

COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DA LAGOA MÃE-BÁ E
BARRAGEM NORTE (ES): VARIAÇÃO ESPACIAL, TEMPORAL E
GRUPOS FUNCIONAIS

BRUNA GUEDES PEREIRA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

AGOSTO DE 2012

COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DA LAGOA MÃE-BÁ E
BARRAGEM NORTE (ES): VARIAÇÃO ESPACIAL, TEMPORAL E
GRUPOS FUNCIONAIS

BRUNA GUEDES PEREIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos e Naturais.

Orientador (a): Dra: Marina Satika Suzuki

Campos dos Goytacazes – RJ

Agosto de 2012

COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DA LAGOA MÃE-BÁ E
BARRAGEM NORTE (ES): VARIAÇÃO ESPACIAL, TEMPORAL E
GRUPOS FUNCIONAIS

BRUNA GUEDES PEREIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos e Naturais.

Aprovada em 02 de agosto de 2012

Comissão Examinadora:

Dr. Marcelo Manzi Marinho (Universidade Estadual do Rio de Janeiro – UERJ)

Dr. Carlos Eduardo Rezende (Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF)

Dr. Álvaro Ramon Coelho Ovalle (Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF)

Dr^a. Marina Satika Suzuki (Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF)
(Orientadora)

AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares por acreditarem em mim sempre, até mesmo quando eu mesma desacreditava. Obrigada pelo amor, carinho e educação que fizeram parte de minha formação.

A minha mãe Maria Cremilda por ser um exemplo e paciência, serenidade e bondade.

Ao meu pai Oloir por ser exemplo de sabedoria e por todo incentivo e confiança em mim depositada.

A minha irmã Samara por todo carinho e companheirismo durante esses anos que estive longe de casa.

Aos meus avós Lany e Alfredo (in memoriam) pelo árduo trabalho para conquistar melhores condições de vida para minha família.

A todos os amigos da minha querida comunidade de São João Pequeno e do Sítio Brunara, Colatina ES, pelos abraços fortes de todas as idas e vindas.

A orientadora Dr^a Marina Satika Suzuki pela orientação, paciência e pela confiança depositada para a realização deste trabalho. Muito abrigada por me acolher e me ensinar. Nunca me esquecerei de sua ajuda.

Ao professor Carlos Eduardo Rezende pela confiança no meu trabalho junto ao desenvolvimento do projeto de Monitoramento Ambiental do complexo lagunar envolvendo as lagoas Mãe-Bá, Ubu e Barragem Norte.

Aos membros da banca por aceitarem o convite.

A professora Valéria de Oliveira Fernandes pela revisão da dissertação.

Aos membros do comitê de acompanhamento pelas sugestões no desenvolvimento do trabalho.

Ao professor Marcelo Trindade Nascimento pela ajuda no entendimento das análises multivariadas.

Ao amigo Bruno dos Santos Esteves que tanto me ensinou quanto deu força para continuar.

A FUNDENOR (Fundação Norte Fluminense de Desenvolvimento Regional) e a FAPERJ (Fundação de Amparo a Pesquisa do Rio de Janeiro) pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos técnicos Diogo e Sr. Antônio pelo auxílio em todos os campos, obrigada pelo apoio nos trabalhos e pelo carinho.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA/UENF) pela infraestrutura concedida para a realização deste trabalho.

A Samarco Mineradora S/A pela parceria na realização do projeto através do convênio com o LCA/UENF.

Aos meus amigos Érica, Fabíola, Vitor, Hildeofonso, Ênio e Pablo por estarem sempre por perto apoiando nos momentos de tristeza e alegria que compartilhamos tantas vezes. Vocês me mostraram o valor da verdadeira amizade.

Aos demais professores, funcionários e amigos da Universidade Estadual do Norte Fluminense que direta ou indiretamente, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	x
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	6
2.1. Objetivos espeíficos	6
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	7
3.1. Área de estudo	7
3.2. Periodicidade e pontos de amostragem.....	8
3.3. Pluviosidade	10
3.4. Variáveis mensuradas no campo.....	10
3.5. Macronutrientes Dissolvidos, Particulados e Clorofila a.....	11
3.6. Comunidade fitoplanctônica	11
3.6.1. Análise qualitativa	11
3.6.2. Análise quantitativa	12
3.6.3. Índice de diversidade e similaridade	12
3.6.4. Estimativa do biovolume	13
3.6.5. Grupos funcionais	13
3.7 Tratamento estatístico	14
4. RESULTADOS.....	15
4.1. Pluviosidade	15
4.2. Variáveis físico-químicas	15
4.2.1. Profundidade da coluna d'água.....	15
4.2.2. Transparência da água	16
4.2.3. Temperatura da água.....	17
4.2.4. pH	18
4.2.5. Condutividade elétrica.....	20
4.2.6. Oxigênio dissolvido	21
4.2.7. Alcalinidade.....	22

4.3. Nutrientes	23
4.3.1. Carbono orgânico dissolvido	23
4.3.2. Ortofosfato	24
4.3.3. Fósforo total	26
4.3.4. Nitrogênio amoniacoal	27
4.3.5. Nitrato	28
4.3.6. Nitrito	29
4.3.7. Silicato	31
4.4. Material particulado em suspensão	32
4.5. Comunidade fitoplanctônica	33
4.5.1. Clorofila <i>a</i>	33
4.5.2. Análise qualitativa	35
4.5.3. Análise quantitativa	41
4.5.4. Índice de diversidade	46
4.5.5. Análise de agrupamento	48
4.5.6. Biovolume	50
4.5.7. Grupos funcionais fitoplanctônicos.....	53
4.6. Análise de Componentes Principais	57
4.7. Análise de Correspondência Canônica.....	58
5. DISCUSSÃO	60
5.1. Variáveis físicas e físico-químicas	60
5.2. Nutrientes	65
5.3. Comunidade fitoplanctônica	70
5.3.1. Clorofila <i>a</i>	70
5.3.2. Comunidade fitoplanctônica (análise qualitativa, quantitativa, diversidade, similaridade e biovolume	71
5.3.3. Grupos Funcionais	78
6. CONCLUSÕES	82
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
APÊNDICE	95

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da Lagoa Mãe-Bá e dos pontos de amostragens.....	10
Figura 2. Variação média da pluviosidade (mm) na região de Anchieta, ES, durante o período de estudo.	15
Figura 3. Box-Plot da variação média da Transparência (m) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	16
Figura 4. Box-Plot com a variação da temperatura da água (°C) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem	18
Figura 5. Box-Plot com a variação média dos valores de pH da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	19
Figura 6. Box-plot com a variação média da Condutividade Elétrica (C.E) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	20
Figura 7. Box-Plot da variação média de Oxigênio Dissolvido (OD) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	21
Figura 8. Box-Plot da variação média da Alcalinidade (Alc.) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	23
Figura 9. Box-Plot da variação média do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	24
Figura 10. Box-Plot da variação média de Ortofosfato (PO_4) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem	25
Figura 11. Box-Plot da variação média de Fósforo Total (PT) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem	26
Figura 12. Box-Plot da variação média de nitrogênio amoniacal (NH_4) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	28
Figura 13. Box-Plot da variação média de Nitrato (NO_3^-) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem	29
Figura 14. Box-Plot da variação média de Nitrito (NO_2^-) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem	30
Figura 15. Box-Plot da variação média de Silicato (SiO_4) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	32
Figura 16. Box-Plot da variação média do Material Particulado em Suspensão (MPS) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	33
Figura 17. Box-Plot da variação média de Clorofila <i>a</i> na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem	35

Figura 18. Variação da densidade média fitoplanctônica na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	42
Figura 19. Densidade total fitoplanctônica dos pontos de amostragens da lagoa Mãe-Bá ao longo do período de estudo	44
Figura 20. Densidade total fitoplanctônica nos pontos da Barragem Norte ao longo do período de estudo	46
Figura 21. Box-Plot da diversidade média da comunidade fitoplanctônica na lagoa de Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	47
Figura 22. Cluster de similaridade da comunidade fitoplanctônica entre os pontos da lagoa de Mãe-Bá e da Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	49
Figura 23. Cluster de similaridade da comunidade fitoplanctônica entre a lagoa de Mãe-Bá e a Barragem Norte	49
Figura 24. Box-Plot do Biovolume médio fitoplanctônico na lagoa de Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.....	51
Figura 25. Variação da contribuição relativa (%) das principais classes de algas em relação ao biovolume total durante o período de estudo na lagoa de Mãe-Bá e na Barragem Norte.....	52
Figura 26. Variação da contribuição relativa (%) dos principais grupos funcionais fitoplanctônicos durante o período de estudo.....	57
Figura 27. Análise de Componentes Principais (ACP) para variáveis abióticas na lagoa de Mãe-Bá e Barragem Norte durante o período de estudo.....	58
Figura 28. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica para os grupos funcionais e as variáveis abióticas na lagoa de Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de estudo	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de táxons fitoplanctônicos da lagoa de Mãe-Bá.	35
Tabela 2. Número de táxons e percentual (%) de representatividade de cada classe fitoplanctônica registrada na lagoa Mãe-Bá durante o período de estudo	38
Tabela 3. Lista de táxons fitoplanctônicos da Barragem Norte.....	38
Tabela 4. Número de táxons e percentual (%) de representatividade de cada classe fitoplanctônica registrada na Barragem Norte durante o período de estudo	41
Tabela 5. Coeficientes de correlação entre as variáveis dos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) obtidos durante o período de estudo na lagoa de Mãe-Bá e na Barragem Norte.....	60

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo estudar as variações espaciais e temporais da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira através da abordagem de grupos funcionais e análise dos atributos da comunidade (composição, riqueza, diversidade, densidade e biovolume). A lagoa de Mãe-Bá localiza-se no litoral sul do Estado do Espírito Santo, na divisa dos Municípios de Guarapari e Anchieta. Por volta do ano de 1977, a empresa de pelotização Samarco Mineração S/A, foi implantada às margens da lagoa e represou um braço desta área, conhecido como Barragem Norte. Durante o período de dois anos em coletas trimestrais foram feitas as amostragens de campo. Cinco pontos de coleta foram estabelecidos na lagoa e três na barragem. pH, temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, profundidade e transparência da água foram medidos diretamente no campo. Amostras de água foram coletadas em cada estação de amostragem com garrafas de polietileno para análise de nutrientes (fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, ortofosfato, silicato e carbono orgânico dissolvido), alcalinidade e clorofila *a*. Amostras para análise da comunidade fitoplanctônica foram coletas na subsuperfície e também com auxílio de uma rede de plâncton de malha de 20 μ . Foi utilizado ANOVA (Kruskal-Wallis) para testar as diferenças temporais e espaciais das variáveis abióticas e bióticas considerando $p < 0,05$. A Análise dos Componentes Principais (ACP) foi empregada para avaliar quais variáveis abióticas caracterizam os sistemas e a Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi utilizada para explicar as possíveis relações entre descritores biológicos (grupos funcionais) e variáveis ambientais. As variáveis abióticas e bióticas mostraram diferir temporalmente tanto na lagoa quanto na barragem. A Barragem Norte apresentou valores superiores de nutrientes em relação à lagoa, estimulando o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica e refletindo em maiores valores de clorofila *a*. Valores baixos de similaridade foram obtidos entre a lagoa e a barragem. O índice de diversidade obtido foi baixo (média de 1,1 bits/ind.). O biovolume médio na lagoa de Mãe-Bá oscilou entre 1,03 a 11,70 mm³.L⁻¹ e na Barragem Norte entre 0,12 a 28,9 mm³.L⁻¹. Foram identificados 16 grupos funcionais, destes, seis foram de cianofíceas (**H1, MP, Sn, M, K e S1**) cinco clorofíceas (**X1, X2, X3, J e F**) duas zignemafíceas (**Na e P**), uma euglenofíceae (**W2**), uma bacilariofícea (**C**) e uma dinofíceae (**Lo**). A ACP separou os dois sistemas e mostrou que a Barragem Norte possui forte influência dos nutrientes e do material particulado em suspensão, indicando seu estado de hipereutrofia. A ACC relacionou os grupos funcionais das cianobactérias

filamentosas consideradas como boas antenas de luz com o carbono orgânico dissolvido na lagoa Mãe-Bá e as cianobactérias coloniais juntamente com as clorofíceas (Chlorococcales) com os nutrientes na Barragem Norte. Em Mãe-Bá não houve predomínio de um grupo funcional específico. Possivelmente, a instabilidade do ambiente provocada pela constante turbulência favoreceu a não dominância de grupos. No geral, a aplicação dos grupos funcionais como discriminadores ambientais refletiram bem as características dos dois sistemas estudados. Em Mãe-Bá os grupos funcionais identificados são típicos de ambientes costeiros constantemente misturados e turvos enquanto que na Barragem Norte os grupos funcionais registrados são característicos de ambientes fortemente eutrofizados.

Palavras chave: Lagoas Costeiras, Eutrofização, Grupos Funcionais Fitoplanctônicos.

ABSTRACT

This work aimed to study spatial and temporal variations of phytoplankton community in a coastal lagoon through the approach of functional groups and analysis of the community attributes (composition, richness, diversity, density and biovolume). Mãe-Bá Lagoon is located on the southern coast of Espírito Santo, on the border of Guarapari and Anchieta municipalities. Around the year 1977, the pelletizing company Samarco Mineiraç o S/A was set on the banks of this lagoon and it dammed one arm of this area, known as Barragem Norte. During two years in quarterly samples, field samplings were performed. Five points were established in the lagoon and three in the dam. Water temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, water clarity and depth were measured directly in the field. Water samples were collected, at each sampling station, with polyethylene bottles for analysis of nutrients (total phosphorus, nitrite, nitrate, ammonia, orthophosphate, silicate and dissolved organic carbon), alkalinity and chlorophyll *a*. Samples for analysis of phytoplankton community were collected with the aid of plankton net mesh of 20 μ in the subsurface. We used ANOVA (Kruskal-Wallis) to test the temporal and spatial differences of abiotic and biotic variables considering $p < 0.05$. The Principal Component Analysis (PCA) was used to assess abiotic variables which characterize the systems, and Canonical Correspondence Analysis (CCA) was used to explain the possible relationships between biological descriptors (functional groups) and environmental variables. The abiotic and biotic variables showed temporal difference both in the lagoon and dam. Barragem Norte showed higher values of nutrients in relation to the lagoon, stimulating the development of the phytoplankton community and reflecting in chlorophyll *a* higher values. Low similarity values were obtained between the lagoon and the dam. The diversity index obtained was low (average of 1.1 bits / ind.). The average biovolume ranged from 1.03 to 11.70 mm³ L⁻¹ in Mãe-Bá Lagoon as well as between 0.12 to 28.9 mm³ L⁻¹ in Barragem Norte. Sixteen functional groups were identified: six were Cyanophytes (H1, MP, Sn, M, and K S1), five Chlorophyceae (X1, X2, X3, J and F), two Zignemaficeas (Na and P), one Euglenoficeae (W2), one bacilarioficea (C), and one dinoficeae (Lo). PCA separated the two systems and showed that Barragem Norte has strong influence of nutrients and suspended particulate matter, indicating its hypereutrophic state. The ACC related functional groups of filamentous cyanobacteria considered good antennae light with dissolved organic carbon in Mãe-Bá and cyanobacteria along with

chlorophytes (Chlorococcales) with the nutrients in Barragem Norte. In Mãe-Bá there was no predominance of a particular functional group. Possibly, the environmental instability caused by constant turbulence favored the non dominance of groups. In general, the application of functional groups as discriminators well reflected the environmental characteristics of the two systems studied. In Mãe-Bá, the functional groups identified were typical of coastal environments constantly mixed and turbid, while in Barragem Norte, the functional groups recorded are characteristic of highly eutrophic environments.

Key words: Coastal Lagoons, Eutrophication, Phytoplankton Functional Groups.

1. INTRODUÇÃO

Ecossistemas aquáticos tais como rios, lagos, estuários e oceano aberto, são frequentemente usados como áreas de despejo de esgoto, lixo e dejetos industriais, que deterioram as comunidades biológicas. Quando descartados nos corpos hídricos a maioria dos efluentes causam alterações em todo o sistema, modificando tanto sua estrutura quanto seu funcionamento (Tundisi, 2003).

Os impactos antrópicos sobre os ambientes costeiros têm aumentado em todo o mundo nas últimas décadas devido ao constante crescimento da população humana (Primack e Rodrigues, 2002; Anthony *et al.*, 2009). Dentre os ecossistemas aquáticos mais impactados, as lagoas costeiras são as regiões que mais sofrem e que constantemente apresentam alterações em suas comunidades produtoras (Esteves, 1998a; Esteves *et al.*, 2008).

As lagoas costeiras são consideradas como um dos ecossistemas aquáticos mais produtivos do mundo (Margalef, 1969), fato este devido a algumas características inerentes, tais como: pequena profundidade da coluna d'água, aporte constante de materiais particulados e dissolvidos carreados das zonas mais elevadas da bacia de drenagem e sua dinâmica dominada e subsidiada por energia externa (Esteves, 1998a, Esteves *et al.*, 2008). A elevada produção primária deve-se ao desenvolvimento não somente da comunidade fitoplanctônica, mas também da comunidade perifítica e de macrófitas aquáticas, que se estendem desde as zonas litorâneas até onde a penetração de luz o permite (Esteves, 1998b; Viaroli *et al.*, 2008; Wit *et al.*, 2012).

Associada a elevada produção primária observa-se também elevada produção secundária (Fontes e Abreu, 2009). Desta forma, estes ecossistemas têm papel preponderante não só na produção de matéria orgânica, mas também na exportação destes para os ecossistemas marinhos, quando conectados com o mar (Esteves *et al.*, 2008).

As lagoas costeiras veem sofrendo um intenso processo de eutrofização artificial principalmente em consequência da intensa ocupação em suas margens. Um dos primeiros sinais de alteração se observa na zona eufótica, a qual constitui as camadas superiores da coluna d' água onde a penetração luminosa é suficiente para permitir a produção primária (Dybern, 1974). Neste compartimento a comunidade

fitoplanctônica responde rapidamente ao incremento na disponibilidade de nutrientes, alterando inicialmente sua biomassa e posteriormente sua composição (Salmaso, 2003).

A comunidade fitoplanctônica constitui um conjunto de organismos, em sua maioria fotossintetizantes, que vivem em suspensão na coluna d' água sujeitos a movimentos passivos por ventos e correntes (Reynolds, 1984). É um componente ecológico de potencial importância na caracterização e mesmo na definição da fisiologia ambiental de vários sistemas aquáticos (Brettum, 1994).

Alguns fatores podem controlar ou influenciar o desenvolvimento e a distribuição das populações fitoplanctônicas nas massas d' água. Esses fatores controladores podem ser físicos, químicos ou biológicos. Circulação da água por advecção, convecção e turbulência, são exemplos de fatores físicos que atuam fortemente em lagoas costeiras (Huszar e Giani, 2004). A circulação da água promove ressuspensão do sedimento levando os nutrientes do fundo para a camada eufótica. Além disso, muitas espécies (principalmente diatomáceas e desmídias) necessitam de frequente turbulência para manterem-se suspensas e evitar a sedimentação (Barbosa e Padisak, 2002; Huszar *et al.*, 2000; Alves-de-Souza *et al.*, 2006). No entanto, a ressuspensão do sedimento torna a água turva, dificultando a entrada da luz. Muitas espécies apresentam adaptações morfológicas ou fisiológicas para permanecer e sobreviver nesses ambientes túrbidos, como algumas cianobactérias filamentosas descritas como boas antenas de luz (Reynolds *et al.*, 2002).

A concentração e a proporção dos nutrientes agem como fatores químicos na regulação do fitoplâncton. Um ambiente pode ser limitante ao crescimento ou ao aumento de biomassa fitoplanctônica quando um ou mais nutrientes estiver em concentrações inadequadas ao seu desenvolvimento (Reynolds, 2006). Algumas espécies possuem adaptações para sobreviver em baixas concentrações de nutrientes como a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* que tem a capacidade de estocar fósforo em grânulos de ortofosfato e fixar nitrogênio atmosférico por meio de células diferenciadas conhecidas como heterócito, sendo descritas com frequência causando florações em lagos tropicais (Becker *et al.* 2009, Costa *et al.* 2006).

Acoplado aos fatores abióticos, fatores como predação, competição, taxa de crescimento e parasitismo são descritos como fatores biológicos que também interferem na composição e a abundância do fitoplâncton. Algumas espécies fitoplanctônicas desenvolveram estratégias que minimizam suas perdas por herbivoria através de mudanças morfológicas e fisiológicas (Brasil e Huszar, 2011) como aumento do tamanho celular (Verschoor *et al.* 2004) ou colonial (Zhen e Kong, 2012) ou produção de toxinas (Ferrão Filho *et al.* 2008).

Assim, o estudo da composição taxonômica do fitoplâncton e da sucessão dos componentes dessa comunidade no espaço e no tempo proporciona informações básicas sobre o ecossistema em estudo indicando a existência de gradientes espaciais e temporais devido às variações nas características ambientais, sendo que o predomínio de um ou de outro grupo geralmente está relacionado às condições ambientais locais (Reynolds, 2006).

Uma forma de melhor entender e descrever as comunidades, bem como um possível meio para prever respostas a mudanças antrópicas nos ecossistemas, em escala global, é a classificação de organismos a partir de seus atributos funcionais (Pillar, 2000).

Segundo Grime (1979) e Reynolds (1988), o processo de otimização de energia pelas espécies é chamado de estratégia de sobrevivência. As estratégias de sobrevivência podem ser avaliadas em grupos morfológicos, fisiológicos, reprodutivos e comportamentais que evoluíram características entre espécies e populações, levando a uma resposta mais adequada às diferentes condições ambientais (Reynolds, 1988).

Nos ecossistemas aquáticos de águas doces a co-existência de espécies e grupos que têm requerimentos ecológicos similares e mostram os mesmos requisitos ambientais, são nomeados de grupos funcionais (Reynolds, 1997).

Os grupos funcionais fitoplanctônicos são grupos de espécies (frequentemente polifiléticas) que respondem a um determinado conjunto de condições ambientais, possuindo características adaptativas para sobrevivência e dominância em diferentes ambientes (Reynolds *et al.*, 2002). Seu uso tem como objetivo principal detectar padrões na distribuição e dinâmica das populações fitoplanctônicas, relacionando-os com mudanças no ambiente, podendo assim ser

aplicadas em futuras tomadas de decisões nas questões ambientais (Franceschini *et al.*, 2010).

De acordo com a frequência e a intensidade dessas mudanças ambientais, os aspectos qualitativos e quantitativos da biota podem ser modificados. Mudanças na composição do fitoplâncton e em sua abundância pode ser o resultado de mudanças ambientais que ocorrerem em certa frequência e intensidade, selecionando espécies através do processo de competição (Calijuri, 1999).

Reynolds *et al.*, (2002) propôs uma lista de grupos funcionais, com base em suas estratégias de sobrevivência, tolerância e sensibilidades em diferentes condições ambientais, a qual incluiu 31 grupos de espécies (nomeado por códigos alfanuméricos), pertencentes a distintas classes, mas com estratégias semelhantes que permitem a sua sobrevivência em condições ambientais específicas.

A vantagem da utilização de grupos funcionais é que, podendo lidar com grupos sem a necessidade de trabalhar individualmente com cada espécie, se evita problemas relacionados à precisão da identificação taxonômica (Salmaso e Padisák, 2007).

O pequeno número de estudos sobre a comunidade fitoplanctônica em sua abordagem funcional nas lagoas costeiras evidencia a necessidade da realização de pesquisas, a fim não só de incrementar o conhecimento limnológico, mas também para orientar o manejo e gerenciamento desse ecossistema extremamente frágil à ação antrópica.

Poucos são os estudos desenvolvidos em lagoas costeiras no Estado do Espírito Santo. Na lagoa Mãe-Bá alguns estudos ecológicos foram realizados e nenhum destes aborda uma classificação da comunidade fitoplanctônica em grupos funcionais. Entre os trabalhos realizados nessa lagoa podem-se destacar os trabalhos de: Pereira (2003), que realizou estudo de caso abordando os aspectos qualitativos (físico-químicos) e seus fatores influentes em várias estações amostrais; Liston (2004), que avaliou a estrutura da comunidade fitoplanctônica em três estações amostrais em coletas trimestrais; Machado (2006), que avaliou a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em duas estações amostrais; Costa (2006 e 2007), que avaliou a variabilidade espacial e temporal do perifíton em substrato natural em duas estações amostrais e aspectos sucessionais da comunidade perifítica em substrato artificial na região sobre influência da Barragem Norte,

respectivamente; e Souza (2008), que fez avaliação da estrutura e dinâmica do fitoplâncton na lagoa Mãe-Bá, além da estimativa da produtividade primária, em duas estações amostrais.

No Brasil os estudos com grupos funcionais vêm ganhando força nos últimos anos. No entanto, ainda são poucas as pesquisas com essa abordagem em lagoas costeiras, podendo ser destacados os trabalhos de Huszar *et al.* (2000) na lagoa da Barra no estado do Rio de Janeiro e Alves-de-Souza *et al.* (2006) em uma lagoa húmica (lagoa Comprida) também no estado do Rio de Janeiro. Entretanto, na abordagem de grupos funcionais fitoplanctônicos podemos ainda destacar importantes trabalhos realizados em diversos ambientes, como estuário (Costa *et al.*, 2009); lagos de inundação (Melo e Huszar (2000), que estudaram grupos funcionais em ciclos diários; Huszar e Reynolds (1997), que enfatizaram padrões e estratégias em ambientes lênticos em ciclos hidrológicos distintos e Bovo-Scomparin e Train (2008), em observação de variação interanual; e pequenos reservatórios eutróficos como o trabalho de Fonseca e Bicudo (2008) ou em grandes reservatórios oligotróficos como citado por Borges *et al.* (2008). Além destes, há estudos com abordagem experimental como os trabalhos de Santos e Calijuri (1998) e Crossetti e Bicudo (2005) em mesocosmos.

2. OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo estudar as variações espaciais e temporais da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira através da abordagem de grupos funcionais e análise dos atributos da comunidade (composição, riqueza, diversidade, densidade e biovolume).

2.1 Objetivos específicos

1. Avaliar a variação espacial (cinco pontos na lagoa Mãe-Bá e três na Barragem Norte) e temporal da comunidade fitoplanctônica (dois anos em amostragens trimestrais) nos dois sistemas (lagoa e barragem), utilizando atributos da comunidade como composição, riqueza, diversidade, densidade, biovolume e grupos funcionais como descritor ambiental;

2. Relacionar as variações na estrutura da comunidade fitoplanctônica e nos grupos funcionais com os fatores físicos, físico-químicos e químicos durante o período de estudo;

3. Fornecer informações ecológicas sobre a comunidade fitoplanctônica nos sistemas (lagoa e barragem) como subsídio para seus manejos.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A lagoa Mãe-Bá localiza-se no litoral sul do estado do Espírito Santo, na divisa dos municípios de Guarapari e Anchieta, sob as coordenadas 20°45'19'W e 46°34'29'S (Figura 1) (Cepemar, 2004).

O estado do Espírito Santo possui 12 bacias hidrográficas estando a lagoa Mãe-Bá inserida na bacia do rio Benevente, a qual compreende os municípios de Anchieta, Alfredo Chaves, Iconha, Guarapari e Piúma, com uma área de aproximadamente de 1.260 km², sendo a foz localizada na cidade de Anchieta (Cepemar, 2004).

A lagoa Mãe-Bá é a segunda maior lagoa do Espírito Santo em extensão, possuindo forma alongada e contorno irregular das margens, sendo caracterizada como dendrítica. Apresenta aproximadamente uma área de 4,9 km² e volume médio de 9,5 km³ (ERG Engenharia, 2003). Os principais afluentes são os córregos Loyola, Belo Horizonte e Santa Catarina (AB-3, 1999).

O nome Mãe-Bá vem do Tupi Guarani que significa (*Mbai*= cerco de areia e *ypá*= alagadiço) – lagoa do Areal. Sua história mostra que teve, em períodos alternados, comunicação com o mar através de barragens de sedimentos arenosos depositados pela ação marinha e sedimentos da própria lagoa que eram rompidos pela elevada pluviosidade ou pela ação do mar, proporcionando trocas de águas e comunicação entre o mar e a lagoa (Aquaconsult, 1984).

O fechamento do canal de ligação entre a lagoa Mãe-Bá e o mar ocorreu por volta do ano de 1970, por meio de aterro destinado à construção do asfalto da Rodovia do Sol, que liga os municípios de Guarapari e Anchieta, rompendo desde então a troca de água entre o mar e a lagoa (Souza, 2008).

Atualmente, a lagoa Mãe-Bá apresenta comunicação com o mar por meio de canais os quais são abertos quando o nível d'água da lagoa se encontra elevado. Estando a lagoa mais elevada do que o mar, a abertura desses canais proporciona somente a saída de água da lagoa para o mar, não ocorrendo a entrada de água salgada para a lagoa, tendo o mar influência sobre a lagoa somente por *spray* marinho (Souza, 2008).

A bacia hidrográfica da lagoa de Mãe-Bá apresenta relevo suave, ondulado, com vales profundos e sua geologia é da era quaternária (AB-3, 1999). Os solos predominantes na região são os latossolos e as areias quartzosas marinhas, sendo excessivamente drenados, distróficos e de forte acidez (JP Engenharia, 1995). O clima da região pode ser classificado como tropical quente úmido, com temperaturas médias anuais em torno de 25°C e umidade média anual do ar variando entre 79 e 83%. O inverno é ameno e seco e o verão quente e chuvoso, caracterizando portanto duas estações bem definidas ao longo do ano. A pluviosidade média varia de 1.200 a 1.700 mm/ano e os ventos predominantes na região ocorrem na direção nordeste (Cepemar, 2004).

A vegetação ao redor da lagoa Mãe-Bá inclui plantios de eucalipto, áreas de reserva legal e de preservação permanente, tendo na região mais ao interior da bacia hidrográfica o uso rural com plantios de eucalipto, pecuária e em menor escala, cultivo de várias culturas como mandioca, cana, café e coco-da-baía (AB-3, 1999).

A empresa de pelotização Samarco Mineração S/A foi implantada em 1977 e está situada às margens da lagoa Mãe-Bá. Parte da lagoa foi represada pela empresa, chamado de braço norte ou Barragem Norte (como será tratado neste estudo) com finalidade de abastecimento de água para processos industriais, promover maturação das correntes líquidas e absorver eventuais distorções na qualidade final dos efluentes com posterior devolução das águas para a lagoa por meio de abertura de uma comporta (JP Engenharia, 1995).

A lagoa foi utilizada até ao ano de 2003 para o abastecimento doméstico, após tratamento convencional. Porém, sua má qualidade e elevada densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas, impediu a continuação de seu uso para fins de consumo. No entanto, em períodos de maior demanda demográfica (verão) a lagoa volta a ser utilizada para abastecimento doméstico (Fernandes *et al.*, 2009).

A bacia hidrográfica da lagoa Mãe-Bá vem sofrendo impactos antrópicos em suas nascentes e margens, como assoreamento e desmatamento, além do lançamento de efluentes domésticos procedentes dos aglomerados urbanos existentes ao redor da lagoa, acelerando o processo de eutrofização artificial (Liston, 2004).

3.2 Periodicidade e pontos de amostragem

As coletas foram realizadas em um período de 2 anos com intervalos de aproximadamente 3 meses entre as coletas, totalizando 8 períodos amostrais (outubro/08; janeiro/09; maio/09; setembro/09; dezembro/09; abril/10; agosto/10 e dezembro/10).

Cinco estações amostrais foram estabelecidas na lagoa Mãe-Bá, numeradas de um a cinco do sul para o norte. O ponto amostral 1 fica situado em frente a Barragem Norte ($20^{\circ}45'915''S$ e $40^{\circ}35'264''W$), ou seja, próximo ao local de descarte do efluente maturado da empresa Samarco Mineradora; o ponto amostral 2 situa-se em frente a comunidade de Maimbá ($20^{\circ}45'585''S$ e $40^{\circ}34'645''W$); o ponto amostral 3, aproximadamente no meio da lagoa, em frente a uma ilha ($20^{\circ}44'811''S$ e $40^{\circ}34'058''W$) utilizada com fins agrícolas de subsistência e piscicultura em tanques redes; o ponto amostral 4 situa-se próximo ao córrego Santa Catarina ($20^{\circ}44'361''S$ e $40^{\circ}34'562''W$) constituindo o local com características mais preservadas; o último ponto de amostragem, ponto 5, situado no braço mais ao norte da lagoa ($20^{\circ}44'286''S$ e $40^{\circ}33'657''W$), onde nas proximidades se observa um crescente adensamento populacional.

Na Barragem Norte foram estabelecidos três pontos amostrais: o primeiro em frente a área de descarte principal da empresa Samarco Mineradora S/A, denominado de BN1 ($20^{\circ}46'713''S$ e $40^{\circ}35'321''W$); o segundo no braço mais distante do ponto de lançamento da empresa, BN2 ($20^{\circ}46'658''S$ e $40^{\circ}35'857''W$), portanto o mais preservado deste sistema; o terceiro em frente à barragem que a separa da lagoa de Mãe-Bá, BN3 ($20^{\circ}46'080''S$ e $40^{\circ}35'247''W$) (Figura 1).

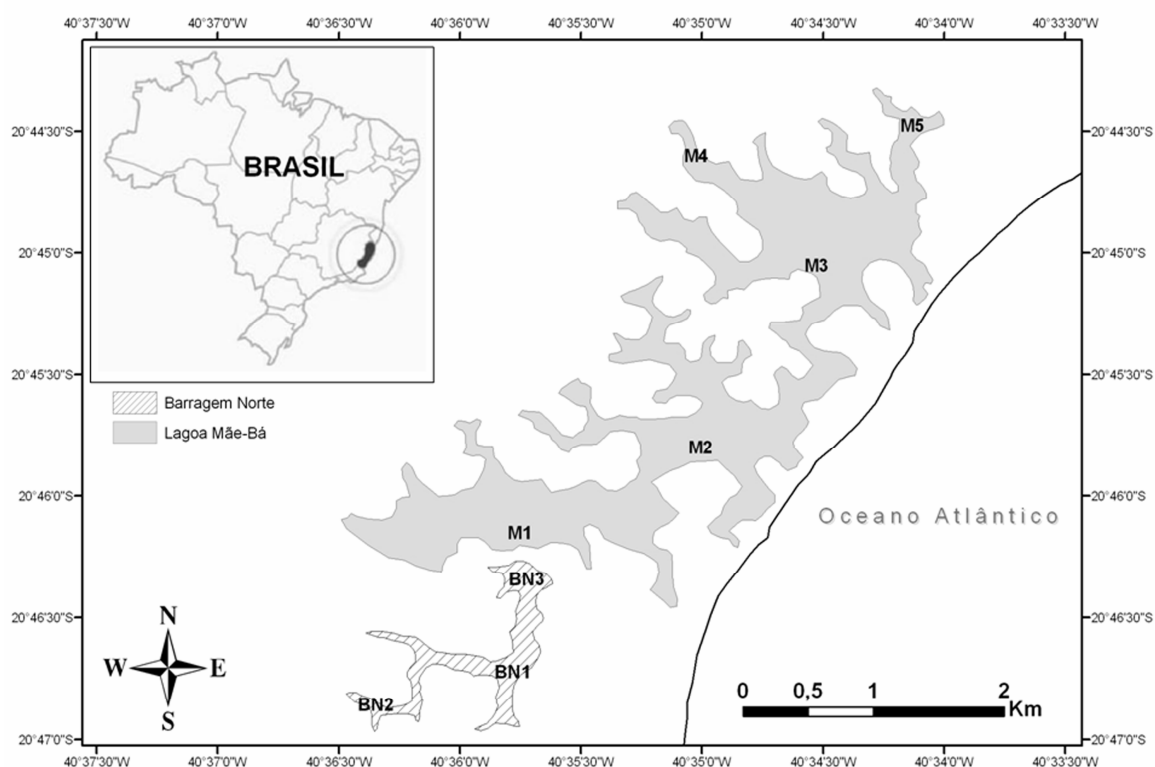


Figura 1. Localização da Lagoa Mãe-Bá e dos pontos de amostragens.

