

Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



**Změny složení pórové vody sedimentů v průběhu roku a po „ošetření“
sedimentů sloučeninami železa**

Bakalářská diplomová práce

Veronika Perglová

2008

Vedoucí práce: RNDr. Jakub Borovec, Ph.D.

Perglová V., Změny složení pórové vody sedimentů v průběhu roku a po „ošetření“ sedimentů sloučeninami železa. (Sediment pore-water changes during the year and after the sediment treatment by iron. 39 p., Faculty of Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotation

Sediments from the inflow and the dam part of the Maly Jordan were sampled three times a year and incubated and analyzed under *in situ* conditions. One aim was to find phosphorus and iron release rates and the influence of iron treatment on them. Description of vertical chemical pore-water profiles during the year and their changes after the iron treatment was the second aim.

Čestně prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně, pouze s použitím citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

.....
V Českých Budějovicích, 7. května 2008

Práce vznikla za podpory grantových projektů: GAČR 206/05/P520, MSM 6007665801 a AVČR 1QS600170504.

Poděkování

Chtěla bych poděkovat svému školiteli za vedení, čas a odbornou pomoc při vzniku této práce. Dále bych chtěla poděkovat všem lidem v laboratoři za příjemnou atmosféru a Martinovi Fouskovi a své rodině za psychickou a finanční podporu a za zázemí, které mi poskytli. Děkuji každému, kdo mi s touto prací jakkoli pomohl.

Obsah

1. Úvod	5
2. Literární přehled	6
Původ fosforu v	
2.1 sedimentu	6
2.2 Retence P v sedimentech	7
2.3 Faktory ovlivňujících retenci/uvolňování P v nádrži	7
2.4 Metody oddělení pórové vody od sedimentu	9
2.5 Biogeochemické procesy v sedimentech	11
3. Cíle práce	14
4. Materiál a metody	15
4.1 Odběrová místa	15
4.2 Metodika odběrů	15
4.3 Inkubace sedimentů	15
4.4 Minipeepery	16
4.5 Celkové obsahy	16
4.6 Analytické metody	17
5. Výsledky	18
5.1 Teplota a kyslíkové poměry	18
5.2 Chemické složení vody nad sedimentem	18
5.3 Celkový vzhled sedimentů	19
5.4 Celkové složení sedimentů	19
Rychlosti uvolňování P ze sedimentů před aplikací a po aplikaci	
5.5 železa	20
5.6 Vertikální profily a koncentrace P, Fe, NO ₃ -N v pórové vodě	21
6. Diskuse	25
6.1 Teplota a kyslíkové poměry	25
6.2 Chemické složení vody nad sedimentem	25
6.3 Celkové složení sedimentů	26
Rychlosti uvolňování P ze sedimentů před aplikací a po aplikaci	
6.4 železa	26
6.5 Vertikální profily a koncentrace P, Fe, NO ₃ -N v pórové vodě	27
7. Závěr	28
8. Literatura	29
9. Přílohy	32

1.Úvod

Eutrofizace se stala jedním z největších problémů vodních ekosystémů posledních desetiletí a je zřejmé, že může být kontrolována snížením přísunu živin potřebných pro primární producenty, jimiž je z největší míry fytoplankton. Týká se to zejména fosforu a dusíku. Ze zmíněných dvou živin je právě fosfor tím, kterého je potřeba menší množství a stává se v našich podmínkách často limitujícím prvkem. Obsah fosforu v sedimentech může být více než 100krát vyšší než obsah fosforu ve vodně nádrže. Ke zjištění celkového přísunu fosforu a pro následné kroky v nápravě trofie nádrže je důležité poznat celkové složení sedimentů a určení jejich úlohy v cyklu fosforu (Roden & Edmonds, 1997). Je také důležité poznat složení pórové vody, protože pórová voda umožňuje přestup látek ze sedimentu do vody v nádrži a dochází zde k různým biochemickým procesům, kterými by bylo možné ovlivnit přísun fosforu do vodního sloupce a následného zvýšení trofie (Boström et al., 1982).

2. Literární přehled

2.1 Původ fosforu v sedimentu

Fosfor, který vstupuje do biosféry pochází z minerálních sloučenin, odkud se postupně dostává i do vodních ekosystémů (Ahlgren, 2006). Fosfor (P) přitékající do vodního ekosystému, lze uzančně rozdělit na partikulovaný a rozpuštěný (Obr. 1.).

V podélném profilu nádrže se do sedimentů dostávají různé (vlastnostmi i původem) formy partikulovaného i rozpuštěného fosforu, v závislosti na hydrologických podmínkách v nádrži.

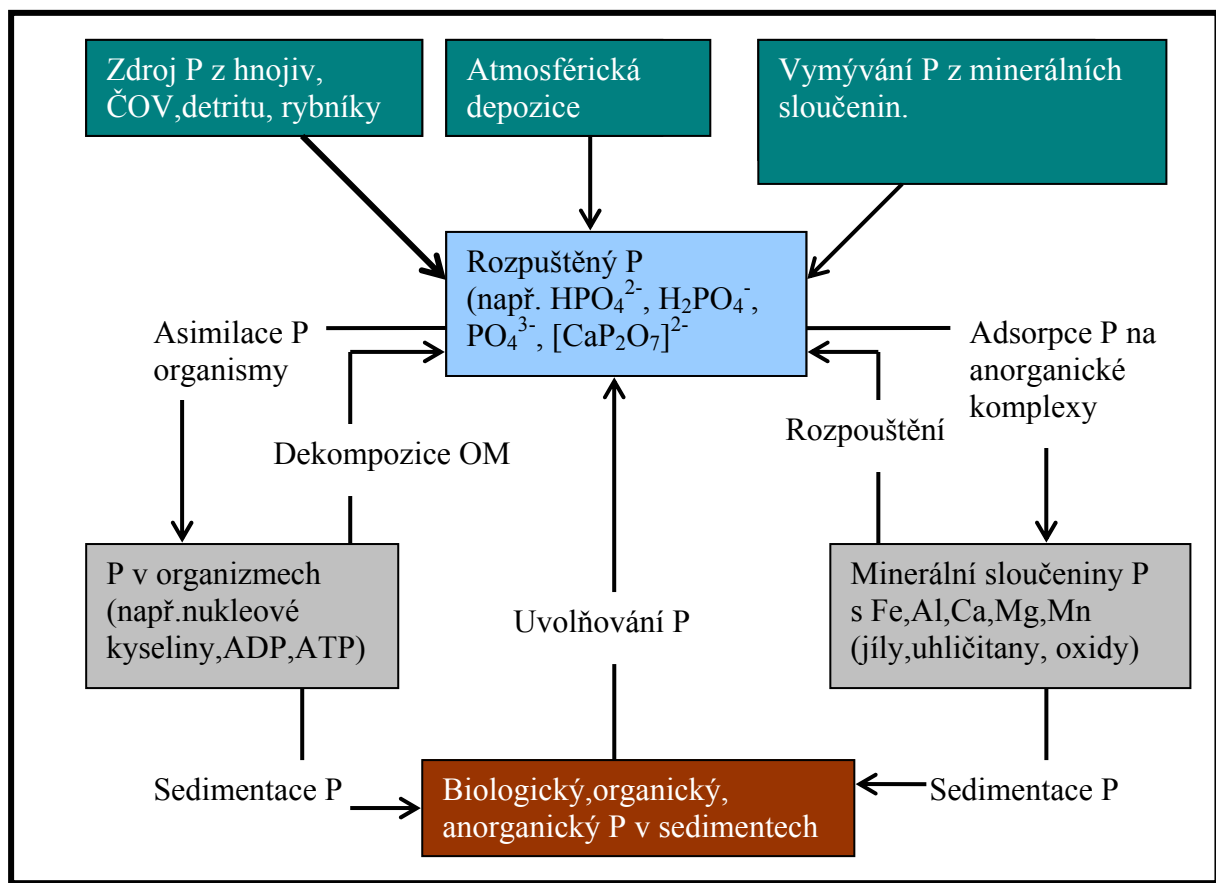
Složení a původ partikulí

Půdní částice-Minerální sloučeniny P (apatit)

Minerální sloučeniny, ve kterých je P adsorbován na anorganické komplexy (jíly, uhličitany, oxidy Fe a Al)

Fosfor v organismech-nukleové kyseliny, ADP, ATP, fosfolipidy, aminokyseliny-fosfoarginin, fosfoproteiny.

Fosfor adsorbovaný na partikule mrtvé organické hmoty (detrit).



Obr.1. Biogeochemický cyklus P v nádržích. (upraveno podle Jacobsena (1978).

Složení a původ rozpuštěného fosforu

ČOV-převážně ortofosforečnany, organické estery

Rybníky – ortofosforečnany, polyfosfáty, organické estery, organické komplexy s humínovými látkami.

2.2 Retence fosforu v sedimentech

Retence P v sedimentech závisí na hydrologických podmínkách, jako je doba zdržení vody v nádrži a koncentraci přitékajícího P (Vollenweider, 1976) a na sorpční kapacitě sedimentů v nádrži, která je dána je dána schopností Fe, Al a Ca na sebe vázat fosfor za určitého elektrochemického potenciálu a pH.

Čistá retence P v sedimentu je výslednicí mezi dvěma procesy : i) ukládání P do sedimentů, závislé na sedimentaci přitékajících částic z povodí, nebo těch co se vytvoří ve vodním sloupci nádrže; ii) uvolňování P ze sedimentů, závislé na dekompozici organické hmoty, koncentračním gradientu P a na transportních mechanismech P v sedimentech (Søndergaard et al., 2003).

Retence P v sedimentu závisí také na metabolických cyklech a přeměnách reaktivního P pomocí organismů na povrchu sedimentu a v pórové vodě a na fyzikálně-chemických faktorech působících v celém vodním ekosystému (Søndergaard et al., 1996).

2.3 Procesy a faktory ovlivňující uvolňování/retenci P v nádrži

Resuspendace

Resuspendace je proces, převážně způsobovaný větrem, při kterém dochází k vyzdvihování částic P ze sedimentů do vodního sloupce (Ekholm et al., 1997). V některých mělkých nádržích bylo prokázáno, že resuspendace by mohla zvyšovat rychlost uvolňování P ze sedimentů (Fan et al., 2001). Horppila & Nurminen (2001) zjistili, že proces resuspendace v jezeru Finnish by naopak mohla v letním období značně snížit uvolňování P ze sedimentů (sorpce na Fe v oxických podmínkách).

Teplota

Se zvyšující se teplotou klesá hustota vody. Hustota se podílí na teplotní stratifikaci vody v nádrži (Pitter, 1999).

