotečí nad jezerem či přímo do něj. Důvodem je prakticky nekontrolovatelný a následnými opatřeními již nezvládnutelný vstup fosforu na velkém počtu míst.

Poselský rybník je dlouhodobě využíván k tzv. polointenzivnímu chovu ryb. Tento termín je však definován poměrně široce, takže zahrnuje velmi různé intenzity reálného hospodaření. Dříve byl Poselský rybník známý bohatými porosty ponořené a vzplývavé vodní vegetace a nezdálo se, že by byl zdrojem problémů v jakosti vody. V posledních letech ale ponořená vegetace vymizela v důsledku zvýšené intenzity hospodaření a podle výsledků v r. 2014 zřejmě došlo k reaktivaci zásob fosforu v sedimentech. Tuto skutečnost je třeba v r. 2015 prověřit v rámci monitorování jakosti vody (kap. 5.6.). Zlepšující opatření na Poselském rybníce mohou vést v zásadě dvěma směry, které by bylo optimální zkombinovat: odstranění usazenin a snížení intenzity rybářského hospodaření. Ke zvážení by jistě bylo i např. zimování rybníka, které obvykle zlepšuje stav sedimentů (lépe zachycují fosfor v následující sezóně), ovšem tento postup naráží na to, že sádky odebírající vodu z Čepelského rybníka by se mohly octnout bez vody, a to zejména při napouštění Poselského rybníka, který právě pro sádky představuje důležitou zásobárnu vody.

Odstranění usazenin z Poselského rybníka je třeba dobře připravit a určit, zda bude možná aplikace sedimentu na okolní zemědělskou půdu, odkud veškerý materiál pochází, a také zda bude výhodnější provést těžbu suchou cestou (potíže s vodou pro sádky) nebo nějakým typem plovoucího sacího bagru s využitím odkalovací laguny či geotextilních vaků. V případě použití sacího bagru je možné rozhodnout o tom, zda se snažit odstranit sediment jednorázově nebo prostřednictvím série postupných kroků. Zejména poslední varianta má potenciál ulehčit řešení např. prostorových nároků na skladování odvodňovaného sedimentu.

Snížení intenzity rybářského hospodaření na Poselském rybníce by pomohlo ke zlepšení schopnosti zadržovat fosfor. Problematickou otázkou je, že rybník byl převeden do soukromého vlastnictví, takže je třeba postupovat po dohodě s jeho vlastníkem, pro něhož je rybník samozřejmě zdrojem ekonomického prospěchu. Cílem z pohledu jakosti vody je udržet rybník prakticky po celou vegetační sezónu ve fázi alespoň středního zooplanktonu, což by představovalo při jednohorkovém hospodaření zhruba pouze 30 kg ha⁻¹ kapří násady s perspektivou slovení 300 kg ha⁻¹ kapra. Tato ryba by se sice vyznačovala – díky chovu na přirozené potravě – kvalitním masem s obsahem omega 3 nenasycených mastných kyselin, ovšem byla by značně pod produkcí, která je dosahována v posledních letech. Je otázkou jednání zda by bylo možné dosáhnout konsensu např. s reciproční podporou odbahňovacích prací či protierozních opatření.

5.1.2. Vstup erozního materiálu

Otázkou, jak minimalizovat přísun erozního materiálu, se již zabývalo několik studií [8,9] a příspěvek do diskuse představuje i kap. 4.2.4. Jde o to, že soustavný přísun erozního materiálu nejen vnáší sloučeniny fosforu do vodního prostředí, ale především zazemňuje Poselský a Čepelský rybník a také Předhrázku. Tento proces vyvolává nutnost řešit poměrně nákladné odbahňování všech uvedených vodních nádrží.

V případě Poselského rybníka jde v zásadě o vyřešení splachů z orné půdy v oblasti obce Obora. Optimální je samozřejmě řešení celé levobřežní části povodí Robečského potoka např. v rámci komplexních pozemkových úprav, protože orná půda je zatím zcela nevhodně organizována do velkých celků, které jsou místy velmi svažité => erozně ohrožené a erozí také pravidelně

postihované. Potenciálně rychlejším řešením by mohlo být hledání konsensu s majiteli pozemků a se subjekty na nich hospodařícími k vytvoření záchytných území či k zatrávnění nebo rozsáhlejší revitalizaci drah soustředěného odtoku. Ochránit je třeba zejména oblast Poselského rybníka (Zbýnská strouha a okolí). Do řešení je třeba zapojit odborný subjekt.