3.3 Pluviosidade

Os dados de pluviosidade acumulado mensal em Anchieta (ES) nos anos de 2008, 2009 e 2010 foram obtidos através do banco de dados da Agência Nacional das águas, fornecido pelo próprio órgão.

3.4 Variáveis mensuradas no campo

Em cada ponto de amostragem foram determinadas: profundidade da coluna d'água (profundímetro SpeedTech); transparência (disco de Secchi); temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica através do uso de potenciômetros de campo (WTW e Horiba).

Também no campo foram coletadas amostras de água com auxílio de frascos de polietileno em subsuperfície (10-15 cm) os quais ficaram protegidos da luz até o processamento em terra. Subalíquotas de 50 ml foram armazenados em frascos de polietileno de 100 mL e acondicionados em geladeira para posterior determinação da alcalinidade total por titulação potenciométrica (Gran, 1952).

3.5 Macronutrientes Dissolvidos, Particulados e Clorofila a

Subalíquotas das amostras de água foram filtradas sob vácuo em filtros GF/F de 47 mm de diâmetro e congeladas para posterior determinação das concentrações de nutrientes dissolvidos (nitrogênio amoniacal, silicato e fósforo total) segundo metodologias descritas em Carmouze (1994). Nitrito, nitrato e ortofosfato foram determinados utilizando cromatografia de íons (Metrohm) seguindo metodologia do mesmo e o carbono orgânico dissolvido através de um analisador de carbono orgânico (TOC-5000, Shimadzu). Dois filtros foram utilizados para a determinação de clorofila *a* (Wetzel & Likens, 1979). Para determinação de MPS (material particulado em suspensão) outras sub-alíquotas das amostras foram filtradas com auxílio de uma panela de filtração a vácuo utilizando-se filtros GF/F de 25 mm de diâmetro pré-pesados e a determinação feita por gravimetria.

3.6 Comunidade Fitoplanctônica

3.6.1 Análise qualitativa

A análise qualitativa foi realizada através da utilização das amostras coletadas com rede de plâncton malha de 20µm e fixadas com solução de lugol, obtidas nos pontos de amostragem em cada coleta, e também através das amostras de contagem, após estas serem analisadas quantitativamente.

Para identificação e obtenção da lista de táxons foi utilizado o microscópio ótico Zeiss Axioplan 350 C com aumento de até 1000 vezes, equipado com câmara clara e ocular de medição, e microscópio invertido Zeiss 135 Axiovert com aumento de 400 vezes. Os organismos foram identificados analisando-se características morfológicas e morfométricas da vida vegetativa e mediante material bibliográfico especializado como por exemplo, Komárek e Fott (1983); Komárek e Anagnostidis (2005, 1990, 1989) e Bicudo e Menezes (2005).

3.6.2 Análise quantitativa

As amostras de fitoplâncton foram coletadas diretamente da coluna d'água nos mesmos pontos de amostragem, em subsuperfície (10 cm de profundidade), acondicionadas em frascos de vidro neutro e imediatamente fixadas com lugol (Vollenweider, 1974).

A densidade fitoplanctônica (ind.mL⁻¹) foi estimada segundo o método de sedimentação em câmaras (Utermöhl 1958) utilizando-se microscópio invertido Zeiss Oberkochen, modelo Axiovert 10 com aumento de 400 vezes. O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983).

O procedimento de contagem utilizado foi de campos aleatórios descritos por Uehlinger (1964). Cada célula, colônia e filamento foram considerados como um indivíduo. Lund *et al.* (1958) recomendam a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie mais abundante, sendo o erro inferior a 20%, a um coeficiente de confiança de 95%. Quando não foi possível utilizar esse critério (amostras com algas escassas e detrito abundante) foram contados indivíduos em tantos campos aleatórios quantos os necessários para que se estabilizasse o número de espécies adicionadas por campo (método da área mínima). Os resultados foram expressos em indivíduos por unidade de volume (mL), calculado pela fórmula modificada de Wetzel e Likens (1979):

Fórmula: $N = n \cdot A/a \cdot 1/V$

N = Número de células (ou indivíduos) por mL

n = número de células (ou indivíduos) contadas

A = Área total da câmara

a = área contada (número de campos x área do campo)

V = Volume total sedimentado

3.6.3 Índice de Diversidade e Similaridade

A partir dos valores de densidade numérica do fitoplâncton foram calculados os índices de diversidade (*Shannon-Wiener*) e similaridade através de uma análise de agrupamento utilizando o índice de *Bray Curtis*, com o uso do Software *Primer* 6.0 em cada amostra de cada coleta e os valores expressos em bits/ind. e porcentagem, respectivamente. Para avaliar o grau de similaridade da comunidade fitoplanctônica na lagoa Mãe-Bá, na Barragem Norte e entre a lagoa e barragem, foi utilizada análise de agrupamento – Cluster (UPGMA). O teste de permutação ANOSIM (*one way*) foi utilizado com o objetivo de avaliar a significância das diferenças entre os grupos pré-definidos a partir da análise de agrupamento. As

matrizes de similaridade incluíram a densidade total de cada espécie presente em cada amostra, tanto da lagoa como da barragem em cada período estudado.

3.6.4 Estimativa do biovolume

Para obtenção dos valores de biomassa celular fitoplanctônica da lagoa de Mãe-Bá e Barragem Norte foram estimadas os volumes celulares das algas encontradas, utilizando-se o método de transformação das células em figuras geométricas tridimensionais proposta por Edler (1979). De acordo com Margalef (1983), multiplicando-se os valores numéricos de uma dada espécie pelo volume médio de sua célula obtém-se um valor aproximado da sua biomassa.

Na determinação dos volumes celulares foram medidos cerca de 20 indivíduos das espécies mais abundantes em cada amostra de cada período de amostragem. Para as espécies menos abundantes foram medidos o quando de indivíduos encontrados na amostra. As medidas foram obtidas utilizando-se o microscópio óptico comum equipado com câmara e ocular de medição e o microscópio invertido também equipado com ocular micrométrica. As médias aritméticas obtidas de cada espécie foram então multiplicadas pela densidade estimando-se os biovolumes de cada espécie, sendo os resultados expressos em $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$.

3.6.5 Grupos Funcionais

Os grupos funcionais fitoplanctônicos foram determinados a partir de espécies que representaram mais de 5% de biovolume de pelo menos uma unidade de amostragem de acordo com Reynolds *et al.* (2002) e revisados por Padisák *et al.* (2009).

3.7 Tratamento estatístico

A estatística descritiva foi calculada com auxílio do programa STATISTICA versão 7.0 com finalidade de avaliar o conjunto de dados bióticos e abióticos obtidos durante o período de amostragem, através da determinação dos valores médios, erro padrão e desvio padrão.

A Análise de variância (ANOVA) foi realizada por meio do teste Kruskal-Wallis (não paramétrico) com auxílio do programa BioEstat versão 5.0 para testar as

diferenças espaciais e temporais das variáveis abióticas e bióticas, considerando $p < 0,05$.

As análises multivariadas ACP (Análise dos Componentes Principais) e ACC (Análise de Correspondência Canônica) foram realizadas através do software PC-ORD versão 5.0. A ACP foi empregada para avaliar quais variáveis abióticas caracterizam os sistemas e a ACC foi utilizada para explicar as possíveis relações entre descritores biológicos (grupos funcionais) e variáveis ambientais.

Para obtenção das matrizes de covariância os resultados das variáveis foram transformados em “logaritmo natural + constante” [$\log (X+1)$]. O coeficiente de correlação adotado foi o de Pearson e Kendall (r), que resulta da relação entre os valores da ordenação, ou seja, posição das unidades na construção da ordenação.

Para realizar a análise de ACC foram construídas duas matrizes, a matriz principal com os dados de biovolume dos grupos funcionais e a matriz secundária contendo os dados abióticos. A significância dos dois principais eixos canônicos foi avaliada utilizando o teste de Monte Carlo (999 permutações; $p < 0,05$).

4. RESULTADOS

4.1 Pluviosidade

A Figura 2 mostra a variação média da pluviosidade mensal da região de Anchieta (ES), durante todo o período de estudo. Dentre os meses nos quais ocorreram coletas, os meses de agosto/10 (14,6 mm) e setembro/09 (39,8 mm), foram os meses de menores pluviosidades, enquanto que os meses de janeiro/09 (164,5 mm) e dezembro/09 (161 mm) foram os que apresentaram maiores pluviosidades.

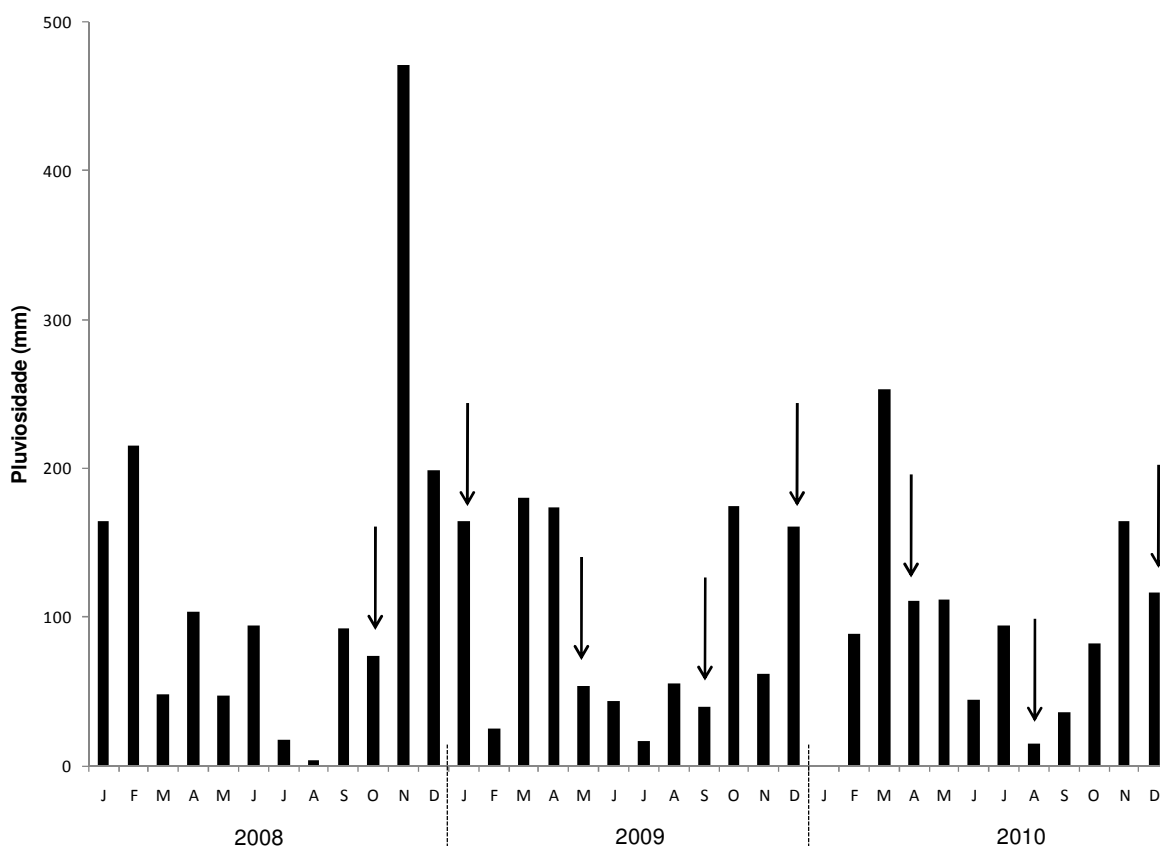


Figura 2: Pluviosidade (mm) acumulada mensal em Anchieta, ES. As linhas tracejadas no eixo x separam os diferentes anos e as setas acima das colunas indicam os meses de amostragem. Fonte: Agência Nacional das Águas.

4.2 Variáveis físicas, físico-químicas e químicas

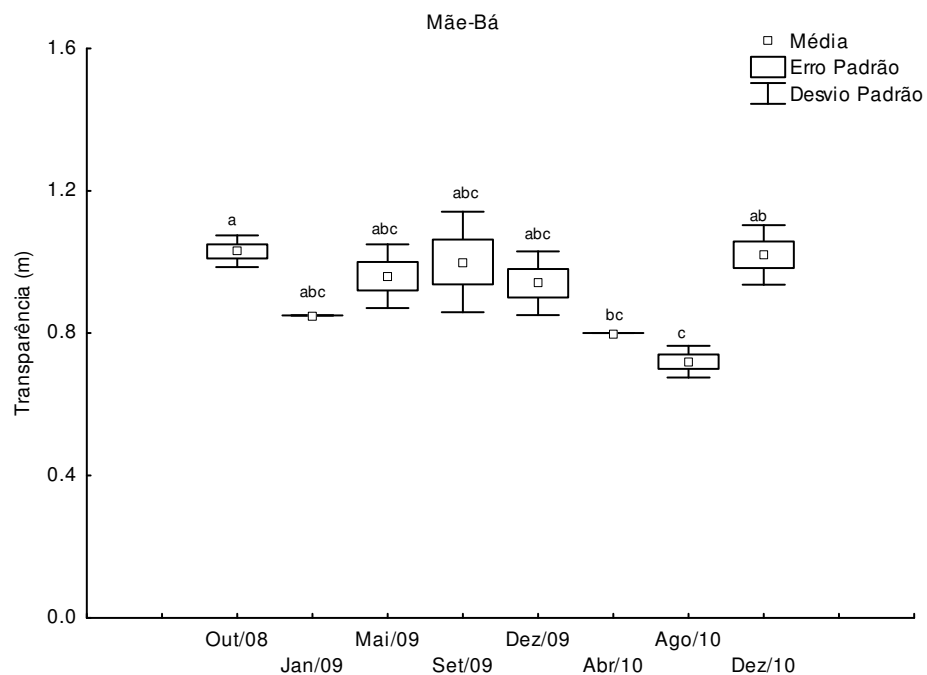
4.2.1 Profundidade da coluna d' água

Não se observou variação temporal significativa nos valores de profundidade, mas sim entre os pontos amostrais tanto na lagoa Mãe-Bá quanto na Barragem

Norte. A profundidade média da lagoa Mãe-Bá foi de 1,8 m, considerando-se os meses e estações amostrais. Já a Barragem Norte apresentou profundidade média de 3,5 m. Especialmente, na lagoa Mãe-Bá, os pontos M5, M4 e M1 apresentaram profundidades médias significativamente menores que os pontos M2 e M3. Na Barragem Norte o ponto BN1 apresentou a menor média (2,3 m) enquanto BN2 variou entre 1,9 e 3,1 m e o ponto BN3, o mais profundo, variou entre 4,2 e 6,5 m durante todo período de amostragem.

4.2.2 Transparência da água

A Figura 3 mostra a variação média da transparência da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte, e pode-se observar que a lagoa Mãe-Bá apresentou valores sempre superiores a Barragem Norte. A menor média na lagoa Mãe-Bá foi registrada no mês de agosto/10 (0,7 m), mesmo valor da maior média encontrada na Barragem Norte. Neste sistema a transparência média da água variou entre 0,4 e 0,7m durante todo o período de amostragem. Os dados de profundidade e transparência para a lagoa Mãe-Bá e Barragem Norte correlacionaram-se negativamente ($r = -0,36$; $p < 0,05$).



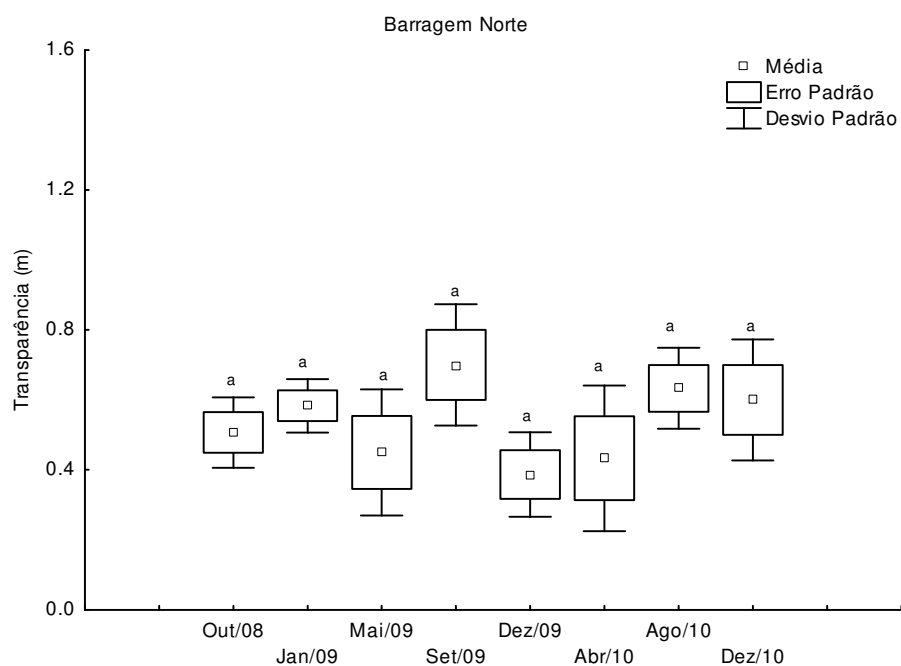


Figura 3. Box-Plot da variação média da Transparência (m) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.2.3 Temperatura da água

Sazonalmente observam-se valores de temperatura da água mais elevados nos meses de verão (dezembro e janeiro), declinando em direção ao inverno (Figura 4).

As menores e maiores temperaturas médias da água nos pontos amostrais foram registradas no mês de agosto e dezembro/10, respectivamente, tanto na lagoa Mãe-Bá quanto na Barragem Norte. Na lagoa Mãe-Bá a menor média registrada foi de 24°C e a maior de 30,1°C. Já na Barragem Norte a menor e maior média registrada foram, respectivamente, 25,9°C e 32°C.

Diferenças significativas na temperatura da água foram constatadas entre os meses da estação seca e chuvosa nos dois sistemas estudados (lagoa e barragem). Considerando os pontos de amostragem não foram verificadas diferenças significativas na temperatura da água.

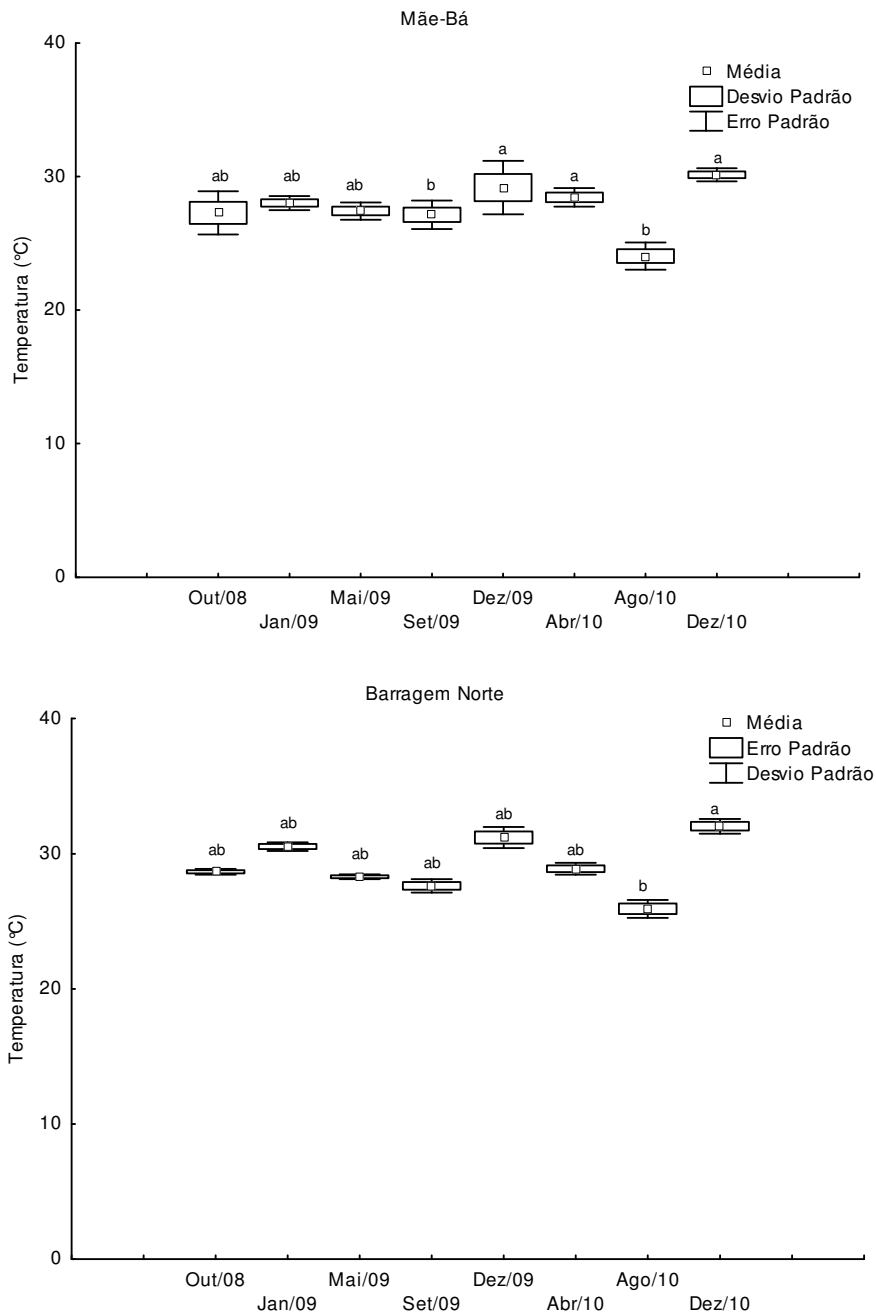


Figura 4. Box-Plot com a variação da temperatura da água (°C) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.2.4 pH

A Figura 5 mostra a variação de pH nos 8 meses de amostragem na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte. O pH não apresentou variação significativa entre os pontos de amostragens considerando-se os meses estudados, tanto em Mãe-Bá quanto na Barragem Norte. No entanto, diferenças significativas ocorreram entre os

períodos. As maiores médias foram observadas em outubro/08 para Mãe-Bá (8,8) e para Barragem Norte em dezembro/09 (8,7).

No geral não se observou uma sazonalidade na variação de pH nos dois sistemas estudados. Os valores médios obtidos de todo o período foram em Mãe-Bá de 7,7 e 8,1 na Barragem Norte.

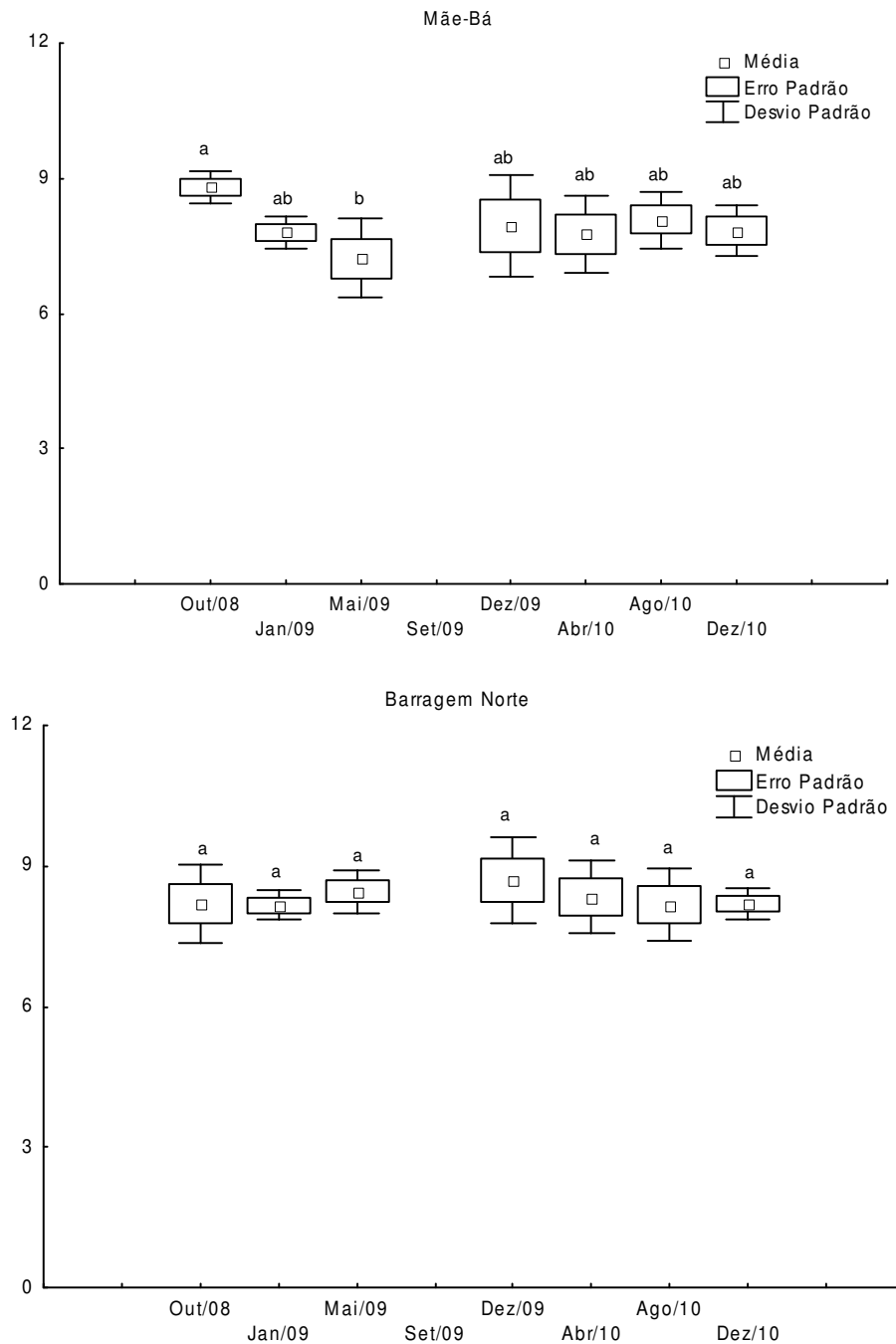


Figura 5. Box-Plot com a variação média dos valores de pH da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.2.5 Condutividade Elétrica

Assim como para temperatura d'água e pH, não se observou variação espacial significativa nos valores de condutividade elétrica, mas sim diferenças temporais. Os maiores valores de condutividade elétrica foram registrados no mês de agosto de 2010 e os menores em maio de 2009, tanto em Mãe-Bá quanto na Barragem Norte. As médias variaram entre 301 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 1460 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na lagoa Mãe-Bá e entre 523 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 1538 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na Barragem Norte (Figura 6).

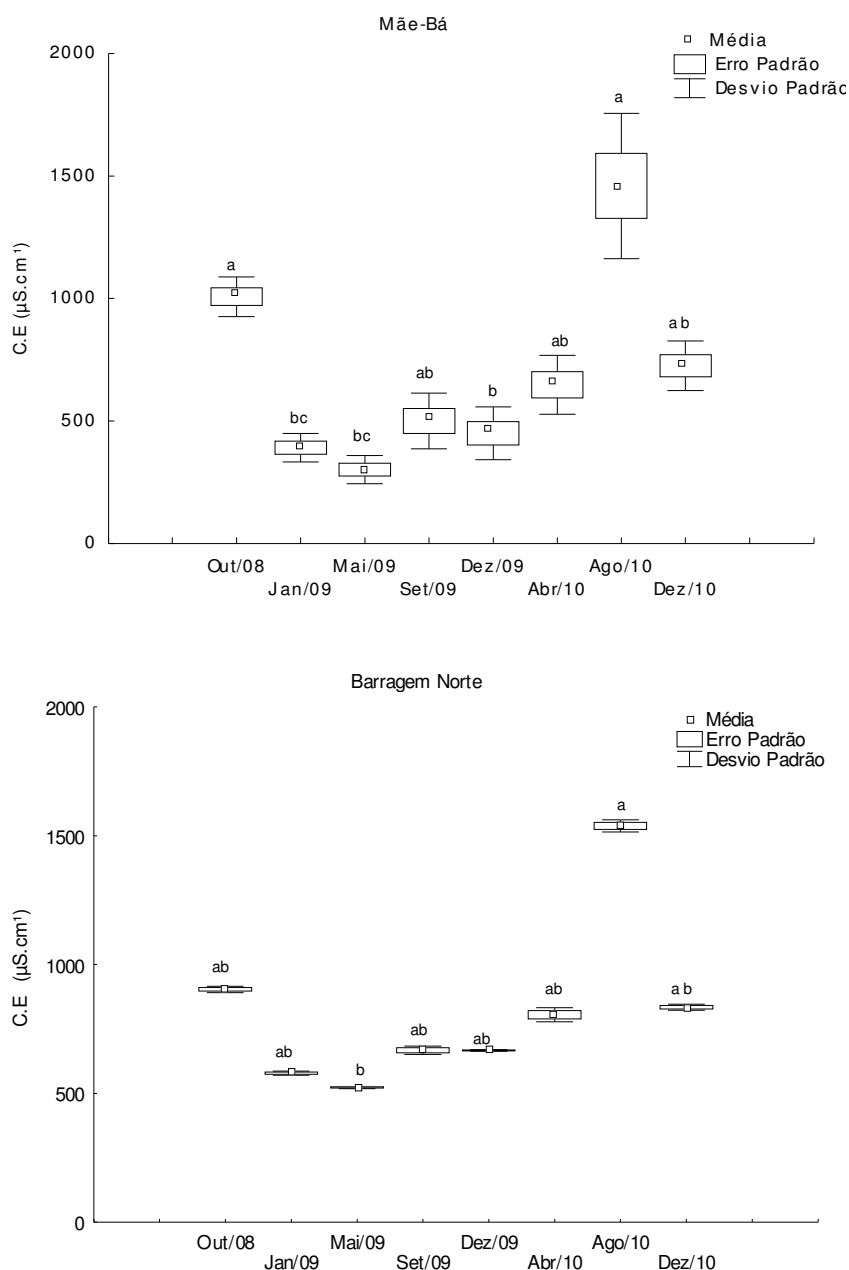


Figura 6. Box-plot com a variação média da Condutividade Elétrica (C.E) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.2.6 Oxigênio dissolvido

Os valores médios de oxigênio dissolvido (OD) na lagoa Mãe-Bá variaram significativamente entre os meses de estudo. Os menores valores foram registrados no mês de outubro/08 ($4,3 \text{ mg.L}^{-1}$) e maiores em setembro/09 ($9,2 \text{ mg.L}^{-1}$). Na Barragem Norte a variação temporal (menor valor médio em outubro/08 ($2,8 \text{ mg.L}^{-1}$) e maior média em dezembro/10 ($7,0 \text{ mg.L}^{-1}$)) foi parcialmente mascarada pela grande variação espacial. De forma geral, o ponto BN1 apresentou valores chegando à anoxia, com valores de até $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ em setembro/09 (Figura 7).