Teplota vody v nádržích je důležitý parametr, který může ovlivňovat rychlost uvolňování P ze sedimentů, protože je známo, že se zvyšující se teplotou roste biologická aktivita v nádržích a sedimentu (Jensen & Andersen 1992, Boers et al., 1998). Čím rychlejší biologická aktivita, tím rychlejší je rozklad organické hmoty a může být i uvolňování P ze sedimentu (Bostrom et al., 1982).

Se zvyšující se teplotou zpravidla klesá hloubka sedimentu, do níž pronikají dusičnany a kyslík (následkem rychlejší biologické spotřeby dusičnanů a kyslíku), a tím se mění sorpční kapacita sedimentu pro P (uvolňování P z Fe(III) komplexů vlivem anoxie) (Jensen & Andersen, 1992).

Oxidačně-redukční podmínky

Oxidačně-redukční potenciál je důležitý faktor, který ovlivňuje uvolňování P ze sedimentů. Schopnost Fe(III) vázat na sebe P a zadržovat tak P v sedimentech je dána oxickými podmínkami. Při elektrochemickém potenciálu nižším než 200mV se Fe (III) redukuje na Fe(II) a tím zpravidla dochází k uvolňování P ze sedimentů (Roden & Edmonds, 1997). Pokud se povrch sedimentu s oxickým povrchem plně nasytí fosforem, tak je fosfor transportován nahoru z hlubší vrstvy sedimentu a může snadno projít skrze oxickou vrstvu do vodního sloupce (Sonderbraank et al., 2003). Gächter & Meyer (1993) zjistili, že mikrobiální procesy v sedimentech značně ovlivňují hodnotu oxidačně redukčního potenciálu a proto tyto procesy hrají důležitou roli při uvolňování nebo retenci P v sedimentu.

V oxické vodě bývají hodnoty E_h okolo 500 mV a více. Při vyčerpání O_2 dochází k poklesu E_h a bakterie začínají využívat jiný akceptor elektronů (NO_3-N , Mn (IV), Fe (III), SO_4^{2-}). Nejdůležitější redukční procesy jsou uvedeny v Tab. 1.

Tab. 1: Redukce některých sloučenin, odpovídající hodnoty oxidačně-redukčního potenciálu. Upraveno podle Kalff (2002).

Redukční reakce	Hodnota oxidačně-redukčního potenciálu (mV)
$\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$	450-400
$\text{Fe(III)} \rightarrow \text{Fe(II)}$	100-50
$\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}^{2-}$	-100--200

pH

Hodnoty pH a elektrochemického potenciálu ovlivňují formy výskytu Fe, Mn, N, S (Stumm&Morgan, 1996). Změny pH v nádrži mohou být způsobeny zvýšenou biologickou aktivitou a nedostatečnou pufrací kapacitou v nádrži.(Pitter, 1999).

Ke zvyšování pH může docházet v eutrofizovaných jezerních sedimentech vlivem fotosyntézy (Istvánovics & Pettersson, 1998). Lijklema (1980) vysvětlil, že při vyšší hodnotě pH je nižší sorpční kapacita hydroxidových iontů Fe, což může vést k vyšším rychlostem uvolňování P ze sedimentů. Feuillade a Dorioz (1992) ukázali závislost alkalických hydrolytických enzymů na vyšší hodnotě pH, která zvyšuje aktivitu těchto enzymů, a tím i biodegradaci organické hmoty a následné uvolňování P ze sedimentů.

Bioturbace

Bioturbace zvyšuje výměnu vody mezi pórovou vodou a vodou v nádrži a narušuje chemické bariéry vytvořené na povrchu sedimentu.

Bentičtí bezobratlí živočichové a ryby mohou rozrušovat sediment, čímž může docházet k uvolňování P ze sedimentu (Ohle, 1978), dále mohou naopak sediment zásobovat O_2 , a tím zvyšovat sorpční kapacitu sedimentu (Boström et al., 1982).

2.4 Metody oddělení pórové vody od sedimentu:

Pórová voda obsahuje méně než 1% celkového obsahu P v sedimentu. Pórová voda umožňuje přestup látek ze sedimentu do vody v nádrži, a proto je důležitá pro transport P v nádrži (Boström et al., 1982). V pórové vodě probíhají mikrobiální a chemické procesy,

kteře mohou způsobovat výměnu P mezi sedimentem a vodou. Je známo několik základních metod jak oddělit pórovou vodu od sedimentu. Každá metoda má své výhody i nevýhody.

Lisování (Reeburgh, 1967)

Jedná se o metodu, která umožňuje získávat pórovou vodu s vertikálním rozlišením v řádu milimetrů.

Nevýhody této metody jsou: náročnost na vybavení (vysoký tlak). Nutnost pracovat v atmosféře inertního plynu (N₂, Ar); možnost míchání pórové vody během vytlačování; možnost rozpouštění pevných částic vlivem vysokého tlaku; možná kontaminace kyslíkem; změny indukované teplotními rozdíly.

Centrifugace (Elderfield et al., 1981)

Tato metoda je jednoduchá, rychlá, nedochází ke zbytečným ztrátám sedimentu, snadno lze získat větší objemy pórové vody.

Nevýhody jsou: vysoká možnost kontaminace kyslíkem; změny teplot; nutnost pracovat v atmosféře inertního plynu (N₂, Ar).

Dialýza (Peepery) (Hesslein, 1976)

Pro tuto metodu jsou používány různé typy peeperů, jejich základem jsou jednotlivé komůrky, které jsou vyplněny destilovanou vodou. Ty jsou pokryty permeabilní membránou. Dialýza vzhledem k tomu, že je prováděna in-situ, není ovlivněna změnami teplot, není zbytečně vystavena atmosférickému kyslíku. Při této metodě je minimální manipulace se vzorkem. Vyžaduje méně vybavení, a proto je menší riziko kontaminace.

Nevýhody: Malá citlivost pro svrchní vrstvy sedimentu (poskytuje hrubší vertikální rozlišení sedimentu). Příprava peeperu i doba expozice je časově náročnější. Je zde možnost narušení sedimentu nebo možnost porušení membrány. Citlivé na možnost „kontaminace sedimentu kyslíkem“, příprava v inertní atmosféře.

Minipeepery (gely) (Davison et al., 1994)

Minipeeper je obsahuje polyakrylamidový gel o tloušťce přibližně 1mm. Umožňuje jemné vertikální rozlišení. Při ustálení rovnováhy mezi minipeperem a pórovou vodu, je gel rozřezán a extrahován pro následné analýzy koncentrací základních prvků v pórové vodě. Umožňuje sledovat základní biogeochemické procesy v pórové vodě a remobilizaci základních složek

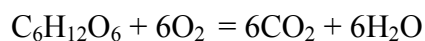
pórové vody. Metoda se provádí in situ a proto není ovlivněna změnami teplot, ani není zbytečně vystavena atmosférickému kyslíku.

Nevýhody: Značná křehkost gelu. Možnost porušení sedimentu při vkládání gelu do kóru

2.5 Biogeochemické procesy v sedimentech

Ať mikrobiální nebo chemické procesy v sedimentech jsou závislé na mnoha faktorech jako je hloubka oxické vrstvy sedimentu, redoxní potenciál, hodnota pH, množství sedimentující organické hmoty, na poměru limitujících živin C:N:P v substrátu, na poměru množství organického lehce rozložitelného a snadno dostupného obsahu k obsahu složitých organických polymerů v substrátu, míchání větrem, bioturbanci, resuspenzaci apod. (Jørgensen, 1983).

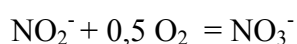
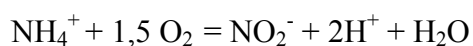
Aerobní respirace



Aerobní respirace je první metabolický krok k biodegradaci organické hmoty. Tento proces vynáší bakteriím velké množství volné energie. Aerobní respirace je závislá hlavně na dodávce O_2 , protože uhlík není většinou limitující. (Reddy & Graetz, 1988). Mikrobi, podílející se na aerobní respiraci, dokáží rozkládat složité organické polymery na jednodušší substráty a to díky obsahu enzymům, které jim tento složitý proces umožňují.

Kyslík (pokud je ve vodě přítomen) difundující vodou nad sedimentem je rychle spotřebováván mikrobiální respirací na povrchu sedimentu a proto se O_2 vyskytuje v sedimentu do hloubky několika mm.

Nitrifikace

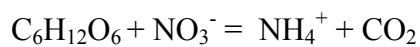


Nitrifikace je biologická oxidace amoniaku na dusitany a následně na dusičnany pomocí nitrifikačních bakterií, které získávají touto oxidací energii. Rychlost nitrifikace závisí na

množství rozpuštěného CO₂, který je využíván jako zdroj uhlíku pro syntézu nových buněk, dále na množství NH₄⁺ v aerobních zónách, velikosti (tloušťce) aerobní zóny, přítomnosti nitrifikačních bakterií, pH, teplotě a alkalitě vody (Vymazal 1995).

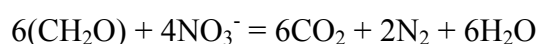
Amoniak je nejprve pomocí bakterií, které oxidují NH₄⁺, oxidován na dusitany, a potom je dusitan oxidován pomocí bakterií, které oxidují dusitan na dusičnan. (Datta, 1982, Reddy & Patrick, 1984) Nitrifikace probíhá na povrchu sedimentů nebo do hloubky několika mm, protože probíhá jen v aerobních podmínkách.

Nitrátová respirace



Nitrátová respirace je anaerobní proces, při kterém bakterie využívají NO₃-N jako akceptor elektronů. Nitrátová respirace je závislá na přítomnosti fakultativně anaerobních nitrát-amonifikačních bakterií, na nižším redox potenciálu, vyšším pH, a větším množstvím snadno oxidovatelných organických látek (Buersh & Patrick, 1981). Tloušťka vrstvy sedimentu, kde by mohla probíhat nitrátová respirace je závislá na tloušťce sedimentu, kde se vyskytují NO₃-N.

Denitrifikace



Denitrifikace je biochemická redukce NO₂⁻ a NO₃⁻ na N₂ nebo plynné oxidy dusíku (Hauck, 1984, Johnston, 1991). Tato reakce je nevratná a probíhá pouze za předpokladu, že je v okolí dostatek organického substrátu v anaerobních nebo anoxických podmínkách. Denitrifikace nastává při snížení elektrochemického potenciálu. Dusík je zde využíván jako konečný akceptor elektronů (Reddy & Patrick 1984, Johnston 1991).

Takto získaná energie je uchovávána ve formě ATP a je využita denitrifikačními bakteriemi při respiraci. Někteří reducenti dusičnanů mohou dokonce využít železité soli jako akceptor elektronů, za podmínek, že dojde k vyčerpání dusičnanů (Sorensen, 1982).

