

**Universidade Federal de Minas Gerais**

**Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida**

**Silvestre (ECMVS)**

**Gabriela Lage Melo**

**Influência de tanques-rede na comunidade fitoplanctônica e na qualidade da água em um reservatório tropical: avaliação espacial em duas dimensões**

**Belo Horizonte, 2015**

**Gabriela Lage Melo**

**Influência de tanques-rede na comunidade fitoplanctônica e na qualidade da água em um reservatório tropical: avaliação em duas dimensões espaciais**

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre (ECMVS) da Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre.**

**Orientador: Cleber Cunha Figueredo**

**Co-Orientadora: Iola Gonçalves Boëchat**

**Belo Horizonte, 2014**

## **Agradecimentos**

Talvez seja esse um dos momentos mais gratificante dessa jornada. Momento de respirar fundo e dizer “sobrevivi”! Mesmo depois de algumas noites sem dormir, algumas dores de cabeça e alguns fios de cabelo branco a mais, só tenho a dizer que valeu muito a pena. A jornada, contudo, foi menos desgastante e ainda mais gratificante por não ter estado sozinha nessa caminhada. Então, é chegado o momento de agradecer a todos aqueles que, direta e indiretamente, contribuíram para a conclusão desse trabalho.

Primeiramente, gostaria de agradecer ao meu orientador Cleber, que acreditou em minha capacidade para fazer parte de sua equipe. Agradeço em especial pela atenção, paciência e dedicação que tanto contribuíram para a minha formação como bióloga, ecóloga e limnóloga. E pelo excelente convívio e amizade durante esses dois anos de parceria.

Aos meus pais José Alves e Claudia, que mesmo de longe estão sempre ao meu lado, me dando força e apoiando minhas escolhas.

Ao meu irmão Thiago pelo apoio e companhia em Belo Horizonte durante todos esses anos .

Ao Tyciano, meu noivo, pelo companheirismo, apoio, incentivo, paciência, amor e por compreender minhas ausências. E também pelos auxílios no trabalho.

As amigas da UFMG, em especial Erica, Heide e Fernanda, pelos excelentes momentos compartilhados, que tornaram mais leve o trabalho.

A todos os companheiros dos improvisados laboratórios da sala 236, pelas trocas de experiências, pelos momentos de bate papo, descontração e desabafos.

A Tatiana pela excelente recepção e hospedagem em São João del Rey.

A professora Iola pela co-orientação e parceria no projeto e no grande auxílio nas análises estatísticas.

A toda a equipe do laboratório de ficologia da UFMG, em especial a professora Alessandra, que foi quem me apresentou e indicou ao professor Cleber. A Naíla, pela

contribuição nas análises estatísticas, amizade e parceria das disciplinas e curso de campo. E a Simone, pela contribuição nas análises estatísticas.

A equipe do laboratório de limnologia aplicada, em especial a professora Iola e Bjorn, que permitiram a utilização do espaço para as análises laboratoriais. A Elisa, pela parceria no desenvolvimento do trabalho e realização das análises de laboratório. E também a Daiana, pela grande ajuda nas análises laboratoriais.

A toda a equipe de FURNAS , em especial a Sandra, ao Paulo, pelo apoio logístico, ao Érico e Lucia pelas ajuda no laboratório da empresa, ao Dirceu..., ao José Rodrigues (Tingué) e ao Toninho, pela ajuda com os barcos.

Ao Cleber, Iola, Bjorn, Jeremias, Elisa Gustavo e Vanessa, pela ajuda nos períodos de coletas.

Aos colegas de laboratório: Jeremias, Gustavo, Cíntia, Arthur e Luciana, pelos ótimos momentos de convivência.

Ao programa de pós-graduação em ECMVS e seus funcionários, pela oportunidade e dedicação em fazer um excelente trabalho.

Ao Björn, Ricardo e Juliana, por aceitarem a participar da banca e pelas grandes contribuições.

A CAPES, pela bolsa concedida.