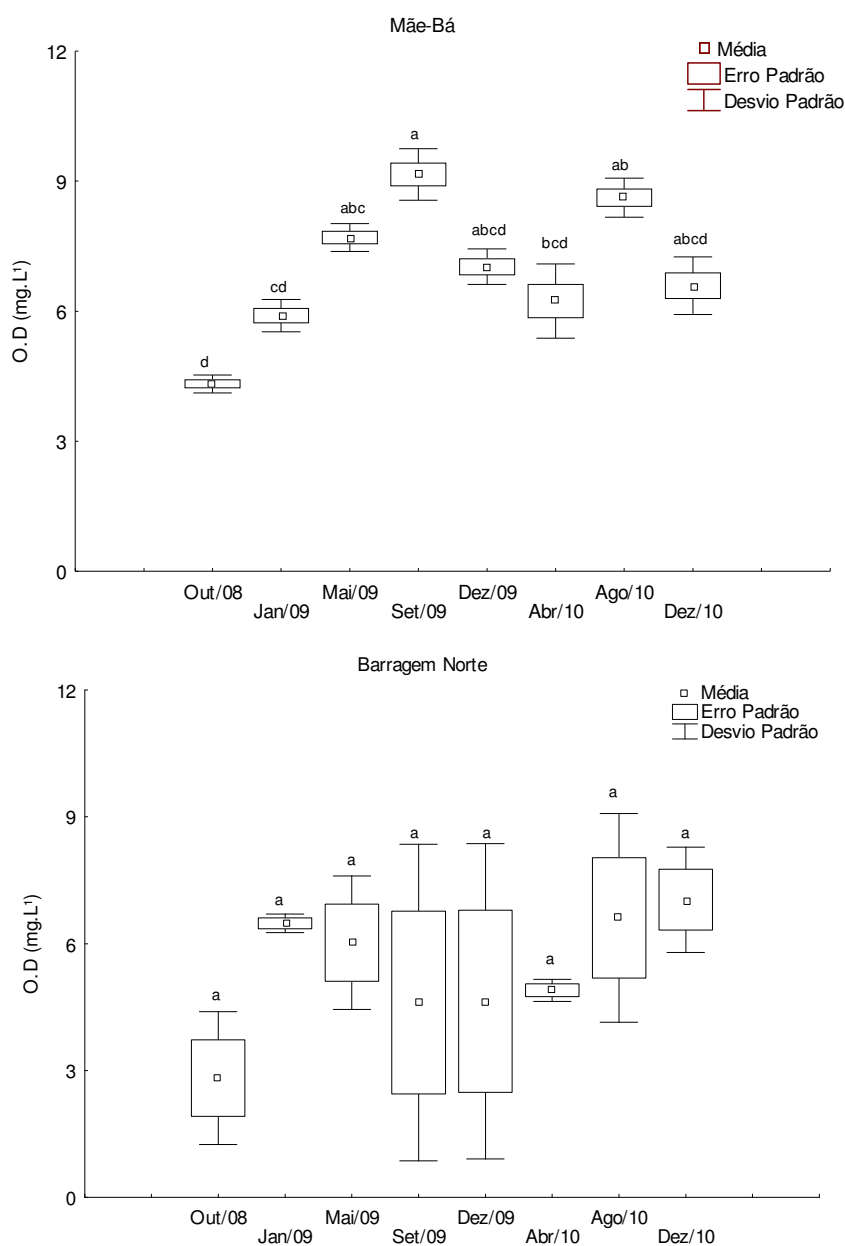
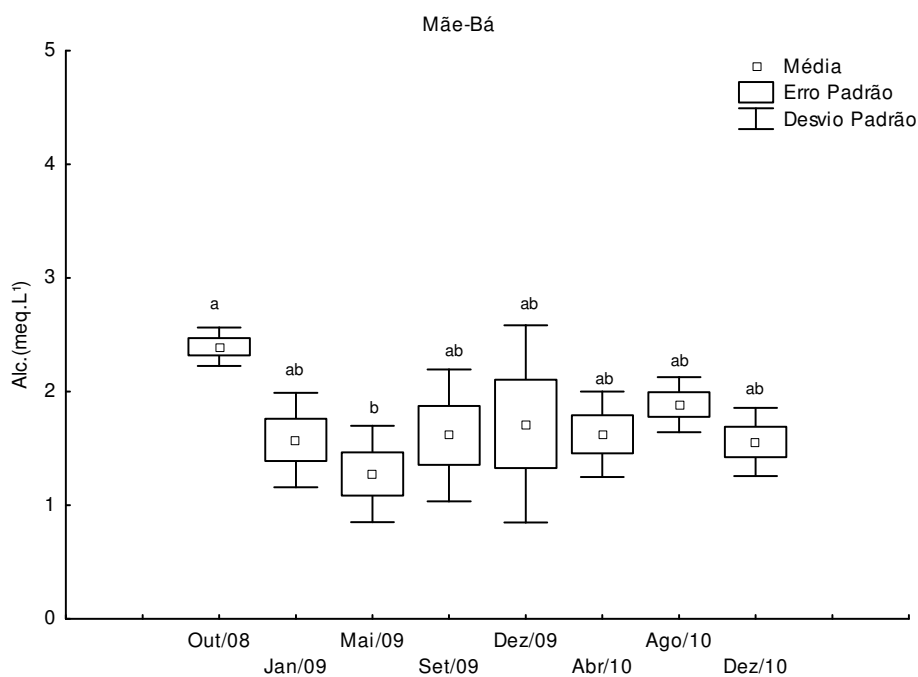


Figura 7. Box-Plot da variação média de Oxigênio Dissolvido (OD) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.2.7 Alcalinidade

A alcalinidade total observada na lagoa de Mãe-Bá apresentou as menores médias no mês de maio/09 (1,3 meq.L⁻¹) e maiores em outubro/08 (2,4 meq.L⁻¹), sendo a diferença entre esses meses significativa ($p < 0,05$). Especialmente houve diferença significativa entre os pontos M1 e M4 e M1 e M5. O ponto amostral M1 possuiu alcalinidade média de 2,3 meq.L⁻¹ enquanto os pontos M4 e M5 possuíram médias de alcalinidade de 1,4 meq.L⁻¹ durante todo o período de estudo. Para a Barragem Norte os valores médios obtidos nos meses de outubro/2008, janeiro e maio de 2009 foram em torno de 3,5 meq.L⁻¹. Porém em setembro/2009 foi registrado um incremento de 13% na alcalinidade total, permanecendo em dezembro/2009 e voltando a reduzir para valores médios de 3,6 meq.L⁻¹ em abril, agosto e dezembro/10 (Figura 8).



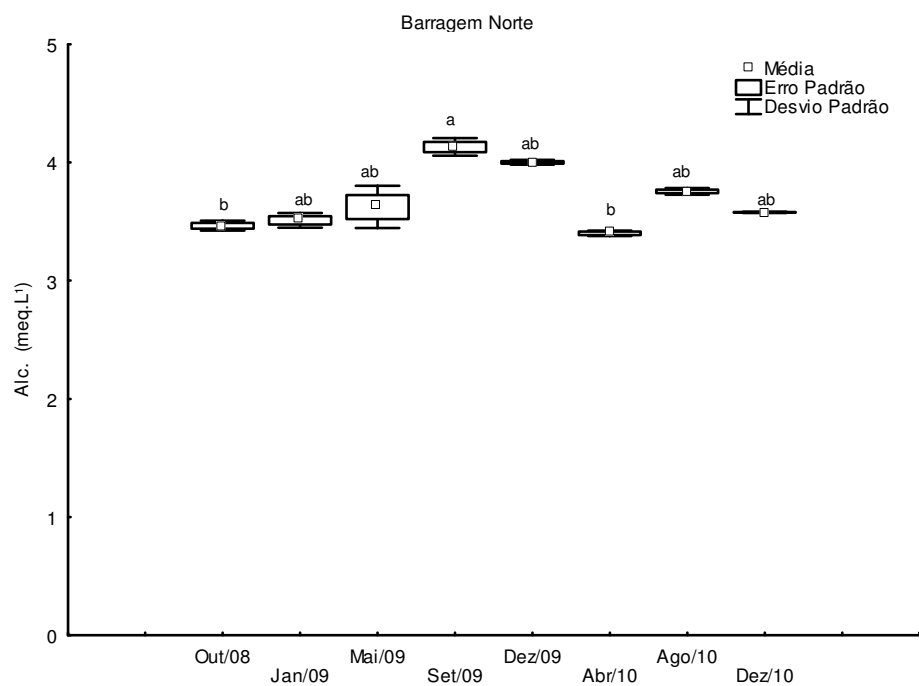


Figura 8. Box-Plot da variação média da Alcalinidade (Alc.) da água na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.3 Nutrientes

4.3.1 Carbono orgânico dissolvido (COD)

O COD (carbono orgânico dissolvido) apresentou valores médios sempre menores na Barragem Norte em relação à lagoa Mãe-Bá. Na lagoa a menor média foi observada em setembro/09 ($7,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e a maior em abril/10 (14 mg.L^{-1}). Na Barragem Norte as concentrações de COD foram cerca de 56% menores em relação à lagoa de Mãe-Bá com médias variando entre 3,4 a $7,1 \text{ mg.L}^{-1}$, como mostra a Figura 9.

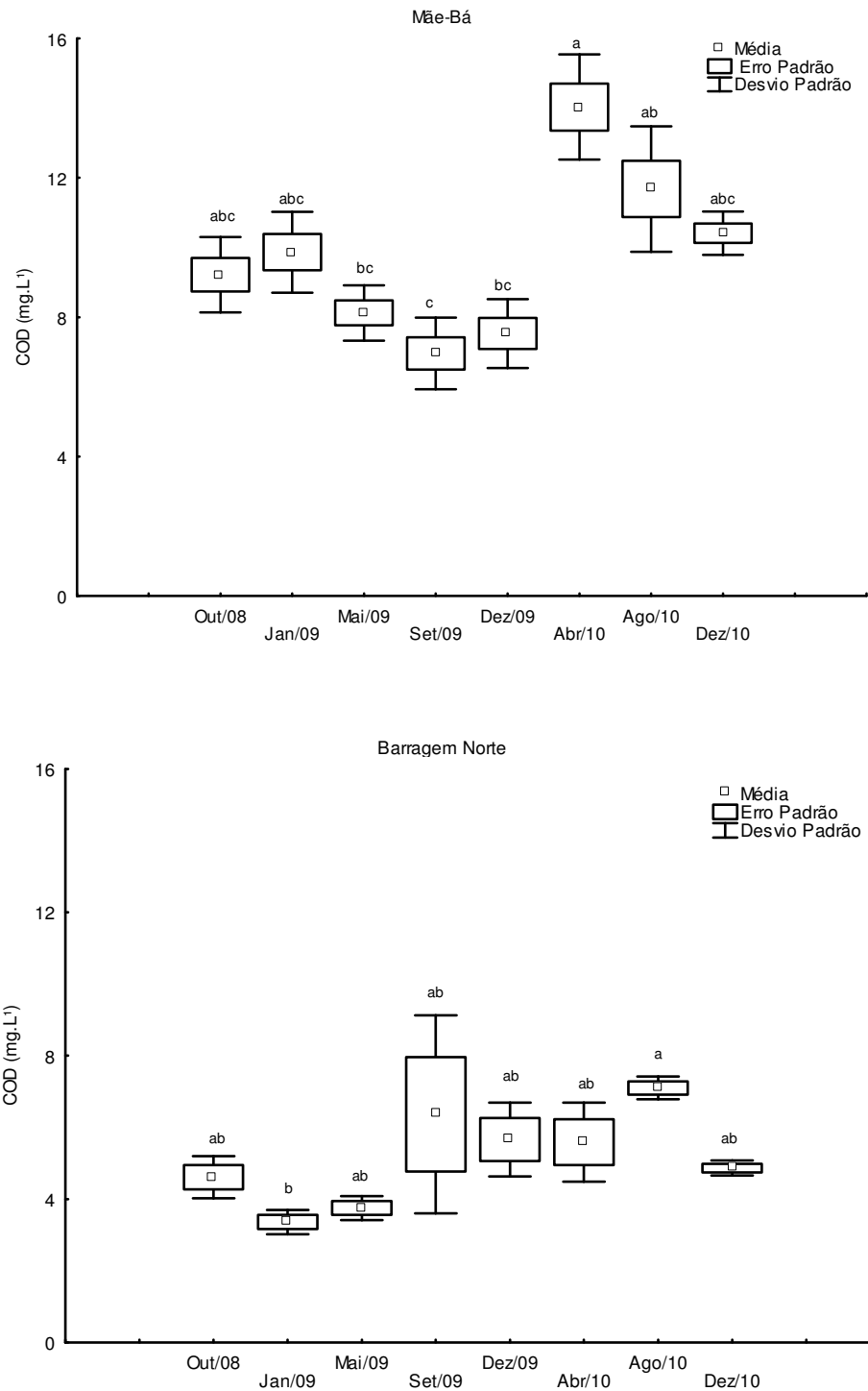


Figura 9. Box-Plot da variação média do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.3.2 Ortofosfato

Para ortofosfato não foi observado padrão sazonal de variação em suas concentrações em qualquer dos sistemas avaliados (Figura 10).

Na lagoa Mãe-Bá os dados de ortofosfato não apresentam diferenças significativas espacial e temporalmente. Foram obtidos valores abaixo do limite de detecção do método ($< 5 \mu\text{g.L}^{-1}$) em vários pontos nos diferentes meses. O maior valor de ortofosfato registrado foi de $116,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ no ponto M3 no mês de janeiro/09. Na Barragem Norte, que tendeu a apresentar valores mais elevados de orto-fosfato em relação à lagoa de Mãe-Bá (cerca de 30%), os dados mostram diferença significativa entre os meses de janeiro/09 e abril/10, sendo que no mês de janeiro/09 foi registrada a menor média nos valores de ortofosfato ($6,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) e a maior foi observada em abril/10 ($207,3 \mu\text{g.L}^{-1}$).

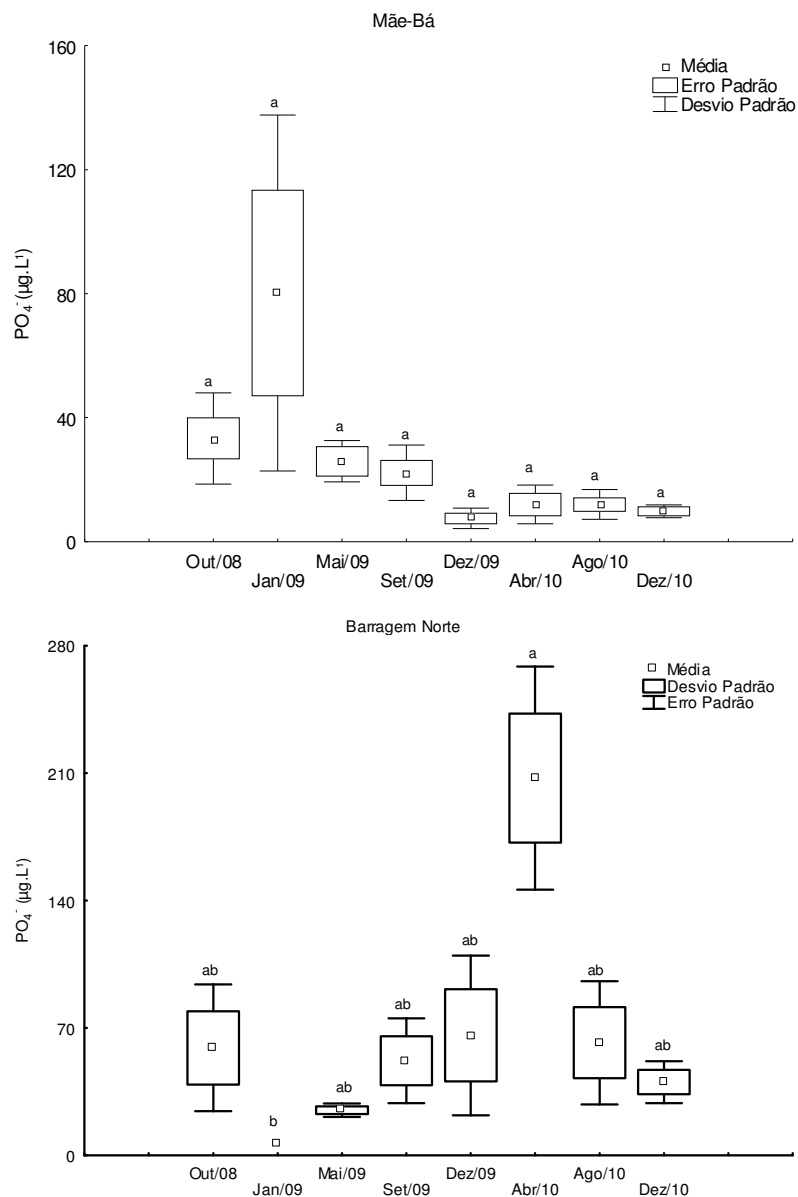


Figura 10. Box-Plot da variação média de Ortofosfato (PO_4) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.3.3 Fósforo Total

Para o fósforo total os valores seguiram o padrão observado para ortofosfato com as menores médias em Mãe-Bá (~72 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e as maiores na Barragem Norte, a qual chega a ser 4 vezes superior à lagoa (~300 $\mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 11). Na lagoa Mãe-Bá a menor média foi obtida no mês de maio/09 (34,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e a maior média no mês de agosto/10 (97,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Na Barragem Norte não se observou diferença significativa temporalmente ($p>0.05$). A menor média foi registrada no mês de maio/09 (141,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e a maior em dezembro/09 (522,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

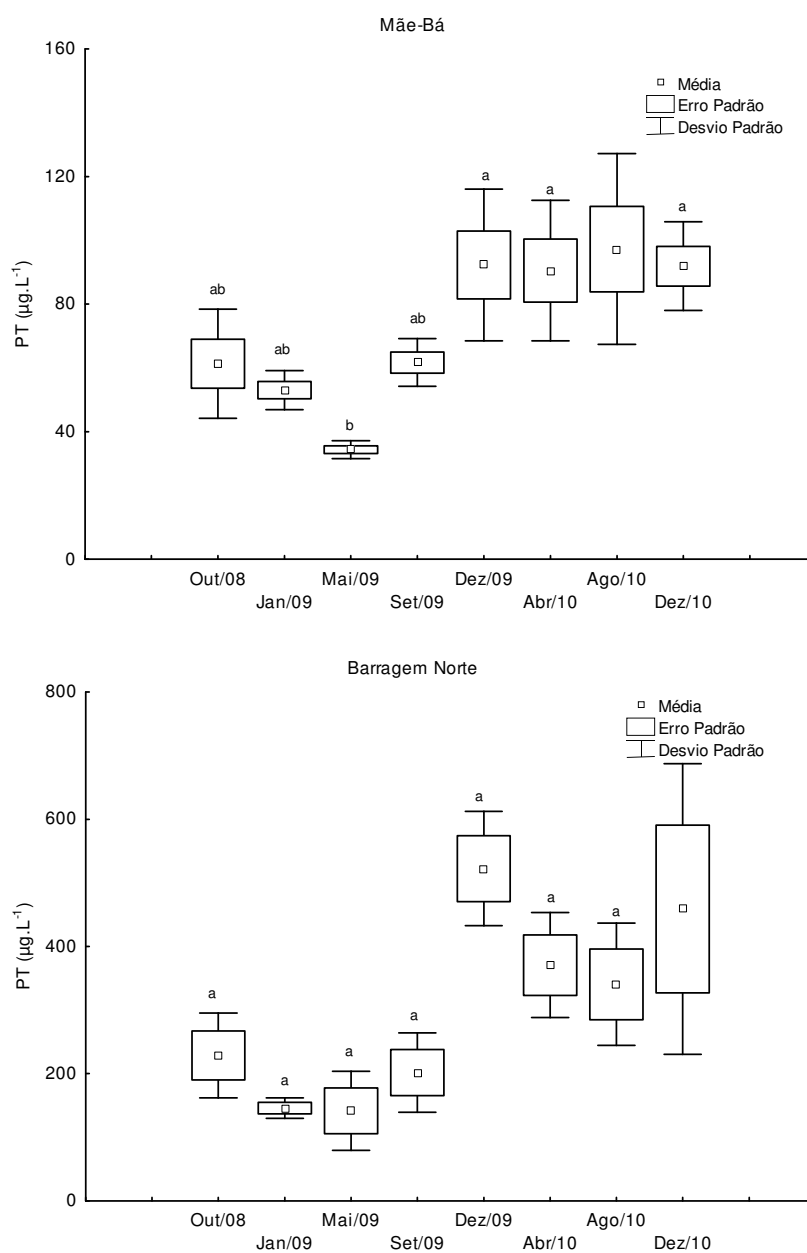
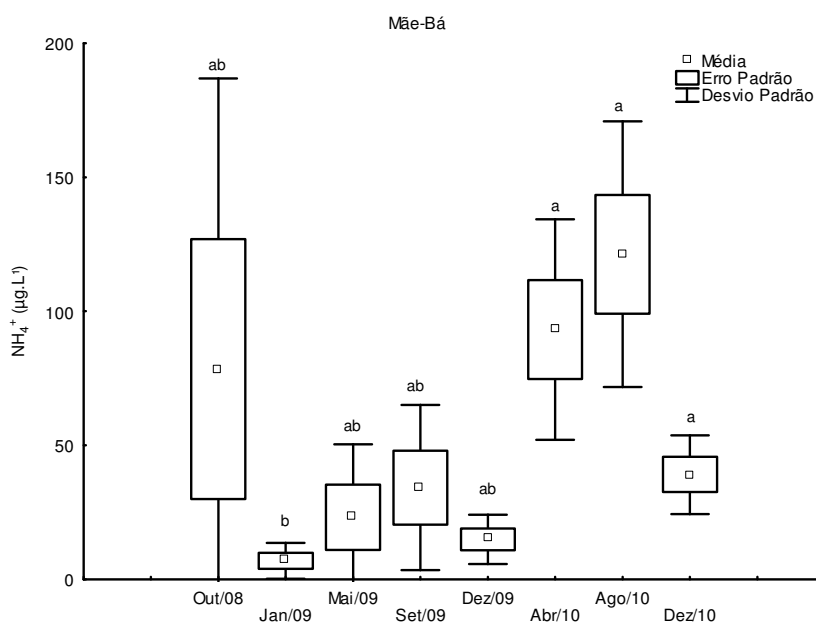


Figura 11. Box-Plot da variação média de Fósforo Total (PT) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.3.4 Nitrogênio amoniacal

A Figura 12 mostra a variação dos valores de nitrogênio amoniacal ao longo do período de amostragem na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte. Para a lagoa Mãe-Bá não se observou variação espacial significativa, no entanto foi observada variação temporal significativa. As maiores médias foram detectadas no mês de agosto/10 ($121,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) e as menores no mês de janeiro/09 ($6,9 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Na Barragem Norte as médias para nitrogênio amoniacal foram aproximadamente sete vezes maior em relação à lagoa Mãe-Bá. Houve diferença espacial significativa sendo que o ponto amostral BN1 apresentou os maiores valores para esse íon. A maior média foi obtida no mês de maio/09 ($491,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) e a menor no mês de janeiro/09 ($120,7 \mu\text{g.L}^{-1}$).



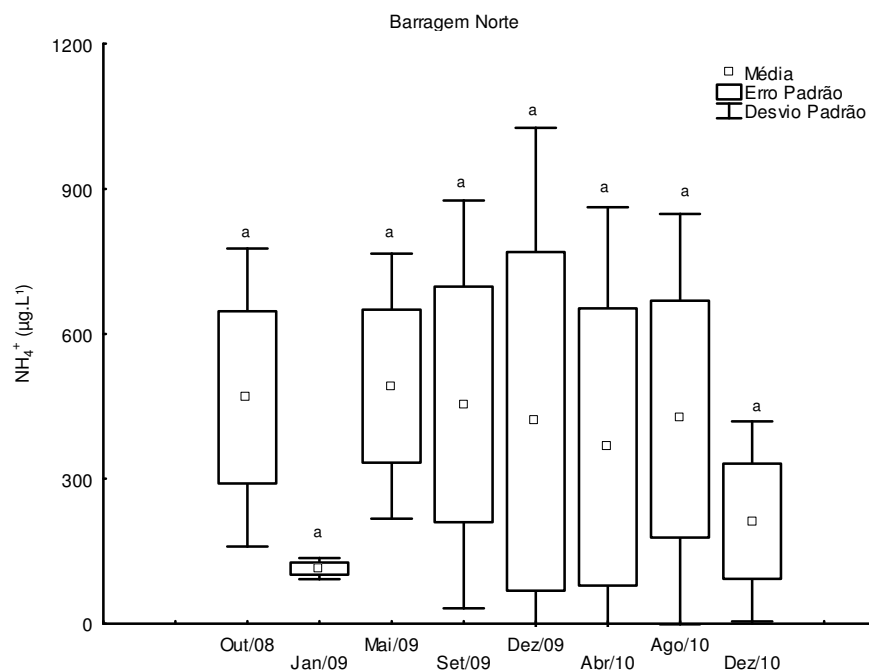


Figura 12. Box-Plot da variação média de nitrogênio amoniacal (NH_4) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.3.5 Nitrato

Diferenças significativas foram observadas para os valores de nitrato na lagoa Mãe-Bá entre os meses de outubro/08 e agosto/10 e também na Barragem Norte entre os meses de maio/09 e agosto/10.

Na lagoa Mãe-Bá a maior média registrada foi no mês de outubro/08 ($133,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) e a menor em agosto/10 ($28 \mu\text{g.L}^{-1}$). Na Barragem Norte valores médios de $18 \mu\text{g.L}^{-1}$ foram observados de outubro/08 a setembro/09. A maior média de nitrato na Barragem Norte foi registrado no mês de agosto/10 ($2568,6 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 13).

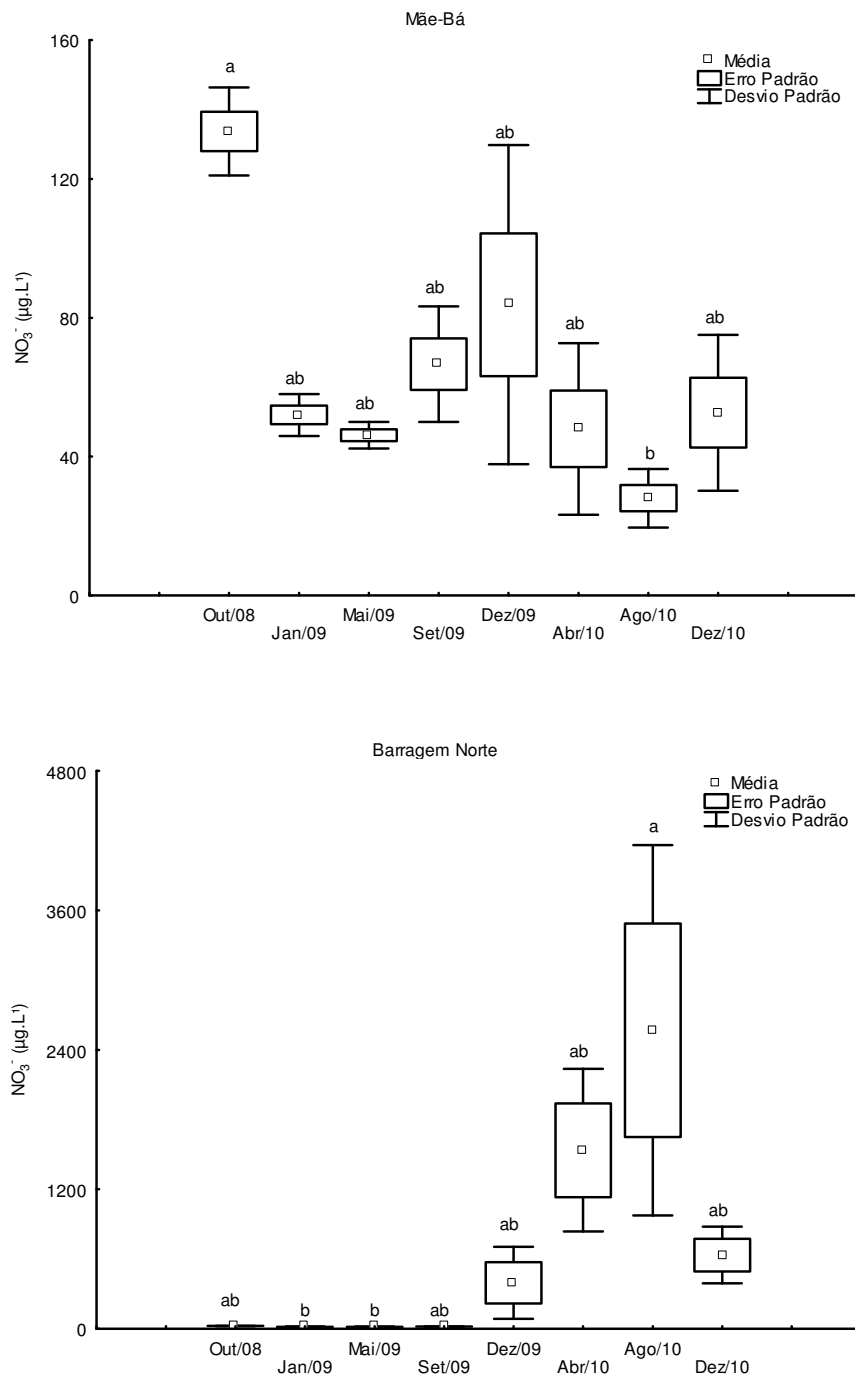


Figura 13. Box-Plot da variação média de Nitrato (NO_3^-) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.3.6 Nitrito

Os valores médios de nitrito mostram grandes diferenças entre a lagoa e a barragem. Em muitos pontos de amostragem na lagoa foram obtidos valores baixos ou abaixo do limite de detecção do método utilizado ($< 5 \mu\text{g.L}^{-1}$). O maior valor de nitrito registrado em Mãe-Bá foi de $12,8 \mu\text{g.L}^{-1}$. Por outro lado, na Barragem Norte

em todos os meses coletados os valores médios de nitrito foram maiores, chegando a ser 40 vezes maior em relação à lagoa de Mãe-Bá. As menores médias de nitrito na barragem foram registrados no mês de janeiro/09 e as maiores em abril/10 onde alcançou o valor máximo de 670,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no ponto amostral BN1 (Figura 14).

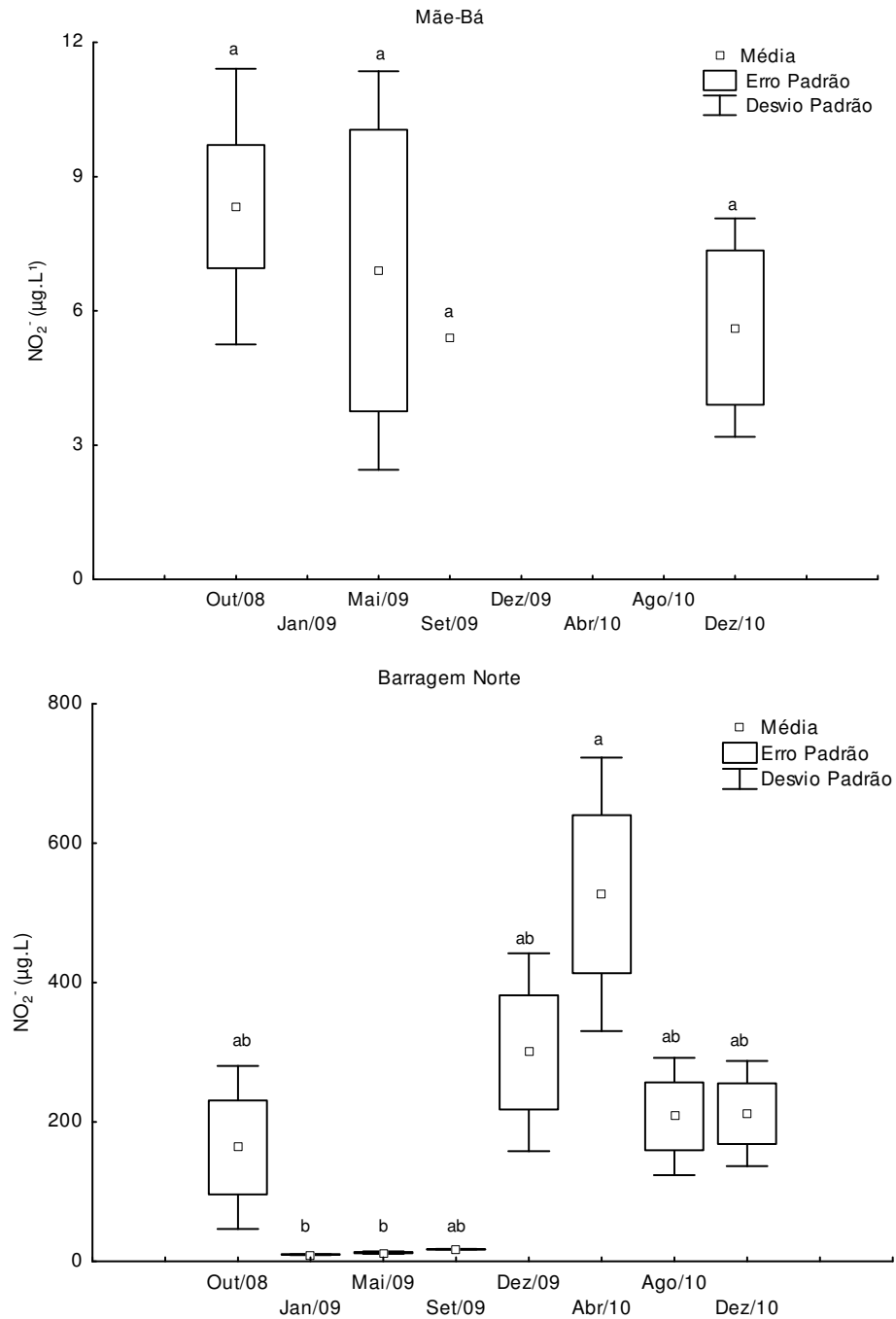
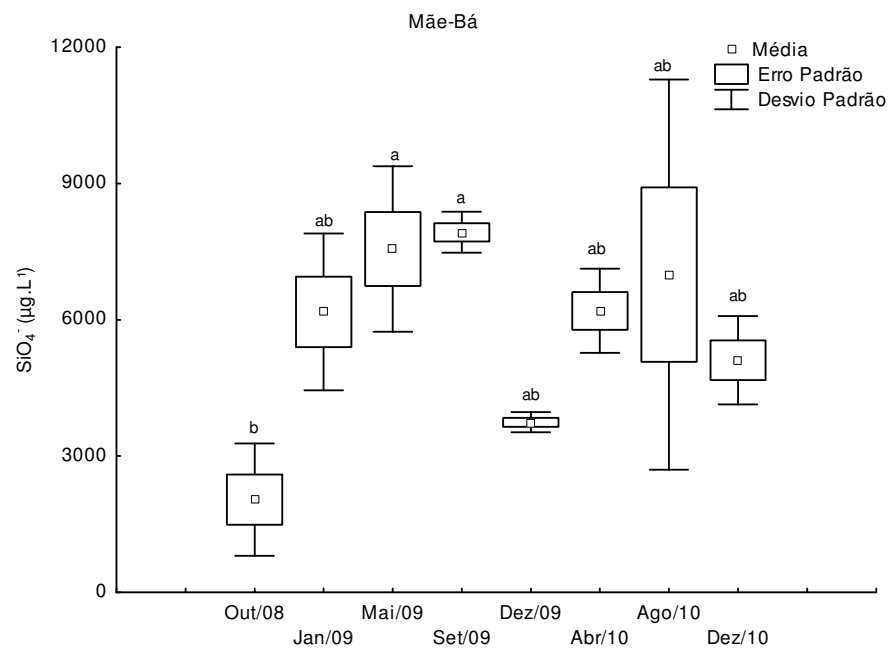


Figura 14. Box-Plot da variação média de Nitrito (NO_2^-) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.3.7 Silicato

Os dados de silicato em Mãe-Bá e na Barragem Norte não apresentam variação sazonal. Variações espaciais não foram significativas, mas observaram-se diferenças temporais nos dois sistemas. No geral, as médias entre Mãe-Bá e Barragem Norte foram similares (Figura 15). Na lagoa os valores médios de silicato foram menor no mês de outubro/08 (2041,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e maior em setembro/09 (7925,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Na barragem a menor média de silicato registrada foi no mês de dezembro/09 (2839,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e a maior em janeiro/09 (9374,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$).