Rozklad dusičnanů je omezený nezbytnou přítomností několika typů jednoduchých organických substrátů. Proto musí být organická hmota zbavena hydrolytických komplexních

polymerů pomocí organismů využívají fermentace jako jednu možných cest jejich metabolismu. Tyto organismy dokáží přeměnit větší polymery na odbouratelné produkty, jako např. H₂, pyruvát, laktát, acetát. Denitrifikace probíhá v sedimentu do hloubky vrstvy, kde se vyskytují NO₃.

Rozklad síranů



Rozklad síranů je biochemická redukce síranů na sulfan (sírniky) pomocí bakterií.

Rychlost rozkladu síranů je úměrná množství snadno rozložitelné organické hmoty, která vstupuje do anoxického sedimentu. Typickým produktem redukce síranů je hydrogensulfid, který může unikat ze sedimentu do vodního sloupce a až do atmosféry, nebo může reagovat s organickou hmotou a Fe. Sirovodík je i pro reducenty síranů toxický. Když je dosaženo koncentrace 16mmol l⁻¹ H₂S, tak je rozklad síranů zastaven úplně (Kronhauser, 2007).

Při rychlé akumulaci organické hmoty v sedimentech, dochází k rychlé redukci síranů, a k vytvoření HS⁻, které mohou reagovat s rozpuštěným Fe(II), a Fe(III) hydroxidovými minerály (Berner & Raiswell, 1983).

Vzhledem k tomu, že se Fe(III) hydroxidy vyskytují v mělkých suboxických sedimentech ve velkém množství, bývá HS⁻ rychle odstraněn z pórové vody ve formě FeS (Konhauser, 2007). Redukce síranů je důležitá z hlediska přenosu energie poté, co se ze sedimentu odčerpá kyslík, dusičnany, železo a mangan (oxidované formy).

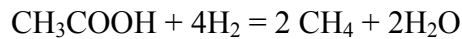
Fermentace



Fermentace je typ anaerobní respirace, který je uskutečňován pomocí fakultativně nebo striktně anaerobními mikroorganismy. Je to proces, při kterém jsou vysokomolekulární organické látky rozkládány na nízkomolekulární organické látky, které jsou dostupné pro další bakterie (Valiela, 1984). Konečným akceptorem elektronů jsou organické látky. Primárním koncovým produktem mohou být mastné kyseliny (octová, mléčná), alkoholy a

plyny CO₂ a H₂ (Mitsch & Gosselink, 2000). Konečné produkty fermentace jsou využívány bakteriemi pro další rozklad substrátu pomocí sulfát-redukujících a metanogenních bakterií.

Methanogeneze



Methanogeneze je konečný krok v anaerobním rozkladu organické biomasy, při němž dochází ke vzniku methanu. Produkce metanu vyžaduje extrémně redukční podmínky, kde je redox potenciál menší než -330 mV. Methanogeneze nastává až po odčerpání ostatních akceptorů elektronů (O₂, NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺, SO₄²⁻) Bylo zjištěno, že skoro polovina globálního organického uhlíku na zemi, je právě rozkládána pomocí anaerobních bakterií, až na methan (Higgins et al., 1981). Methanogeneze je závislá na dostatečně velkém přísunu lehce rozložitelné biomasy a je inhibována bakteriemi rozkládající sírany, jelikož tyto bakterie mají vyšší afinitu k oxidovatelnému substrátu, než bakterie methanogenní.

Methan, který není využit na redukcí síranů, difunduje do pórové vody. U mělkých vodních sedimentů, kde jsou sírany vyčerpány, můžeme pozorovat bublinky plynu v pórové vodě, což je právě unikající methan. (Martens & Klump, 1984).

3. Cíle práce

Zjištění rychlosti uvolňování fosforu ze sedimentu v nádrži Malý Jordán v průběhu roku v přítokové a hrázové části nádrže.

Popsat změny složení v pórové vodě v průběhu roku v přítokové a hrázové části nádrže.

Provedení laboratorních experimentů simulující aplikaci sloučenin železa na povrch sedimentů.

4. Materiál a metody

4.1 Odběrová místa – nádrž malý Jordán

Vzorky sedimentů a vody nad sedimentem byly odebrány z nádrže Malý Jordán u Tábora. Do nádrže ústí Tisměnický potok, a nádrž má velikost 8 ha, maximální hloubka je 4,5 m, odtok je zde zajišťován přepadem.

Byla vybrána dvě odběrová místa, a to na přítoku nádrže (označeno jako MJA) o hloubce 0,7m a místo u hráze (označeno jako MJB) o hloubce 2,5 m.

Místo MJA bývá mícháno a jsou zde aerobní podmínky po celý rok a slabá teplotní stratifikace. Místo MJB má teplotní i kyslíkovou stratifikaci (v létě je zde anoxický hypolimnion).

4.2 Metodika odběrů

Odběry byly provedeny na jaře (17.4.2006), v létě (21.6.2006) a na podzim (26.9.2006). Při každém odběru byly měřeny teplotní a kyslíkové profily vody v nádrži (WTW, Německo). Vždy byly odebírány 4 kóry dnového sedimentu a voda nad sedimentem ve výšce cca 30cm nade dnem. Sediment byl odebírán jádrovým gravitačním odběrákem o průměru kóru 5cm a délky 50cm. Kóry byly uzavřeny gumovými zátkami a ihned odvezeny do laboratoře HBÚ AVČR.

4.3 Inkubace sedimentů

Nejpozději do druhého dne byla začata inkubace vzorků. Byla snaha zachování teplotních a kyslíkových podmínek in-situ shodných s podmínkami nádrže. Z každého odběru byly napřed vybrány 2 kóry z MJA a 2 z MJB.

Kóry byly předem určeny jako MJA, MJB, MJAF_e, MJBFe (zde byl přidán po inkubaci 2-3 dnů FeCl₃, viz. níže). U oxických sedimentů byl kór ponechán otevřený a u anoxických sedimentů byl kór uskladněn v anoxické části klimaboxu (atmosféra v N₂).

Kóry byly umístěny do klimaboxu, kde byla nařízena teplota podle teploty v nádrži. Vzorky byly míchány peristaltickou pumpou tak, že voda byla nasávána ve výšce 0,5 - 1cm nad sedimentem a vypouštěna 1cm pod hladinu.

aždý den bylo odebíráno 40ml vody z kóru pomocí peristaltické pumpy. V odebraných vzorcích vody bylo měřeno pH a následně byly přefiltrovány přes filtry ze skleněných vláken s porozitou 0,4 μm (Macherey-Nagel GF-5, Německo).

U vzorku MJAF_e, MJBF_e byl po inkubaci 2-3 dnů přidán FeCl₃, a to tak, že se pomocí peristaltické pumpy odčerpalo 400ml vody, do které bylo přidáno 0,484 g FeCl₃, aby se docílilo obsahu 1 mg cm⁻². Po přidání FeCl₃ byl pokles pH (upraveno 5M NaOH na původní hodnotu). Po ustanovení rovnováhy pH (do 24 hodin), byla voda nalita zpět (po stěně kóru po kapkách). Opět následovala inkubace v klimaboxu, míchání peristaltickou pumpou a každodenní odčerpávání 40-ti ml vody.

Celkově byly vzorky sedimentů inkubovány 8-10dnů. Ve vzorcích z uvolňování byl měřen rozpuštěný P (DP), rozpuštěný reaktivní P (RRP), rozpuštěné Fe (DFe), amoniak (NH₄-N) a ionty (NO₃⁻-N, SO₄²⁻).

4.4 Minipeepery

Minipeeper je tvořen polyakrylamidovým gelem s polopropustnou membránou (porozita 0,4 μm), který se nechá ztuhout mezi dvěma skleněnými deskami na tloušťku 2 mm. Gel se vkládá mezi dva plexisklové rámečky, které jsou k sobě sešroubovány.

Po ukončení vzorkování uvolňování byly do kórů přidány minipeepery (2cm nad sedimentem a 7cm v sedimentu). Minipeeper byl předem v destilované vodě, a poté byl minipeeper zbaven kyslíku (N₂). Minipeepery byly ponechány v kóru 2 dny. Následně byly minipeepery vyjmuty a ihned nařezány po 0,25-0,5cm, a vloženy do předem zvážených vialek. K nařezaným minipeeperům bylo přidáno 15ml dest.vody a vialky byly ponechány v klimaboxu 14 dní, aby se ustanovila rovnováha iontů mezi okolním prostředím a minipeeperem. Ve vzorcích byly měřeny koncentrace DP, DFe, RRP, NH₄⁺, NO₃⁻-N, SO₄²⁻).

4.5 Celkové obsahy

Po vyjmutí minipeeperů z kóru byla horní vrstva sedimentu (0-4 cm) nařezána po 1cm, a vzorky byly vloženy do plastových lahvíček. Takto připravené vzorky byly pro stanovení sušiny, ztrátu žíháním, a po lyofilizaci na stanovení celkového P (TP) celkového Fe (TFe) a hliníku (Al).

4.6 Analytické metody

Použité analytické metody jsou uvedeny v Tab. 2.

Tab. 2: Výčet použitých analytických metod pro stanovení některých parametrů v sedimentech a ve vodě nad sedimentem.

analyzovaná složka	zkratka	Metoda	citace
sušina	Suš	sušení při 105°C	Horáková et al., 1986
ztráta žíháním	Zž	žíhání při 550°C	Horáková et al., 1986
rozpuštěný reaktivní P	RRP	filtrace 0,4 µm	Murphy & Riley, 1962
rozpuštěný P	DP	filtrace 0,4 µm	Kopáček et al., 2001
rozpuštěný Fe	DFe	filtrace 0,4 µm	Kopáček et al., 2001
celkový P	TP	Mineralizace HClO ₄	Kopáček Hejzlar, 1995
celkové Fe	TFe	Mineralizace HClO ₄	Kopáček et al., 2001
hliník	Al	Mineralizace HClO ₄	Kopáček et al., 2001
lonty- NO ₃ ⁻ -N, SO ₄ ²⁻ , NH ₄		lontový chromatograf (data HBÚ)	

5. Výsledky

5.1 Teplota a kyslíkové poměry

Údaje o teplotě a koncentraci rozpuštěného O₂ naměřené na lokalitách MJB, MJA ve vodě nad sedimentem v průběhu sledovaného období jsou uvedeny v **Tab. 3 a Příloze I**.

Tab. 2: Naměřené teploty a koncentrace rozpuštěného O₂ ve vodě 0,2 m nad sedimentem na lokalitách MJB, MJA nádrže Jordán.