**Um muito obrigada a todos!**

## Resumo

O objetivo desse trabalho foi fazer uma avaliação dos efeitos de tanques-rede na qualidade da água ao longo de gradientes em duas dimensões espaciais em áreas de pisciculturas em um reservatório tropical de grandes dimensões. O trabalho foi desenvolvido no reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, localizado ao sudoeste de Minas Gerais. O estudo consistiu em duas amostragens ao longo de um gradiente horizontal e vertical, nas quais foram obtidos dados em baías com tanques-rede localizadas em dois braços do reservatório (rio Sapucaí e rio Grande). A segunda campanha contou ainda com a amostragem de baías que não continham tanques. Dentre as variáveis aquáticas avaliadas, destacam-se, além das físicas e químicas, aquelas voltadas para a estrutura da comunidade fitoplanctônica. A partir dos resultados, nota-se que os dois braços são naturalmente distintos tanto em termos da estrutura da comunidade fitoplanctônica, quanto em relação ao estado trófico das águas do sistema. Não se detectou a formação de um gradiente horizontal e nem vertical em variáveis fitoplanctônicas no entorno dos tanques, o que parece resultar das pequenas distâncias entre os pontos amostrados, e da circulação da água. Entretanto, foram detectadas diferenças entre as baías com e sem tanques-rede, sendo que as primeiras mostraram um aumento nas concentrações de nutrientes e incremento na biomassa fitoplanctônica. Os braços do reservatório são naturalmente distintos e a instalação de tanques-rede causou uma diminuição desta diferença em termos físicos e químicos. Tal fato era esperado, pois os braços estão sujeitos a um mesmo tipo de impacto proveniente das atividades de piscicultura, os quais direcionam o sistema à eutrofização. Entretanto, apesar da mesma resposta de aumento de biomassa fitoplanctônica nos dois braços, as diferenças na estrutura desta comunidade foram amplificadas pela presença dos tanques-rede, o que aponta para aspectos de dispersão dos microrganismos, e não apenas o nicho, como fundamentais nas respostas do sistema ao cultivo de peixes *in loco*.

## Abstract

This study aims to evaluate the effects of fish cages on water quality of a large tropical reservoir. We have studied the impacts by obtaining samples along two spatial dimensions (horizontal and vertical) in the vicinity of installed net cages. The study was conducted in the reservoir of the Furnas Hydroelectric Plant, (Minas Gerais, Brazil). The samplings were performed in two different periods (April 2013 and June 2014) and samples were obtained along a horizontal and a vertical gradient around the net cages. The sampling stations were located in both major axes that form this reservoir (Sapucai River and Grande River). To make a more general evaluation, the sampling performed on June/2014 had also included six bays containing no fish farm. The water quality was analyzed based on physical, chemical and the structure of the phytoplankton community. The two axes were naturally distinct in relation to phytoplankton community, and trophic state. There were no phytoplankton horizontal or vertical gradients surrounding the tanks, which could result from water circulation or the short distances between the sampled points. However, the bays with and without cages differed significantly different. The bays containing cages showed higher concentrations of nutrients and higher phytoplankton biomass. The major axes of the reservoir are naturally different, but chemical and physical aspects became more uniform as a consequence of the net cages installation. This could be expected, since the axes were subject to the same type of impact from fish farming activities, which drive the system to eutrophication. However, despite the similar response of phytoplankton biomass increasing on both axes, the differences in the structure of this community were amplified by the presence of cages. This suggests that not just the niche, but also dispersion of these microorganisms, could be fundamental to explain the responses to net cage installation.

### Lista figuras e tabelas

- Figura. 1 – Mapa do reservatório da UHE de Furnas, evidenciando o tamanho da população das principais cidades localizadas em seu entorno.----- 10
- Figura 2. Baías amostradas no reservatório da UHE de Furnas. Pontos em branco: baías com tanques-rede (GT, ST). Pontos em vermelho: baías sem tanques-rede-----12
- Figura 3: Imagem de satélite da piscicultura amostrada no Braço do rio Sapucaí, mostrando os três pontos de amostragem no entorno da mesma.----- 12
- Figura 4: Imagem de satélite da piscicultura amostrada no Braço do rio Grande, mostrando os três pontos de amostragem no entorno da mesma.-----13
- Figura 5 – Esquema dos pontos de amostragem no entorno dos tanques-rede. Nota-se que cada ponto para avaliação de gradiente horizontal (A, B e C) foi amostrado em 6 profundidades uniformemente distribuídas da superfície até o fundo, para avaliação de gradiente vertical.-----14
- Figura 6: Transparência da água (Profundidade de Secchi) (m) na primeira e na segunda amostragem das baías contendo tanques-rede nos rios Sapucaí e Grande. A, B e C representam o gradiente de distância em torno dos tanques-rede.-----17
- Figura 7: Perfis de temperatura nos pontos de amostragem: (A) Sapucaí durante a 1º coleta, (B) Sapucaí durante a 2ºcoleta, (C) Grande durante a 1ºColeta, (D) Grande durante a 2º coleta.-----18
- Figura 8: Perfis de pH nos pontos de amostragem: (A) Sapucaí durante a 1º coleta, (B) Sapucaí durante a 2ºcoleta, (C) Grande durante a 1ºColeta, (D) Grande durante a 2º coleta. -----20