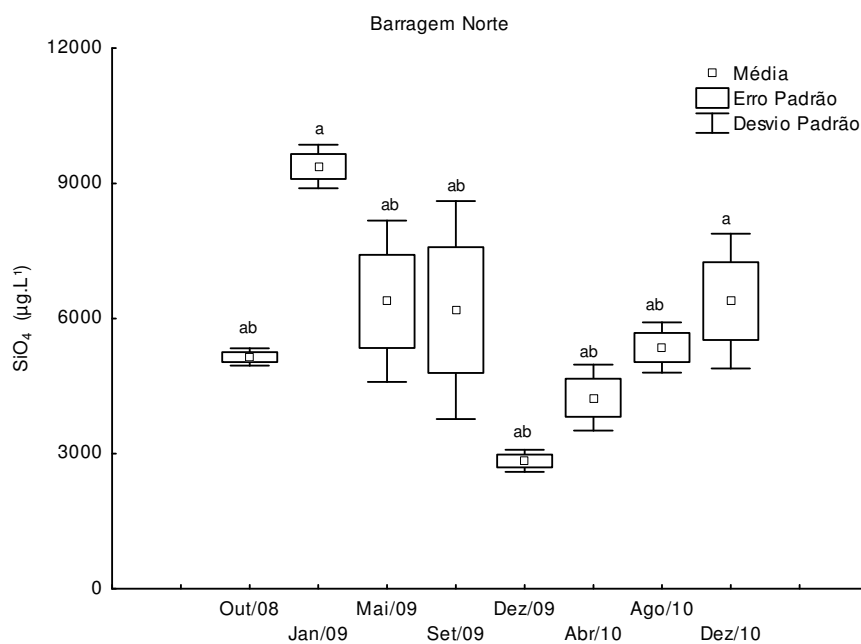


Figura 15. Box-Plot da variação média de Silicato (SiO_4) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.4 Material particulado em suspensão (MPS)

O MPS não apresentou variação sazonal (Figura 16). Os valores mostram a menor média no mês de maio/09 ($3,7 \text{ mg.L}^{-1}$) e a maior média em abril/10 ($11,3 \text{ mg.L}^{-1}$) em Mãe-Bá. Na Barragem Norte não houve diferença significativa entre os meses estudados. No entanto, nota-se grande diferença entre os valores médios de MPS nos meses de dezembro/09 (31 mg.L^{-1}) e dezembro/10 ($7,2 \text{ mg.L}^{-1}$). No geral os valores de MPS na barragem são aproximadamente 52% maior em relação aos valores da lagoa, com destaque para o ponto amostral BN1, o qual foi registrado o maior valor ($40,3 \text{ mg.L}^{-1}$). O MPS teve correlação negativa ($r = -0,56$; $p < 0,05$) com a transparência tanto na lagoa quanto na barragem.

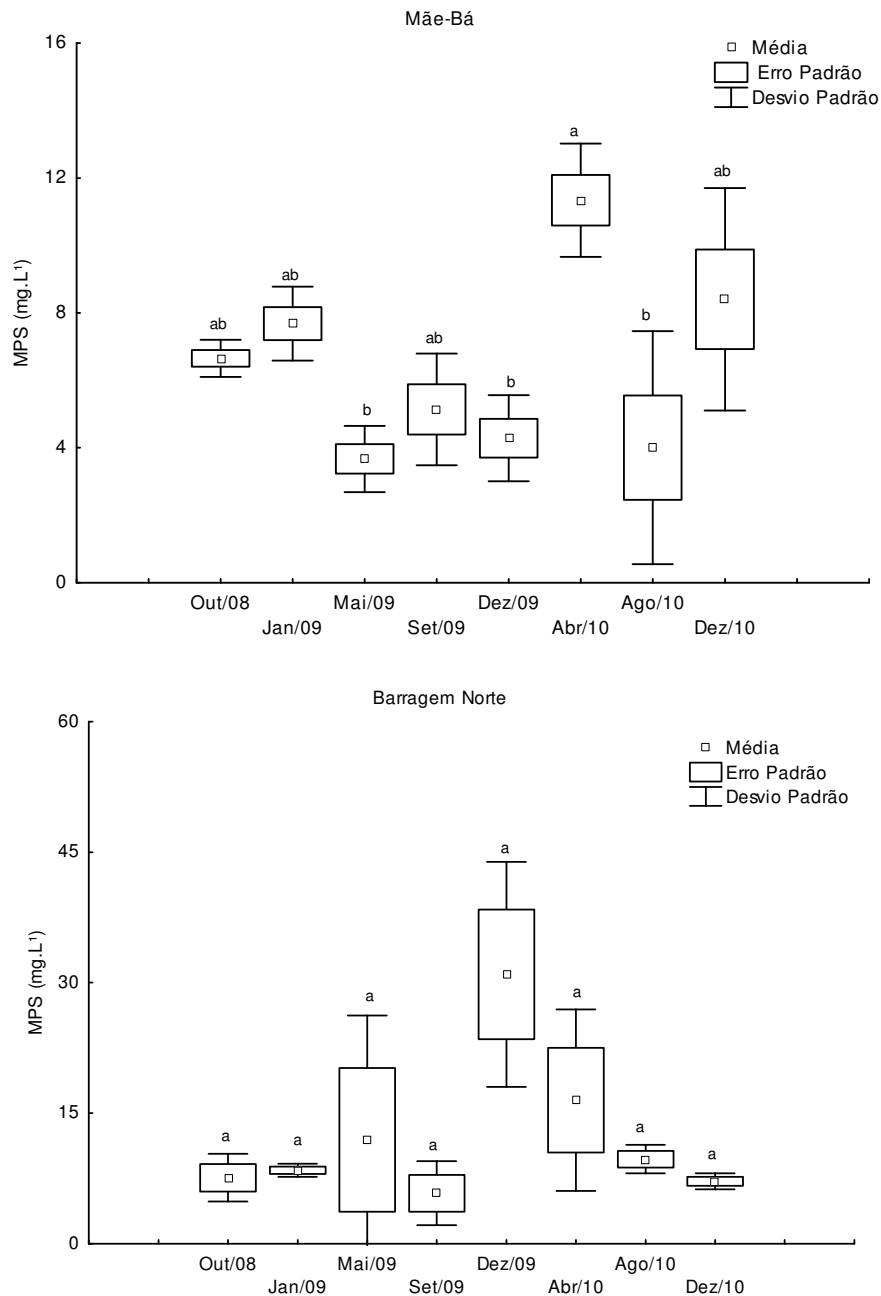


Figura 16. Box-Plot da variação média do Material Particulado em Suspensão (MPS) na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

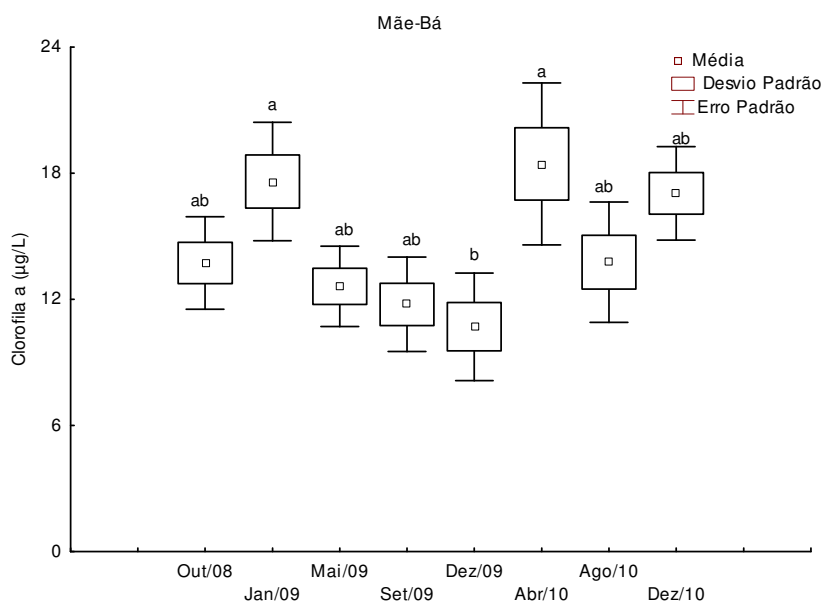
4.5 Comunidade Fitoplanctônica

4.5.1 Clorofila a

A variação de biomassa fitoplanctônica estimada pela concentração de clorofila *a* na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte está mostrada na Figura 17.

Na lagoa Mãe-Bá a menor média de clorofila *a* foi registrada em dezembro/09 (10,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e a maior em abril/10 (18,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Não se observou variação significativa nos valores de clorofila *a* entre os pontos amostrais da lagoa.

Na Barragem Norte não se observou variação temporal significativa. No entanto as médias foram maiores em comparação com a lagoa Mãe-Bá em cerca de 30%. Observou-se diferença significativa entre os pontos amostrais da barragem. O ponto amostral BN1 apresentou menores valores em todos os meses estudados (1,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em setembro/09), enquanto que o ponto BN2 mostrou os maiores valores (222,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em dezembro/09). Na Barragem a menor média de clorofila *a* foi registrada em setembro/09 (17,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e a maior em dezembro/09 (95,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$).



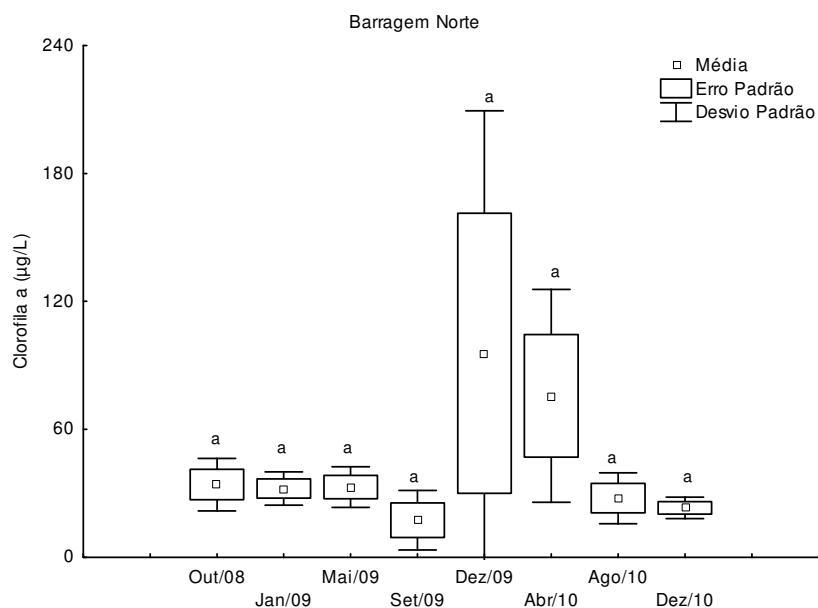


Figura 17. Box-Plot da variação média de Clorofila *a* na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

4.5.2 Análise qualitativa

A composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica da lagoa Mãe-Bá, considerando os cinco pontos amostrais e os oito meses de coleta está demonstrada na Tabela 1.

Tabela 1. Lista de táxons fitoplanctônicos registrados na lagoa Mãe-Bá ao longo dos meses de amostragem.

CLASSE: CHLOROPHYCEAE

Actinastrum hantzschii Lagerheim
Ankistrodesmus spiralis (Turner) Lemmermann
Ankistrodesmus bernardii Komárek
Ankistrodesmus densus Korsivok
Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs
Ankistrodesmus fusiformis Corda
Botryococcus braunii Kützing
Chlorella minutissima Beijerinck
Chlorella vulgaris Beijerinck
Chlorophyceae sp.
Coelastrum sp. Nägeli in Kützing
Coelastrum polychordum Nägeli
Coelastrum proboscideum Bohlin
Desmodesmus sp. An, Friedl & Hegewald

Eutetramorus planctonicus (Korsikov) Bourrelly
Eutetramorus fotti Walton
Golenkiniopsis sp. Korsikov
Koliella sp. Hindák
Micractinium borhemiense Fresenius
Monoraphidium braunii (Nägeli in Kützing) Komárková-Legnerová
Monoraphidium contortum Komárková-Legnerová
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová
Monoraphidium irregulare (Smith) Komárková - Legnerová
Monoraphidium pusillum (Printz) Legnerová
Monoraphidium saxatile Komárková-Legnerová
Monoraphidium tortile (West) Komárková-Legnerová
Oocystis lacustris Chodat
Oocystis marssonii Lemmermann
Pediastrum duplex Meyen
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat
Scenedesmus acunae Comas
Scenedesmus ecornis (Ralfs) Chod.
Scenedesmus sp. Meyen
Scenedesmus securiformis Playfair
Sphaerocystis sp. Chodat
Tetrastrum sp. Chodat
Tetrastrum triangulare (Chod.) Kom.
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansgirg

CLASSE: CYANOPHYCEAE

Anabaena sp. Bory ex Bornet & Flahault
Aphanizomenon sp. Morren ex Bornet & Flahault
Aphanocapsa sp. Nägeli
Aphanothece sp. Nägeli
Chroococcus sp. Nägeli
Coelomoron pusillum (Van Goor) Komárek
Cylindrospermopsis raciborski Werner
Gomphosphaeria sp. Kützing
Merismopedia elegans A. Braun in Kützing
Merismopedia punctata Meyen
Merismopedia tenuissima Lemmermann
Merismopedia warmingiana Lagerheim
Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing
Microcystis sp.1 Kützing ex Lemmermann
Microcystis sp. 2 Kützing ex Lemmermann
Oscillatoria sp. Vaucher ex Gomont
Phormidium sp. Kützing ex Gomont

Planktolyngbya limnetica Werner
Pseudanabaena catenata Lauterborn
Pseudanabaena sp. Lauterborn
Sphaerocavum sp. Azevedo & Sant' Anna
Synechocystis sp. Sauvageau

CLASSE: ZYGNEMAPHYCEAE

Closterium sp. Nitzsch ex Ralfs
Cosmarium sp. 1 Corda ex Ralfs
Cosmarium sp. 2 Corda ex Ralfs
Cosmarium sp. 3 Corda ex Ralfs
Euastrum sp. Ehrenberg ex Ralfs
Staurastrum leptocladum Nordstedt var. *leptocladum* f. *leptocladum*
Staurastrum rotula Nordstedt
Staurastrum sp. Meyen ex Ralfs
Staurastrum tetracerum Ralfs
Stauroidesmus sp. Teiling
Stauroidesmus triangularis (Lagerheim) Teiling
Zygnemaphyceae sp. 1
Zygnemaphyceae sp. 2

CLASSE: BACILLARIOPHYCEAE

Bacillariophyceae sp.1
Bacillariophyceae sp.2
Bacillariophyceae sp.3
Cyclotella sp. (Kützing) Brébisson
Navicula sp. Bory
Nitzschia sp. Hassall
Penalles sp.1
Penalles sp.2

CLASSE: EUGLENOPHYCEAE

Euglena sp. 1 Ehrenberg
Euglena sp. 2 Ehrenberg
Euglenophyceae sp. 1
Euglenophyceae sp. 2
Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin
Phacus suecicus Lemmermann
Trachelomonas sp. Ehrenberg emend. Deflandre
Trachelomonas volvocina Ehrenberg

CLASSE: CRYPTOPHYCEAE

Cryptomonas marssonii Skuja

Cryptophyceae sp.
Rhodomonas lacustris Pascher et Ruttner

CLASSE: DINOPHYCEAE

Peridinium sp.1 Ehrenberg
Peridinium sp.2 Ehrenberg

CLASSE: CHRYSOPHYCEAE

Dinobryon sp. Ehrenberg

CLASSE: XANTHOPHYCEAE

Ophiocytium sp. Nägeli

A comunidade fitoplanctônica da lagoa Mãe-Bá esteve composta por 97 táxons distribuídos em 9 classes, além de 1 organismo não identificado, como mostra a Tabela 2.

Tabela 2. Número de táxons e percentual (%) de representatividade de cada classe fitoplanctônica registrada na lagoa Mãe-Bá durante o período de estudo.

Classes	N° de táxons	%
Chlorophyceae	38	39
Cyanophyceae	22	23
Zygnemaphyceae	13	14
Bacillariophyceae	8	8
Euglenophyceae	8	8
Cryptophyceae	3	3
Dinophyceae	2	2
Chrysophyceae	1	1
Xanthophyceae	1	1
Organismo não identificado	1	1
Total	97	100

Na Barragem Norte a composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica durante todo período de estudo e considerando os três pontos amostrais estão demonstrados na Tabela 3.

Tabela 3. Lista de táxons fitoplanctônicos registrados na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

CLASSE: CHLOROPHYCEAE

Botryococcus braunii Kützing
Chlamydomonas sp. Ehrenberg
Chlorella minutissima Beijerinck
Chlorella vulgaris Beijerinck
Dictyosphaerium sp. Nägeli
Dimorphococcus sp. A. Braun
Eutetramorus fottii (Hindak) Komárek
Eutetramorus planctonicus (Korsikov) Bourrelly
Kirchneriella irregularis (G.M. Smith) Korsch
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Mobius
Kirchneriella obesa (w. West) Schmidle
Kirchneriella subsolitaria G. S. West segun Prescott
Koliella sp. Hindák
Monoraphidium braunii (Nägeli in Kützing) Komárková-Legnerová
Monoraphidium contortum Komárkova-Legnerová
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová
Monoraphidium irregulare (Smith) Komárková - Legnerová
Monoraphidium minutum (Naegeli) Komárková - Legnerová
Monoraphidium pusillum (Printz) Legnerová
Monoraphidium saxatile Komárková-Legnerová
Monoraphidium tortile (West) Komárková-Legnerová
Oocystis lacustris Chodat
Oocystis marssonii Lemmermann
Pediastrum duplex Meyen
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat
Scenedesmus caribeanus KOM.
Scenedesmus ecornis (Ralfs) Chod.
Scenedesmus javanensis CHOD. f. *javanensis*
Selenastrum gracile Reinsch
Sphaerocystis sp. Chodat
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansgirg
Tetrallantos novae-geronae Com.

CLASSE: CYANOPHYCEAE

Aphanocapsa sp. Nägeli
Aphanothece sp. Nägeli
Chroococcus sp. Nägeli
Coelomoron pusillum (Van Goor) Komárek
Geitlerinema sp. (Anagnostidis & Komárek) Anagnostidis
Merismopedia tenuissima Lemmermann
Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing
Oscillatoriales sp.
Planktolyngbya limnetica Werner

Pseudanabaena catenata Lauterborn

Pseudanabaena sp. Lauterborn

Raphidiopsis sp. Fritsch & Rich

Synechocystis sp. Sauvageau

CLASSE: ZYGNEMAPHYCEAE

Cosmarium sp. 1 Corda ex Ralfs

Cosmarium sp. 2 Corda ex Ralfs

Staurastrum leptocladum Nordstedt var. *leptocladum* f. *leptocladum*

Staurastrum sp. Meyen ex Ralfs

Staurastrum tetracerum Ralfs

CLASSE: BACILLARIOPHYCEAE

Bacillariophyceae sp.1

Bacillariophyceae sp. 2

Encyonema sp Kützing

Penalles sp.

CLASSE: EUGLENOPHYCEAE

Euglena sp. 1 Ehrenberg

Euglena sp. 2 Ehrenberg

Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin

Trachelomonas volvocina Ehrenberg

CLASSE: CRYPTOPHYCEAE

Cryptomonas marssonii Skuja

Rhodomonas lacustris Pascher et Ruttner

CLASSE: DINOPHYCEAE

Peridinium sp.1 Ehrenberg

Peridinium sp.2 Ehrenberg

Na barragem Norte foram identificados 64 táxons pertencentes a 7 classes fitoplanctônicas, além de 2 organismos não identificados como mostra a Tabela 4.

Tabela 4. Número de táxons e percentual (%) de representatividade de cada classe fitoplanctônica registrada na Barragem Norte durante o período de estudo.

Classes	Nº de táxons	%
Chlorophyceae	32	50
Cyanophyceae	13	20
Zygnemaphyceae	5	8
Bacillariophyceae	4	6
Euglenophyceae	4	6
Cryptophyceae	2	3
Dinophyceae	2	3
Organismo não identificado	2	3
Total	64	100

4.5.3 Análise quantitativa

A variação da densidade média total da comunidade fitoplanctônica na lagoa Mãe-Bá foi relativamente baixa nos cinco meses iniciais de amostragem, com o menor valor no mês de outubro/08 ($19.048 \text{ ind.mL}^{-1}$), e incremento nos meses de abril e agosto de 2010 (com o mês de abril/10 apresentando $166.367 \text{ ind.mL}^{-1}$) reduzindo novamente em dezembro de 2010. Os cinco meses iniciais e o mês de dezembro/10 não apresentaram diferenças significativas entre si (Figura 18). Espacialmente, dentro dos meses de coleta, não se observou diferença significativa na densidade fitoplanctônica da lagoa Mãe-Bá.

Já na Barragem Norte, observou-se diferença significativa espacial mas não temporal. O menor valor de densidade fitoplanctônica foi registrado no mês de janeiro/09 ($21.806 \text{ ind.mL}^{-1}$) e o maior em maio/09 com $106.974 \text{ ind.mL}^{-1}$ (Figura 18). O ponto amostral BN1 apresentou os menores valores de densidade fitoplanctônica em relação aos pontos BN2 e BN3 durante todo o período estudado. As diferenças serão apontadas no tópico abaixo.

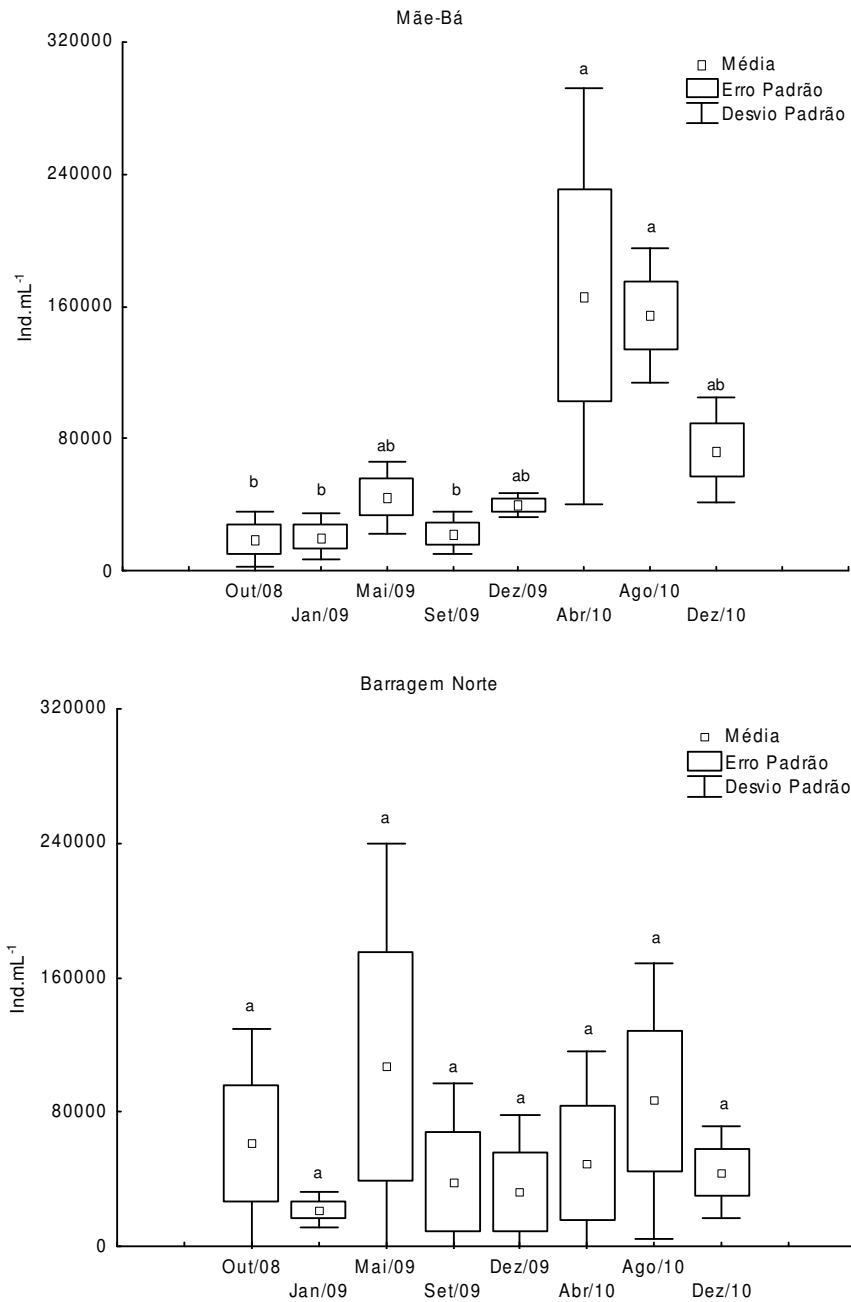


Figura 18. Box-Plot da densidade média fitoplanctônica na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem. As letras nos gráficos indicam as diferenças estatísticas ($p < 0,05$).

A variação temporal da densidade fitoplanctônica da lagoa Mãe-Bá nos cinco pontos amostrais está demonstrada na Figura 19. Nesta lagoa no mês de outubro/08 em todos os pontos amostrais houve dominância da Classe Cyanophyceae, variando de 9.320 ind.mL⁻¹ no ponto M2 a 23.784 ind.mL⁻¹ no ponto M5, chegando a atingir 83% de representatividade. Essa mesma Classe dominou nos pontos M1 e M2 no mês de janeiro/09 (média de 75%), enquanto que nos pontos M3, M4 e M5 no

mesmo mês a dominância foi da Classe Chlorophyceae que atingiu o maior valor no ponto M4 (14.617 ind.mL⁻¹ - 57,5%).

No mês de maio/09 houve dominância da Classe Chlorophyceae em todos os pontos amostrais representando mais de 70% da comunidade fitoplanctônica. Os valores dessa Classe foram menores no ponto M1 (22.740 ind.mL⁻¹) e maiores no ponto M2 (44.080 ind.mL⁻¹).

Em setembro/09 nos pontos M1 e M2 a Classe Cyanophyceae voltou a ser dominante (até 67,8% de representatividade). No ponto M3 a Classe Cyanophyceae equilibra-se com Chlorophyceae e outras classes. Porém nos pontos M4 e M5 a Classe Chlorophyceae supera a Classe Cyanophyceae.

A partir de dezembro/09 a Classe Chlorophyceae sobrepõe a Classe Cyanophyceae em quase todos os pontos. Nesse mês a Classe Cyanophyceae variou de 6.443 ind.mL⁻¹ no ponto M4 a 16.883 ind.mL⁻¹ no ponto M2, enquanto que a Classe Chlorophyceae variou de 18.055 ind.mL⁻¹ em M2 a 33.664 ind.mL⁻¹ em M4.

No mês de abril/10 observou-se um aumento na densidade fitoplanctônica do ponto M1 ao M5 (94.423 ind.mL⁻¹ a 232.646 ind.mL⁻¹, respectivamente). Comparando o mês de abril/10 com os meses anteriores houve um aumento de até quatro vezes na densidade total fitoplanctônica. Em relação à representatividade das classes fitoplanctônicas, nesse mês, a Classe Cyanophyceae e Chlorophyceae no ponto M1 e M2 são similares. No entanto, do ponto M3 ao M5 observou-se uma diminuição da Classe Cyanophyceae e aumento da Classe Chlorophyceae, alcançando esta última mais de 80% de representatividade na comunidade fitoplanctônica.

No mês de agosto/10 as médias de densidade fitoplanctônica do ponto M1 ao ponto M5 foram de 154.548 ind.mL⁻¹. Nesse mês a Classe Chlorophyceae representou mais de 70% da comunidade em todos os pontos amostrais.

No mês de dezembro/10 as médias para a densidade fitoplanctônica voltaram a reduzir em média 40% em relação ao mês de agosto/10. Os valores de densidade da Classe Cyanophyceae foram de 7.282 ind/mL no ponto M5 a 23.351 ind/mL no ponto M2. A Classe Chlorophyceae continua a dominar a comunidade em todos os pontos representando mais de 90% no ponto M5.

As demais classes fitoplanctônicas juntas (Zygnemaphyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Bacillariophyceae e fitoflagelados), corresponderam a no máximo 10% da comunidade fitoplanctônica total na lagoa Mãe-Bá.

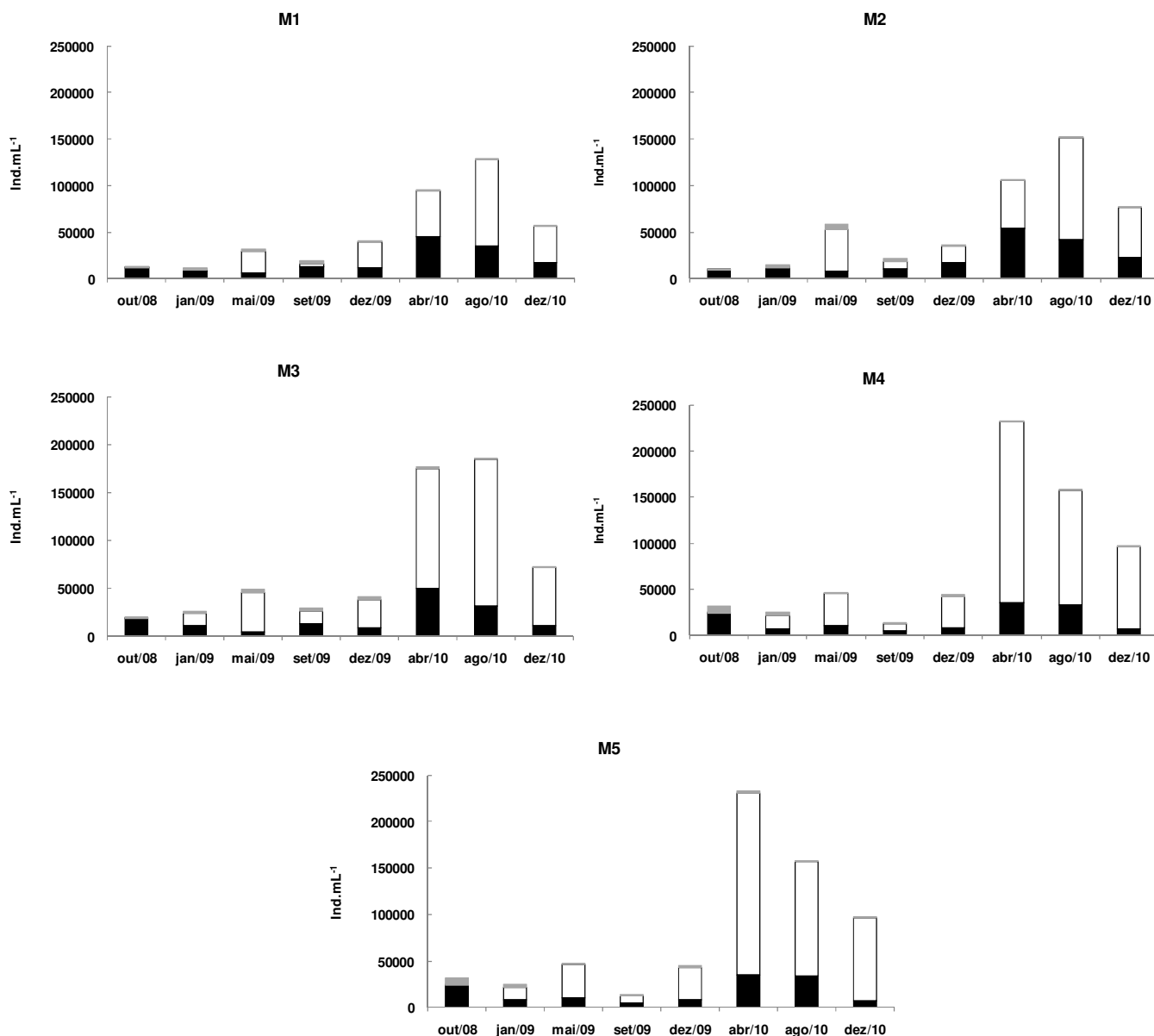


Figura 19. Densidade total fitoplanctônica dos pontos de amostragens da lagoa Mãe-Bá ao longo do período de estudo. ■ Cyanophyceae □Chlorophyceae ■Outras classes.

A densidade fitoplanctônica da Barragem Norte ao longo dos três pontos amostrais durante todo o período estudado está representada na Figura 20.

O ponto amostral BN1 apresentou a menor densidade fitoplanctônica comparado com os pontos BN2 e BN3 durante todo o período estudado.

No mês de outubro/08 o ponto amostral BN1 atingiu o valor de 21.976 ind.mL⁻¹, enquanto que os pontos BN2 e BN3 apresentaram 73.440 e 87.803 ind.mL⁻¹, respectivamente. Quanto à representatividade da comunidade fitoplanctônica, nesse mês, 80% da comunidade fitoplanctônica foi representada pela Classe Cyanophyceae e em média 8% para a Classe Chlorophyceae.

Em janeiro/09 os valores de densidade fitoplanctônica foram similares nos três pontos com uma média de 21.806 ind.mL⁻¹ e domínio de cianofíceas.

Em maio/09 o ponto amostral BN1 apresentou valores de 28.842 ind.mL⁻¹. Os pontos BN2 e BN3 foram cerca de cinco vezes maior em densidade fitoplanctônica em relação ao ponto BN1. Nesse mês, em todos os pontos amostrais, a Classe Cyanophyceae correspondeu mais de 95% da comunidade fitoplanctônica.

Em setembro/09 os valores de densidade fitoplanctônica no ponto BN1 foram de 4.180 ind.mL⁻¹ e uma média de 55.730 ind.mL⁻¹ nos pontos BN2 e BN3. Nesse mês a Classe Cyanophyceae correspondeu em média 80% e a Classe Chlorophyceae 19% da comunidade fitoplanctônica nos pontos amostrados.

No mês de dezembro/09 o ponto BN1 apresentou 5.215 ind.mL⁻¹ e os pontos BN2 e BN3 uma média de 45.811 ind.mL⁻¹. As Classes Cyanophyceae e Chlorophyceae corresponderam, respectivamente, em média 64% e 31% de representatividade, nos três pontos amostrais.

No mês de abril/10 os valores de densidade fitoplanctônica nos pontos BN1, BN2 e BN3 foram respectivamente de 16.887 ind.mL⁻¹, 46.473 ind.mL⁻¹ e 84.594 ind.mL⁻¹, sendo que a Classe Cyanophyceae correspondeu em média 95% da comunidade fitoplanctônica total.

Em agosto/10 os valores de densidade fitoplanctônica foram de 40.409 ind.mL⁻¹, 97.861 ind.mL⁻¹ e 121.925 ind.mL⁻¹ nos pontos BN1, BN2 e BN3, respectivamente. Nesse mês a Classe Cyanophyceae correspondeu em média 88% e a Classe Chlorophyceae 11% nos três pontos de amostragem.

Em dezembro/10 observou-se uma redução média de 50% nos valores de densidade fitoplanctônica em relação ao mês de estudo anterior, com dominância da Classe Cyanophyceae que representou em média 90% da comunidade fitoplanctônica total nos pontos de amostragem.

As outras classes fitoplanctônicas juntas (Zygnemaphyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Bacillariophyceae e fitoflagelados), corresponderam no máximo 6% da comunidade fitoplanctônica total na Barragem Norte, com exceção do ponto BN2 no mês de outubro/08 que apresentou 11% de organismos das outras classes fitoplanctônicas.