Datum	MJB		MJA	
	O ₂ [mg g ⁻¹]	T [°C]	O ₂ [mg g ⁻¹]	T [°C]
17.4.2006	6,9	7,8	10,4	8,7
21.6.2006	0,1	14,4	6,4	23,1
26.9.2006	5,9	15,1	14,1	17,0

V dubnu a v září se teploty a koncentrace rozpuštěného O₂ mezi lokalitami nijak nelišily. Obě lokality byly oxické v celém vodním sloupci.

Při červnovém odběru byl na lokalitě MJB od hloubky 2 m a níže zjištěna anoxie, kde nasycení kyslíkem bylo menší než 10 %, při ostatních odběrech nepřesáhlo 90 % (utvoření anoxického hypolimnia). Na lokalitě MJA nasycení O₂ v dubnu a červnu nepřesáhlo 80 %, v září bylo více než 140%.

5.2 Chemické složení vody nad sedimentem

Tabulka chemického složení, pH, vodivosti a alkality vody nad sedimentem na lokalitách MJA (přítok) MJB (hráz) v průběhu roku je uvedena v **Příloze II**.

Hodnoty pH se zvyšovaly v průběhu roku u obou lokalit. Obsah nerozpuštěných látek (NL) byl téměř 2x vyšší na lokalitě MJB. Na obou lokalitách byly nejvyšší koncentrace NL naměřeny v červnu. Hodnoty ztráty žiháním se zvyšovaly u obou lokalit od dubna do září.

Koncentrace celkového P (TP) se mezi lokalitami nelišily. Bylo zjištěno zvyšování koncentrací TP u obou lokalit v průběhu roku (47-174 µg l⁻¹). Bylo analyzováno vyšší množství koncentrací reaktivního rozpuštěného P (RRP) na lokalitě MJA, než na lokalitě MJB až o 46 %. Naměřené hodnoty koncentrací RRP se zvyšovaly u lokality MJA v průběhu roku. Na lokalitě MJB byla naměřena nejvyšší hodnota RRP v dubnu, nejnižší v červnu.

Rozpuštěný P (DP) obsahoval 27-69 % RRP (duben lokalita MJA, září lokalita MJB). Bylo naměřeno zvyšování koncentrací celkového Fe (TFe) v průběhu roku na přítokové lokalitě MJA (325 až 1784 $\mu\text{g l}^{-1}$). Na hrázové lokalitě MJB byla zjištěna maximální koncentrace TFe v červnu. Byl analyzován pokles koncentrace dusičnanů ($\text{NO}_3\text{-N}$) v průběhu roku u obou lokalit (6,3-0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$). Na obou lokalitách byl zjištěn pokles síranů (SO_4^{2-}) od června do září (38,1 až 27,4 $\mu\text{g l}^{-1}$).

5.3 Celkový vzhled sedimentů

Popis odebraných sedimentů je uveden v **Příloze III**. Popis sedimentů byl zhotoven v den odběrů. Sedimenty na lokalitě MJA obsahovaly ve vrstvě 0-1 cm hrubší částice. V průběhu roku nebyly pozorovány výraznější změny vzhledu sedimentu z lokality MJA.

Na lokalitě MJB byl sediment homogenní, z jemných částic. Na sedimentu z lokality MJB při červnovém a zářijovém odběru byla zjištěna vrstvička řas na povrchu sedimentu. Při zářijovém odběru byla znatelná tmavě šedá vrstva redukovaného sedimentu v hloubce 0-1 cm.

5.4 Celkové složení sedimentů

Chemické složení svrchní 4 cm vrstvy sedimentů je uvedeno v **Příloze IV**. Sedimenty byly rozděleny do vrstev po 1 cm. Zjištěný obsah sušiny na lokalitě MJA byl v průměru 43 %, na lokalitě MJB byl průměrný naměřený obsah sušiny 25 %. Obsah sušiny na lokalitě MJA se zvyšoval s hloubkou sedimentu na lokalitě MJA. Na lokalitě MJB nebyly zjištěny výrazné změny v obsahu sušiny v jednotlivých vrstvách. V září byl naměřen pokles obsahu sušiny na lokalitě MJB ve svrchní 0-1 cm vrstvě. Hodnoty ztráty žiháním byly v průměru vyšší u lokality MJB (12 %), než na lokalitě MJA (7 %). Hodnoty ztráty žiháním se v jednotlivých vrstvách na obou lokalitách téměř nelišily. V září na lokalitě MJB v hloubce 0-1 cm byl zjištěn nárůst hodnoty ztráty žiháním.

Obsah celkového P (TP) se nelišil ve vertikálním profilu, ani v průběhu roku, a to na obou lokalitách. Průměrná hodnota naměřené koncentrace TP byla 1,6 mg g^{-1} .

Průměrný obsah celkového železa (TFe) byl vyšší na lokalitě MJB o 25 %, než na lokalitě MJA.

5.5 Rychlosti uvolňování P ze sedimentů bez přídavku železa a s přídavkem železa

Tabulka naměřených hodnot teplot (t), koncentrací rozpuštěného kyslíku (O_2), pH ve vodě 0,3 m nad sedimentem a průměrů rychlostí uvolňování reaktivního rozpuštěného fosforu (RRP), celkového rozpuštěného fosforu (DP), rozpuštěného železa (DFe), amoniaku (NH_4-N), dusičnanů (NO_3-N) a síranů (SO_4^{2-}) za dobu inkubace v průběhu roku, ve vzorcích z přítokové oblasti před přidáním Fe (MJA) a po přidání Fe (MJAF_e), z hrázové oblasti před přidáním Fe (MJB) a po přidání Fe (MJBFe), je uvedena v **Příloze V**.

Ve vzorcích před přidáním Fe z přítokové oblasti (MJA) a hrázové oblasti (MJB) bylo zjištěno uvolňování DP ze sedimentů od dubna do září. Byl zjištěn rozdíl v rychlostech uvolňování DP ze sedimentů mezi vzorky MJA a MJB, kdy ve vzorcích MJB byla, v průběhu roku, naměřena rychlost uvolňování DP o 60 % než na MJA. Nejvyšší hodnota rychlosti uvolňování DP ze sedimentu ve vzorcích MJA byla naměřena v červnu. Ve vzorcích MJB byla naměřena nejvyšší hodnota rychlosti uvolňování DP ze sedimentu v září. Po přidání Fe do vzorků z obou lokalit byly rychlosti uvolňování DP sníženy k nulovým hodnotám ve všech odběrech.

Uvolňování RRP ze sedimentu ve vzorcích MJA a MJB bylo naměřeno od června do září. Průměrná rychlost uvolňování RRP ze vzorků MJA byla od června do září téměř 2x vyšší. Ve vzorcích MJA byla zjištěna nejvyšší rychlost uvolňování RRP ze sedimentů v červnu. V září byla naměřena nejvyšší hodnota rychlosti uvolňování ve vzorcích MJB. Po přidání Fe do vzorků z obou lokalit v průběhu roku nebylo zjištěno ve vzorcích MJAF_e, MJBFe uvolňování RRP ze sedimentů.

Hodnota rychlosti uvolňování DFe ve vzorcích MJA rostla v průběhu roku ($2,0-1,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Nejvyšší zjištěná rychlost ve vzorcích MJB byla v červnu ($7,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), v září bylo naměřeno mírné zpomalení rychlosti uvolňování DFe ze sedimentu ($6,6 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Průměrná naměřená hodnota rychlosti uvolňování DFe od dubna do září byla ve vzorcích MJB 5x vyšší, než průměrná hodnota rychlosti uvolňování DFe ve vzorcích MJA. Ve vzorcích MJAF_e a MJBFe nebylo zjištěno uvolňování DFe ze sedimentu v průběhu roku.

5.6 Vertikální profily a koncentrace P, Fe, NO₃-N – v pórové vodě.

Výsledky z vertikálních profilů koncentrací P, Fe, NO₃-N byly rozděleny podle suboxické a anoxické vrstvy. Chemoklina mezi oxickou a anoxickou vrstvou, kde probíhají zřetelné specifické chemické změny je nazývána suboxická vrstva (zóna) (Aysen Yilmaz et al., 1998). Grafy jednotlivých koncentrací sloučenin v závislosti na hloubce jsou uvedeny v **Příloze VI**.

Suboxická vrstva sedimentu.

MJA v suboxické vrstvě sedimentu.

MJA_NO₃-N-Graf 1A

MJA_DP-Graf 1B

MJA_DFe-Graf 1C

Zjištěné tloušťky suboxické vrstvy: duben a červen 0-2 cm, září 0 cm. Byl zjištěn pokles koncentrací NO₃-N v dubnu a červnu s rostoucí hloubkou. V červnu v hloubce 6 mm byla naměřena nejvyšší koncentrace NO₃-N (5 mg l⁻¹). V září byly hodnoty koncentrace NO₃-N téměř nulové.

Koncentrace rozpuštěného P (DP) byly v dubnu a červnu v suboxické vrstvě nízké. Nejvyšší koncentrace DP v dubnu a červnu byly zjištěny těsně pod povrchem sedimentu. Byl zde současně zjištěn vyšší koncentrační gradient DP mezi sedimentem a vodou. V září byl analyzován nárůst koncentrací DP s rostoucí hloubkou. Hloubkové profily koncentrací rozpuštěného Fe (DFe) byly podobné hloubkovým profilům koncentrací DP (nízké koncentrace DFe v dubnu a červnu, v září nárůst koncentrací s rostoucí hloubkou). V červnu byla ve vrstvě 6 mm naměřena nejvyšší koncentrace DFe v suboxické vrstvě (50 mg l⁻¹).

MJAFe v suboxické vrstvě sedimentu.

MJAFe_NO₃-N-Graf 2A

MJAFe_DP-Graf 2B

MJAFe_DFe-Graf 2C

Zjištěné tloušťky suboxické vrstvy: duben 0- 3 cm, červen 0– 2 cm, září 0 cm. V dubnu byl naměřen pokles koncentrace NO₃-N s rostoucí hloubkou. V červnu byla zjištěna nejvyšší koncentrace NO₃-N těsně pod povrchem sedimentu (4 mg l⁻¹), následoval prudký pokles

koncentrace $\text{NO}_3\text{-N}$ s rostoucí hloubkou. V září byly koncentrace $\text{NO}_3\text{-N}$ v suboxické zóně nízké, byl zjištěn mírný nárůst v hloubce 6 mm.