5.2. Sedimenty Máchova jezera

Podle výsledků získaných v průběhu této studie není aktuálně třeba řešit chemickou stránku sedimentů jezera. Jejich stav se po aplikacích Al koagulantu a po zlepšení kvality přitékající vody také zlepšil, takže v současnosti nepředstavují hrozbu pro jakost vody a rekreační využívání Máchova jezera. V průběhu zpracování studie byla diskutována otázka zabezpečení slovitelnosti celého jezera tím, že by se selektivně odtěžila část usazenin v oblasti přilehlé ke hrázi ve Starých Splavech. Sacím bagrem by se odtěžil jakýsi práh jemného sedimentu, aby se za ním nevytvářelo mělké jezero, kde zůstává velké množství neslovených ryb, a to zejména těch, které jsou z pohledu jakosti vody nežádoucí a měly by být sloveny přednostně (cejn, plotice). Výlov na podzim 2014 ukázal (částečně v rozporu s výsledky měření firmy TBD, a.s. Praha z r. 2005 [7]), že hlavní jezero s dominantní akumulací ryb se vytvořilo podstatně výše, nedaleko ostrůvku Myšlín. Proto nebylo dosažení plné a jednoduché slovitelnosti Máchova jezera nadále považováno za prioritu.

Pro kvalitu vody v Máchově jezeře by ale bylo přínosné (a technicky poměrně dobře možné) provádět periodickou těžbu povrchové vrstvy bahna v oblasti hráze, kde se v průběhu vegetační sezóny shromažďuje nejjemnější frakce sedimentujících částic z celého jezera. Tyto částice obsahují největší množství jak organických látek, tak i sloučenin fosforu, takže jejich odebírání by nejen ochuzovalo Máchovo jezero o nejrizikovější materiál, ale zároveň by se jednalo i o materiál s nejvyšším potenciálním přínosem pro zemědělskou půdu.

Tento postup závisí jak na vývoji technických prostředků s výhledem výhodnějších cenových relací, tak na schopnosti nalézt vhodné pozemky pod hrázi jezera, kde by odtěžený materiál mohl být odvodňován.

Předhrázka je aktuálně značně zabahněná [8,9], přičemž sediment zde lze považovat za eutrofizačně značně rizikový. Tím Předhrázka přestává zachycovat fosfor tak efektivně, jak by bylo třeba. Odstranění co největšího podílu usazenin lze považovat za jednu z priorit navrženého souboru opatření. Aplikace vytěženého materiálu na zemědělskou půdu lze považovat systémově za nejvhodnější variantu (samozřejmě s ohledem na možnou přítomnost znečišťujících látek).

Prostor oddělený za Předhrázkou má nejvyšší potenciál k retenci fosforu jako malá vodní nádrž. Alternativa v podobě mokřadu by s vysokou pravděpodobností nebyla tak účinná, a to především z důvodu vysoké průtočnosti (retence P závisí na době kontaktu = průchodu vody mokřadem) s rizikem vytvoření zkratových proudů. Pro optimální funkci mokřadu je dobře, když mokřad začíná menší vodní plochou, která do vlastního mokřadu teprve přechází, takže protékající voda se rovnoměrně rozlévá po většině plochy. V případě Předhrázky je konfigurace terénu opačná.

Z důvodu vyšší účinnosti vodní nádrže než mokřadu a vzhledem k tomu, že retence P v této nádrži závisí primárně na době zdržení vody, doporučujeme odstranit při odbahňovacích pracích co největší objem bahna, a to na úkor stávajících rozlohy vodní a mokřadní vegetace. Zásah do stávajících porostů nelze chápat jako „ničení cenného biotopu“, protože expanze eutrofní akvatické vegetace je obvykle velmi rychlá, takže porosty budou aktivně obnovovat a budou muset být periodicky odstraňovány – jako součást standardní péče o Předhrázku.