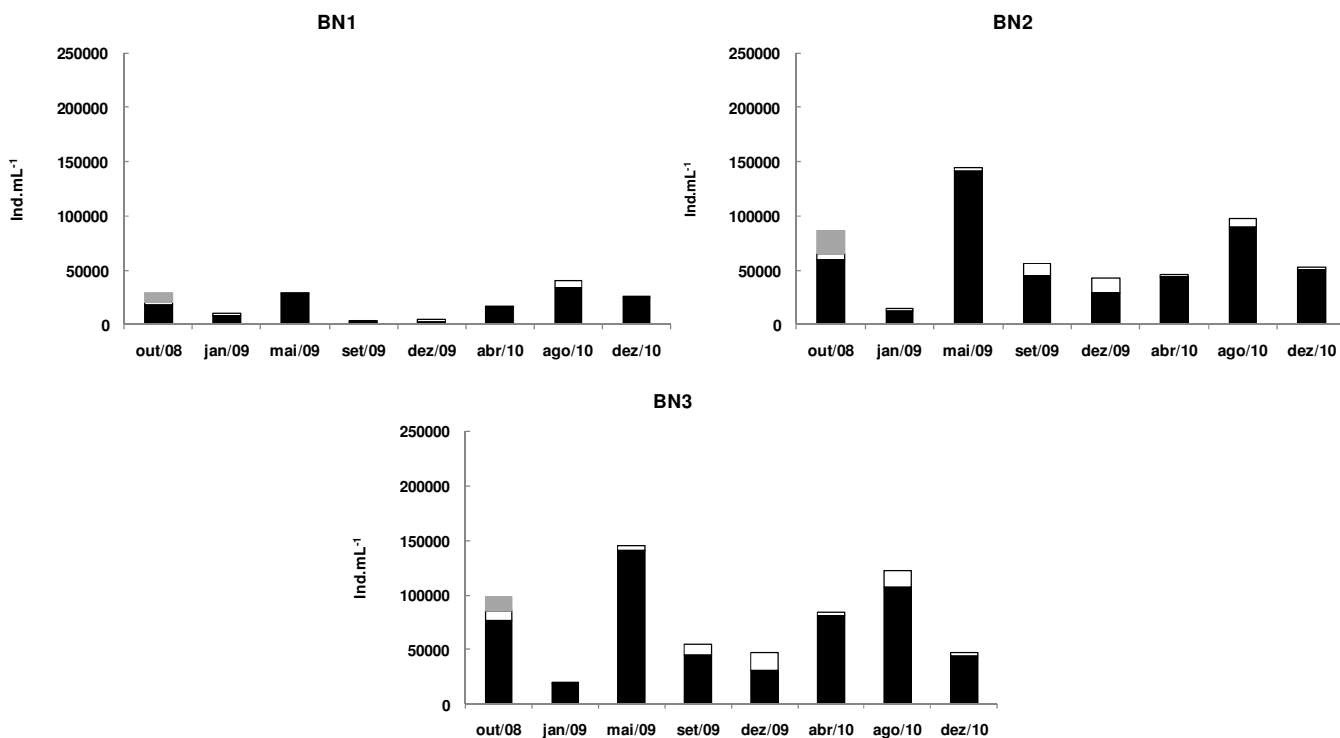


Figura 20. Densidade total fitoplanctônica nos pontos da Barragem Norte ao longo do período de estudo. ■ Cyanophyceae □Chlorophyceae ■ Outras classes.

4.5.4 Índice de Diversidade

O índice de diversidade para a lagoa Mãe-Bá e para a Barragem Norte estão ilustrados na Figura 21.

Em Mãe-Bá foi constatada variação significativa na diversidade somente temporalmente. Na Barragem Norte não houve variação significativa na diversidade fitoplanctônica tanto entre os períodos quanto nos pontos amostrais.

O índice de diversidade variou de 0,56 a 1,79 bits/ind. entre os pontos amostrais em Mãe-Bá durante o período de estudo, com a menor média em agosto/10 (0,79 bits/ind.) e a maior média em setembro/09 (1,84 bits/ind).

Na Barragem Norte os valores ficaram entre 0,28 e 1,85 bits/ind. durante o período de estudo apresentando a menor média em maio/09 (0,58 bits/ind.) e maior média em janeiro/09 (1,61 bits/ind).

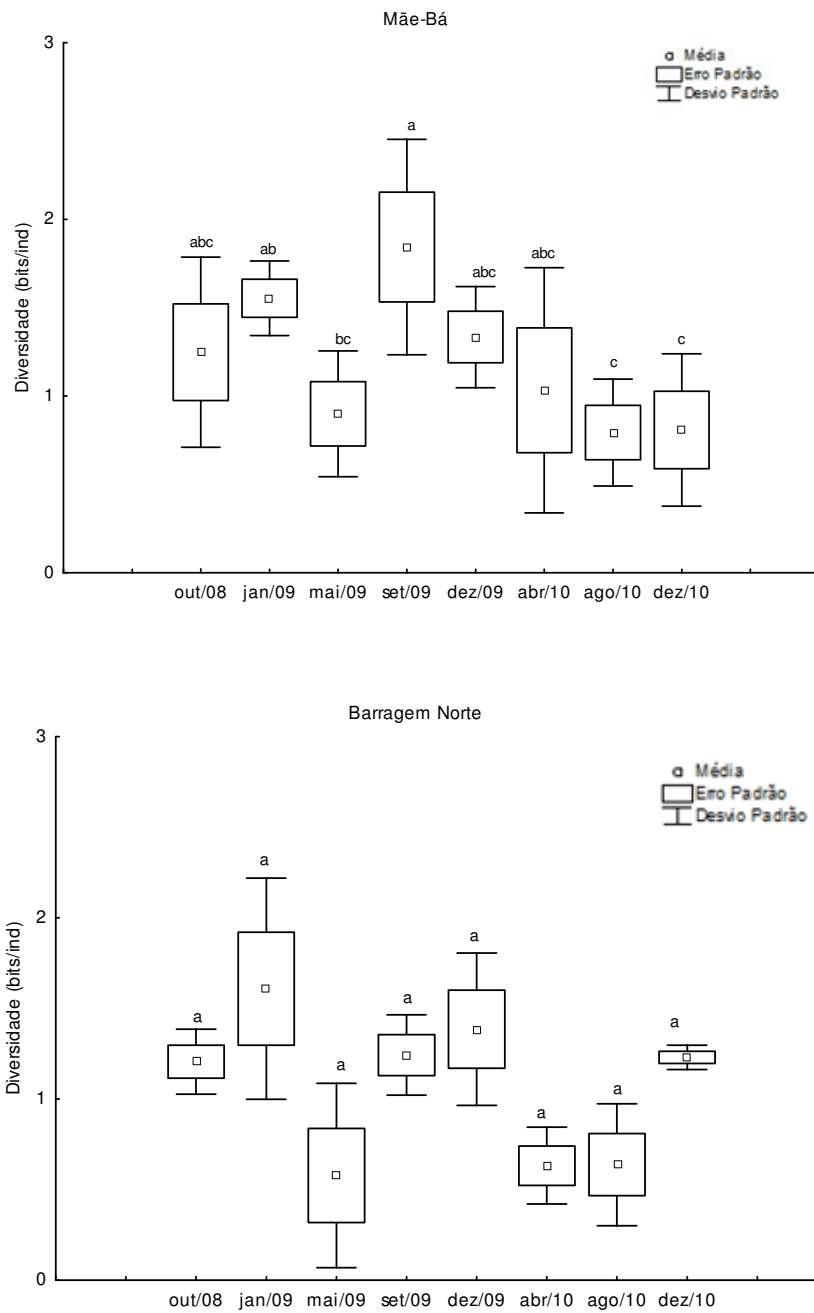


Figura 21. Box-Plot da diversidade média da comunidade fitoplanctônica na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

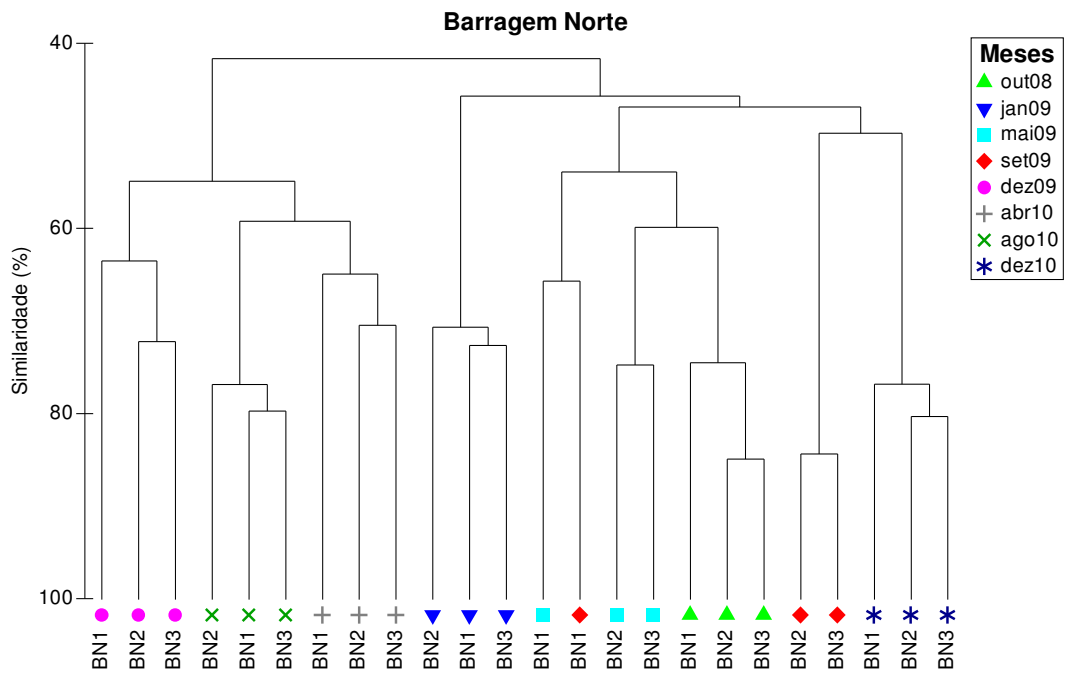


Figura 22. Cluster de similaridade da comunidade fitoplanctônica entre os pontos da lagoa Mãe-Bá e da Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

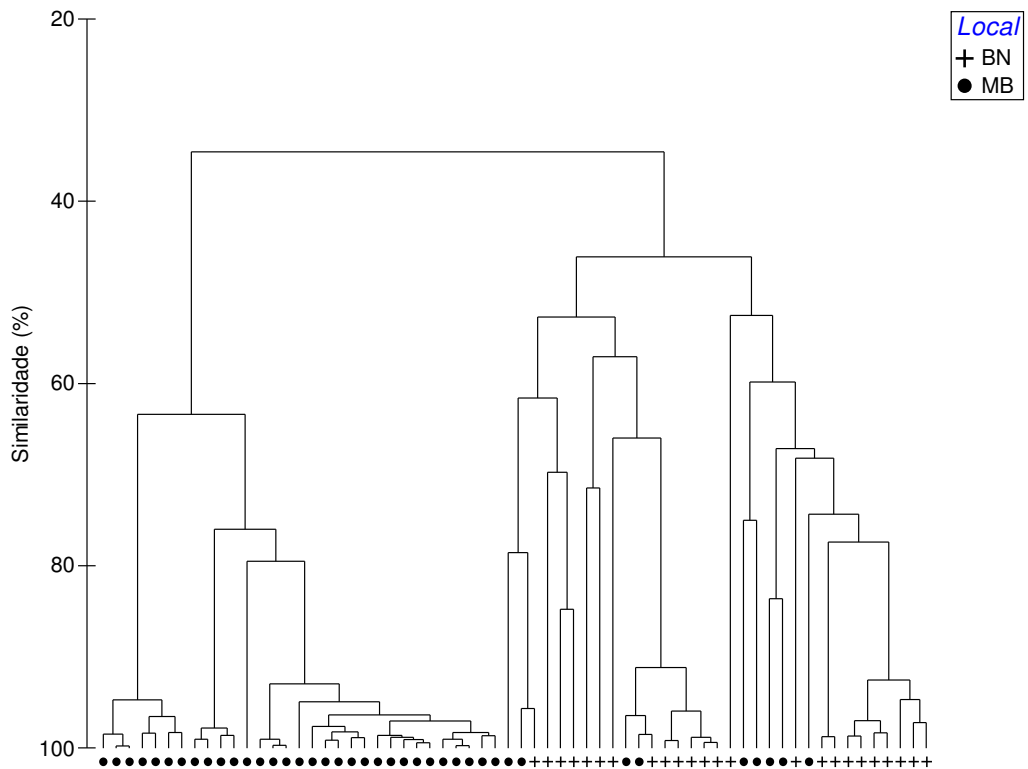
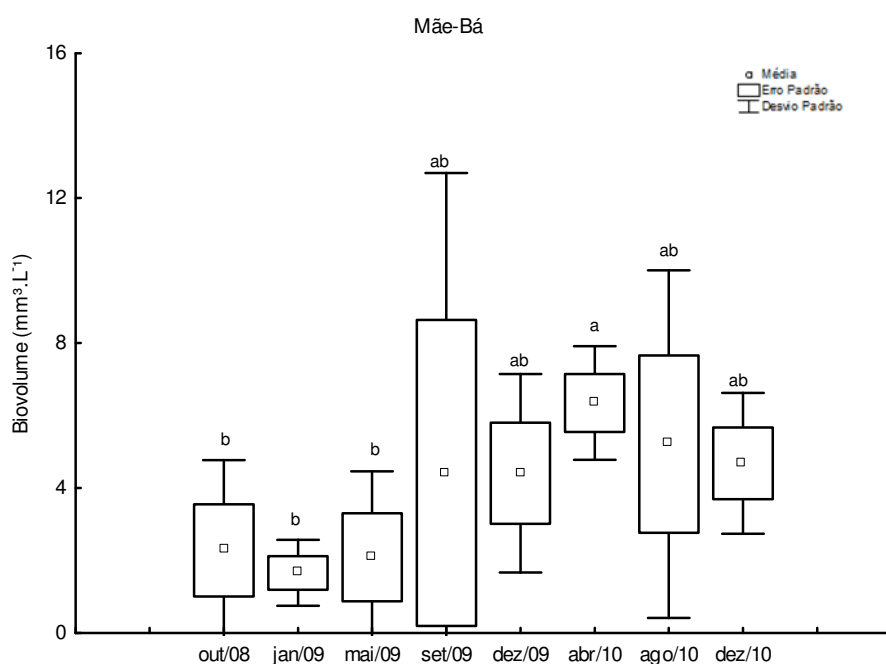


Figura 23. Cluster de similaridade da comunidade fitoplanctônica entre a lagoa Mãe-Bá e a Barragem Norte.

4.5.6 Biovolume

A Figura 24 mostra os valores médios do biovolume obtido durante o período de amostragem na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte. Na lagoa Mãe-Bá o biovolume não apresentou variação significativa entre os pontos amostrais, mas sim entre os períodos de amostragem, e a maior média obtida foi no mês de abril/10 (6,35 mm³.L⁻¹) sendo este mês diferente significativamente dos meses de janeiro/09 (1,66 mm³.L⁻¹), maio/09 (2,09 mm³.L⁻¹) e outubro/08 (2,28 mm³.L⁻¹) os quais apresentaram as menores médias de biovolume. De forma geral, os valores de biovolume na lagoa de Mãe-Bá oscilaram entre 1,03 a 11,70 mm³.L⁻¹.

Na Barragem Norte a diferença ocorreu espacialmente e não temporalmente. O ponto BN1 apresentou a menor média durante todo o período de estudo (1,22 mm³.L⁻¹), sendo diferente significativamente dos pontos BN2 e BN3 os quais apresentaram médias de 9,39 e 8,35 mm³.L⁻¹, respectivamente. O maior valor de biovolume registrado na barragem foi de 28,98 mm³.L⁻¹ no ponto amostral BN2 no mês de abril/10; e o menor valor de biovolume registrado foi no ponto BN1 no mês de setembro/09 com 0,12 mm³.L⁻¹.



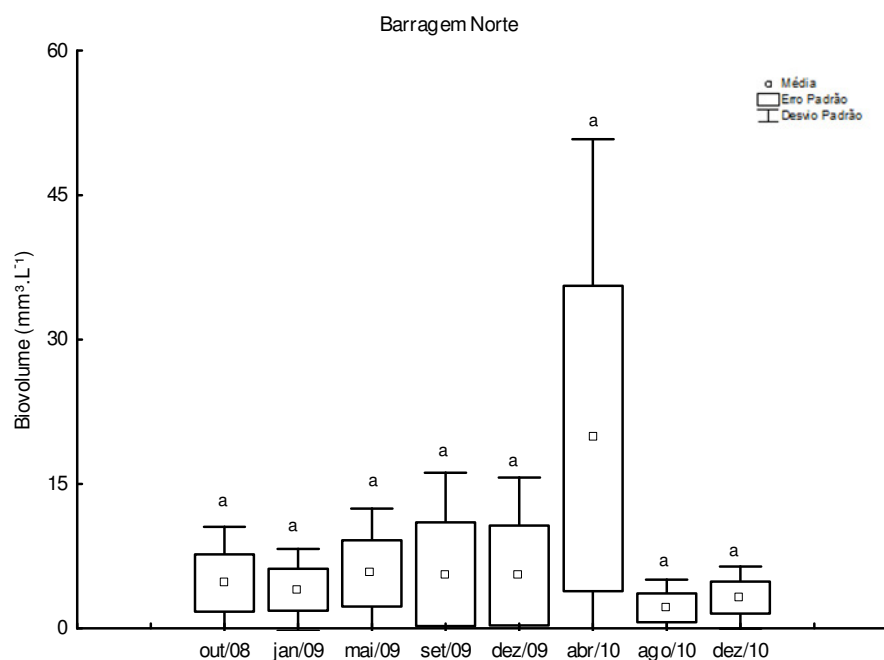


Figura 24: Box-Plot do Biovolume médio fitoplanctônico na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de amostragem.

A Figura 25 mostra a contribuição relativa em relação ao biovolume total de cada período amostrado das Classes de algas fitoplanctônicas na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte. Na lagoa a Classe Cyanophyceae predominou em biovolume nos meses de outubro/08 (90,5%), janeiro/09 (54,7%), setembro/09 (59,3%), dezembro/09 (59,7%), abril (89,9%) e agosto (83,6%) de 2010. Em maio/09 as Classes Cyanophyceae e Chlorophyceae representaram cada uma 20% aproximadamente do biovolume total e as Classes Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae representaram 25% cada no biovolume. Em dezembro/10 a Classe Chlorophyceae contribuiu com 56,9% enquanto que a Classe Cyanophyceae contribuiu com 41,9% do biovolume total.

Na Barragem Norte, de forma geral, a Classe Cyanophyceae representou a maior parte do biovolume no período estudado apresentando em média geral 75% de representatividade, sendo que nos meses de maio/09 e abril/10 essa Classe chegou a representar quase a totalidade do biovolume. A Classe Chlorophyceae contribuiu em média geral com 15% no biovolume. No mês de janeiro/09 a Classe de maior representatividade foi Zygnemaphyceae que contribuiu com 46,9% do biovolume total.

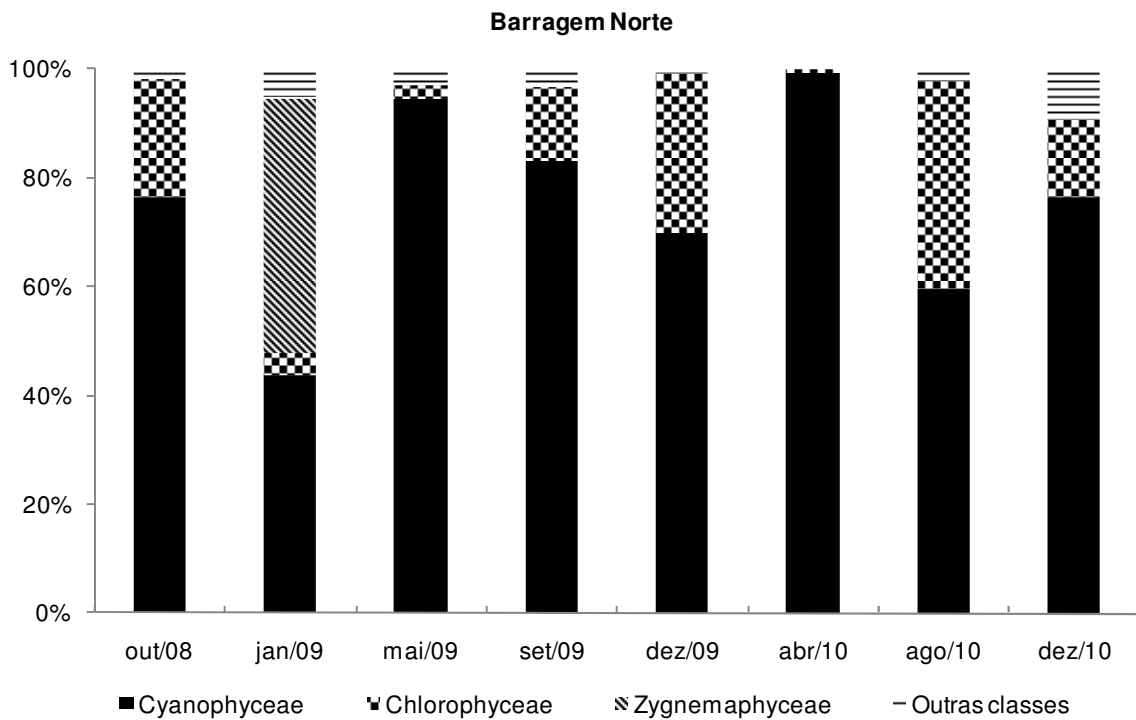
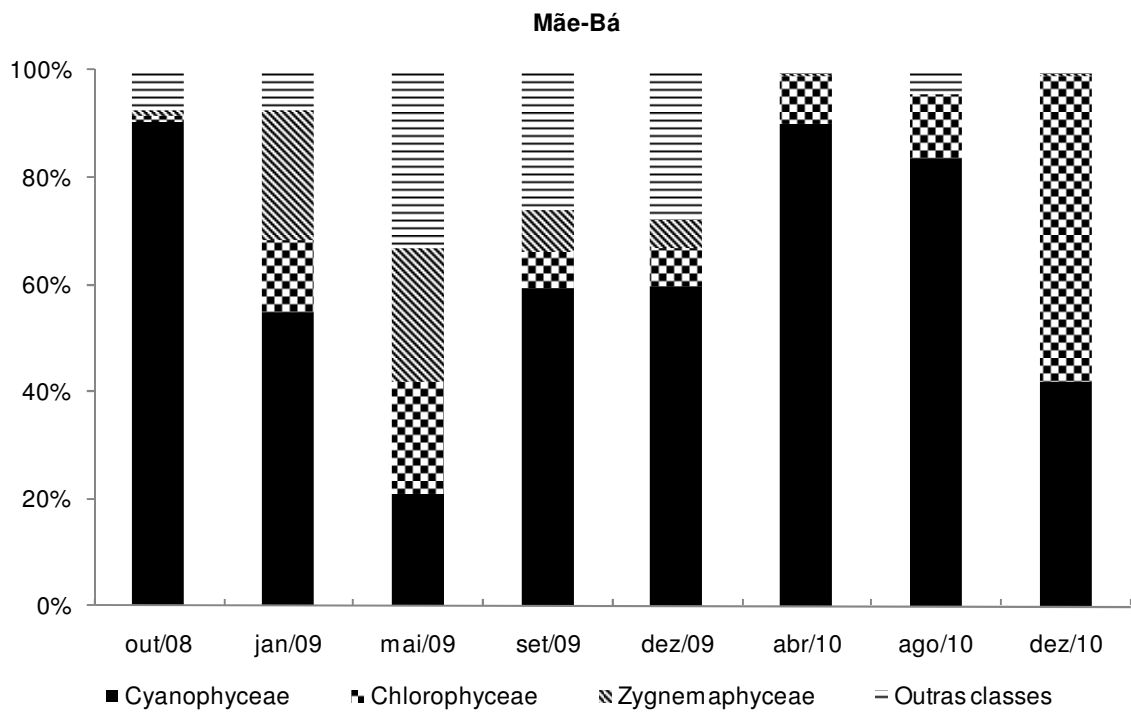
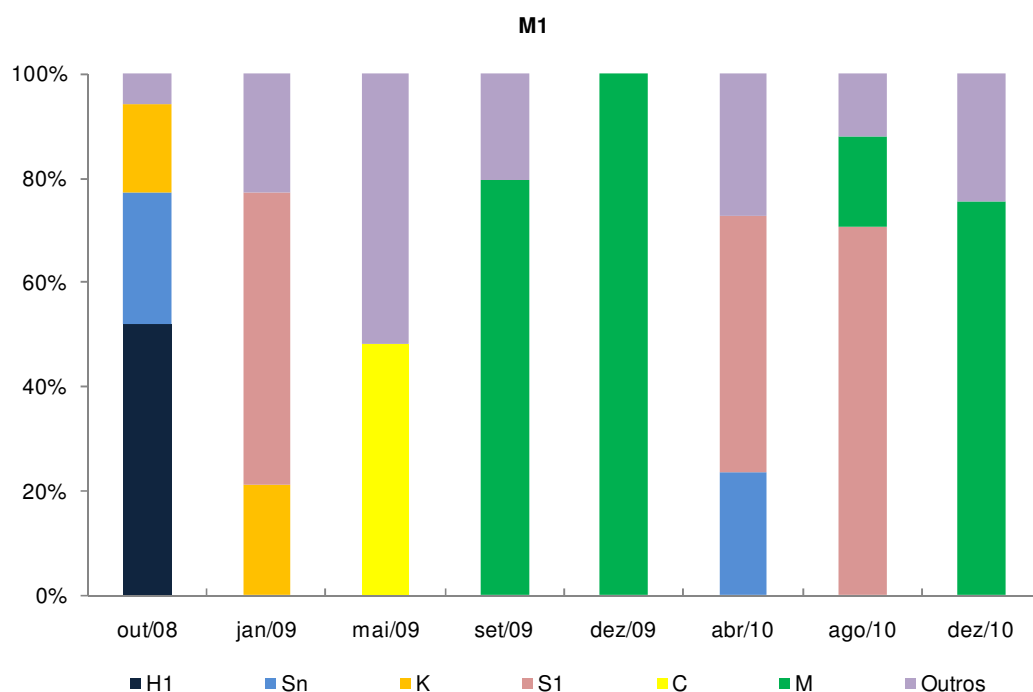


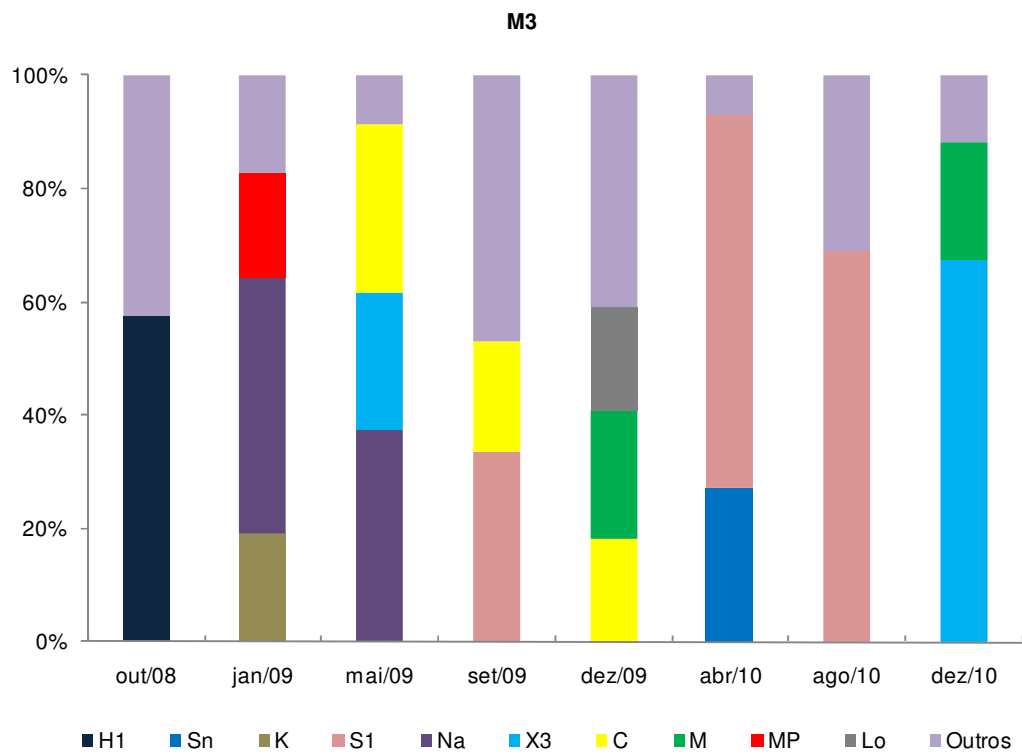
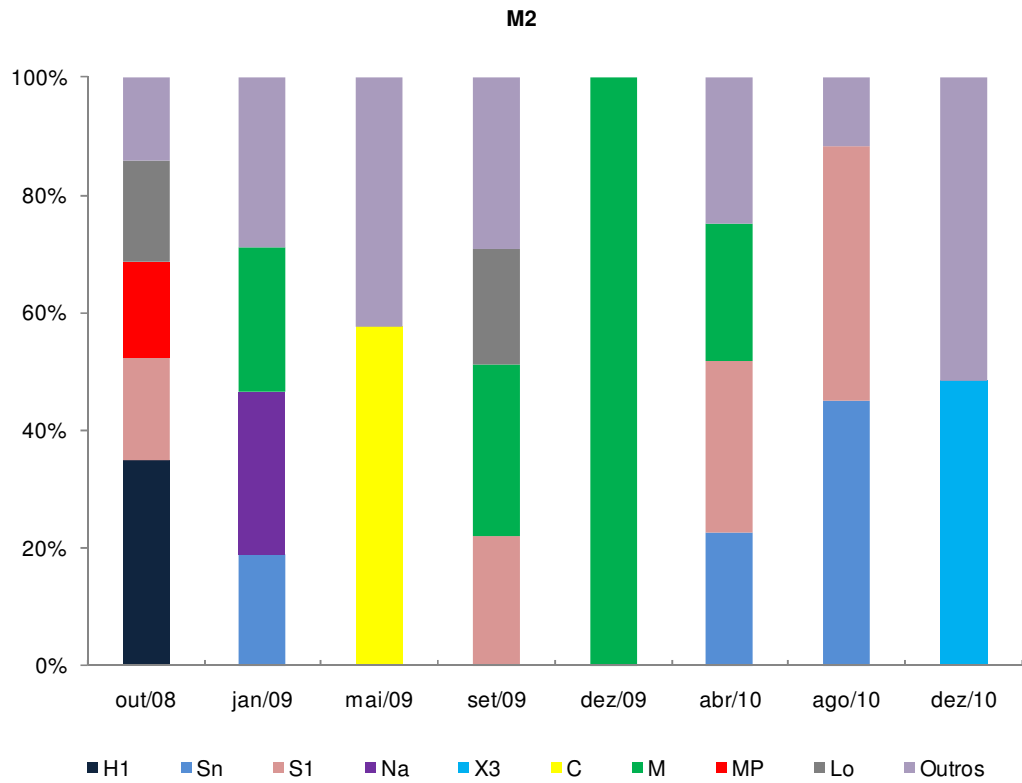
Figura 25: Variação da contribuição relativa (%) das principais classes de algas em relação ao biovolume total durante o período de estudo na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte.

4.5.7 Grupos Funcionais Fitoplanctônicos

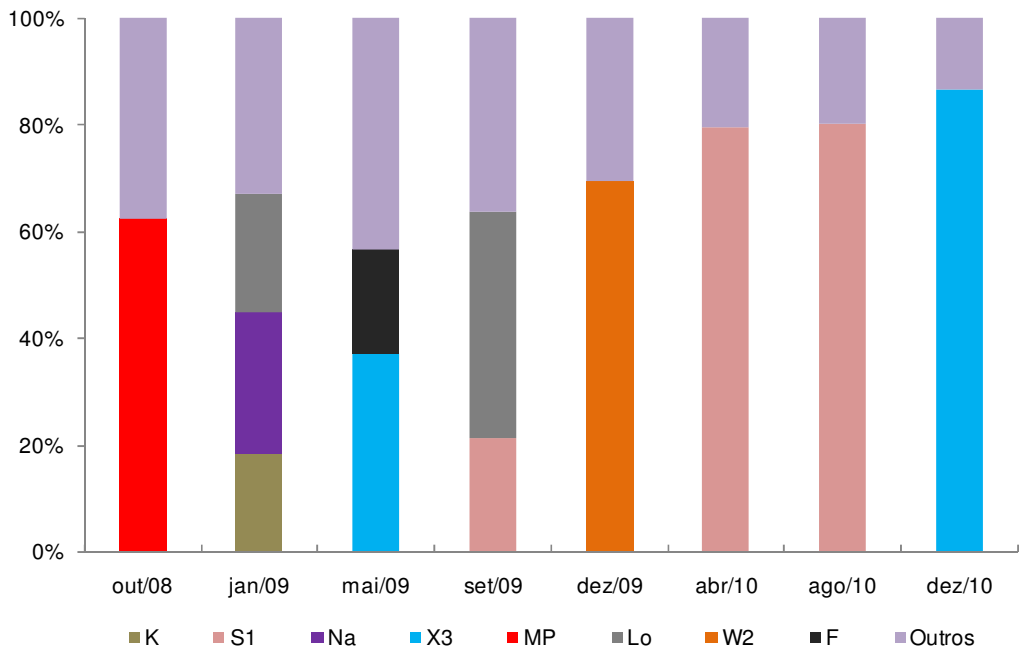
Os grupos funcionais fitoplanctônicos que se formaram na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte diferiram temporalmente.

Na lagoa Mãe-Bá foram observados doze grupos funcionais durante todo o período de estudo e ao longo dos cinco pontos amostrais, sendo seis de cianobactérias (**H1**, **MP**, **Sn**, **M**, **K** e **S1**), duas clorofíceas (**X3** e **F**), uma zignemafícea (**Na**), uma euglenofícea (**W2**), uma bacilariofícea (**C**) e uma dinofícea (**Lo**). Na Barragem Norte foram registradas onze associações fitoplanctônicas sendo três de cianobactérias (**MP**, **K**, e **M**), cinco associações de clorofíceas (**X1**, **X2**, **X3**, **J** e **F**), duas zignemafíceas (**Na** e **P**) e uma dinofícea (**Lo**) (Figura 26).