Koncentrace DP v dubnu byly v suboxické vrstvě nízké, nejvyšší koncentrace DP byla naměřena těsně pod povrchem sedimentu. Hodnoty koncentrací DP v září se zvyšovaly s rostoucí hloubkou. V červnu byl změřen mírný pokles koncentrace DP a DFe v hloubce 4 mm a prudký nárůst koncentrací DP od hloubky 6 mm níže. V dubnu byly hodnoty koncentrací DFe nízké, vyšší hodnota koncentrace DFe byla zjištěna těsně pod povrchem sedimentu. V červnu a září byl naměřen nárůst koncentrací DFe s rostoucí hloubkou.

MJB v suboxické vrstvě sedimentu.

MJB_ $\text{NO}_3\text{-N}$ -Graf 3A

MJB_DP-Graf 3B

MJB_DFe-Graf 3C

Zjištěné tloušťky suboxické vrstvy: duben 0-2 cm, červen 0-1 cm, září 0 cm. V dubnu a červnu byl zjištěn pokles koncentrace $\text{NO}_3\text{-N}$ s rostoucí hloubkou. V září byly hodnoty koncentrací $\text{NO}_3\text{-N}$ téměř nulové.

Byly zjištěny vyšší koncentrační gradienty DP na rozhraní sedimentu a vody v průběhu roku. Koncentrace DP se v suboxické vrstvě v průběhu roku zvyšovaly s rostoucí hloubkou sedimentu. V dubnu a září byla zjištěna nejvyšší koncentrace DP v hloubce 9 mm (17 mg l^{-1}), následoval pokles koncentrací.

Naměřené hodnoty koncentrací DFe se v suboxické vrstvě zvyšovaly s rostoucí hloubkou sedimentu.

MJBFe v suboxické vrstvě sedimentu.

MJBFe_ $\text{NO}_3\text{-N}$ -Graf 4A

MJBFe_DP-Graf 4B

MJBFe_DFe-Graf 4C

Zjištěné tloušťky suboxické vrstvy: duben a červen 0-2 cm, září 0 cm. Hodnoty koncentrací $\text{NO}_3\text{-N}$ naměřené v dubnu a červnu klesaly s rostoucí hloubkou sedimentu. V září byly zjištěné hodnoty koncentrací $\text{NO}_3\text{-N}$ téměř nulové.

Koncentrace DP v dubnu a červnu se zvyšují s rostoucí hloubkou, nejvyšší koncentrace byla zjištěna v hloubce. V září byl naměřen vysoký nárůst koncentrace DP ve vrstvě 4 až 8 mm (21 mg l^{-1}), následoval pokles hodnot koncentrací DP.

Koncentrace DFe se zvyšovaly s rostoucí hloubkou sedimentu v průběhu roku. V dubnu a červnu byly naměřeny nejvyšší hodnoty koncentrací v hloubce 2 cm (140 mg l^{-1}).

Anoxická vrstva

MJA v anoxické vrstvě sedimentu.

MJA_NO₃-N-Graf 1A

MJA_DP-Graf 1B

MJA_DFe-Graf 1C

Byla zjištěna anoxická vrstva v dubnu a v červnu od hloubky 2cm, v září 0 cm. Naměřené koncentrace NO₃-N v anoxické vrstvě na lokalitě MJA byly téměř nulové a to po celý rok. Hodnoty koncentrací DP, DFe v anoxické vrstvě se zvyšovaly s rostoucí hloubkou v průběhu roku. Bylo pozorováno vyrovnání hodnot koncentrací DP a DFe v průběhu roku hloubce 5,5 až 6,5 cm. Průměrná hodnota koncentrace DP v hloubce 5,5 až 6,5 cm byla 9 mg l^{-1} . Zjištěná průměrná hodnota koncentrace DFe v hloubce 5,5 až 6,5 byla 92 mg l^{-1} .

MJAFe v anoxické vrstvě sedimentu.

MJAFe_NO₃-N-Graf 2A

MJAFe_DP-Graf 2B

MJAFe_DFe-Graf 2C

Byla zjištěna anoxická vrstva od hloubky v dubnu 3 cm, v červnu 2 cm, září 0 cm. Koncentrace NO₃-N byly v anoxické vrstvě téměř nulové.

V dubnu a září došlo k nárůstu koncentrací DP s rostoucí hloubkou. V červnu byla naměřena nejvyšší hodnota koncentrace DP v hloubce 2cm, potom následuje pokles koncentrací DP. Bylo pozorováno vyrovnání hodnot koncentrací DP v průběhu roku hloubce 5,5 až 6,5 cm, průměrná hodnota koncentrace DP byla 8 mg l^{-1} .

Zjištěné hodnoty koncentrací DFe v dubnu a září se zvyšovaly s rostoucí hloubkou.

V červnu se naměřené hodnoty koncentrací DFe pohybovaly ve stejném rozmezí (73-124 mg l⁻¹). Bylo pozorováno vyrovnání hodnot koncentrací DFe v průběhu roku hloubce 5,5 až 6,5 cm, průměrná hodnota koncentrace DFe byla 104 mg l⁻¹.

MJB v anoxické vrstvě sedimentu.

MJB_NO₃-N-Graf 3A

MJB_DP-Graf 3B

MJB_DFe-Graf 3C

Zjištěná anoxická vrstva byla od hloubky v dubnu 2 cm, v červnu 1 cm, v září 0 cm. Koncentrace NO₃-N byly v anoxické vrstvě téměř nulové.

V červnu a září se mírně zvyšovaly koncentrace DP s rostoucí hloubkou. Naměřené hodnoty koncentrací DP v červnu mírně klesaly s rostoucí hloubkou, a v září se koncentrace DP v anoxické vrstvě pohybovaly ve stejném rozmezí (9-12 mg l⁻¹). Bylo pozorováno vyrovnání hodnot koncentrací DP v průběhu roku hloubce 6 až 7 cm, průměrná hodnota koncentrace DP byla 7 mg l⁻¹. Zjištěné koncentrace DFe v anoxické vrstvě se v dubnu a září pohybovaly ve stejném rozmezí (duben – 57-128 mg l⁻¹, červen – 116-180 mg l⁻¹).

Bylo zjištěno vyrovnání koncentrací DFe v hloubce 6-7 cm, průměrná hodnota koncentrace byla 96 mg l⁻¹.

MJBFe v anoxické vrstvě sedimentu.

MJBFe_NO₃-N-Graf 4A

MJBFe_DP-Graf 4B

MJBFe_DFe-Graf 4C

Byla zjištěna anoxická vrstva od hloubky v dubnu a červnu 2 cm, září 0 cm. Naměřené koncentrace NO₃-N v anoxické vrstvě byly téměř nulové a to po celý rok.

Koncentrace DP se v anoxické v průběhu roku zvyšovaly až do hloubky 6-7 cm, kde bylo zjištěno vyrovnání koncentrací DP. Průměrná naměřená hodnota koncentrací DP v hloubce 6-7 cm byla 11 mg l⁻¹. Koncentrace DFe se v anoxické v průběhu roku zvyšovaly až do hloubky 6-7 cm, kde bylo zjištěno vyrovnání koncentrací DFe 172 mg l⁻¹.

6. Diskuze

6.1 Teplota a kyslíkové poměry

Teploty na přítoková lokalitě MJA se výrazně neměnily s rostoucí hloubkou. Nastaly změny teplot v průběhu roku. Teplota vody byla závislá na sezóní teplotě vzduchu. Na lokalitě MJA nedocházelo ke vzniku hustotní ani teplotní stratifikace (mělká lokalita).

Na lokalitě MJB byla v červnu zjištěna teplotní stratifikace. Vytvořil se hypolimnion v hloubce 2 m (vlivem změny hustoty vody). Koncentrace rozpuštěného O₂ v hypolimniu byla nízká (vliv teplotní a hustotní stratifikace).

6.2 Chemické složení vody nad sedimentem

Nejvyšší obsah nerozpuštěných látek (NL) na obou lokalitách byl zjištěn v červnu. Na lokalitě MJB byl naměřený obsah NL v průběhu roku 2x vyšší než na lokalitě MJA. Nejvyšší ztráta žiháním (Zž) byla analyzována v září na obou lokalitách. Zž určuje přibližné množství organických látek. Alkalita na lokalitě MJA se zvyšovala od dubna do září. Na lokalitě MJB byla naměřena nejvyšší hodnota alkality v červnu. Alkalita je mírou stability hodnoty pH, je množství kyseliny potřebné k neutralizaci všech produktů uhličitanového systému (Pitter, 1990). Na lokalitě MJA i MJB se zvyšovala hodnota pH od dubna do září. Hodnota pH významně ovlivňuje chemické a biochemické procesy ve vodách i toxický vliv látek na vodní organismy. Povrchové vody (mimo vody z rašelinišť) mívají pH v rozmezí asi od 6,5 do 8,5.

Koncentrace celkového P (TP) se zvyšovaly v průběhu roku na obou lokalitách. Zvýšené hodnoty koncentrací TP v červnu a září by mohly souviset se zvýšením biologické aktivity a se zvýšením allochtonního přísunu TP z povodí. Vyšší analyzované koncentrace rozpuštěného reaktivního P na lokalitě MJA by mohly souviset s množstvím a rychlostí biologické aktivity. Nejvyšší hodnota koncentrace rozpuštěného Fe na lokalitě MJB byla zjištěna v červnu, kdy zde bylo vytvořeno hypolimnium (nasycení O₂ do 10 %). Vyšší hodnota by mohla být způsobena chemickou redukcí hydratovaných Fe(III) oxidů na Fe(II).

Zjištěný pokles koncentrace dusičnanů (NO₃-N) byl pravděpodobně způsoben vyšší biologickou spotřebou a nedostatečným přísunem NO₃-N.

6.3 Celkové složení sedimentů.

Zjištěný obsah sušiny (suš) na lokalitě MJA byl vyšší než na lokalitě MJB. Lokalita MJA obsahovala hrubší částice. Sediment z lokality MJB byl z jemných částíček. Ztráta žiháním byla vyšší na lokalitě MJB. Sediment z lokality MJB pravděpodobně obsahoval vyšší množství sedimentovaného sestonu. Zajímavý byl pokles sušiny na lokalitě MJB (září v hloubce -0-1 cm) se zvýšením ztráty žiháním. Pokles obsahu sušiny byl mohl být způsoben vyšším obsahem autochtonní organické hmoty. Zjištěné vyšší hodnoty koncentrací celkového Fe na lokalitě MJB mohly být způsobeno jemnějším sedimentem na této lokalitě. Lokalita MJA obsahovala písčité sediment.

6.4 Rychlost uvolňování rozpuštěného P ze sedimentů před aplikací a po aplikaci Fe

Hodnoty pH ve všech našich vzorcích ve všech našich vzorcích z přítokové oblasti před přidáním Fe (MJA) a po přidání Fe (MJAF_e), z hrázové lokality před přidáním Fe (MJB) a po přidání Fe (MJBFe) se pohybovaly v rozmezí hodnot 7,4-7,8.