Čepelský rybník byl studii ČVUT [8,9] vyhodnocen jako silně zabahněný s nutností sediment odtěžit. Podle sledování v r. 2014 tento rybník z pohledu jakosti vody v Robečském potoce pracoval velmi dobře – stabilně snižoval koncentrace fosforu. Tuto funkci předpokládáme i v dalších letech, pokud bude odtékat vody výhradně hladinovým přelivem. Jako součást komplexu opatření

realizovaných v delším časovém horizontu ovšem doporučujeme odbahnění Čepelského rybníka také zahrnout, protože povede ke zvýšení retenční schopnosti pro fosfor.

V souvislosti s návrhy na odbahnění považujeme za nutné znovu zdůraznit význam a přínos protierozních opatření v povodí Robečského potoka. Důležité je rovněž bránit se proti úniku sedimentů při výlovu rybníků (Břehyně, Čepelský se běžně neloví, bahno z Poselského skončí v Čepelském, kde je ale případná těžba komplikována okolní zástavbou).

5.3. Aplikace koagulantu do přítoku Předhrázky

Pokud se nedaří snížit dostatečně zatížení stojatých vod fosforem, lze použít dávkování hlinitého nebo železitého koagulantu do přitékající vody. U nás je takto už 3 roky poměrně úspěšně ošetřován přítok do nádrže Brno na Svratce a na nádrži Plumlov na Hloučele (u Prostějova) byl v r. 2014 už realizován testovací provoz. Řada aplikací je známa i ze světa.

Pro Máchovo jezero představuje Předhrázka optimální uspořádání pro takové opatření, protože vznikající sraženinu a vysrážené sloučeniny fosforu (+ nerozpuštěné látky) se mohou v nádrži usazovat a mohou být po té odstraňovány mimo celý systém. V jezeře samotném by se už neukládaly, takže by nemohly v budoucnu působit jakékoli potíže.

Dávkování koagulantu do přítoku (Robečský potok) je zároveň splněním jednoho z úkolů, tedy zvýšit retenční kapacitu Předhrázky pro fosfor (současně s regulací rybí obsádky).

Dávkování sestává ze zásobní nádrže na břehu potoka v dopravně dostupném místě (v blízkosti Penny Marketu?) a z dávkovacího čerpadla, které je schopné reagovat na signál snímače hladiny, aby dávkování mohlo být prováděno proporcionálně k velikosti průtoků.

Dávkované množství lze odhadnout - sice bez provedení testů, ale se znalostí koncentrací P rozpuštěného ($0,03-0,08 \text{ mg l}^{-1}$) - v rozmezí zhruba $1-2 \text{ g Fe na } 1 \text{ m}^3$ protékající vody. To při průměrném denním průtoku $0,13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (2014) a dávce 1 g m^{-3} Fe znamená dávku asi 112 kg roztoku síranu denně, tedy 3,4 t za měsíc a zhruba 20 t za období duben-září, kdy se preparát obvykle dává. Při ceně roztoku zhruba 4000,- za tunu vycházejí náklady za vegetační období cca 81 tis. Kč.

Toto řešení doporučujeme v roce 2015 minimálně projekčně připravit a případně i odzkoušet, protože se patrně jedná o jediné rychle realizovatelné opatření, které je možné provozovat, dokud nedojde k realizaci opatření, která přinesou potřebné snížení koncentrací fosforu v Robečském potoce.

5.4. Plošná aplikace koagulantů v Máchově jezeře

Plošná aplikace hlinitého koagulantu PAX-18 v minulosti velmi přispěla ke zlepšení poměrů v Máchově jezeře. Vzhledem k současnému stavu ale další aplikace nepovažujeme za vhodné.

5.5. Zásahy do rybí obsádky

Pro rybí obsádku v prvním roce po výlovu, který je třeba především považovat za rok stabilizační, bylo navrženo doplnění populací dravců středně intenzivní dotací násady štiky, candáta, bolena a sumce. Cílem je systematicky posilovat zejména sumce (tlak na generačního cejna) a bolena (predace tohoroků). Další nasazování je třeba odvíjet od struktury zooplanktonu, který je dobrým indikátorem stavu rybí obsádky. Doporučujeme také na jaře 2015 razantněji zasáhnout do populace cejna velkého s využitím elektrolovné lodi (Biologické centrum AVČR, v.v.i.) a umělých třecích substrátů. Optimálně kombinací obou metod zároveň. Cílem je stabilizovat rybí obsádku tím, že planktonožravé a bentofágní ryby (cejn) budou drženy pod kontrolou.