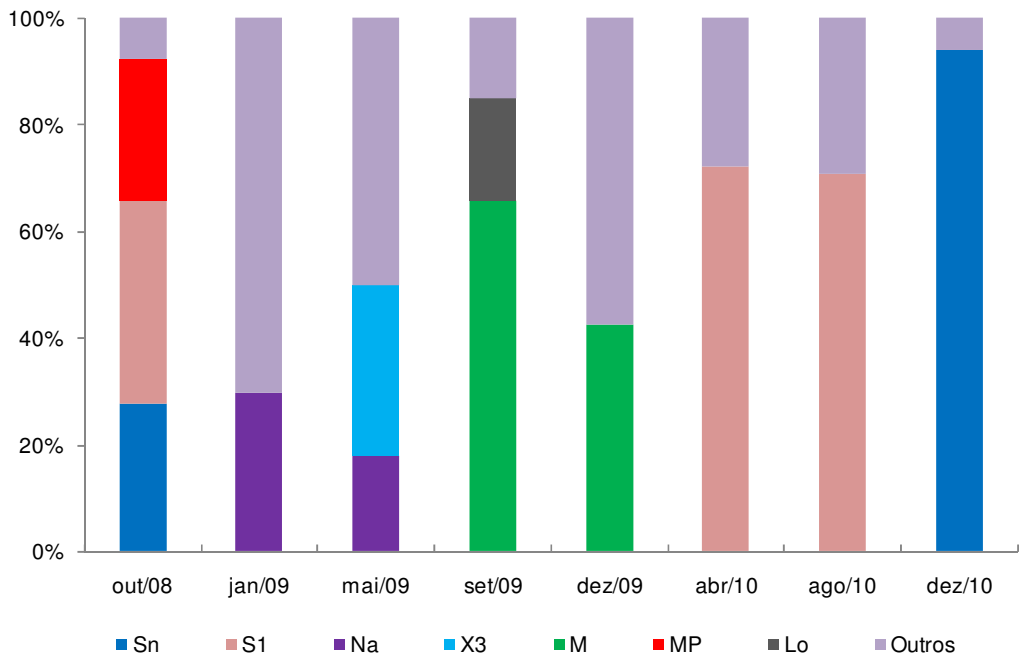


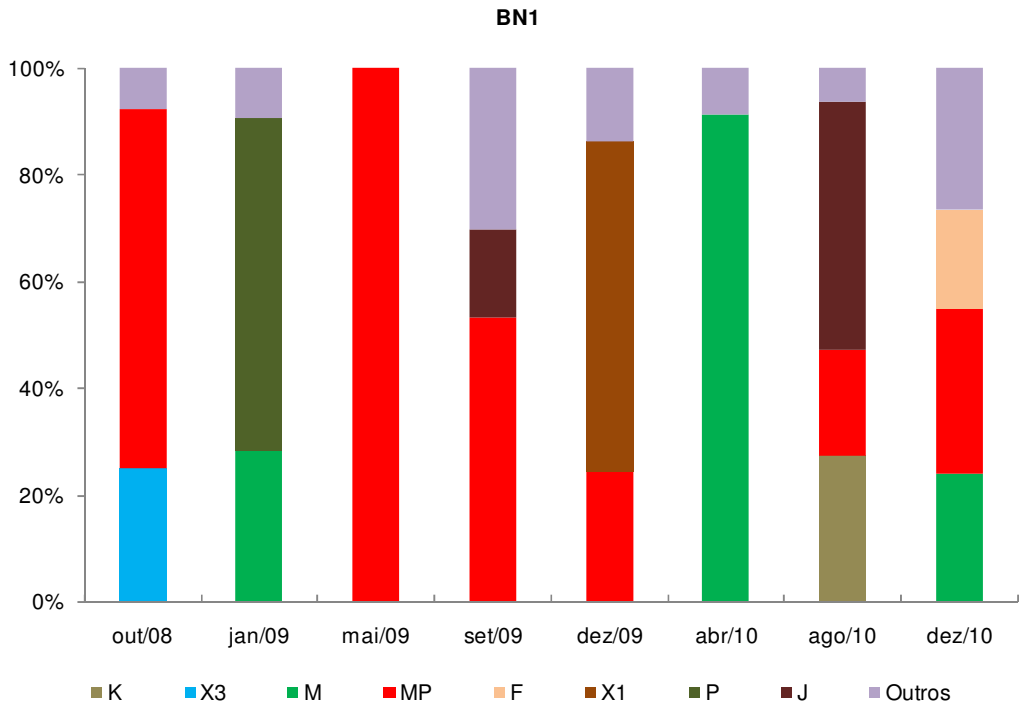


M4



M5





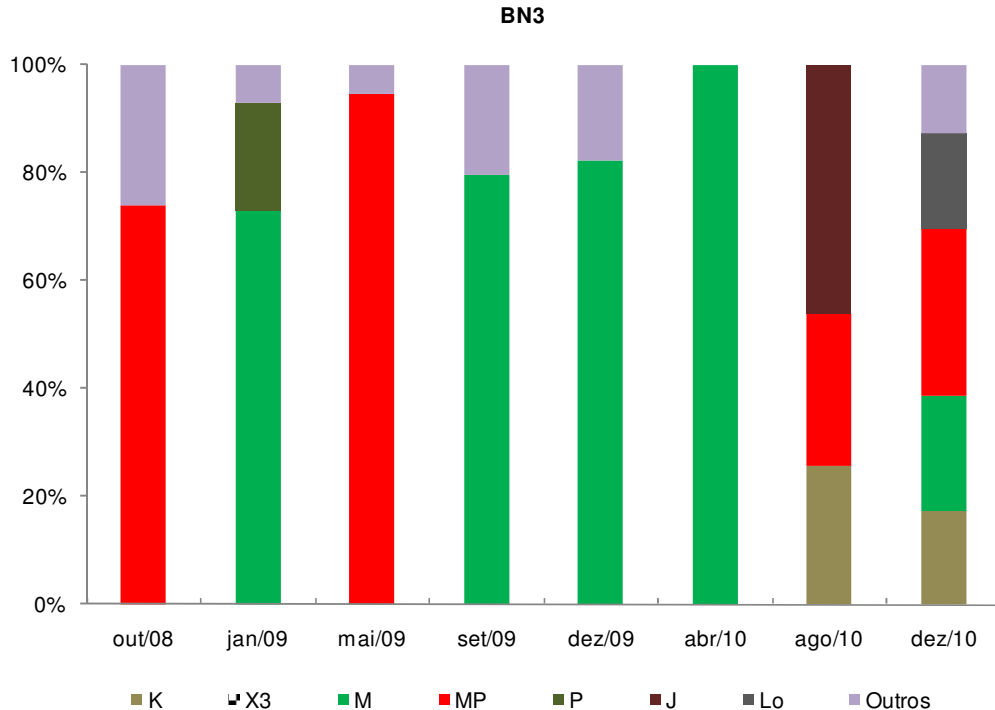


Figura 26: Variação da contribuição relativa (%) dos principais grupos funcionais fitoplanctônicos durante o período de estudo na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte. Outros são a soma dos grupos funcionais que contribuíram com menos de 15% na amostra.

4.6 Análise de Componentes Principais (ACP)

A ACP evidenciou a distinção entre os sub-sistemas lagoa Mãe-Bá e Barragem Norte e a influência do ciclo hidrológico. A soma dos dois principais eixos da ACP explicaram 73,2% das variações ocorridas durante o período estudado.

Positivamente o Eixo 1 esteve relacionado somente com a lagoa Mãe-Bá, sendo que o carbono orgânico dissolvido e a transparência da água foram as variáveis que apresentaram maior influência principalmente nos meses de outubro/08, dezembro/09 e abril/10. De forma negativa o Eixo 1 esteve relacionado aos pontos da Barragem Norte, separando-a da lagoa de Mãe-Bá em função das maiores disponibilidades de fósforo total, nitrito e material particulado em suspensão. Este eixo explicou 57,2% da variação dos dados obtidos neste estudo. O Eixo 2 evidenciou o ciclo hidrológico, com forte influência positiva do silicato nos meses de janeiro/09 e maio/09.

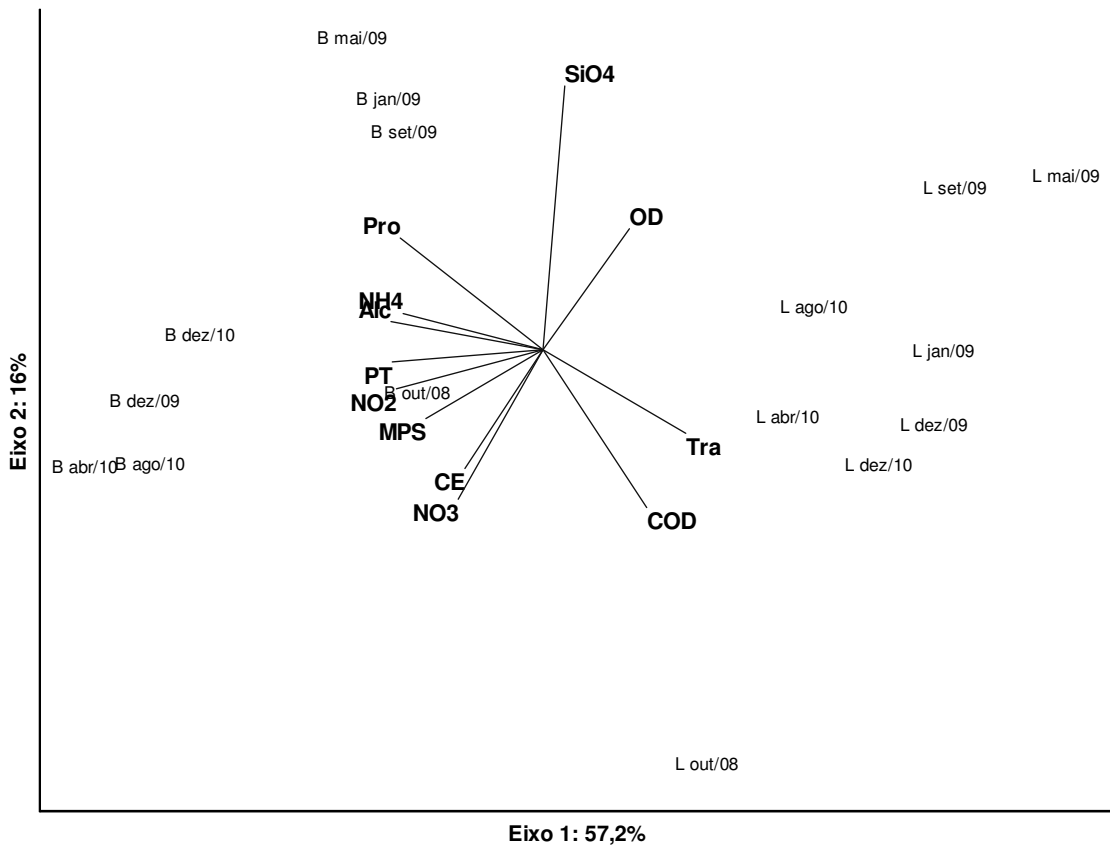


Figura 27: Análise de Componentes Principais (ACP) para variáveis abióticas na lagoa Mãe-Bá e Barragem Norte durante o período de estudo. OD (oxigênio dissolvido); CE (condutividade elétrica); COD (carbono orgânico dissolvido); PT (fósforo total); Tra (transparência); MPS (material particulado em suspensão); Alc (alcalinidade); Pro (profundidade); NH₄ (nitrogênio amoniacal); NO₂ (nitrito); NO₃ (nitrato); SiO₄ (silicato). A letra L simboliza a lagoa Mãe-Bá e a letra B simboliza a Barragem Norte.

4.7 Análise de Correspondência Canônica (ACC)

A ACC mostrou que a Barragem Norte e a lagoa Mãe-Bá são separadas por diferentes grupos funcionais (variáveis dependentes) e diferentes variáveis abióticas (variáveis explanatórias) (Figura 28). No lado positivo do eixo 1 os grupos funcionais **Sn** e **S1** foram relacionados na lagoa de Mãe-Bá com a disponibilidade de carbono orgânico dissolvido principalmente nos meses de janeiro e maio de 2009 e nos meses de abril, agosto e dezembro de 2010. O grupo **Lo** esteve relacionado com oxigênio dissolvido nos meses de setembro e dezembro de 2009, no lado negativo do eixo 2. Em contraste os grupos funcionais localizados na Barragem Norte estiveram relacionados com os nutrientes, principalmente nitrogênio amoniacal e fósforo total. Os grupos **M**, **X1** e **J** apresentaram forte relação com o fósforo total enquanto que os grupos **P**, **MP** e **X2** foram mais bem relacionados com nitrogênio amoniacal.

Os autovalores da CCA para os dois primeiros eixos de ordenação explicaram 23,1% e 14,1% da variância total calculada para os 15 grupos funcionais em relação às variáveis ambientais. Houve correlações significativas entre o eixos das espécies e as variáveis ambientais, com valores de 0,98 para o eixo 1 e 0,94 para o eixo 2. O teste de permutação de Monte Carlo indicou que a relação entre os grupos funcionais fitoplanctônicos que se formam na lagoa e na barragem e as variáveis ambientais foram correlacionadas em ambos os eixos ($p < 0,05$). A Tabela 6 mostra a correlação das variáveis com os principais eixos da CCA.

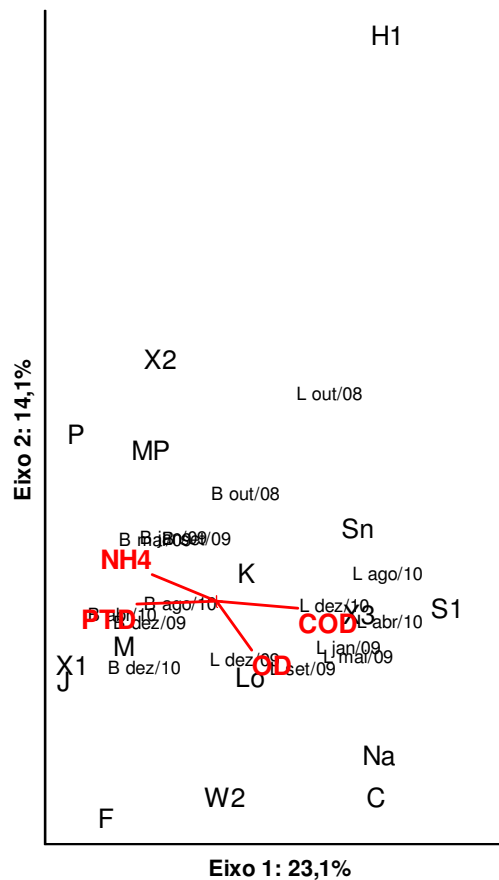


Figura 28: Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica para os grupos funcionais e as variáveis abióticas na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte ao longo dos meses de estudo. As variáveis abióticas estão representadas por vetores. NH₄: nitrogênio amoniacal; PT: fósforo total; OD: oxigênio dissolvido; COD: carbono orgânico dissolvido. A lagoa Mãe-Bá foi simbolizada por L e a Barragem Norte por B.

Tabela 5. Coeficientes de correlação entre as variáveis dos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) obtidos durante o período de estudo na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Silicato	0.049	-0.455
Nitrogênio amoniacal	-0.679	0.345
Fósforo total	-0.834	-0.034
Nitrato	-0.437	-0.260
Carbono organico dissolvido	0.859	-0.099
Oxigênio dissolvido	0.370	-0.631
Condutividade elétrica	-0.175	0.376

5 DISCUSSÃO

5.1 Variáveis físicas e físico-químicas

Variáveis ambientais como pH, condutividade elétrica, temperatura, concentração de nutrientes, penetração de luz, oxigênio dissolvido, entre outras, agem como descritores do funcionamento de um ambiente aquático (Esteves, 1998b).

A profundidade média da lagoa Mãe-Bá registrada nesse estudo mostrou-se similar a profundidades de outras lagoas costeiras como a Lagoa de Grussaí, RJ, (Suzuki *et al.*, 1998), Lagoa Carapebus, RJ, (Huszar e Silva, 1992) e Lagoa de Iquiparí (RJ) (Suzuki *et al.*, 2002). A variação da pluviosidade não interferiu significativamente na profundidade média da lagoa e da barragem. Isso pode ter ocorrido devido à expansão das águas pelas margens da lagoa ou pela saída da água através de um canal extravasador para o mar. Na Barragem Norte a abertura da comporta para o controle do volume de água na barragem pode ter influenciado nesses resultados.

Os maiores valores de profundidade nos pontos BN2 e BN3 são consequência do processo de represamento da barragem e a entrada constante de água proveniente de processos industriais. Essa água possui grande carga de partículas de minério de ferro que são depositadas no ponto BN1 reduzindo assim o nível da coluna d' água nesse ponto.

Souza (2008) atribuiu à lagoa Mãe-Bá como um ecossistema manejado que sofre constantemente influência da Samarco Mineradora S/A desde que represou o braço norte para receber seus efluentes. Portanto as características físicas e químicas do rejeito industrial que é lançado na Barragem Norte e que desta segue para a lagoa devido às frequentes aberturas da barragem, influenciam em toda sua dinâmica.

Assim como a profundidade, a transparência da água não seguiu um padrão sazonal nítido (Figura 3). No entanto, observou-se uma tendência de maiores valores de transparência nos períodos secos e menores nos períodos chuvosos, apresentando diferenças significativas entre alguns meses dessas estações. A diminuição da transparência nos meses chuvosos é consequência do aporte de material alóctone para os sistemas. Souza (2008) registrou valores similares de transparência da água nessa lagoa e também observou redução da transparência na estação chuvosa.

Na Barragem Norte observou-se um comportamento anômalo no mês de janeiro/09. Nesse mês não houve entrada de rejeito industrial na barragem, justificando assim o aumento da transparência da água. Na Barragem Norte a reduzida transparência da água principalmente no ponto BN1, é função da maior quantidade de material particulado oriundos do rejeito industrial da Samarco Mineradora S/A. Já os pontos BN2 e BN3 a reduzida transparência é geralmente ocasionada pela elevada biomassa fitoplanctônica.

A correlação negativa entre Material Particulado em Suspensão (MPS) com a transparência da água observada nesse estudo indica que os sistemas apresentam grande quantidade de MPS de origem autóctone ou alóctone. A análise de componentes principais agrupou o MPS aos pontos da barragem e a transparência da água aos pontos da lagoa. Na Barragem Norte o MPS do ponto amostral BN1 é de origem alóctone (industrial), pois apresenta grande quantidade de partículas de minério de ferro e nos pontos BN2 e BN3 de origem autóctone (biomassa fitoplanctônica, corroborado pelos valores altos de clorofila *a*). Na lagoa Mãe-Bá as diferenças temporais no MPS parecem ser reflexos da maior biomassa fitoplanctônica produzida em alguns meses.

Durante o período de estudo a temperatura da água mostrou ser influenciada pela sazonalidade, com maiores temperaturas nos meses de primavera/verão e

menores nos meses de outono/inverno, de forma semelhante ao observado por Souza (2008). Esta autora não constatou diferenças significativas entre superfície e fundo. Dados de monitoramento da água da Lagoa Mãe-Bá entre os anos de 1993 a 2002 também registraram variação sazonal e ausência de estratificação térmica (Pereira, 2003). A homogeneidade térmica é explicada pela baixa profundidade do sistema e pela ação constante dos ventos (Kjerfve, 1994; Chagas e Suzuki, 2005), característicos de ambientes costeiros.

A temperatura da água pode influenciar em diversas variáveis limnológicas atuando fortemente no metabolismo (Fernandes, 1993). Desta forma, segundo Esteves (2011), alterações na temperatura da água podem interferir diretamente no pH do meio, o qual é considerado como uma das variáveis abióticas mais importantes nos ecossistemas aquáticos. O pH registrado na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte indicam ser estes ambientes neutros a alcalinos, uma outra característica de lagoas costeiras (ex: Suzuki *et al.*, 2002 na lagoa de Iquipari; Pereira (2000) na lagoa de Grussaí; Chagas e Suzuki (2005) na lagoa do Açú e Huszar *et al.* (1994) na lagoa Juparanã, norte do estado do Espírito Santo).

Geralmente em lagoas costeiras o pH é maior que 7 podendo chegar a 9, sendo decorrente principalmente do aporte de carbonatos e bicarbonatos vindos do mar e da alta taxa de atividade fotossintética que esses ambientes apresentam (Esteves, 1998b). Apesar da lagoa Mãe-Bá ter perdido seu contato direto com o mar desde 1970 (Souza, 2008), os valores de neutro a alcalinos deve-se à memória química deste ambiente e à atividade fitoplanctônica. Souza (2008) observou valores de pH semelhantes aos observados neste estudo, principalmente na estação seca. No entanto, na estação chuvosa observou que o pH esteve levemente ácido, atribuindo estes valores à entrada de águas ácidas dos córregos afluentes para a lagoa.

O pH da Barragem Norte apresentou-se ligeiramente maior em relação ao pH da lagoa Mãe-Bá. Isso possivelmente está relacionado à maior atividade produtora, atestada pela maior biomassa fitoplanctônica, que consome o gás carbônico livre na água reduzindo assim o ácido carbônico e conseqüentemente elevando o pH (Esteves, 2011).

A condutividade elétrica da água é a capacidade que esta possui em conduzir a corrente elétrica e está diretamente relacionada com a concentração de íons.

Portanto, espera-se encontrar uma maior condutividade elétrica em ambientes com maior concentração de íons. Além disso, a proximidade e o contato com o mar são fortes fatores que influenciam na condutividade elétrica em lagoas costeiras. A condutividade elétrica sofreu uma variação temporal significativa nesse estudo nos dois sistemas (Figura 6 - de 301,8 a 1538,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), com os menores valores no mês de maio/09 e os maiores em agosto/10, devido a variações pluviométricas características de sistemas costeiros com aporte significativo de água continental. A concentração de íons na estação seca quando os processos de evaporação e evapotranspiração excedem a pluviosidade e a descarga do lençol freático, eleva os valores de condutividade elétrica. Em contrapartida os menores valores nos meses chuvosos devem-se à diluição dos sais presentes na água, especialmente pelo aporte pluviométrico e maior contribuição do lençol freático.

Apesar dos maiores valores de condutividade elétrica observados neste estudo terem sido mais elevados que aqueles observados por Souza (2008), que registrou valor máximo de 958 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na estação seca nessa mesma lagoa, os valores são condizentes com sua gênese costeira e indicam que a lagoa ainda é influenciada pela sua proximidade com o mar, por ação do *spray* marinho, e pelo regime pluviométrico. Em lagoas distantes do mar os valores médios de condutividade elétrica são muito menores se comparados com os valores desse estudo, como por exemplo; Gonçalves (2005) na lagoa Juparanã (ES) que encontrou média de 85 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; Louro (2011) na lagoa de Cima (RJ) encontrou valores médios entre 30 e 50 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e Chagas *et al.* (2008) na lagoa do Campelo (RJ) com média de 225 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Outro descritor ambiental importante é o oxigênio dissolvido, que segundo Esteves (2011), é um dos gases dissolvidos na água que mais caracterizam um ecossistema aquático, tendo como fonte principal a atmosfera e a fotossíntese. Sua depleção é causada por oxidação da matéria orgânica mediada por microrganismos, perda para a atmosfera, respiração dos organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como o ferro e o manganês.

Os valores médios de oxigênio dissolvido (OD) na lagoa Mãe-Bá mostram diferenças temporais e na Barragem Norte diferenças espaciais (Figura 7). Os valores de OD dissolvidos em Mãe-Bá não seguiram um padrão sazonal, mas apresentaram tendência para maiores valores nos meses que correspondem à

estação seca e menor nos meses que correspondem à estação chuvosa. Souza (2008) também registrou menores valores de OD no período chuvoso destacando as elevadas temperaturas da estação como responsável por maiores taxas de decomposição da matéria orgânica consumindo o oxigênio do meio, e responsável também pela menor solubilidade do gás.

Na Barragem Norte a grande variação espacial é consequência do aporte de rejeito de minério de ferro que recebe o ponto amostral BN1. As partículas de minério diminuem a entrada de luz impossibilitando a atividade fotossintética fitoplanctônica. De forma geral, os valores de OD registrados em Mãe-Bá e nos pontos BN2 e BN3 da Barragem Norte são elevados caracterizando assim esses ambientes como bem oxigenados. Em Mãe-Bá a constante ação dos ventos favorece a difusão desse gás. A análise de componentes principais agrupou o oxigênio dissolvido aos pontos da lagoa corroborando com as características desse ambiente. Na Barragem Norte a alta produtividade primária fitoplanctônica é a principal responsável pela oxigenação do meio.

Segundo Esteves (2011) a quantidade de ácido (H^+) necessária para neutralizar as bases presente numa amostra é definida como alcalinidade e em sistemas naturais os principais responsáveis pela alcalinidade são as bases conjugadas do ácido carbônico, carbonatos e bicarbonatos, podendo também outras bases mesmo em menor relevância contribuir para a alcalinidade, como as derivadas do íon amônio, dos ácidos sulfídricos e fosfóricos.

Assim como para pH, os valores de alcalinidade observados na lagoa de Mãe-Bá e Barragem Norte são característicos de ambientes costeiros. As variações temporais observadas estão relacionadas com a sazonalidade, onde os menores valores médios nos meses de maiores precipitações indicam diluição dos íons responsáveis pela alcalinidade e as diferenças espaciais estão relacionadas à influência dos córregos afluentes com entrada de águas mais ácidas nos pontos M4 e M5. Variações temporais semelhantes foram observadas por Oliveira (2006) em uma lagoa costeira no litoral leste do Ceará (Lagoa Batoque), por Suzuki *et al.* (1998) na lagoa de Grussaí (RJ) e por Esteves e Suzuki (2010) na lagoa do Campelo (RJ).

Os maiores valores médios de alcalinidade na Barragem Norte possivelmente são reflexos do aporte industrial que aceleram o processo de eutrofização artificial e

da intensificação de processos anaeróbios que produzem alcalinidade (Stumm e Morgan, 1981). A análise de componentes principais mostrou que a barragem é caracterizada por maiores alcalinidades em relação à lagoa. Bozelli *et al.* (1992) também registraram valores elevados na alcalinidade em duas lagoas eutrofizadas (Lagoa do Aviso e Lagoa do Meio) atribuindo o acelerado processo de eutrofização artificial como o responsável pela variação.

5.2 Nutrientes

O carbono orgânico dissolvido (COD) na lagoa Mãe-Bá mostrou diferenças significativas temporalmente (Figura 9). No entanto esta diferença está mais bem associada à produtividade primária do sistema do que com variações sazonais. O mês de abril/10 foi o mês com maiores densidades fitoplanctônicas e também o de maiores concentrações de COD. A análise de componentes principais agrupou melhor o COD na lagoa e ao mês de agosto/10, mês que também se registrou elevada densidade fitoplanctônica. Segundo Esteves (2011) o COD possui duas fontes; a alóctone (oriundas da bacia de drenagem superficial, aquíferos e lençóis freáticos) e autóctones (fitoplâncton, perifíton e macrófitas aquáticas). Nesta última fonte os organismos incorporam o CO₂ do meio para a produção de biomassa e através da excreção ou morte desses organismos o carbono é liberado na forma de COD, fomentando a alça microbiana no sistema.

Os maiores valores médios de COD na lagoa, se comparado com a barragem, são reflexos do aporte constante de matéria orgânica de origem vegetal oriunda das matas adjacentes. Benner (2002) agrupa no carbono orgânico dissolvido as biomoléculas como açúcares, proteínas, ácidos carboxílicos e substâncias húmicas, sendo estas últimas de grande relevância no COD dos meios aquáticos naturais.

Dentre os nutrientes o fósforo é considerado o principal fator limitante à produção primária nos ecossistemas aquáticos continentais, devido sua escassez na forma biologicamente disponível (Wetzel, 2001). Sua fonte para o meio aquático é de forma natural por meio de intemperismo das rochas da bacia de drenagem e artificial como despejo de esgotos domésticos e industriais (Esteves 2011).

Em Mãe-Bá as concentrações médias de ortofosfato não apresentaram qualquer padrão de distribuição (espacial e temporal). Souza (2008) também não registrou padrão espacial e temporal para distribuição desse nutriente nessa mesma

lagoa. As médias registradas por este autor ($13 \mu\text{g.L}^{-1}$) podem ser consideradas similares a alguns meses desse estudo, entretanto, muito inferior se comparado ao mês de janeiro/09 quando foi registrada média de ortofosfato de $50,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, possivelmente pelo maior despejo de esgoto doméstico que ocorre nesse mês, visto que a lagoa recebe grande quantidade de veranistas nesse período.

De forma geral as concentrações médias de ortofosfato na lagoa Mãe-Bá podem ser consideradas baixas, possivelmente devido à rápida assimilação desse nutriente pela comunidade produtora (fitoplanctônica, macrofítica e perifítica), fato também observado por Liston (2004) e por outros autores em diversas lagoas costeiras do Brasil, como: Bozelli *et al.* (1992) em lagoas do baixo Rio Doce; Oliveira (2006) em uma lagoa costeira no Ceará; Suzuki *et al.* (1998) na lagoa de Grussaí; Chagas e Suzuki (2005) na lagoa do Açú (RJ); Crossetti e Bicudo (2008) no lago das Garças (SP) e por Enrich-Prast *et al.* (2004) em uma pesquisa de longa duração nas lagoas costeiras da Restinga de Jurubatiba (RJ).

Outro fator que pode estar associado aos baixos níveis de fosfato na água da lagoa Mãe-Bá é sua precipitação associada ao ferro na forma oxidada (Wetzel, 1979), visto que a lagoa recebe constantemente compostos férricos por meio da água da barragem ou por poeira atmosférica.

As concentrações médias de ortofosfato na Barragem Norte foram 33% superiores as concentrações de Mãe-Bá. Análises feitas do rejeito industrial que é lançado na barragem mostram elevadas concentrações de ortofosfato ($406 \mu\text{g.L}^{-1}$), sendo portanto o rejeito uma fonte antrópica de fósforo para o sistema. A diferença temporal observada neste sistema deve-se principalmente às baixas concentrações de ortofosfato observadas no mês de janeiro/09, mês em que não houve aporte de rejeito industrial na barragem. Os valores de ortofosfato registrados na Barragem Norte são típicos de ambientes eutrofizados como observados por Dias (2009) no reservatório Arcoverde (PE), Cavati (2008) em um reservatório raso (ES) e Dantas (2010) em reservatórios do Pernambuco.

Segundo Esteves (2011) todas as formas de fósforo são importantes e quantificá-las torna-se indispensável em pesquisas limnológicas, tanto na forma de ortofosfato como na forma de fósforo total, sendo este último utilizado principalmente para se estimar o estado trófico do ambiente aquático.

Os valores médios de fósforo total registrado em Mãe-Bá classificam essa lagoa como eutrófica (segundo classificação de Vollenweider e Kerekes, 1982). Souza (2008) classificou a lagoa Mãe-Bá (com base nos valores médios de fósforo total e clorofila *a*) como mesotrófica, porém destacou que esta apresentava sinais de eutrofia.

Os valores médios de fósforo total registrados em Mãe-Bá mostraram diferenças sazonais (Figura 11). Os menores valores médios em maio/09 ($34,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) podem ser devido à diluição ocasionada pelas chuvas nesse período. Chagas *et al.* (2008) na lagoa do Campelo não observaram diferença significativa nos valores de fósforo total entre o período seco e chuvoso registrando médias de $70 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total, valor este semelhante ao registrado na lagoa Mãe-Bá ($72,8 \mu\text{g.L}^{-1}$). Médias maiores ($85 \mu\text{g.L}^{-1}$) foram registradas por Molisani *et al.* (2010) no açude Castanhão (CE) considerado como mesotrófico. Entretanto Coquemala (2005) registrou valores menores ($18 \mu\text{g.L}^{-1}$) de fósforo total no reservatório de Passaúna no Paraná atribuindo o rápido consumo desse nutriente pelo fitoplâncton.

A Barragem Norte é caracterizada como hipereutrófica por apresentar elevados valores de fósforo total ($301,4 \mu\text{g.L}^{-1}$). Reservatórios com sinais de hipereutrofia foram observados por Costa *et al.* (2009) no Rio Grande do Norte e por Lagos (2009) no Paraná.

O aumento na concentração de nutrientes, especialmente N e P, desempenham importante papel na produtividade dos ecossistemas aquáticos por serem elementos que compõem a estrutura celular dos organismos como proteínas e ácidos nucléicos (Tundisi, 2003). O enriquecimento com esses nutrientes e suas conseqüências para o meio aquático é muito discutida (Ferragut e Bicudo, 2009; Crossetti e Bicudo, 2005).

As elevadas concentrações de ortofosfato e fósforo total na Barragem Norte tornam evidente a necessidade de monitoramento que minimizem os impactos causados pelo lançamento de efluentes industriais da Samarco Mineradora S/A na lagoa de Mãe-Bá. Fernandes *et al.* (2009) abordou o fósforo como o principal nutriente limitante para floração de cianobactérias potencialmente tóxicas na lagoa Mãe-Bá e enfatizou a necessidade de identificar e quantificar as fontes de fósforo, incluindo as freqüentes aberturas da barragem e análises químicas do sedimento como medidas para preservação da lagoa.

Assim como o fósforo, o nitrogênio é indispensável nos ecossistemas aquáticos por ser fonte de nutriente para sua produtividade. Suas principais fontes são: a fixação biológica, chuvas, tempestades atmosféricas de raios, aporte orgânico e inorgânico oriundos de ecossistemas adjacentes e fontes antrópicas poluidoras como esgotos domésticos, agropastoris e industriais (Esteves, 2011).

Na água o nitrogênio pode estar presente na forma particulada, orgânica e inorgânica dissolvida, sendo esta última forma a mais estudada nos ecossistemas aquáticos por ser a principal fonte para os organismos produtores. Dentro desse grupo destacam-se nos estudos limnológicos: o nitrato (NO_3^-), o nitrito (NO_2^-) e o nitrogênio amoniacal (amônia - NH_3 e o íon amônio - NH_4^+) (Esteves, 2011).

Na lagoa Mãe-Bá o nitrogênio amoniacal, com valor médio de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, pode ser considerado baixo, mas não apresentou diferenças significativas com valores anteriormente encontrados por Liston (2004) e Souza (2008). Os menores valores registrados no mês de janeiro podem ser devido à diluição pelas chuvas ocorridas nesse mês. Cavati (2008) também atribuiu as chuvas como um fator de diluição do íon amônio ($166,6 \mu\text{g.L}^{-1}$) em relação ao período seco ($904,8 \mu\text{g.L}^{-1}$) em um reservatório raso (ES).

As lagoas costeiras são ecossistemas rasos que apresentam grande mistura das massas d' água devido à ação constante de ventos (Knoppers, 1994). Esse é um fator que pode ter contribuído para maiores médias de amônio nos meses de agosto/10 e abril/10, pois nesses meses de coleta foi observado no campo forte ação dos ventos, causando ressuspensão do sedimento onde o amônio é produzido com maior intensidade por meio da decomposição da matéria orgânica. Barbosa *et al.* (2011) registraram médias de $80 \mu\text{g.L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal quando um lago raso (Lago Carioca) em Minas Gerais apresentou-se desestratificado, contrapondo-se à valores médios de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ quando a lagoa se encontrava estratificada.

Outro fator para os elevados valores de amônio nos meses acima mencionados é a elevada densidade fitoplanctônica. Oliveira (2006) destacou a presença de nitrogênio amoniacal devido a processo de decomposição e mineralização da matéria orgânica como forte fator no fornecimento de compostos nitrogenados para a Lagoa costeira do Batoque (CE), observação feita também por Lucena *et al.* (2002) nas lagoas costeiras Remolar e Vidala (Espanha).