Lijklema (1980) vysvětlil, že při vyšší hodnotě pH je nižší sorpční kapacita hydroxidových iontů Fe, což může vést k vyšším rychlostem uvolňování P ze sedimentů. Feuillade & Dorioz (1992) ukázali závislost alkalických hydrolytických enzymů na vyšší hodnotě pH, které zvyšuje aktivitu těchto enzymů, a tím i biodegradaci organické hmoty a následné uvolňování P ze sedimentů. Naměřené hodnoty pH ve všech našich vzorcích nepřesáhly hodnotu 8, a proto můžeme vliv pH považovat za nízký.

Teplota je důležitý parametr určující rychlost uvolňování P ze sedimentu. S rostoucí teplotou roste biologická aktivita (Jensen & Andersen, 1992).

Nejvyšší rychlost uvolňování DP ze sedimentů na lokalitě MJA byla naměřena v červnu (rychlost byla 2x vyšší než na jaře). Zvýšená rychlost uvolňování P ze sedimentu byla pravděpodobně způsobena intenzivnější biologickou aktivitou. Na lokalitě MJB byly naměřené rychlosti uvolňování vyšší než na lokalitě MJA. Vyšší rychlosti uvolňování DP i RRP na MJB mohly souviset s vyšší sedimentací autochtonního sestonu. V červnu byl analyzován prudký nárůst rychlosti uvolňování na lokalitě MJB, který nejspíše souvisel s vytvořením anoxických podmínek (redukce Fe(III) sloučenin a uvolnění P i Fe(II) ze sedimentů) (Norvell, 1974).

Na obou lokalitách v průběhu roku bylo zjištěno uvolňování rozpuštěného i reaktivního P ze sedimentu před aplikací Fe a po přidání Fe bylo uvolňování zastaveno. Einsele (1936) a Mortimer (1941) jako první odhalili závislost mezi přítomností Fe v sedimentu a uvolňováním P ze sedimentu. Norvell (1974) zjistil, že v anoxických podmínkách dochází k redukci Fe(III) a uvolňování Fe(II) a P ze sedimentů.

U našich vzorků se přidání Fe(III) projevilo výrazným snížením rychlosti uvolňovaného P ze sedimentů. Při výzkumu rozpustnosti hydroxidu železitého v přírodních vodách Whitemore & Langmuir (1975) zjistili, že čerstvý přísun Fe(III) lépe váže P a je hůře rozpustitelný než Fe(III), který je uložen v sedimentu. Hanzel et al. (2003) porovnával vliv Fe(III) na retenci P s jinými metodami (aplikace Al, NO₃-N, O₂) na jezeře Vedsted a zjistil také snížení uvolňování P ze sedimentu vlivem přidání Fe(III), ale pouze po dobu 112 dnů inkubace, kdy byly v sedimentu jezera Vedsted přítomny NO₃-N. Zjištění, že se rychlost uvolňování P ze sedimentu po přidání Fe(III) výrazně sníží po přidání jen po dobu 112 dnů nemůžeme potvrdit, protože jsme vzorky po přidání Fe(III) inkubovaly pouze 6 dnů, a naše lokalita měla mnohem menší rychlosti uvolňování než jezero Vedsted.

6.5 Vertikální profily a koncentrace P, Fe, NO₃-N – v pórové vodě

Přítomnost dusičnanů, které obvykle pronikají hlouběji do sedimentu, než kyslík, mají stejně jako kyslík schopnost zadržovat železo v jeho oxidovaných formách, a jsou proto také důležité pro sorpci fosforu závislého na redoxních podmínkách (Duras & Hejzlar, 2001).

Ve vzorcích z přítokové lokality MJA a MJB pronikaly dusičnany v dubnu a červnu hlouběji než v září. Pronikání dusičnanů bylo nejspíše závislé na koncentracích NO₃-N ve vodě nad sedimentem, ale také na procesu nitrifikace. Zjištěné snižování koncentrací NO₃-N s rostoucí hloubkou mohlo být způsobeno postupným vyčerpáním NO₃-N mikroorganismy.

Ve vzorcích z přítokové oblasti před přidáním Fe (MJA) byly naměřené koncentrace DP a DFe v hloubce kde se vyskytovaly NO₃-N nízké, protože dusičnany mají schopnost udržovat Fe v oxidované formě i po vyčerpání O₂. (Duras & Hejzlar, 2001). Po přidání Fe do vzorků z přítokové lokality došlo v červnu k poklesu vrstvy, do které pronikaly NO₃-N. Přidané Fe mohlo ovlivňovat difúzi dusičnanů do sedimentu nebo nitrifikaci na rozhraní sedimentu a vody. Ve vzorcích z hrázové lokality před přidáním Fe (MJB) i po přidání Fe (MJBFe) byly zjištěny vyšší koncentrace DP a DFe i ve vrstvě s obsahem NO₃-N. Mortimer et al. (2004) zkoumal procesy suboxické nitrifikace v mořském sedimentu a zjistil vyšší koncentrace DFe i

DP ve vrstvě kde se vyskytovaly dusičnany. Mortimer et al. (2004) zjistil možnost anaerobní nitrifikace v moři. Ve vrstvě s $\text{NO}_3\text{-N}$ se vyskytoval DFe a proto by teoreticky mohlo dojít k reakci mezi hydratovanými oxidy Fe a amoniaku, ale Luther et al. (1998) vysvětlil, že tato reakce není v mořském sedimentu termodynamicky možná. Možnost nitrifikace v suboxické vrstvě sedimentu by mohla být způsobena oxidací amoniaku vlivem oxidu manganičitého (Mortimer et al., 2004).

V našich vzorcích nebyly měřeny koncentrace oxidů manganu a sedimenty byly odebírány v sladkovodní nádrži, a proto nemůžeme Mortimerovo zjištění o suboxické nitrifikaci potvrdit ani vyvrátit. Luther et al. (1998) popisoval termodynamiku chemické reakce amoniaku s hydratovanými oxidy Fe v mořském sedimentu, ale ve sladkovodním sedimentu by mohla termodynamika chemické reakce být jiná.

7. Závěr

Rychlosti uvolňování P ze sedimentů se na přítokové lokalitě (MJA) a hrázové lokalitě (MJB) v průběhu roku lišily. Rychlost uvolňování P ze sedimentu na lokalitě MJB byla o polovinu vyšší než na lokalitě MJA. Na obou lokalitách se naměřené hodnoty rychlostí uvolňování P ze sedimentů zvyšovaly v průběhu roku. Uvolňování P ze sedimentů souviselo se zvyšováním teploty a oxickými/anoxickými (MJB-v červnu) podmínkami.

Vyšší koncentrační gradienty P na rozhraní sedimentu a vody naměřené pomocí vertikálních profilů pórové vody na obou lokalitách se shodovaly se zjištěním, že ve vodě nad sedimentem bylo také zjištěno uvolňování P ze sedimentu.

Vertikální profily pórové vody z lokality MJA ukázaly, že ve vrstvě s vyššími koncentracemi dusičnanů, byly velice nízké koncentrace DP a DFe. Na lokalitě MJB byly ve vrstvě, kde se vyskytovaly dusičnany koncentrace DP a DFe vyšší, protože na lokalitě MJB byly nejspíše uplatňovány jiné faktory.

Po aplikaci sloučenin Fe do vzorků z obou lokalit bylo uvolňování P ze sedimentů zastaveno. Aplikace Fe do vzorků z lokality MJA v září zvýšila koncentrace dusičnanů v pórové vodě, ale v červnu snížila koncentrace dusičnanů v pórové vodě. Naměřené koncentrace P ve vertikálních profilech pórové vody naznačovaly možné uvolňování P z nitra sedimentů.

8. Literatura:

- Ahlgren J., 2006. Organic phosphorus compounds in aquatic sediments. Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from Faculty of Science and Technology 160.
- Berner R.A. & Raiswell, R., 1983. Burial of organic carbon and pyrite sulfur in sediment over Phanerozoic time: a new theory. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47: 855-862.
- Böstrom B., Jansson M., Forsberg C. (1982) Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 18: 5-59.
- Boström, B., M., Jansson & C. Forsberg., 1982. Phosphorus release from lake sediment. *Arch Hydrobiol.. Beih. Ergenbn. Limnol.* 18: 5-59.
- Buresh, R.J. & Patrick, W.H., 1981. Nitrate reduction to ammonium and organic nitrogen in an estuarine sediment. *Soil Biol. Biochem.*, 13: 279-283.
- Davidson, W. & Zhang, H., 1994. In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin film gels. *Nature*, 367: 546–548.
- Duras J. & Hejzlar J., 2001 The effect of outflow depth on phosphorus retention in a small hypertrophic temperate reservoir with short hydraulic residence time. *International Review of Hydrobiology*, 86 (6): 585-601.
- Einsele, W., 1936 *Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im eutrophen See.* *Arch. Hydrobiol.*, 29: 664–86.
- Ekholm, P., O. Malve & T. Kirkkala, T., 1997. Internal and external loading as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhäjärvi, southwest Finland. *Hydrobiologia*, 345: 3–14.
- Elderfield, H., McCaffrey, R.J., Luedtke, N., Bender, M., and Truesdale, V.W., 1981. Chemical diagenesis in Narragansett Bay sediments: *American Journal of Science*, 281: 1021-1055.
- Fan, C. X., L. Zhang & T. C. Qu, 2001. Lake sediment resuspension and caused phosphate release – a simulation study. *J. Environ.Sci. – China*, 13: 406–410.
- Feuillade, M. & Dorioz, J.M., 1992. Enzymatic release of phosphate in sediments of various origins. *Water Research*, 26: 1195–1201.
- Gätcher R., Meyer J.S. (1993) The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, 253: 103-121.
- Hansen J., Reitzel K., Jensen H. S., Andersen F. Ø., 2003 Effects of aluminium, iron, oxygen and nitrate additions of phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia*, 492: 139-149.
- Hesslein R.H., 1976. An in situ sampler for close interval pore water studies *Limnol. Oceanogr.*, 22: 913-915.
- Higgins, I.J., Best, D.J., Hammond, R.C., & Scott, D., 1981. Methane-oxidizing microorganisms. *Microbiology reviews*, 45: 556-590.
- Horáková, M., Lischke, P. & Grunwald, A., 1986. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod.* SNTL Praha.