Máchovo jezero lze obhospodařovat s vyloučením sportovního rybolovu nebo naopak s jeho přípuštěním. Provozování sportovního revíru je organizačně mnohem náročnější a je třeba se na něj dobře připravit. Prioritou musí být vždy kvalita vody a nikoli komerční zájem sportovních rybářů. Využívání jako sportovního revíru doporučujeme nejdříve od roku 2016, pokud se ekosystém jezera ukáže jako stabilizovaný, (regulovaný) odlov dravců předpokládáme až po třech letech po napuštění.

Předhrázka: Prioritou je dobudování požeráku, aby bylo možné vodu vypustit a rybí obsádku slovit. Z pohledu ochrany kvality vody v Máchově jezeře doporučujeme tuto stavební akci provést až následně po odtěžení sedimentů (případně v rámci jedné akce), protože je třeba minimalizovat možnost vypláchnutí eutrofizačně silně rizikových sedimentů dále do jezera zvýšenými průtoky.

Pro rok 2015 je zatím doporučeno dosadit cca 50 kg násady sumce a v rámci omezování rozsahu litorálu vytvořit členité rozhraní mezi volnou vodou a porosty vegetace.

5.6. Monitoring ekosystému Máchova jezera a jeho přítoků

Monitoring jakosti vody je naprosto nezbytnou součástí péče o Máchovo jezero. Prostřednictvím monitoringu jsou získávány údaje o chování ekosystému, což umožňuje dění zde chápat a případně na něj vhodně reagovat. Zároveň vzniká podklad pro hodnocení realizovaných opatření, pro komunikaci s veřejností, médii, správními orgány.

V některých minulých letech se sledování jakosti vody nevyvarovalo řady chyb. Smysluplné vyhodnocení takto pořizovaných údajů pak bylo velmi obtížné a využitelné informace se zbytečně ztrácely. V letech 2013 a 2014 byla provedena optimalizace monitoringu tak, aby byly sledovány pouze vhodné lokality a stanovovány pouze nejdůležitější parametry v optimální časové frekvenci.

Pro rok 2015 a 2016 doporučujeme zachovat schéma roku 2014, včetně podélného profilu Robečského potoka, protože takto navržený monitoring dostatečně podrobně zachycuje dění v jezeře a pomáhá kontrolovat místa vstupu fosforu do Robečského potoka (např. Doksy, Poselský rybník).

V roce 2015 je pravděpodobné, že se bude Máchovo jezero chovat méně eutrofně: průhlednost bude patrně vyšší, protože fytoplankton bude chudší a resuspendovaného sedimentu bude méně. Tuto situaci je třeba nejen sledovat standardním monitoringem, ale doporučujeme doplnit i alespoň orientační průzkum chování ponořené vegetace, která má potenciál na zlepšení světelných poměrů ve vodě jezera zareagovat.

Poznámka:

Monitoring ekosystému Máchova jezera a jeho přítoků musí být prováděn trvale pokud možno jedním subjektem, jinak na sebe výsledky nebudou dobře navazovat. Musí se jednat o laboratoř (1) se zkušeností se stanovením chlorofylu a kolorimetrickou metodou založenou na extrakci etanolem, se (2) schopností stanovit koncentrace P celkového s mezí stanovitelnosti alespoň $0,005 \text{ mg.l}^{-1}$, (3) musí disponovat multiparametrickou hloubkovou sondou pro měření v terénu a (4) vzorkovací činnost musí zajistit pracovníky s limnologickou praxí.

Takto přísně formulované podmínky sice vypadají zbytečně striktně, ale jinak je velké riziko, že za poměrně značné finanční prostředky budou pořizovány údaje, jejichž využitelnost bude odpovídat pouze zlomku vynaložených prostředků.

Každoroční monitoring je nezbytné završit stručnou závěrečnou zprávou, která bude obsahovat interpretaci získaných dat, vyjádření k vývojovým trendům, ke stavu rybí obsádky, přísunu fosforu a podobně.

5.7. Potřeba dalších studií

Je zřejmé, že studií již bylo zpracováno o Máchově jezeře a povodí Robečského potoka dostatečné množství (viz přehled v kap. 3.2.) a další práce zaměřené na analýzu poměrů, zhodnocení situace a návrhy zlepšujících opatření není třeba pořizovat, protože nepřinesou nic nového. Odbornou aktivitu je třeba zaměřit především na sledování vývoje v lokalitě a jeho hodnocení a na přípravu či realizaci již doporučených opatření.