Os valores de nitrogênio amoniacal na Barragem Norte superiores aos valores da lagoa Mãe-Bá são reflexos do aporte industrial com altas concentrações dessa forma nitrogenada. Os resultados para esse íon na amostra do efluente que é lançado na barragem são elevados ($1.260 \mu\text{g.L}^{-1}$). Parte desse amônio é rapidamente absorvido pela comunidade fitoplanctônica onde esta não é limitada pela turbidez da água. Assim, diferença significativa na disponibilidade de nitrogênio amoniacal foi constatada entre os pontos BN1 e BN2, onde os valores de concentrações foram em média 85% mais baixos.

Valores superiores ou semelhantes aos de nitrogênio amoniacal registrados na Barragem Norte ($\sim 700 \mu\text{g.L}^{-1}$) foram também detectado em ambientes eutrofizados, como no açude de Bodocongó (PB), ($4700 \mu\text{g.L}^{-1}$) durante o período noturno (Diniz *et al.*, 2002), e na porção inferior da lagoa do Meio ($651 \mu\text{g.L}^{-1}$), lagoa urbana de Linhares, ES, por Bozelli *et al.* (1992).

Outra forma nitrogenada analisada nesse estudo foi o nitrato. Os valores de nitrato obtidos na lagoa Mãe-Bá foram maiores se comparados com os valores obtidos por Souza (2008) e por Liston (2004), que obtiveram valores abaixo do limite de detecção do método ($\sim 12 \mu\text{g.L}^{-1}$). No entanto, Pereira (2003) obteve média de $950 \mu\text{g.L}^{-1}$ de nitrato atribuindo a grande oxigenação da água como principal fator para a ocorrência desse íon. Na Barragem Norte os elevados valores de nitrato a partir de dezembro/09 podem ter origem nas águas enriquecidas do rejeito industrial, cuja análise mostrou valores elevados deste composto ($1.958 \mu\text{g.L}^{-1}$). Valores semelhantes de nitrato registrados na Barragem Norte são comparáveis aos valores obtidos por Gentil e Santa'Anna (2008) em pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, onde os valores chegaram a alcançar $2.020 \mu\text{g.L}^{-1}$. O autor atribuiu os altos valores ao uso de esterco fresco e adubos orgânicos e químicos que são usados na alimentação dos peixes. Médias altas de nitrato ($2.060 \mu\text{g.L}^{-1}$) também foram registrados por Pamplin (2004) no reservatório de Bariri (SP) que recebe grande quantidade de resíduos industriais e agrícolas.

O nitrito, outra forma nitrogenada avaliada nesse estudo, mostrou valores geralmente abaixo do limite de detecção do método ($< 5 \mu\text{g.L}^{-1}$) na lagoa Mãe-Bá. Resultados semelhantes foram observados por Pereira (2008) e Liston (2004). Segundo Esteves (2011) normalmente o nitrito se encontra em pequenas

concentrações nos sistemas aquáticos, pois é um composto instável que se forma na fase intermediária entre amônia e o nitrato.

Na Barragem Norte os valores médios de nitrito mostram diferenças temporais, com o menor valor médio registrado no mês de janeiro/09 (Figura 14) - devido à ausência do efluente industrial da Samarco e elevados valores médios nos demais meses, como consequência do aporte de efluente enriquecido em formas nitrogenadas. Análise do rejeito mostrou valor de nitrito de $830 \mu\text{g.L}^{-1}$.

As variações temporais significativas nas concentrações de silicato na lagoa Mãe-Bá e Barragem Norte foram relacionadas ao ciclo hidrológico, com maiores valores associado aos períodos de maiores precipitações pluviométricas, como esperado, uma vez que as maiores fontes de silicato para os ecossistemas aquáticos provêm do intemperismo de rochas. No entanto, as variações de silicato podem também estar relacionadas à ressuspensão do sedimento. Caracteristicamente, as lagoas costeiras apresentam valores de concentração de silicato menores que os ecossistemas tipicamente continentais, e valores semelhantes aos registrados nesse estudo ($5739 \mu\text{g.L}^{-1}$) foram observados por Chagas e Suzuki (2005) na lagoa do Açú (RJ) com valores máximos de aproximadamente $5.000 \mu\text{g.L}^{-1}$ e Tavernini *et al.*, (2009) em lagos da Itália com médias de em torno de $6.000 \mu\text{g.L}^{-1}$ de silicato.

De forma geral, para as variáveis abióticas os dois sistemas são distintos, como mostrou a Análise de Componentes Principais. A Barragem Norte, como apontado pela ACP e discutido anteriormente, é fortemente influenciada pela ação antrópica, enquanto a lagoa responde melhor a fatores naturais.

5.3 Comunidade Fitoplanctônica

5.3.1 Clorofila a

A concentração de clorofila *a* é freqüentemente usada para estimar a biomassa fitoplanctônica (Esteves, 2011), e os valores mais elevados de clorofila *a* no mês de abril de 2010 concordam com os dados de densidade total fitoplanctônica.

O valor médio de clorofila *a* registrado na lagoa Mãe-Bá ($14,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi semelhante ao registrado por Souza (2008) que obteve média de $12,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, bem

mais elevados que os de Pereira (2003) que obteve média de $1,83 \mu\text{g.L}^{-1}$ nessa mesma lagoa.

Em lagoas costeiras as concentrações de clorofila *a* apresentam grande variação: Oliveira (2006) obteve valores entre $1,34$ a $10,55 \mu\text{g.L}^{-1}$ na lagoa do Batoque – Ceará; Enrich-Prast *et al.* (2004) obtiveram médias de $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila *a* nas lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ); Chagas e Suzuki (2005) registraram médias de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em períodos de barra fechada na lagoa costeira do Açú (RJ) e valores maiores foram registrados por Suzuki *et al.* (1998) – variando de 60 a $300 \mu\text{g.L}^{-1}$ em períodos em que a barra também manteve-se fechada, na lagoa costeira de Grussaí (RJ). Ainda assim, os valores de clorofila *a* registrados na lagoa de Mãe-Bá são semelhantes a ambientes descritos como eutrofizados. Para a Barragem Norte, os valores de clorofila *a* não apresentaram variação temporal significativa, mas sim espacial. O ponto amostral BN1 foi o que apresentou menores valores médios devido a grande quantidade de material particulado que recebe da água com rejeito de minério de ferro impedindo a entrada de luz (corroborado pelos valores de disco de Secchi), conseqüentemente limitando o desenvolvimento fitoplanctônico. Os pontos BN2 e BN3 apresentaram elevada biomassa fitoplanctônica em resposta à grande disponibilidade de nutrientes na coluna d' água e alta intensidade luminosa.

Os valores de clorofila *a* registrados na Barragem Norte foram elevados, característicos de ambientes eutróficos a hipereutróficos. Valores médios de clorofila *a* semelhantes aos registrados na Barragem Norte foram observados por Gomes *et al.* (2009) na lagoa de Jacarepaguá. Esses autores chegaram a registrar valores máximos de $9.770 \mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila *a* nessa lagoa em conseqüência de seu avançado estado de eutrofização com florações contínuas de algas fitoplanctônicas.

5.3.2 Comunidade Fitoplanctônica (Análise qualitativa, quantitativa, diversidade, similaridade e biovolume).

A comunidade fitoplanctônica constitui um grupo de organismos, na maior parte fotoautotróficos, que estão presentes em grande diversidade nos ecossistemas interiores (lagos, lagoas, açudes, reservatórios e rios) onde a predominância de um ou outro grupo é em função das características do meio (Esteves, 2011).

Do total de táxons (98) identificados em Mãe-Bá no período de estudo, 39% pertenciam à Classe Chlorophyceae e 23% à Classe Cyanophyceae. Na Barragem Norte esse percentual é maior para a Classe Chlorophyceae com 50% e 20% para a Classe Cyanophyceae. A maior contribuição em termos qualitativos da classe Chlorophyceae na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte pode estar relacionado às adaptações dessas algas a ambientes com diversos graus de trofia, ou seja, ricos ou pobres em nutrientes inorgânicos dissolvidos. Os representantes dessa Classe observados nesse trabalho são constituintes do nanoplâncton, com indivíduos menores que 20 µm e que, segundo Alves-de-Souza *et al.* (2006), seu tamanho reduzido confere vantagem para se manter em suspensão na coluna d' água e sobreviver em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes. Diferentemente do observado neste estudo, Souza (2008) e Liston (2004) identificaram em Mãe-Bá um total de 138 e 86 táxons, respectivamente, e destacaram que houve predomínio qualitativo das cianofíceas. O predomínio qualitativo das cianofíceas foi explicado por ambas às autoras pelas diferentes estratégias adaptativas que esse grupo possui.

Em termos quantitativos a Classe Cyanophyceae dominou nos meses de outubro/2008 nos pontos M1 e M2 do mês de janeiro/09 e no ponto M1 de setembro/09, representando mais de 50% da comunidade fitoplanctônica total na lagoa de Mãe-Bá. Entretanto, a Classe Chlorophyceae também apresentou dominância, representando mais de 50% da comunidade fitoplanctônica total nos meses de janeiro/09 (M4 e M5), em maio/09, em setembro/09 (M4 e M5) em dezembro/09 e abril/10 (M3, M4 e M5) e em agosto e dezembro/10.

As cianofíceas ou cianobactérias são descritas como dominantes em vários ecossistemas brasileiros, como observado por Bicudo *et al.* (2007) no reservatório das Garças (SP), Gomes *et al.* (2009) na lagoa de Jacarepaguá (RJ), Ferrão-Filho *et al.* (2009) no reservatório do Funil (RJ) e Molisani *et al.* (2010) no reservatório Castanhão (CE). Segundo Sant' Anna *et al.* (2006), sua ampla distribuição e dominância são decorrentes de uma série de adaptações metabólicas e estruturais tais como: compostos que auxiliam na captação de luz, fixação de nitrogênio atmosférico através de heterocitos, formação de esporos de resistência (acinetos), aerótopos que permitem sua migração na coluna d' água, adaptações para acumular fosfato e produzir toxinas.

Synechocystis foi o gênero mais abundante da Classe Cyanophyceae e *Koliella* o gênero mais abundante da Classe Chlorophyceae na lagoa Mãe-Bá. Elevada densidade de indivíduos do gênero *Synechocystis* e *Koliella* na lagoa de Mãe-Bá também foi observado por Fernandes *et al.* (2009) e por Liston (2004). Segundo Komárek e Anagnostidis (1999) o gênero *Synechocystis* possui indivíduos coccóides de pequeno biovolume e conseqüentemente necessitam de pequenas concentrações de nutrientes para seu desenvolvimento, podendo assim ser encontrados em ambientes com distintos graus de trofia.

Da mesma forma o gênero *Koliella* encontrado neste estudo apresenta características como elevada razão superfície/volume e tamanho diminuto, o que lhe confere vantagens adaptativas em relação a organismos de tamanhos maiores.

Na Barragem Norte, quantitativamente, a Classe Cyanophyceae dominou durante todos os meses de estudo. *Synechocystis* e *Pseudoanabaena catenata* foram os táxons de maior contribuição numérica. Segundo Anagnostidis e Komárek (1988) o gênero *Pseubanabaena* pode possuir adaptação cromática que confere vantagens competitivas em ambientes com baixas luminosidades, como nos pontos da Barragem Norte, ocasionado por partículas em suspensão como no ponto BN1 ou pelo sombreamento por *Microcystis* nos pontos BN2 e BN3.

As demais Classes (Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Dynophyceae, Chrysophyceae e Xanthophyceae) apresentaram menores riquezas de táxons e poucos indivíduos foram contabilizados nas amostras. Destas citadas a de maior destaque em termos quantitativos é a Classe Zygnemaphyceae, também conhecidas como desmídias, com freqüentes indivíduos dos gêneros *Cosmarium* e *Staurastrum*. Souza (2008) também registrou esse grupo como a terceira maior contribuição quantitativa na lagoa de Mãe-Bá.

A maior abundância de desmídias ocorreu no mês de setembro/09 com o gênero *Cosmarium*. Possivelmente a grande turbulência da água causada por ventos fortes pode ter favorecido seu aparecimento ao se desprender do substrato. Segundo Ferragut *et al.* (2005) as desmídias se desenvolvem bem como perífiton, sendo o banco de macrófitas um ótimo substrato (Felisberto e Rodrigues, 2005).

Mesmo sendo a lagoa Mãe-Bá e a Barragem Norte ricas em silicatos, observou-se uma baixa densidade de diatomáceas. Essas algas podem estar associadas aos substratos da lagoa. Souza (2008) também observou pequena

densidade de diatomáceas na coluna d' água da lagoa de Mãe-Bá, e atribuiu esse fato à grande quantidade de bancos de macrófitas aquáticas as quais podem servir de substrato para as diatomáceas perifíticas. Essa conclusão foi baseada nos dados de Costa (2007) que observou grande quantidade e diversidade de diatomáceas na comunidade perifítica nessa lagoa.

A densidade fitoplanctônica na lagoa de Mãe-Bá apresentou diferenças temporais significativas, variando de 19.048 a 166.367 ind.mL⁻¹ em todo o período estudado. Os valores de densidade fitoplanctônica registrada na lagoa durante o período de estudo são semelhantes se comparado aos valores de outras lagoas costeiras, como por exemplo, Fragoso (2006) registrou valores máximos de 190.660 ind.mL⁻¹ na lagoa do Campelo (RJ) e Nunes (2003) registrou valores máximos de 41.453 ind.mL⁻¹ na lagoa do Açú (RJ).

Quanto a variação temporal da densidade fitoplanctônica na lagoa Mãe-Bá, não se observou um padrão sazonal. Os valores mais elevados nos meses de abril/10 e agosto/10 são resultantes do aumento excessivo de indivíduos do gênero *Koliella*.

No geral na lagoa Mãe-Bá os maiores valores de densidade fitoplanctônica foram relacionados aos meses com maiores disponibilidades de PT e NH₄, e tiveram como consequência, incremento nos valores clorofila *a*, COD e MPS. Em contrapartida, as maiores densidades fitoplanctônicas foram encontrados nos meses com menores concentrações de ortofosfato e nitrato, sugerindo que a depleção em suas concentrações deveu-se à assimilação.

Na Barragem Norte a densidade fitoplanctônica apresentou valores médios em torno de 55.000 ind.mL⁻¹. Neste subsistema, como discutido anteriormente para clorofila *a*, o ponto amostral BN1 apresentou menor densidade fitoplanctônica devido ao grande aporte de partículas na água que impedem a penetração de luz. Nos pontos BN2 e BN3 a disponibilidade de nutrientes e a maior penetração de luz na coluna d' água geraram maiores densidades fitoplanctônicas, valores estes cerca de 70% maiores que os encontrados no ponto BN1.

Mesmo sendo a Barragem Norte rica em nutrientes e apresentar valores de clorofila *a* três vezes superior em relação à lagoa Mãe-Bá, a densidade fitoplanctônica encontrada foi menor. Isso se explica pela presença de organismos com um grande volume celular, como *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena*

catenata. Observações feitas nas amostras qualitativas mostraram grande quantidade de colônias de *Microcystis aeruginosa*. Assim, a elevada densidade fitoplanctônica na lagoa Mãe-Bá não refletiu em maiores concentrações de clorofila *a* pela abundância de organismos nanoplânctônicos (entre 20 e 2 μm) e picoplânctônicos (< 2 μm), contrapondo-se à Barragem Norte, cuja comunidade fitoplanctônica é composta especialmente por organismos microfitoplanctônicos (> 20 μm). Alguns estudos mostram que em ambientes com limitação nutricional há um predomínio de organismos menores, enquanto que organismos maiores colonizam melhor ambientes ricos em nutrientes (Willeín, 1985; Watson *et al.*, 1992).

Quanto à diversidade da comunidade fitoplanctônica, para a lagoa Mãe-Bá, os resultados variaram entre 0,56 a 1,79 bits/ind. As menores médias de diversidade (maio/09, agosto/10 e dezembro/10) na lagoa estão relacionados a grande dominância do gênero *Koliella* o qual, em média, apresentou 78% de representatividade nestes períodos. Os valores de diversidade mais elevados em setembro/09 podem estar relacionados à turbulência da lagoa ocasionada por fortes ventos observados neste período de coleta e consequente mistura de toda coluna d' água. Gentil *et al.* (2008) também observaram maior diversidade fitoplanctônica nos meses que ocorreram maior mistura de massas d' água no lago das Garças (SP).

Segundo Chalar (2009) a diversidade fitoplanctônica depende da intensidade e frequência com que os processos bióticos e abióticos ocorrem nos ecossistemas aquáticos, podendo assim causar um desequilíbrio e aumentar a diversidade de espécies.

Possivelmente na Barragem Norte, os valores ligeiramente menores de diversidade fitoplanctônica (variando de 0,28 a 1,85 bits/ind.) estão associados à maior estabilidade que esse sistema possui em relação à lagoa (reflexos do menor tamanho associado a uma maior profundidade e influenciado pela mata ao seu redor com árvores com cerca de cinco metros de altura, o que minimiza a ação de ventos). Taniguchi *et al.* (2003) observou que maior estabilidade térmica conferia uma menor diversidade nos lagos Aníbal e Dom Helvécio (MG) e Delazari-Barroso *et al.*, (2007) obtiveram resultados semelhantes ao observar um ligeiro aumento na diversidade de espécies fitoplanctônicas quando o reservatório Duas Bocas (ES) sofria turbulência, levando assim nutrientes do hipolímnio para a superfície.

De forma geral tanto na lagoa quanto na barragem os valores de diversidade são considerados baixos. Souza (2008) registrou valores mais elevados de diversidade (cerca de 2.0 bits/ind.) na lagoa Mãe-Bá. Valores semelhantes de diversidade (em torno de 1,5 a 2 bits/ind.) foram registrados em lagoas costeiras do Norte Fluminense e região do Baixo Rio Doce (ES) por Huszar e Silva (1992) e Huszar *et al.* (1990).

Especialmente a menor similaridade entre os pontos M1 e M2 da lagoa Mãe-Bá mostram a influência direta da abertura da barragem e do aglomerado urbano sobre a comunidade fitoplanctônica. Já na Barragem Norte, no ponto BN1 o aporte industrial é o principal fator de sua menor similaridade em relação aos outros pontos amostrais da barragem.

Os valores de similaridade da comunidade fitoplanctônica mostram que a lagoa Mãe-Bá e a Barragem Norte possuem baixa similaridade, apesar de serem ambientes muito próximos, indicando que os fatores controladores do fitoplâncton – muito possivelmente a disponibilidade de nutrientes, a estabilidade hídrica e a transparência da coluna d'água - atuam de forma diferente nesses sistemas. Esses mesmos fatores sofreram alterações durante os meses de estudo causando as diferenças temporais observadas na similaridade.

O biovolume fitoplanctônico é considerado uma das medidas mais eficientes para estimar a biomassa algal, pois mostra através dos volumes celulares, a real contribuição das espécies para a comunidade (Biggs e Kilroy, 2000). O biovolume médio registrado na lagoa Mãe-Bá ($4 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), considerando todo o período amostrado e todos os pontos amostrais, foi semelhante ao registrado por Souza (2008) a qual registrou média de $5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$.

Para lagoas costeiras brasileiras, o biovolume apresenta ampla faixa de variação, podendo apresentar valores de $0,2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ como na lagoa Comprida (RJ), registrado por Alves-de-Souza *et al.* (2006) até valores mais elevados como na lagoa da Barra, com média de $29 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, registrado por Huszar *et al.* (2000).

Os valores médios de biovolume para a lagoa Mãe-Bá, que apresentaram diferenças temporais significativas, mostraram grande relação com os valores médios de densidade, devido a relação existente entre essas duas medidas. De forma geral, a Classe Cyanophyceae foi a que apresentou maior contribuição relativa na biomassa fitoplanctônica, devido à presença (mesmo que em pequenas

quantidades) de organismos filamentosos grandes como *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena catenata* e *Aphanizomenon*, e também a presença de organismos coloniais de grande volume como *Microcystis* e *Sphaerochavum*, além da presença em elevada densidade de *Synechocystis*. Esses mesmos táxons foram também registrados por Souza (2008) na lagoa Mãe-Bá como os principais contribuintes para a dominância dessa Classe no biovolume fitoplanctônico da lagoa.

Segundo Dokulil e Teubner (2000) o aumento da biomassa das cianobactérias muitas vezes está relacionado com algumas características físico-químicas do ambiente como elevadas temperaturas da água, baixa concentração de CO₂ (consequentemente preferem ambientes mais alcalinos), baixa relação N:P além de estratégias adaptativas como regulação de sua flutuação e capacidade de estocar fósforo. Silva (2012) registrou grande biomassa de cianobactérias filamentosas em períodos com alta concentração de nutrientes e temperatura da água na lagoa costeira de Marapendi, situada em um complexo lagunar de Jacarepaguá, RJ.

Notou-se em maio/09 uma distribuição mais uniforme do biovolume entre as principais Classes taxonômicas, isso foi devido a queda da dominância das cianobactérias com um aumento de diatomáceas no sistema. Bouvy *et al.* (1999) observaram em um reservatório no Nordeste Brasileiro, que *Cylindrospermopsis raciborskii* diminuía sua vantagem competitiva quando o reservatório sofria mistura e os nutrientes por ressuspensão ficaram disponíveis para clorófitas e diatomáceas que aumentaram sua ocorrência.

Na Barragem Norte o biovolume médio foi aproximadamente o dobro do biovolume de Mãe-Bá, considerando os pontos de maior biomassa da barragem (BN2 e BN3). O ponto BN1, como já discutido, apresentou pequena biomassa fitoplanctônica devido possivelmente à limitação por luz. A elevada biomassa da Barragem Norte é estimulada principalmente por dois fatores: maior disponibilidade de nutrientes e maior estabilidade do sistema. Os valores de biovolume registrados na barragem são característicos de reservatórios e represas brasileiras consideradas eutrofizadas (Becker *et al.*, 2009; Gemelgo *et al.*, 2009; Fonseca e Bicudo, 2008; Dantas *et al.*, 2008 e Molisani *et al.*, 2010).

5.3.3 Grupos Funcionais

Reynolds (2002) atribuiu espécies fitoplanctônicas como descritoras ambientais através de grupos funcionais. Desde então os grupos funcionais fitoplanctônicos vem sendo cada vez mais utilizados em estudos ecológicos (Nabout *et al.*, 2006; Brasil e Huszar, 2011; Padisák *et al.*, 2006).

Na lagoa Mãe-Bá e na Barragem Norte os grupos funcionais sofreram alterações temporais, variando em grupos e em representatividade, indicando que mudanças ambientais ocorreram ao longo do período de estudo e que estas influenciaram a composição da comunidade fitoplanctônica. Os grupos funcionais identificados nesse trabalho (**H1, Sn, S1, K, MP, Lo, Na, X1, X2, X3, M, C, F, W2, P e J**) são típicos de ecossistemas aquáticos brasileiros, como observado em algumas lagoas costeiras (Huszar *et al.*, 2000; Alves-de-Souza *et al.*, 2006) e reservatórios (Dantas *et al.*, 2008; Borges *et al.*, 2008).

De modo geral, na lagoa Mãe-Bá os grupos funcionais registrados são característicos de ambientes rasos e eutrofizados (Padisák *et al.*, 2009) com predomínio de cianobactérias na maior parte do período estudado, como mostrou a análise de correspondência canônica.

Em outubro/08, houve predomínio de grupos funcionais pertencentes à Classe Cyanophyceae (**H1, Sn, S1, K, MP**). Estes grupos são descritos como sendo boas antenas de luz, se desenvolvendo bem em águas turvas e mescladas (Reynolds *et al.*, 2002).

O grupo **H1** é representado por organismos capazes de fixar nitrogênio atmosférico podendo habitar lagos rasos ou estratificados (Padisák *et al.*, 2009). Esse grupo ocorreu na lagoa Mãe-Bá com os gêneros *Aphanizomenon* e *Anabaena*. Os indivíduos desses gêneros observados na lagoa apresentavam heterócitos, o que pode ter favorecido esse grupo a predominar na biomassa fitoplanctônica.

As associações **S1** e **MP** são típicas de ambientes turvos e constantemente misturados e a associação **Sn** prefere águas quentes com deficiência de luz e N (Reynolds *et al.*, 2002), características estas presentes em Mãe-Bá. Durante todo o período de estudo as associações **Sn** e **S1** estiveram presentes na lagoa, porém variando sua representatividade ao longo dos meses estudados.

Em janeiro/2009 o grupo **Na** é o de maior representatividade em praticamente toda lagoa. Novos grupos (**X3** e **M**) surgem em alguns pontos. O grupo **Na**, com o

gênero *Staurastrum*, prefere ambientes oligo-mesotróficos, atelomíticos e sensíveis a desestratificação (Padsák *et al.*, 2009). A ocorrência desse grupo pode estar ligada a entrada de água pelas chuvas, reduzindo o pH do meio e diluindo os sais e íons. O grupo **X3** surge nesse mês com o gênero *Koliella*. Por ser constituído de organismos de rápido crescimento e replicação e eficientes na absorção de nutrientes por possuir um pequeno volume celular, esse grupo se desenvolve bem em ambientes pobres em nutrientes (Padsák *et al.*, 2009).

A queda da dominância de cianobactérias em consequência dos baixos níveis de nutrientes e redução do pH da água na lagoa pode ter favorecido o desenvolvimento de outros grupos fitoplanctônicos no sistema. Em consequência desse fator, observa-se que no mês de maio/09 os grupos **Na** e **X3** continuaram na lagoa e surgiu mais um grupo, o grupo **C**, variando sua representatividade ao longo dos pontos de amostragem. O grupo **C**, com representantes do gênero *Cyclotella* (diatomácea), pode ter tido seu sucesso nesse mês devido ao aumento na disponibilidade de silicato oriundo do carreamento da bacia de drenagem para a lagoa através das chuvas e também pela redução do pH da água. A ACC mostrou maior relação desses grupos com os meses de janeiro/09 e maio/09 corroborando com esses resultados.

Em setembro/09 não foi observado um padrão de dominância de nenhum grupo funcional. No entanto, a ACC relacionou o grupo **Lo** (*Peridinium*) nesse mês a maiores valores de oxigênio dissolvido. Possivelmente, a menor profundidade da coluna d'água devido a estação seca e o início do período de ventos fortes (nordeste) favoreceu esse grupo. Souza *et al.* (2008) também observaram dominância do grupo **Lo** associado a mistura do lago Dom Helvécio no mês de setembro.

Posteriormente, o grupo **M** (*Microcystis*) tornou-se o de maior representatividade em praticamente todos os pontos da lagoa. O aumento da temperatura no mês de dezembro/09 e as maiores concentrações de fósforo total podem ter favorecido sua dominância, já que esse grupo é bem adaptado a exposição solar e prefere águas ricas nutricionalmente.

A substituição do grupo **M** pelos grupos das cianobactérias filamentosas, principalmente pelo grupo **S1** com *Planktolyngbya limnetica* em abril/10 e agosto/10, deveu-se possivelmente a grande mistura da coluna d' água associado à

ressuspensão do sedimento (observações de campo) favorecendo novamente as espécies adaptadas a captar luz.

A ACC mostrou grande afinidade do grupo **S1** com o carbono orgânico dissolvido nos meses de abril e agosto/10. A lagoa de Mãe-Bá, como a maioria das lagoas costeiras, possui grande quantidade de compostos húmicos e fúlvicos oriundos da bacia de drenagem que favorecem a formação do carbono orgânico dissolvido, além da grande biomassa fitoplanctônica que é produzida no meio.

O retorno de períodos de maior pluviosidade e consequente diluição dos nutrientes (dezembro/10) desfavoreceu novamente o grupo das cianofíceas filamentosas e favoreceu o grupo das clorofíceas (**X3**, *Koliella*). Possivelmente o estabelecimento desse grupo como mencionado anteriormente é decorrente da eficiência em absorver nutrientes da coluna d' água.

De forma geral, na lagoa Mãe-Bá, não se observou dominância de algum grupo funcional específico. Além disso, o intervalo de coletas (trimestral) impossibilitou o estabelecimento de períodos ou fases de sucessão de grupos. No entanto, notou-se tendência de estabelecimento de alguns grupos funcionais relacionados tanto a fatores químicos (disponibilidade de nutrientes) quanto a fatores físicos como mistura da água pelos ventos.

Alguns grupos que ocorreram na lagoa de Mãe-Bá não ocorreram na Barragem Norte, como **Sn**, **S1**, **H1**, **C** e **W2**. Em contrapartida os grupos **X1**, **X2**, **P** e **J** só ocorreram na barragem. Essas diferenças entre os grupos funcionais da lagoa e da barragem são devido a própria dinâmica dos ambientes e da ação antrópica. A lagoa é um sistema raso sendo submetida constantemente a ação de mistura. A barragem é um sistema mais profundo, manejado pelo homem funcionando como uma represa.

Dois grupos de cianobactérias se destacam na barragem: o grupo **MP** (representado especialmente por *Pseudanabaena catenata*) e o grupo **M** (*Microcystis aeruginosa*). Entretanto, os grupos das Chlorococcales, em menor representatividade, também estão presentes constantemente na barragem. As Chlorococcales com representantes não móveis e picoplanctônicos são geralmente agrupadas nos códons **X1**, **X2** e **X3** (Reynolds *et al.*, 2002). Melo e Huszar (2000) atribuíram o grupo **X1** a organismos de volume reduzido facilitando assim uma

rápida absorção de nutrientes e que possuem altas taxas de replicação, sendo observadas em grandes densidades e frequência em lagos e lagoas costeiras.

A associação **M** é descrita por ser bem adaptada a insolação e a baixa disponibilidade de luz, sensível a fluxo de corrente e prefere águas eutróficas a hipereutróficas (Huszar *et al.*, 2000; Reynolds *et al.*, 2002). Grande parte das características ambientais atribuídas ao desenvolvimento deste grupo estão presentes na Barragem Norte. O grupo é amplamente descrito em ambientes mais estáveis como represas, açudes, lagos e lagoas estáveis ou em períodos de menor turbulência (Costa *et al.*, 2006 e 2009 ; Matthiensen *et al.*, 1999). Fonseca e Bicudo (2008) no lago das Graças (SP) observaram que a turbulência impedia a estabilização de colônias do grupo **M**.

A Barragem Norte é um ambiente propício para florações de *Microcystis aeruginosa* principalmente pela elevada concentração de nutrientes, notadamente fósforo. A ACC corrobora com essa afirmação associando o grupo **M** ao fósforo total dissolvido em parte do período estudado. Observações semelhantes foram feitas por Dellamano-Oliveira *et al.* (2008) quando constataram alta densidade de *Microcystis* no reservatório de Barra Bonita (SP) e por Borges *et al.* (2008) no reservatório Capivari (PR) atribuindo a alta concentração de nutrientes e estabilidade dos reservatórios como o principal fator para sua dominância.

Outros grupos mostram o estado de hipereutrofismo da Barragem, como o grupo **J** representado por *Scenedesmus javanensis* e *Chlorella minutíssima* e o grupo **P** com *Staurastrum*. Esses grupos foram descritos por Reynolds *et al.* (2002) e por Padisák *et al.* (2009) como exigentes nutricionalmente, portanto, preferem ambientes altamente enriquecidos.

6 CONCLUSÕES

- As variáveis abióticas, em função da periodicidade de amostragem, mostraram ser mais influenciadas temporalmente do que espacialmente, tanto na lagoa quanto na barragem.
- A predominância de cianobactérias na Barragem Norte está relacionada a uma maior estabilidade da coluna d'água e elevada disponibilidade de nutrientes.
- A diversidade fitoplanctônica variou temporalmente na lagoa Mãe-Bá e não mostrou variação (temporal e espacial) na Barragem Norte. Os resultados obtidos sugerem que esses ambientes possuem uma baixa diversidade fitoplanctônica em relação a outros sistemas semelhantes. Este fato deveu-se a dominância na densidade de cianobactérias e de pequenas clorofíceas observadas em grande parte dos pontos de coleta das amostragens.
- A similaridade da comunidade fitoplanctônica entre a lagoa e a barragem foi baixa, indicando que estes sub-sistemas apresentam funcionamento distintos.
- A aplicação dos grupos funcionais como discriminadores ambientais na lagoa de Mãe-Bá e na Barragem Norte refletiram as características desses sistemas e mostraram principalmente os efeitos da sazonalidade e da ação antrópica na dinâmica desses ambientes.
- Os grupos funcionais **Sn** e **S1** tiveram forte influência na lagoa de Mãe-Bá com a disponibilidade de carbono orgânico dissolvido e o grupo **Lo** com oxigênio dissolvido.
- Na Barragem Norte os grupos funcionais foram associados com os nutrientes. Os grupos **M**, **X1** e **J** tiveram forte relação com o fósforo total dissolvido

enquanto que os grupos **P**, **MP** e **X2** foram mais bem relacionados com nitrogênio amoniacal.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB-3. (1999). Consultores e Auditores Ambientais Internacionais. Estudo de avaliação dos impactos ambientais relativos à abertura do canal da lagoa Maimbá com ecossistema litorâneo. Vitória-ES.
- Alves-De-Souza, C., Menezes, M., Huszar, V.L.M. (2006). Phytoplankton species composition and morphological functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, v.20, n.3, p. 701-708.
- Anagnostidis, K., Komárek, J. (1988). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiologie*, 80: 327-472.
- Anthony, A., Atwood, J., August, P., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., Fry, C., Gold, A., Hagos, H., Heffner, L., Kellogg, D.Q., Lellis-Dibble, K., Opaluch, J.J., Oviatt, C., Pfeitter-Herbert, A., Rohr, N., Smith, L., Smythe, T., Swift, J., Vinhateiro, N. (2009). Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Ramifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society*, 14(1): 8.
- Aquaconsult. (1984). Estudos de caracterização do potencial hídrico e da qualidade de água da lagoa Maimbá. Vitória-ES.
- Barbosa, L.G., Barbosa, P.M.M., Barbosa, F.A.R. (2011). Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23: 63-73 p.
- Barbosa, F.A.R., Padisák, J. (2002). The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, vol. 28, p. 1385-1395.
- Becker, V., Huszar, V.L.M., Crossetti, L.O. (2009). Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-009-9751-7.
- Benner, R. (2002). Chemical composition and reactivity. In: Hansell, D.A, Carlson C.A., editors. *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*. Academic Press: San Diego; p. 59-90.
- Biggs, B. J. F., Kilroy, C. (2000). Stream Periphyton Monitoring Manual. New Zealand: *Niwa*. 226p.
- Bicudo, C.E. M.; Menezes, M. (2005). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. São Carlos: Rima. 508p.
- Bicudo, D.C., Fonseca, B.M., Bini, L.M., Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M., Jesus, T.A. (2007). Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology*, 52:1120–1133.