- Horppila, J. & L. Nurminen, 2001. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwater Biol.*, 46: 1447–1455.
- Istvánovics, V. & K. Pettersson, 1998. Phosphorus release in relation to composition and isotopic exchangeability of sediment phosphorus. *Arch. Hydrobiol. Special Issues of Advances. Limnology*, 51: 91–104.
- Jacobsen O.S., 1978. A description model for phosphate sorption by lake sediment. *Vollenweider, R. A., 1976. Advance in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia dott. Marco de Marchi*, 33: 53–83.
- Jensen, H.S. & F. Ø. Andersen, 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37: 577–589.
- Jørgensen B.B., 1982. Mineralization of organic matter in the seabed—the role of sulphate reduction. *Nature*, 296: 643–645.
- Kalff J., 2002. *Limnology : inland water ecosystems* Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ 07458.
- Konhauser, K., 2007. *Introduction to geomicrobiology*. Blackwell Science Ltd a Blackwell Publishing company.
- Kopáček, J. & Hejzlar, J., 1995. Semi-micro determination of total phosphorus in soils, sediments, and organic materials: a simplified perchlorid acid digestion procedure. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 1935–1946.
- Kopáček, J., Borovec, J., Hejzlar, J., & Porcal, P., 2001. Parallel spectrophotometric determination of iron, aluminium, and phosphorus in soil and sediment extracts. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 32: 1431–1443.
- Lijklema, L., 1980: Interaction of orthophosphate with iron(III) and aluminium hydroxides. – *Envir.Sci. Technol.*, 14: 537–540.
- Luther G.W. III, Brendel P.J., Lewis B.L., Sundby B., Lefrancois L., Silverberg N., Nuzzio D.B., 1998. Simultaneous measurement of O-2, Mn, Fe, I-, and S(-II) in marine pore-waters with a solid-state voltammetric microelectrode. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 325–333.
- Martens, C.S. & Klump, J.V., 1984. Biochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44: 471–490.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G., 2000. *Wetlands*. 3. vydání. John Wiley and Sons, New York.
- Mortimer Robert J.G., Harris Sansha J.H, Krom M.D, Freitag T.E. , Prosser J.I., Barnes J., Anschutz P. Hayes P.J. Davies I.M., 2004. Anoxic nitrification in marine sediments. *Marine ecol. Progress series*, 276: 37–51.
- Mortimer, C.H., 1941 The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J.Ecol.*, 29: 280–329.
- Murphy, J. & Riley, J.P., 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27:31–36.
- Norvell, W.A., 1974. Insolubilization of inorganic phosphate by anoxic lake sediments. *Proc. Soil. Sci. Soc. Amer.*, 38: 441–445.

- Ohle, W., 1978. Ebullition of gases from sediment, condition, and relationship to primary production of lakes. *Verh. int. Ver. theor. angewand. Limnol.*, 20: 957–962.
- Pitter, P., 1999. *Hydrochemie*. 2nd ed. Vydavatelství VŠCHT, Praha.
- Reddy, K.R. & Graetz, D.A., 1988. Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils. In: Hook, D.D. et al. (eds.), *Ecology and Management of Wetlands*. 1. díl: *Ecology of Wetlands*. Timber Press, Portland, Oregon, 307-318.
- Reddy, K.R. a Patrick, W.H., 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRCCrit. Rev. Environ. Control.*, 13: 273-309.
- Reeburgh W.S., 1967. A method for measuring dissolved gases in pore waters. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 163-165.
- Roden, E.E. & Edmonds, J.W., 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: Microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 139: 347-378.
- Søndergaard M., Jensen J. P., Jeppesen E., 1999 Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 395-396: 77-85.
- Søndergaard M., Jensen J. P., Jeppesen E., 2003 Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 135-145.
- Stumm W. & J.J. Morgan, 1996. *Aquatic Chemistry*, 3rd edn. John Wiley & Sons, Inc.
- Valiela, I., 1984. *Marine Ecological Processes*. Springer-Verlag.
- Vymazal, J., 1995. *Algae and Element Cycling in Wetlands*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Whittemore, D.O. & D. Langmuir, 1975. The solubility of ferric oxyhydroxide in natural waters. *Ground Water*, 13: 360–365.
- Whittemore, D.O. & D. Langmuir., 1975. The solubility of ferric oxyhydroxides in natural waters. *Ground Water*, 13(4): 360-65.
- Yilmaz A. & S. Tugrul, 1998. The effect of cold- and warm-core eddies on the distribution and stoichiometry of dissolved nutrients in the NE Mediterranean. *Journal of Marine Systems*, 16(3-4): 253-268.

9. Přílohy

Příloha I: Hodnoty teplot (t) a koncentrací rozpuštěného kyslíku (O₂) naměřené ve vodním profilu na lokalitách hráz (MJB) přítok (MJA) při odběrech 17.4.2006, 21.6.2006, 26.9.2006. Poslední hodnoty na každé lokalitě jsou vrstvy vody 0,2 m nade dnem.

17.4.2006		MJB		MJA	
Hloubka [m]	O ₂ [mg g ⁻¹]	t [°C]	O ₂ [mg g ⁻¹]	t [°C]	
0	10,0	9,9	10,4	9,5	
0,5	9,5	9,1	10,4	8,7	
1	8,9	8,5			
1,5	8,0	8,5			
2	7,5	8,2			
2,5	6,9	7,8			

21.6.2006		MJB		MJA	
Hloubka [m]	O ₂ [mg g ⁻¹]	t [°C]	O ₂ [mg g ⁻¹]	T [°C]	
0	10,29	24,8	7,77	24	
0,5	9,5	23,7	6,44	23,1	
1	8,44	22,9			
1,5	3,9	21,0			
2	0,4	18,7			
2,5	0,11	14,4			

26.9.2006		MJB		MJA	
Hloubka [m]	O ₂ [mg g ⁻¹]	t [°C]	O ₂ [mg g ⁻¹]	t [°C]	
0	15,0	18,1	14,8	17,9	
0,5	13,3	16,3	14,1	17,0	
1	8,8	15,7			
1,5	8,1	15,5			
2	7,0	15,2			
2,5	5,9	15,1			

Příloha II: Chemické složení, pH, vodivost a alkalita vody nad sedimentem na lokalitách MJA (přítok) MJB (hráz) v průběhu roku. NL (nerozpuštěné látky), Zž (ztráta žiháním), DOC (rozpuštěný organický uhlík), TP (celkový fosfor), RP (reaktivní fosfor), RRP (rozpuštěný reaktivní fosfor), T-Fe (celkové železo), NH₄-N (amoniak), NO₂-N (dusitany), NO₃-N (dusičnany), Cl⁻ (chloridy), F⁻ (fluoridy), SO₄²⁻ (sírany), ionty Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺.

Lokalita	Datum	pH	Vodivost	Alkalita	NL	Zž	DOC	TP	RP (F0,4)	RRP (F0,4)	TFe	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Cl ⁻	F ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
			μS cm ⁻¹	μmol l ⁻¹	mg l ⁻¹	%	mg l ⁻¹	μg l ⁻¹	μg l ⁻¹	μg l ⁻¹	μg l ⁻¹	μg l ⁻¹	μg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹
MJA	17.4.2006	6,98	275	589	9,4	29,0	6,0	47	17,4	12,7	325	19	Ns.	6,28	18,8	0,15	37,2	11,1	4,14	22,5	6,89
MJB	17.4.2006	6,93	277	609	15,6	21,0	6,1	54	18,7	11,3	337	17	Ns.	6,36	18,7	0,15	36,5	11,3	4,28	23,0	7,07
MJA	21.6.2006	7,67	300	1117	18,7	24,0	9,2	119	31,0	15,1	1094	22	59,1	2,90	17,7	0,00	38,1	13,5	4,57	26,8	8,37
MJB	21.6.2006	7,22	287	1096	33,7	21,0	8,3	120	19,9	7,1	1039	159	74,4	2,43	15,3	0,00	35,0	12,0	4,35	26,1	8,08
MJA	26.9.2006	8,44	312	1786	12,1	39,5	8,4	174	42,2	16,0	1784	28	16,3	0,21	18,5	0,19	27,4	14,3	5,30	29,0	9,31
MJB	26.9.2006	7,86	316	1705	15,3	47,0	8,3	108	27,2	8,6	822	38	10,2	0,14	18,2	0,21	27,6	11,4	4,78	24,6	7,78

Příloha III: Popisná charakteristika odebraných sedimentů. Stav vypovídá o situaci po odebrání kórů.

lokality MJA		
datum	výška sedimentu	popis
17.4.2006	14 cm	povrch hnědozelený, z hrubých částic níže sediment homogenní s částicemi slídy a zbytky rostlin, barva šedočerná bez bublin bahenního plynu
21.6.2006	20 cm	povrch sedimentu hnědý, náznak nárůstu makrofyt níže sediment písčítý, místy jemný prachový, šedočerný
26.9.2006	29 cm	povrch sedimentu šedohnědý, 1 mm vrstva odumřelých řas 0-2 cm vrstva šedohnědá se zbytky slídy níže sediment šedočerný bez bublin bahenního plynu.
lokality MJB		
datum	výška sedimentu	popis
17.4.2006	16 cm	povrch hnědozelený z jemných částic 0-1cm vrstva- sediment hnědošedý, z jemných částic 1-3 cm vrstva - sediment hnědý se zbytky slídy níže sediment načernalý s bublinkami bahenního plynu
21.6.2006	15 cm	povrch sedimentu zelený s 2-3mm vrstvička řas níže sediment šedozelený homogenní s bublinkami bahenního plynu
26.9.2006	33 cm	nerovný šedozelený povrch na povrchu 2 mm silná vrstva čerstvě sedimentovaného sestonu níže sediment šedočerný s bublinami bahenního plynu

Příloha IV: Celkové složení sedimentů do hloubky 4 cm, měřeno po 1 cm na přítokové lokalitě (MJA) a hrázové lokalitě (MJB). Sušina (suš), ztráta žiháním (Zž), koncentrace celkového P (TP), koncentrace celkového Fe (TFe) a koncentrace hliníku (Al).