Otázky, které se nabízejí k řešení:

- Komplexní pozemkové úpravy celého levobřežního povodí Robečského potoka v souvislosti s minimalizací eroze.
- Způsob těžby sedimentů z Poselského a Čepelského rybníka, z Předhrázky a perspektivně i z Máchova jezera v oblasti hráze. Využitelnost těchto sedimentů pro aplikace na ornou půdu v nejbližším okolí těžby.
- Hydrologie povodí Robečského potoka nad hrází Máchova jezera. Odtokové poměry v dílčím povodí Břežyňského a Robečského potoka jsou velmi rozdílné a charakteristiky sdělované hydrometeorologickým ústavem zcela neodpovídají skutečnosti. Řešení není zodpovědností města Doksy.

6. ZÁVĚRY

Máchovo jezero bylo v posledních letech, kdy se již projevila všechna dříve realizovaná opatření, v poměrně stabilním stavu. Rekreační využití je limitováno obsahem chlorofylu a a nikoli přímo vodními květy sinic. Situace tedy již není kritická, jako byla na přelomu tisíciletí a cílem je její další postupné zlepšení. Radikální zásahy ve prospěch jakosti vody nejsou doporučeny, protože by mohly narušit stabilitu ekosystému a způsobit převládnutí ponořených rostlin s následným úpadkem rekreačních aktivit.

Postupného zlepšení jakosti vody lze dosáhnout především omezením přísunu P z povodí a regulací rybí obsádky v jezeře samotném (sedimenty aktuálně žádné ošetření nepotřebují).

Výčet doporučených opatření ve prospěch jakosti vody:

- Systematicky omezovat přísun fosforu do Máchova jezera Robečským potokem - perspektivně dosáhnout průměrné roční koncentrace P celkového blízko $0,06 \text{ mg.l}^{-1}$ (oproti stávajícím $0,103 \text{ mg.l}^{-1}$). To znamená zejména:
 - Ve městě Doksy trvalá kontrola a péče o nakládání s odpadními vodami ☞ **PRIORITA**
 - Zlepšit výrazně funkci Poselského rybníka ☞ **PRIORITA**: s vlastníkem rybníka diskutovat způsob rybářského hospodaření a perspektivně připravovat odstraňování sedimentu, nejlépe v několika etapách a s využitím bahna na zemědělské půdě.
 - V souvislosti se zazemňováním Poselského a Čepelského rybníka a také Předhrázky omezit vstup erozního materiálu z levého břehu Robečského potoka, především z oblasti Zbyské strouhy ☞ **DŮLEŽITÉ**.
 - Čepelský rybník nebyl v roce 2014 akutním problémem, ovšem perspektivně je třeba rovněž počítat s jeho odbahněním.
 - Posilovat funkci Předhrázky, a to zejména její již poměrně upadající schopnost zadržovat sloučeniny fosforu: ☞ **PRIORITA**
 - ~ Odbahnění je zásadním krokem, prostor eutrofního litorálu, který nezachycuje P dostatečně účinně, omezit ve prospěch vodní plochy (vytvořit členité rozhraní porostů a volné vody).
 - ~ Vysadit 50 kg násady sumce velkého.
 - ~ Opatřit v nejbližší době hráz Předhrázky požerákem, aby bylo možné Předhrázku slovit a regulovat tak razantně rybí obsádku.
 - ~ Zvážit (připravit) dávkování síranu železitého (dávka $1-2 \text{ g m}^{-3}$ Fe v období IV.-IX., celkem ~20 t aplikačního roztoku) - ideálně souběžně s regulací rybí obsádky a s odebíráním usazenin.
- Břežňanský potok - řešit pouze ochranu před sedimentem při výlovu Břežňanského rybníka.
- Velkoplošná aplikace Al či Fe koagulantem není doporučena.
- Postupně vypracovat systém dílčího odbahňování prostoru před hrází Máchova jezera, jakožto protieutroficačního opatření.
- Rybí obsádka - v r. 2015 obnovit populace dravců, nežádoucí ryby kontrolovat elektrolovem a použitím umělých třecích substrátů, v dalších letech soustavně podporovat dravce.
- Sportovními rybolov je možný po stabilizaci rybí obsádky (tj. zřejmě po r. 2015), ale s vizí jakosti vody jako hlavní priority, nezbytná je důkladná příprava a posléze i hodnocení a řízení.
- Monitoring jakosti vody v úrovni roku 2014, výsledky pravidelně vyhodnocovat, alespoň orientačně sledovat i rozšíření akvatické vegetace.
- Udržovat aktivitu expertní skupiny jako poradního orgánu.