- Borges, P.A.F., Train, S., Rodrigues, L.C. (2008). Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 607, n. 1, p. 63-74.
- Bovo-Scomparin, V.M., Train, S. (2008). Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hidrobiologia*, v.610, p.331-344.
- Bouvy, M., Molica, R., De Oliveira, S., Marinho, M., Becker, B. (1999). Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.*, 20(3), 285-297.
- Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Roland, F., Suzuki, M.S. (1992). Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila a (Espírito Santo – Brasil). *Acta Limnol. Bras.*, 3:13-31.
- Brasil, J., Huszar, V.L.M. (2011). O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, 15: 799-834.
- Brettum, P. (1994). Acidification of the humic lake Skjervatj -Effects on the volume and species composition of phytoplankton. *Environment International* 20(3): 313-319.
- Calijuri, M.C. (1999). *A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)*. São Carlos: USP. 211 p.
- Carmouze, J-P. (1994). *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. Editora Edgard Blücher/FAPESP, São Paulo. 254 p.
- Cavati, B. (2008). *Algas epilíticas em um reservatório tropical raso (Vitória, ES): Estrutura e dinâmica em diferentes escalas temporais*. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) Vitória-ES, Universidade Federal do Espírito Santo-UFES. 171p.
- Cepemar – Serviços de Consultoria em Meio Ambiente. (2004). Relatório Técnico dos Estudos de Impacto Ambiental da Terceira Pelotização da Samarco em Ponta Ubu, Vitória-ES.
- Chagas, G.G., Fonseca, M.N., Suzuki, M.S. (2008). Primary production of *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae) in a coastal lagoon with high biogenic turbidity. *Acta Limnol. Bras.*, 20:353-358.
- Chagas, G.G., Suzuki, M.S. (2005) Seasonal hydrochemical variation in a tropical coastal lagoon (Açu Lagoon, Brazil). *Braz. J. Biol.*, 65: 597-607.
- Chalar, G. (2009). The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *Limnologia*, 39:200-208.

- Coquemala, V. (2005). *Varição anual do fitoplâncton no Reservatório Passaúna, Paraná*. Dissertação (Mestrado em Botânica) Curitiba-PR. Universidade federal do Paraná. 92p.
- Costa, A.G. (2006). *Varição espaço-temporal da comunidade perifítica como base para estimativa da qualidade ecológica de uma lagoa costeira no estado do Espírito Santo (lagoa Mãe-Bá, Guarapari)*. Relatório Final. Samarco Mineração S/A, Vitória. 20p.
- Costa, A.G. (2007). *Avaliação da qualidade ecológica da lagoa Mãe-Bá Guarapari, ES) com base na comunidade perifítica*. Relatório Final. Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (CNPq-UFES), Vitória. 20p.
- Costa, I.A.S., Azevedo, S.M.F.O., Senna, P.A.C., Bernardo, R.R., Costa, S.M., Chellappa, N.T. (2006). Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.*, 66(1B): 211-219.
- Costa, I.A.S., Cunha, S.R.S., Panosso, R., Araújo, M.F.F., Melo, J.L.S., Eskinazi-Sant'Anna, E.M. (2009). Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecol. Bras.*, 13(2): 382-401.
- Costa, L.S., Huszar, V.L.M, Ovale, A.R. (2009). Phytoplankton Functional Groups in a Tropical Estuary: Hydrological Control and Nutrient Limitation. *Estuaries and Coasts*, 32:508-521.
- Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M. (2005). Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 541:71-85.
- Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M. (2008). Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*, 610:161–173.
- Dantas, E.W., Moura, A.N., Bittencourt-Oliveira, M.C., Arruda-Neto, J.D.T., Cavalcanti, A.D.C. (2008). Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta bot. bras.* 22(4): 970-982.
- Dantas, E.W. (2010). *Ecologia da comunidade de algas planctônicas em reservatórios de Pernambuco (Nordeste, Brasil)*. Dissertação (Mestrado em Botânica) Recife. Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE. 143p.
- Delazari-Barroso A., Sant'Anna C.L. Senna P.A.C. (2007). Phytoplankton from Duas Bocas Reservoir (except diatoms). *Hoehnea*, 34: 211–29.
- Dellamano-Oliveira, M.J., Vieira, A.H., Rocha, O., Colombo, V., Sant' Anna C.L. (2008). Phytoplankton taxonomic composition and temporal changes in a tropical reservoir. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologia*, vol. 171.

- Dias, S.N. (2009). *Ecologia do fitoplâncton no reservatório Arcoverde: estudo nictemeral e sazonal*. Dissertação (Mestrado em Botânica) Recife. Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE. 50 p.
- Diniz, C.R., Cebalhos, B.S.O., Pedrosa, A.S., Koning, A., Barbosa, J.E.L. (2002). Distribuição vertical e dinâmica nictemeral de parâmetros físicos, químicos e biológicos do açude de Bodocongó - PB. *XXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*. Cancún, México.
- Dokulil, M.T., Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, The Hague, v. 438, p. 1-12.
- Dybern, B. (1974). Water pollution – a problem with dimensions global. *AMBIO*, v.3, n 3-4 p. 139-145.
- Edler, L. (Ed.). (1979). Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. *Baltic Marine Biologists. WG- . BMB. Publ.* 38p.
- Enrich-Prast, A., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Meirelles, F.P. (2004). Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas. In: Rocha, C. F. Esteves, F. A. Scarano, F. R. (Org.) *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. São Carlos: Rima. 376p.
- ERG ENGENHARIA. (2003). Serviços topográficos e batimétricos para levantamento dos dados morfométricos da lagoa Maimbá e Barragem Norte. Samarco Mineração, Ubu, ES, 2003.
- Esteves, F.A. (2011). *Fundamentos de Limnologia*. 3º ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 826p.
- Esteves, B.S., Suzuki, M.S. (2010). Limnological variables and nutritional content of submerged aquatic macrophytes in a tropical lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 22: 187-198.
- Esteves, F.A., Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Farjalla, V.F., Bozelli, R.L. (2008). Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Braz. J. Biol.*, 68 (4, Suppl.): 967-981.
- Esteves, F.A. (1998a). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Nupem, Macaé, 442 p.
- Esteves, F.A. (1998b). *Fundamentos de Limnologia*. 2º ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência. 602p.

- Felisberto, S.A., Rodrigues, L. (2005). Comunidade de algas perifíticas em reservatórios de diferentes latitudes. *In: Rodrigues, L. Thomaz, S. M. Agostinho, A. A. Gomes, L. C. Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais.* São Carlos: RiMa, cap. 8, 97-114.
- Fernandes, V.O. (1993). *Estudos limnológicos na Lagoa de Jacarepaguá (RJ): Variáveis abióticas e mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em Typha domingensis Pers.* Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), São Carlos-SP, Universidade Federal de São Carlos-UFSC, 131p.
- Fernandes, V.O.F., Cavati, B., Bassani, L.B.O., Souza, B.A. (2009). Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. *Oecol. Bras.*, 13(2): 247-258.
- Ferragut, C. Lopes, M.R.M., Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M., Vercellino, I.S. (2005). Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). *Hoehnea*, 32: 137-184.
- Ferragut, C., Bicudo, D.C. (2009). Efeito de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical (São Paulo, Brasil). *Revista Brasil. Bot.*, 32 (3): 571-585.
- Ferrão-Filho, A.S., Soares, M.C., Rocha, M.I.A., Magalhães, V.F., Azevedo, S.M.F.O. (2009). Florações de Cianobactérias tóxicas no reservatório do Funil: dinâmica sazonal e Consequências para o zooplâncton. *Oecol. Bras.*, 13(2): 346-365.
- Ferrão-Filho, A.S., Costa, S.M., Ribeiro, M.G.L., Azevedo, S.M.F.O. (2008). Effects of a Saxitoxin-Producer Strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) on the swimming movements of Cladocerans. *Environmental Toxicology*, 23: 161-168.
- Fonseca, B.M., Bicudo, C.E.M. (2008). Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, v.600, n. 1, p. 267-282.
- Fontes, M.L.S., Abreu, P.C. (2009). Spatiotemporal Variation of Bacterial Assemblages in a Shallow Subtropical Coastal Lagoon in Southern Brazil. *Microb Ecol.* 58: 140-152.
- Fragoso (2006). *Variação espacial e sazonal da comunidade fitoplanctônica na lagoa do Campelo, Campos dos Goytacazes, RJ.* Monografia. Universidade Estadual do Norte Fluminense-Campos dos Goytacazes-RJ. 87 p.
- Franceschini, I.M., Burliga, A.L., Reviers, B., Prado, J.F., Rézic, S.H. (2010). *Algas. Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica.* Porto Alegre: Artmed. 332p.

- Gentil, C.R., Tucci, A., Sant'Anna, C.L. (2008). Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. *Hoehnea*, 35: 265-280.
- Gemelgo, M.C.P., Mucci, J.L.N., Navas-Pereira, N. (2009). Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Braz. J. Biol.*, 69(4): 1001-1013.
- Gomes, A.M.A, Sampaio, P.L., Ferrão-Filho, A.S., Magalhães, V.F., Marinho, M.M., Oliveira, A.C.P., Santos, V.B., Domingos, P., Azevedo, S.M.F.O. (2008). Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. *Oecol. Bras.*, 13(2): 329-345.
- Gonçalves, M.A. (2005). *Algas fitoplanctônicas na lagoa Juparanã (Linhares-ES): variação espacial, temporal e bioindicadores do estado trófico*. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Vegetal), Vitória-ES, Universidade Federal do Espírito Santo-UFES. 112 p.
- Gran, G. (1952). Determination of equivalent point in potentiometric titration. *Analyst* 77: 661-671.
- Grime, J. (1979). Competition and the struggle for existence. In Anderson, R. M., Turner B.D. and Taylor, L.R. (Ed.). Population dynamics. 20 ed. Symposium of the British Ecological Society. London: *Blackwell Scientific Publication*. 123-129.
- Huszar, V.L.M., Giani, A. (2004). Amostragem da comunidade fitoplanctônica em águas continentais: reconhecimento de padrões espaciais e temporais. In: Bicudo, C. E. M. e Bicudo, D. C. (Org.). Amostragem em Limnologia. São Carlos: Rima, 371p.
- Huszar, V.L.M., Reynolds, C.S. (1997). Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, v. 346, p. 169-181.
- Huszar, V.L.M., Sampaio, L.H.S., Esteves, F.A. (1990). Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, 50: 585-598.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S. (1992). Comunidades fitoplanctônicas de quatro lagoas costeiras do norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Limnol. Bras.*, 4:291-314.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M., Domingos, P., Sant'Anna, C.L. (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424: 67-77.
- Huszar, V.L.M., Werneck, A.M., Esteves, F.A. (1994). Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na lagoa

- Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: Fevereiro de 1987. *Rev. Brasil. Biol.*, 54:111-134.
- JP Engenharia. (1995). Estudos de Impacto ambiental – Ampliação da Usina de pelotização do Terminal de Ponta de Ubu. Volume IA – Caracterização do empreendimento.
- Kjerfve, B. (1994). Coastal Lagoon Processes. In: KJERFVE, B. (Ed.) *Elsevier Oceanography*. Series 60. Elsevier, Amsterdam: 577p.
- Knoppers, B. (1994). Aquatic primary production in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (Ed.). *Coastal lagoon processes*. Amsterdam: Elsevier Oceanography Series, n.60, 577p.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (2005). *Oscillatoriales*. In: BÜDEL, B.; KRIENITZ, L; GÄRTNER, G.; SCHAGERL, M. (Orgs.). *SüBwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokariota*. Spektrum Akademischer Verlag, v. 19, n. 2, 759 p.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (1999). *Chroococcales*. In: Ettl, A., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.). *SüBwasserflora von Mitteleuropa*. Bd.19. Stuttgart: G. Fischer Verlag, 548p.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (1989). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4–Nostocales. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 82, n.3, p. 247–345.
- Komárek, J; Fott, B. (1983). Chlorophyceae – Chlorococcales. In: HUBER-PESTALOZZI, G. *Das phytoplankton des Sübwassers: systematik und biologie*. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1044 p.
- Lagos, P.E.D., (2009). *Fitoplâncton no reservatório Iraí, PR com ênfase em cianobactérias: Variação sazonal em relação às variáveis ambientais*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) Curitiba-PR. Universidade Federal do Paraná, 104p.
- Lalli, C.M, Parsons, T.R. (1994). *Biological Oceanography: an Introduction*. Pergamon, 301 p.
- Liston, G. (2004). *Variação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira utilizada para abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (lagoa Maimbá, Guarapari)*. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Espírito Santo-UFES. 81p.
- Louro, M.Q., (2011). *Respostas relacionadas entre nitrato, ortofosfato e biomassa fitoplanctônica da lagoa de Cima (RJ): uma abordagem experimental*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Campos dos Goytacazes-RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF. 88 p.

- Lucena, J.R., Hurtado, J., Comín, F.A. (2002). Nutrients related to the hydrologic regime in the coastal lagoons of Viladecans (NE Spain). *Hydrobiologia*, 465/467:413-422.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. e Le Cren, D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*. 11:143-170.
- Machado, R.G. (2006). *Estrutura e Dinâmica do Fitoplâncton como base para estimativa da qualidade ambiental da lagoa Mãe-Bá (Guarapari, ES)*. Relatório Final. Samarco Mineração S/A, Vitória. 20p.
- Margalef, R. (1969). *Comunidades planctônicas en lagunas litorales*. In: Castañares, A. A. & Phleger, F. B., ed. *Lagunas costeras, un simpósio*. México, UNAM - UNESCO. p. 545 - 562.
- Margalef, R. (1983). *Limnologia*. Barcelona: Ediciones Omega. 1010 p.
- Matthiensen, A., Yunes, J.S., Codd, G.A. (1999). Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, 59(3)361-376.
- Melo, S. Huszar, V.L.M. (2000). Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research*, v. 22, p. 63-76.
- Molisani, M.M, Barroso, H.S., Becker, H. (2010). Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22:1-12.
- Nabout, J.C., Nogueira, I.S, Oliveira, L.G. (2006). Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *J. Plankton Res.*,v. 28, p. 181-193.
- Nunes, T. S. (2003). *Caracterização espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica de uma lagoa costeira da região norte fluminense: lagoa do Açú, Campos dos Goytacazes / São João da Barra – RJ*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes. 92 p.
- Oliveira, E.C. (2006). *Aspéctos limnológicos e sanitários de uma lagoa costeira no litoral leste do Ceará – Lagoa do Batoque*. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). São Carlos-SP. Universidade de São Paulo-USP. 164p.
- Padisák, J., Crossetti, L.O., Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.

- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky I., Soróczki-Pintér, E. (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553:1–14.
- Pamplin, P.A.Z. (2004). Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferentes graus de eutrofização. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) São Carlos-SP. Universidade Federal de São Carlos-SP. 125 p.
- Pereira, A.A. (2003). *Aspectos qualitativos de águas de lagoas costeiras e seus fatores influentes – estudo de caso: lagoa Mãe-Bá*. Dissertação de Mestrado. UFES, Vitória ES, Brasil. 147p.
- Pereira, E.A., (2000). *Metabolismo total e pelágico e hidroquímica na lagoa de Grussaí- São João da Barra – RJ*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Campos dos Goytacazes-RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF, 78 p.
- Pillar, V.D. (2000). How can we define optimal plant functional types? *In: 41 Symposium of International Association for Vegetation Science. Proceedings...*, Uppsala, Oppulus Press. 352-356.
- Primack, R.B., Rodrigues, E. (2002). *Biologia da Conservação*. Londrina: 3 ed.
- Reynolds, C. S. (1984). *The ecology os freshwater phytoplankton*. Cambridge, Cam. Univ. Press. 384p.
- Reynolds, C.S. (1988). Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. *In: Andgren, C. D. (Ed.). Growth and reproductive Strategies of freshwater Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press. p. 388-433.*
- Reynolds, C.S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press. 535 p.
- Reynolds, C.S., (1997). *Vegetation in the pelagic: a model for ecosystem theory*. *In: Kinne, O. (Ed.). Excellence in Ecology. Germany: Ecology Institute. 371 p.*
- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417–428.
- Salmaso, N., Padisák, J. (2007). Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, v. 578, p. 97-112.
- Salmaso, N. (2003). Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiologia*, The Hague, v. 502, p. 13-36, 2003.

- Sant' Anna, C.L., Melcher, S.S., Carvalho, M.C., Gemelgo, M.C.P., Azevedo, M.T.P. (2006). Planktic cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. – *Revista Brasileira de Botânica*, 31: 1–15.
- Santos, A.C.A., Calijuri, M.C. (1998). Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 367, p.139-152.
- Silva, L.M.F. (2012). *Abordagem de grupos funcionais no estudo da dinâmica fitoplanctônica da lagoa de Marapendí, complexo lagunar de Jacarepaguá, RJ*. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) Rio de Janeiro. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 90p.
- Souza, B.A. (2008). *Estrutura, dinâmica e produtividade primária do fitoplâncton como base para estimativa do estado trófico de uma lagoa costeira no estado do Espírito Santo (lagoa Mãe-Bá, Guarapari)*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Campos dos Goytacazes-RJ, Universidade Estadual da Norte Fluminense-UENF, 161 p.
- Souza, M.B.G., Barros, C.F.A., Barbosa, F. Hajnal, F. Padsák, J. (2008). The role of atelomixis in phytoplankton assemblages replacement in Dom Helvécio Lake, South- East Brazil. *Hydrobiologia*, 607:211-224.
- Stumm, W., Morgan J.J. (1981). *Aquatic Chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. New York: Wiley.
- Suzuki, M.S., Figueiredo, R.O., Castro, S.C., Silva, C.F., Pereira, E.A., Silva, J.A., Aragon, G.T. (2002). Sand bar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro state: Hydrological and hydrochemical changes. *Braz. J. Biol.*, 62(1): 51-62.
- Suzuki, M.S., Ovalle, A.R.C, Pereira, E.A. (1998). Effects of sand bar openings on some limnological variables in a hypertrophic tropical coastal lagoon of Brazil. *Hydrobiologia*, 368: 111-122.
- Taniguchi, G.M., Rocha, O., Senna, P.A.C. (2003). A comunidade fitoplanctônica de um lago tropical no sudeste do Brasil (Lago Dom Helvécio, estado de Minas Gerais). *Caderno de Pesquisa Sér. Bio., Santa Cruz do Sul*, 15(1):29-55.
- Tavernini, S., Nizzoli, D., Rossetti, G., Viaroli, P. (2009). Trophic state and seasonal dynamics of phytoplankton communities in two sand-pit lakes at different successional stages. *J. Limnol.*, 68(2): 217-228.
- Tundisi, J.G. (2003). *Água no século XX1: enfrentando a escassez*. São Carlos, Rima, 248 p.
- Uehlinger, V. (1964). Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.*, 17(2): 121-123. Urbana University of Illianois Press. 173p.

- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton metodik. *Mitt Int. Rev. Theor. Argew. Limnol.* 9: 1-38.
- Verschoor, A.M., Van Der Stap, I., Helmsing, N. R., Lürling, M., Van Donk, E. (2004). Inducible colony formation within the scenedesmaceae: adaptive responses to infochemicals from two different herbivore taxa. *Journal of Phycology*, 40: 808-814.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Naldi, M., Orfanidis, S., Zaldivar, J.M. (2008). Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18: S105-S117.
- Vollenweider, R.A. (1974). *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. IBP, Handbook n° 12, 213 p.
- Vollenweider, R.A., Kerekes, J. (1982). Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. Paris: Organization for Economic Co-Operation and Development.
- Watson, S.B., Mccauley, E., Downing, J.A. (1992). Sigmoid relationships between phosphorus, algal biomass and algal community structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49:2605–2610.
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology: lake and River Ecosystems*. 3 ed. San Diego: Academic Press, 1006 p.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., (1979). *Limnological analysis*. Philadelphia. W. B. Sun.
- Wille'n, E. (1985). Phytoplankton and reversed eutrophication in lake Ma'laren, central Sweden. *Br. Phycol. J.*, 22:1965–1983.
- Wit, R., Troussellier, M., Courties, C., Buffan-Dubau, E., Lemaire, E. (2012). Short-term interactions between phytoplankton and intertidal seagrass vegetation in a coastal lagoon (Bassin d' Arcachon, SW France). *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-012-1153-6.
- Zhen, Y., KONG, F. (2012). Formation of large colonies: a defense mechanism of *Microcystis aeruginosa* under continuous grazing pressure by flagellate *Ochromonas* sp. *Journal of Limnology*, 71.

APÊNDICE

Tabela A. Grupos funcionais fitoplanctônicos (GF) e percentual (%) de representatividade nos diferentes pontos de amostragem (PA) da lagoa Mãe-Bá ao longo do período de estudo.

PA	out/08	%	GF	jan/09	%	GF	mai/09	%	GF	set/09	%	GF
M1	<i>Aphanizomenon</i> sp.	50.2	H1	<i>Pseudanabaena</i> sp.	48.6	S1	<i>Cyclotella</i> sp.	40.3	C	<i>Microcystis</i> sp.	71.2	M
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	24.2	Sn	<i>Synechocystis</i> sp.	18.6	K	<i>Koliella</i> sp.	14.2	X3	<i>Pseudanabaena</i> sp.	7.2	S1
	<i>Synechocystis</i> sp.	16.4	K	<i>Staurastrum</i> sp.	12.2	Na	<i>Cosmarium</i> sp.	13.9	Na	<i>Trachelomonas volvocina</i>	5.8	W2
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	5.7	MP	<i>Koliella</i> sp.	7.8	X3	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9.0	Sn	<i>Peridinium</i> sp.	5.1	Lo
							Euglenophyceae	8.5	?			
						<i>Pseudanabaena catenata</i>	6.0	MP				
M2	<i>Aphanizomenon</i> sp.	31.8	H1	<i>Staurastrum</i> sp.	22.8	Na	<i>Cyclotella</i> sp.	51.2	C	<i>Sphaerochavum</i> sp.	22.8	M
	<i>Pseudanabaena</i> sp.	15.8	S1	<i>Microcystis</i> sp.	20.3	M	<i>Koliella</i> sp.	12.8	X3	<i>Pseudanabaena</i> sp.	17.3	S1
	<i>Peridinium</i> sp.	15.6	Lo	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	15.7	Sn	<i>Cosmarium</i> sp.	10.5	Na	<i>Peridinium</i> sp.	15.3	Lo
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	15.0	MP	<i>Synechocystis</i> sp.	12.2	K	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7.3	Sn	<i>Cyclotella</i> sp.	6.9	C
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7.1	Sn	<i>Pseudanabaena</i> sp.	11.7	S1	<i>Pseudanabaena catenata</i>	7.3	MP	<i>Cosmarium</i> sp.	9.9	Na
									<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7.2	Sn	
M3	<i>Aphanizomenon</i> sp.	54.1	H1	<i>Staurastrum</i> sp.	38.1	Na	<i>Cosmarium</i> sp.	31.3	Na	<i>Pseudanabaena</i> sp.	28.1	S1
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	14.6	MP	<i>Synechocystis</i> sp.	16.4	K	<i>Cyclotella</i> sp.	25.1	C	<i>Cyclotella</i> sp.	16.4	C
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	14.0	Sn	<i>Pseudanabaena catenata</i>	15.7	MP	<i>Koliella</i> sp.	20.3	X3	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	11.8	Sn
	<i>Peridinium</i> sp.	7.3	Lo	<i>Koliella</i> sp.	8.0	X3	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7.1	Sn	<i>Synechocystis</i> sp.	12.0	K
	<i>Anabaena</i> sp.	5.1	H1	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	6.5	Sn	Euglenophyceae	5.0	?	<i>Cosmarium</i> sp.	8.8	Na
									<i>Koliella</i> sp.	6.8	X3	
M4	<i>Pseudanabaena catenata</i>	53.7	MP	<i>Staurastrum</i> sp.	23.6	Na	<i>Koliella</i> sp.	32.4	X3	<i>Peridinium</i> sp.	35.0	Lo
	<i>Synechocystis</i> sp.	11.4	K	<i>Peridinium</i> sp.	19.8	Lo	<i>Oocystis lacustris</i>	17.1	F	<i>Pseudanabaena</i> sp.	17.6	S1
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	11.0	S1	<i>Synechocystis</i> sp.	16.1	K	<i>Cosmarium</i> sp.	11.8	Na	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	8.3	Sn
	<i>Anabaena</i> sp.	9.9	H1	<i>Koliella</i> sp.	11.7	X3	<i>Cyclotella</i> sp.	9.9	C	Euglenophyceae	8.1	?
	<i>Fitoflagelado</i> sp.	8.4	?	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10.0	Sn	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	8.3	Sn	<i>Cosmarium</i> sp.	7.9	Na
			<i>Pseudanabaena</i> sp.	7.3	S1	<i>Pseudanabaena catenata</i>	8.1	MP	<i>Cyclotella</i> sp.	7.7	C	
									<i>Synechocystis</i> sp.	6.5	K	
M5	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	32.5	S1	<i>Staurastrum</i> sp.	24.8	Na	<i>Koliella</i> sp.	30.0	X3	<i>Sphaerochavum</i> sp.	47.7	M
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	23.8	Sn	<i>Microcystis</i> sp.	13.7	M	<i>Cosmarium</i> sp.	16.9	Na	<i>Peridinium</i> sp.	15.9	Lo
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	22.8	MP	<i>Pseudanabaena</i> sp.	13.6	S1	<i>Peridinium</i> sp.	12.6	Lo	<i>Cyclotella</i> sp.	7.2	C
	<i>Synechocystis</i> sp.	6.6	K	<i>Synechocystis</i> sp.	9.5	K	<i>Synechocystis</i> sp.	12.4	K	<i>Microcystis</i> sp.	6.7	M
				<i>Koliella</i> sp.	8.0	X3	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10.2	Sn	<i>Pseudanabaena</i> sp.	5.1	S1
			<i>Peridinium</i> sp.	7.3	Lo	<i>Pseudanabaena catenata</i>	5.9	MP				
			<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	6.7	Sn	<i>Oocystis lacustris</i>	5.6	F				

? (não agrupado funcionalmente devido a dúvidas taxonômicas).

Tabela A. (continuação) Grupos funcionais fitoplanctônicos (GF) e percentual (%) de representatividade nos diferentes pontos de amostragem (PA) da lagoa Mãe-Bá ao longo do período de estudo.

PA	dez/09	%	GF	abr/10	%	GF	ago/10	%	GF	dez/10	%	GF	
M1	<i>Microcystis</i> sp.	75.2	M	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	46.6	S1	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	64.3	S1	<i>Microcystis aeruginosa</i>	68.0	M	
				<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	22.3	Sn	<i>Microcystis aeruginosa</i>	15.7	M	<i>Synechocystis</i> sp.	9.0	K	
				<i>Microcystis aeruginosa</i>	9.4	M	<i>Koliella</i> sp.	5.9	X3	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7.5	Sn	
				<i>Pseudanabaena catenata</i>	5.5	MP	<i>Pseudanabaena catenata</i>	5.1	MP	<i>Koliella</i> sp.	5.7	X3	
				<i>Aphanizomenon</i> sp.	5.3	H1							
				<i>Synechocystis</i> sp.	5.2	K							
M2	<i>Microcystis</i> sp.	50.1	M	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	27.6	S1	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	39.9	Sn	<i>Koliella</i> sp.	45.7	X3	
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	14.4	Sn	<i>Microcystis aeruginosa</i>	21.8	M	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	38.3	S1	<i>Microcystis aeruginosa</i>	14.3	M	
	<i>Pseudanabaena</i> sp.	5.9	S1	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	21.4	Sn	<i>Microcystis aeruginosa</i>	5.5	M	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	13.6	Sn	
	<i>Peridinium</i> sp.	5.7	Lo	<i>Pseudanabaena catenata</i>	12.4	MP	<i>Pseudanabaena catenata</i>	5.0	MP	<i>Ankistrodesmus densus</i>	8.9	X1	
				<i>Synechocystis</i> sp.	5.9	K				<i>Synechocystis</i> sp.	6.3	K	
				<i>Aphanizomenon</i> sp.	5.3	H1				<i>Planktolyngbya limnetica</i>	5.7	S1	
M3	<i>Microcystis</i> sp.	20.4	M	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	57.2	S1	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	54.0	S1	<i>Koliella</i> sp.	57.5	X3	
	<i>Cyclotella</i> sp.	16.6	C	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	23.6	Sn	<i>Koliella</i> sp.	13.0	X3	<i>Microcystis aeruginosa</i>	17.8	M	
	<i>Peridinium</i> sp.	16.4	Lo	<i>Koliella</i> sp.	6.2	X3	<i>Microcystis aeruginosa</i>	11.1	M	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10.1	Sn	
	<i>Trachelomonas volvocina</i>	8.9	W2										
	<i>Pseudanabaena</i> sp.	8.3	S1										
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	8.1	Sn										
	<i>Koliella</i> sp.	6.2	X3										
	<i>Cosmarium</i> sp.	5.1	Na										
M4	<i>Trachelomonas volvocina</i>	55.1	W2	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	67.7	S1	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	56.4	S1	<i>Koliella</i> sp.	73.6	X3	
	<i>Microcystis</i> sp.	11.0	M	<i>Koliella</i> sp.	11.0	X3	<i>Koliella</i> sp.	15.1	X3	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	11.3	Sn	
	<i>Peridinium</i> sp.	8.0	Lo	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	6.5	Sn	<i>Microcystis aeruginosa</i>	7.6	M				
	<i>Koliella</i> sp.	5.2	X3				<i>Pseudanabaena</i> sp.	5.1	S1				
M5	<i>Microcystis</i> sp.	34.1	M	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	57.7	S1	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	49.8	S1	<i>Koliella</i> sp.	80.1	Sn	
	<i>Koliella</i> sp.	10.7	X3	<i>Koliella</i> sp.	13.1	X3	<i>Koliella</i> sp.	13.7	X3	<i>Microcystis aeruginosa</i>	5.1	M	
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10.6	Sn	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	11.3	Sn	<i>Synechocystis</i> sp.	6.7	K				
	<i>Pseudanabaena</i> sp.	9.0	S1	<i>Pseudanabaena</i> sp.	5.2	S1							
	<i>Cyclotella</i> sp.	7.9	C										
	<i>Cosmarium</i> sp.	7.5	Na										

Tabela B. Grupos funcionais fitoplanctônicos (GF) e percentual (%) de representatividade nos diferentes pontos de amostragem (PA) da Barragem Norte ao longo do período de estudo.

PA	out/08	% GF	jan/09	% GF	mai/09	% GF	set/09	% GF
BN1	<i>Pseudanabaena catenata</i>	63.5 MP	<i>Staurastrum</i> sp.	53.5 P	<i>Pseudanabaena catenata</i>	97.5 MP	<i>Pseudanabaena catenata</i>	48.6 MP
	<i>Koliella</i> sp.	23.4 X3	<i>Microcystis aeruginosa</i>	24.2 M			<i>Chlorella minutissima</i>	15.0 J
	<i>Synechocystis</i> sp.	7.0 K	<i>Cosmarium</i> sp.	7.9 Na			<i>Monoraphidium pusillum</i>	11.5 X1
							<i>Microcystis aeruginosa</i>	8.6 M
							<i>Synechocystis</i> sp.	7.3 K
							Bacillariophyceae	5.4 ?
BN2	<i>Pseudanabaena catenata</i>	70.7 MP	<i>Staurastrum</i> sp.	44.4 P	<i>Pseudanabaena catenata</i>	81.6 MP	<i>Microcystis aeruginosa</i>	89.5 M
	<i>Synechocystis</i> sp.	10.5 K	<i>Microcystis aeruginosa</i>	28.6 M	<i>Synechocystis</i> sp.	8.1 K		
	<i>Koliella</i> sp.	7.8 X3	<i>Peridinium</i> sp.	7.7 Lo	<i>Peridinium</i> sp.	6.4 Lo		
	<i>Clamydomonas</i> sp.	7.1 X2	<i>Cosmarium</i> sp.	7.6 Na				
BN3	<i>Pseudanabaena catenata</i>	70.8 MP	<i>Microcystis aeruginosa</i>	67.4 M	<i>Pseudanabaena catenata</i>	90.7 MP	<i>Microcystis aeruginosa</i>	76.9 M
	<i>Koliella</i> sp.	13.2 X3	<i>Staurastrum</i> sp.	18.5 P	<i>Synechocystis</i> sp.	5.0 K	<i>Pseudanabaena catenata</i>	7.2 MP
	<i>Clamydomonas</i> sp.	6.4 X2	<i>Peridinium</i> sp.	6.6 Lo			<i>Synechocystis</i> sp.	5.3 K
	<i>Synechocystis</i> sp.	5.3 K						

? (não agrupado funcionalmente devido a dúvidas taxonômicas).

Tabela B. (continuação) Grupos funcionais fitoplanctônicos (GF) e percentual (%) de representatividade nos diferentes pontos de amostragem (PA) da Barragem Norte ao longo do período de estudo.

PA	dez/09	%	GF	abr/10	%	GF	ago/10	%	GF	dez/10	%	GF
BN1	<i>Chlorella vulgaris</i>	56.0	X1	<i>Microcystis aeruginosa</i>	89.4	M	<i>Scenedesmus javanensis</i>	34.2	J	<i>Pseudanabaena catenata</i>	29.1	MP
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	22.0	MP	<i>Synechocystis</i> sp.	8.5	K	<i>Synechocystis</i> sp.	24.9	K	<i>Microcystis aeruginosa</i>	22.5	M
	<i>Chlorella minutissima</i>	12.2	J				<i>Pseudanabaena catenata</i>	17.9	MP	<i>Dyctiosphaerium</i> sp.	17.3	F
							<i>Chlorella minutissima</i>	7.8	J	Euglenophyceae	10.9	?
							<i>Chlorella vulgaris</i>	5.6	X1	<i>Merismopedia tenuissima</i>	8.1	Lo
										<i>Synechocystis</i> sp.	7.2	K
BN2	<i>Microcystis aeruginosa</i>	90.2	M	<i>Microcystis aeruginosa</i>	98.4	M	<i>Microcystis aeruginosa</i>	71.4	M	<i>Microcystis aeruginosa</i>	47.5	M
							<i>Synechocystis</i> sp.	11.9	K	<i>Merismopedia tenuissima</i>	14.6	Lo
							<i>Scenedesmus javanensis</i>	8.7	J	<i>Pseudanabaena catenata</i>	13.5	MP
									<i>Synechocystis</i> sp.	9.2	K	
									<i>Dyctiosphaerium</i> sp.	8.1	F	
								Euglenophyceae	5.6	?		
BN3	<i>Microcystis aeruginosa</i>	75.1	M	<i>Microcystis aeruginosa</i>	97.0	M	<i>Scenedesmus javanensis</i>	37.2	J	<i>Pseudanabaena catenata</i>	27.5	MP
	<i>Pseudanabaena catenata</i>	10.0	MP				<i>Pseudanabaena catenata</i>	26.2	MP	<i>Merismopedia tenuissima</i>	15.9	Lo
	<i>Monoraphidium braunii</i>	6.0	X1				<i>Synechocystis</i> sp.	23.9	K	<i>Microcystis aeruginosa</i>	19.1	M
							<i>Chlorella minutissima</i>	5.5	J	<i>Synechocystis</i> sp.	15.6	K
									<i>Dyctiosphaerium</i> sp.	11.4	F	

? (não agrupado funcionalmente devido a dúvidas taxonômicas).