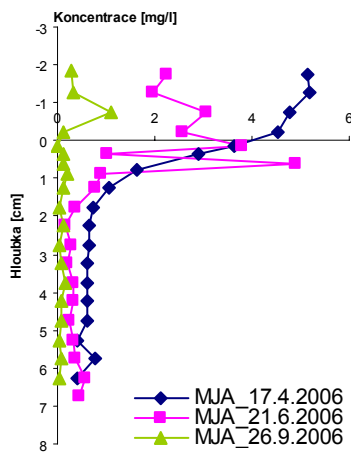
17.4.2006						
	Hloubka [cm]	Suš [%]	Zž [%]	TP [mg g ⁻¹]	TFe [mg g ⁻¹]	Al [mg g ⁻¹]
MJA	0-1	39,3	8,1	1,5	27,9	19,1
	1-2	42,7	7,9	1,5	35,8	26,5
	2-3	46,2	8,1	1,6	36,1	26,6
	3-4	46,9	8,6	1,7	35,7	26,3
MJB	0-1	22,8	11,2	1,8	45,2	42,9
	1-2	29,6	10,8	1,7	40,4	32,0
	2-3	26,3	11,6	1,9	46,5	39,1
	3-4	24,7	17,0	1,7	50,7	50,4
21.6.2006						
	Hloubka [cm]	Suš [%]	Zž [%]	TP [mg g ⁻¹]	TFe [mg g ⁻¹]	Al [mg g ⁻¹]
MJA	0-1	39,8	7,8	1,5	34,1	27,5
	1-2	45,0	7,3	1,2	27,7	21,3
	2-3	48,1	6,9	1,4	28,1	19,5
	3-4	48,5	8,4	1,6	28,5	20,1
MJB	0-1	25,2	11,1	1,7	43,3	40,3
	1-2	27,8	10,9	1,6	31,9	24,0
	2-3	28,9	12,3	1,6	37,8	32,4
	3-4	26,8	12,2	1,8	46,4	43,3
26.9.2006						
	Hloubka [cm]	Suš [%]	Zž [%]	TP [mg g ⁻¹]	TFe [mg g ⁻¹]	Al [mg g ⁻¹]
MJA	0-1	34,0	6,2	1,5	33,4	27,4
	1-2	38,1	6,9	1,4	36,5	29,9
	2-3	41,0	6,9	1,6	34,4	22,3
	3-4	42,5	6,0	1,5	33,8	27,2
MJB	0-1	17,5	12,4	1,7	46,6	38,2
	1-2	19,8	11,4	1,7	46,2	34,7
	2-3	21,0	11,3	1,7	45,8	35,7
	3-4	24,3	10,0	1,7	44,0	34,2

Příloha V: Tabulka naměřených hodnot teplot (t), koncentrací rozpuštěného kyslíku (O₂), pH ve vodě 0,2 m nad sedimentem a průměrů rychlostí uvolňování reaktivního rozpuštěného fosforu (RRP), celkového rozpuštěného fosforu (DP), rozpuštěného železa (DFe), amoniaku (NH₄-N), dusičnanů (NO₃-N) a síranů (SO₄) za dobu inkubace v průběhu roku, ve vzorcích z přítokové oblasti bez přidavku Fe (MJA), s přidavkem Fe (MJAF_e) a hrázové oblasti bez Fe (MJB), s přidavkem Fe (MJBFe),

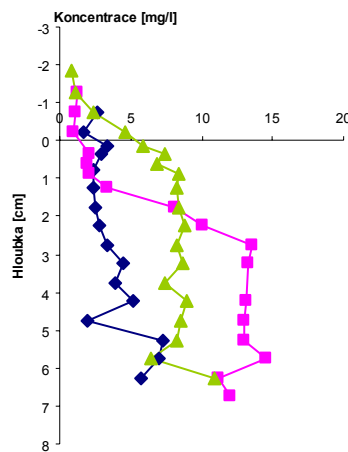
	O ₂ [mg g ⁻¹]	t [°C]	pH	RRP [mg m ⁻² d ⁻¹]	DP [mg m ⁻² d ⁻¹]	DFe [mg m ⁻² d ⁻¹]	NH ₄ -N [mg m ⁻² d ⁻¹]	NO ₃ -N [mg m ⁻² d ⁻¹]	SO ₄ [mg m ⁻² d ⁻¹]
MJA									
17.04.2006	10,4	8,7	7,6	0,1	0,4	-2,0	0,2	-6,1	374,0
21.06.2006	6,4	23,1	7,6	2,0	2,3	0,4	-1,5	-30,2	-174,2
26.09.2006	14,1	17,0	7,6	1,9	2,0	1,7	18,1	-13,6	65,8
MJA s Fe									
17.04.2006	10,4	8,7	7,8	-0,1	0,0	-2,3	9,4	-31,5	119,0
21.06.2006	6,4	23,1	7,5	0,0	0,0	-0,1	1,23	-16,5	-162,0
26.09.2006	14,1	17,0	7,7	-0,6	-0,2	-0,4	5,9	-0,6	-122,0
MJB									
17.04.2006	6,9	7,8	8,0	-0,1	1,3	3,0	0,3	-27,1	142,8
21.06.2006	0,1	14,4	7,4	1,7	4,9	7,2	-3,5	-48,7	-183,1
26.09.2006	5,9	15,1	7,7	7,1	5,7	6,6	15,3	-6,9	-353,0
MJB s Fe									
17.04.2006	6,9	7,8	7,8	-0,2	-0,5	-8,9	6,4	-34,1	30,3
21.06.2006	0,1	14,4	7,4	-0,1	0,0	-1,4	2,4	-52,5	-266,1
26.09.2006	5,9	15,1	7,7	-0,2	0,2	0,1	3,6	84,4	-299,8

Příloha V: Koncentrace dusičnanů (NO₃-N), rozpuštěného P (DP), rozpuštěného Fe (DFe) ve vzorcích z přítokové lokality před aplikací Fe (MJA) po aplikaci Fe (MJAF_e), z hrázové lokality před aplikací Fe (MJB) a po aplikace Fe (MJBF_e) v závislosti na hloubce v průběhu roku.

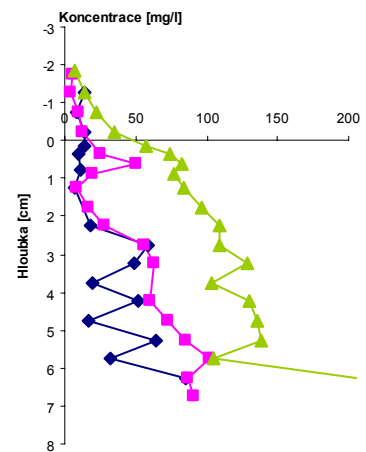
Graf 1A_MJA_NO3-N



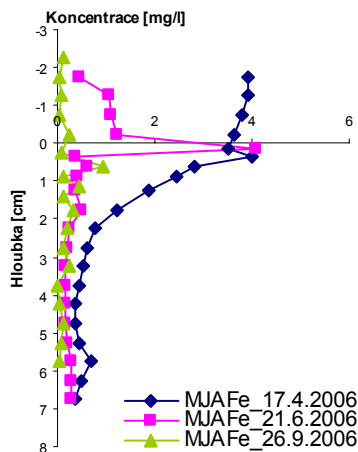
Graf 1B_MJA_DP



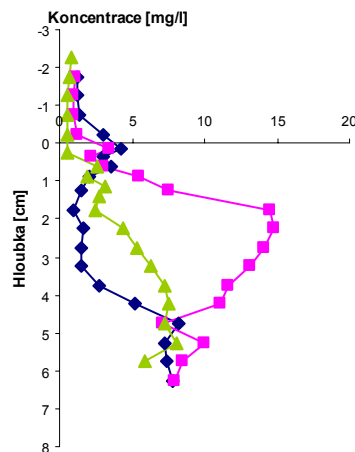
Graf 1C_MJA_DFe



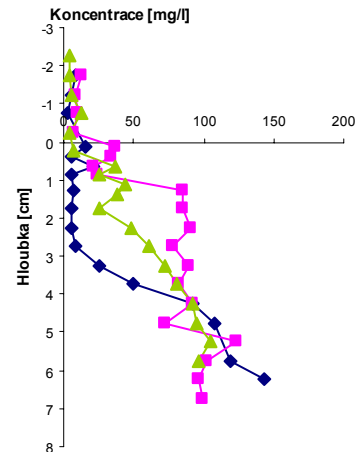
Graf 2A_MJAF_e_NO3-N



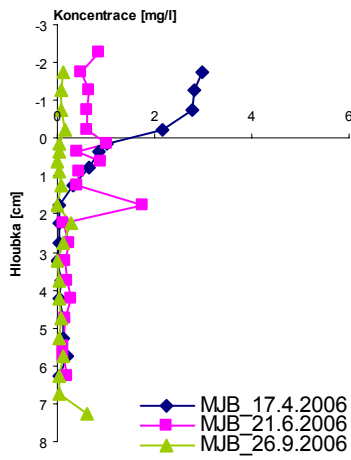
Graf 2B_MJAF_e_DP



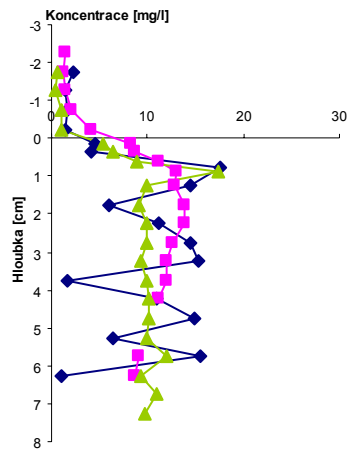
Graf 2C_MJAF_e_DFe



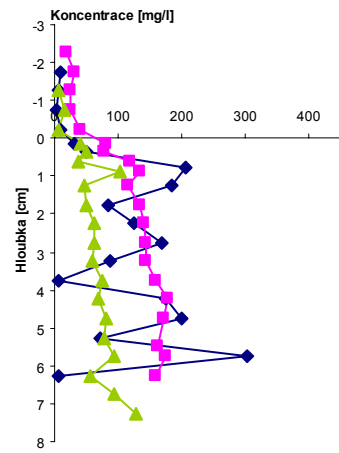
Graf 3A_MJB_NO3-N



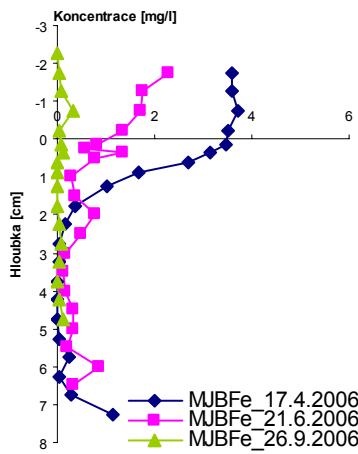
Graf 3B_MJB_DP



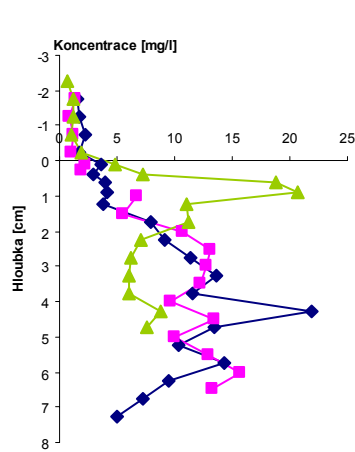
Graf 3C_MJB_DFe_gelvoda



Graf 4A_MJBFe_NO3_N



Graf 4B_MJBFe_DP



Graf 4C_MJBFe_DFe