7. LITERATURA

- [1] Kalf J., 2003: Limnology. Inland water ecosystems.- Pearson Education, 590 p.
- [2] Potužák J., Duras J., Rohlík V. (2014): Bodové zdroje a problematika jejich hodnocení, SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací 23 (4), str. 6-9.
- [3] Borovec J., Jan J., Hejzlar J., Krása J., Rosendorf P. (2012): Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích. Vodní nádrže 2012, 26.–27. září 2012, Brno, Česká republika, Kosour D. (Edit.), str. 51
- [4] Duras J., Potužák J. (2012): Látková bilance fosforu v produkčních a rekreačních rybnících, Vodní hospodářství 62 (6), str. 210 – 216.
- [5] Scheffer M., 2004: Ecology of shallow lakes.- Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 310 p.
- [6] Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M-L., Moss B., Jeppesen E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. TREE vol. 8, no. 8, August 1993. Elsevier Science Publishers Ltd. (UK), pp. 275-279.
- [7] Máchovo jezero. Prováděcí projektová dokumentace pro odbahnění nádrže. Vodní díla – TBD a.s., Praha, 2005. Zpracováno pro AOPK.
- [8] Vrána K. a kol., 2008: Optimalizace stavu vodních ekosystémů v povodí Robečského potoka. ČVUT v Praze, Fak. stavební, 145 s.
- [9] Vrána K. a kol., 2009: Optimalizace stavu vodních ekosystémů v povodí Robečského potoka II. ČVUT v Praze, Fak. stavební, 150 s.
- [10] Maršálek a kol., 2008: Studie návrhu opatření k zamezení masového rozvoje sinic v Máchově jezeře. Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, Brno, 36 s.
- [11] Maršálek a kol., 2008: Analýza sedimentů vodní nádrže Máchovo jezero: množství sinic v sedimentech. Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, Brno, 8 s.
- [12] Faina R., Bradáč T., Hrušková V., Klouček V., Šejnohová L., Drábková M., 2005: Kvalita povrchové vody Máchova jezera – aplikace PAX – 18. Souhrnná zpráva za rok 2005.
- [13] Faina a kol., 2006: Hydrobiologické hodnocení vlivu aplikace PAX – 18 na rybníční ekosystém Máchova jezera. Závěrečná zpráva za rok 2006. Enki, o.p.s.
- [14] Faina a kol., 2007: Hydrobiologické hodnocení vlivu aplikace PAX – 18 na rybníční ekosystém Máchova jezera. Závěrečná zpráva za rok 2007. Enki, o.p.s.
- [15] Faina a kol., 2008: Hydrobiologické hodnocení vlivu aplikace PAX – 18 na rybníční ekosystém Máchova jezera. Závěrečná zpráva za rok 2008. Enki, o.p.s.
- [16] Hejzlar J., Šámalová K., Boers P., Kronvang B. (2006): Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs.- Water, Air and Soil Pollution: Focus 6: 487-494.
- [17] Potužák J., Duras J., Rohlík V. (2014): Bodové zdroje a problematika jejich hodnocení, SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací 23 (4) 6-9 pp.
- [18] Vollenweider R. A., Kerekes J. (1982): The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication.- Progress in Water Technology, 12: 5-38.

[19] Borovec J., Hejzlar J. (2001): Phosphorus fractions and phosphorus sorption characteristic of freshwater sediments and their relationship to sediment composition. Arch. Hydrobiol. 151, 687-703.

[20] Kopáček J., Borovec J., Hejzlar J., Porcal P. (2001): Spectrophotometric determination of iron, aluminum, and phosphorus in soil and sediment extracts after their nitric acid and perchloric acid digestion. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 32, 1431-1443.

[21] Chorus I. (2012): Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulation in different countries. Dostupné na: <http://www.uba.de/uba-info-medien-e/4390.html>.