Figura 9: Perfil de Oxigênio dissolvido nos pontos amostrados: (A) Sapucaí 1º coleta, (B) Sapucaí 2º coleta, (C) Grande 1º Coleta, (D) Grande 2º coleta. -----	21
Figura 10: Análise discriminante com as classes fitoplanctônica, tendo como a variável discriminante o ponto amostral. (a) 1º coleta, (b) 2º coleta. -----	23
Figura 11: Análise discriminante, classes fitoplanctônicas tendo como variável preditora a presença ou ausência de tanques-rede. -----	26
Figura 12: PCA, utilizando variáveis físicas e químicas na determinação de fatores que mais influenciam o ambiente analisado. -----	27
Figura 13: Concentração de amônia nos pontos e profundidades amostradas, no segunda amostragem. -----	28
Figura 14: Concentrações de Fósforo total nos pontos e profundidades amostradas, no segunda amostragem. -----	28
Figura 15: Concentrações de Fósforo reativo solúvel nos pontos e profundidades amostradas, no segunda amostragem -----	29
Figura 16: Estrutura da comunidade fitoplanctônica em biovolume no segundo período amostral, pontos com e sem a presença de tanques.-----	29
Tabela 1: Resultados da regressão múltipla avaliando a conexão entre variáveis físicas e químicas relacionadas às classes fitoplanctônicas mais representativas no sistema-----	30



## Sumário

1.Introdução -----	1
1.1 Aumento do número de grandes reservatórios no Brasil e seus usos múltiplos -----	1
1.2. Efeitos da aquicultura e dos tanques-rede na qualidade da água dos reservatórios-----	3
1.3 Cultivo da tilápia: efeitos na qualidade da água e na cadeia trófica-----	5
1.4 A abordagem científica dos impactos do cultivo de peixes-----	6
2. Objetivos -----	7
3. Hipóteses -----	8
4. Predições -----	8
5. Metodologia-----	9
5.1 Área de estudo-----	9
5.2. Pontos de amostragens-----	10
5.3 Metodologia de amostragem e análises da água em laboratório-----	12
5.4 Análises estatística-----	15
6. Resultado-----	16
6.1 Influência de tanques-rede em um gradiente de distância-----	17
6.2 Influência em grande escala: diferenciação entre baías contendo ou não tanques- rede -----	25
7. Discussão-----	32
7.1. Influência de tanques-rede em pequena escala: gradientes de distância-----	32
7.2. Influência dos tanques-rede em grande escala: diferenciação entre baías contendo ou não instalações de piscicultura -----	35
8. Conclusões -----	41

9. Referências Bibliográficas ----- 43

## **1. Introdução**

### *1.1. Aumento do número de grandes reservatórios no Brasil e seus usos múltiplos*

O crescimento populacional e o aumento do consumo doméstico de energia elétrica e da demanda energética industrial intensificaram o consumo de energia no Brasil nos últimos 30 anos (Goldemberg & Lucon, 2007). Para suprir as necessidades mais recentes, a geração de eletricidade cresceu a uma taxa média anual de 4,2% entre 1980 e 2002, sendo que esse crescimento ainda não cessou. O Ministério de Minas e Energia realizou um estudo em que previa um aumento no consumo per capita de energia elétrica no Brasil em cerca de 45% entre 2008 e 2020 (Bermann, 2008).

A principal fonte de geração de energia no Brasil é a hídrica (70%) (ANEEL), sendo que esta priorização se deve ao fato do país ser o mais rico em recursos hídricos fluviais (Goldemberg & Lucon, 2007). Embora haja um debate recente e intenso em relação à necessidade da exploração de fontes alternativas de energia, a consequência de todo esse processo, envolvendo a demanda e a disponibilidade de recursos naturais, é um aumento no número de grandes reservatórios decorrentes do barramento de rios de grande vazão (Prehl, 2006). Esse tipo de reservatório apresenta volume suficiente para diferentes usos. Segundo Pinto-Coelho *et al.*(2014), o novo paradigma na gestão ambiental dos reservatórios considera que os usos múltiplos são imprescindíveis para garantir a sustentabilidade dos mesmos. Assim, além da finalidade hidrelétrica, boa parte dessas águas estocadas tem sido utilizada para vários outros fins, como abastecimento, recreação, irrigação e aquicultura (Santos *et al.*, 2009, Tran *et al.*, 2011; FAO, 2012). Dentre as práticas de aquicultura, a piscicultura em tanques-rede tem se destacado nas últimas décadas.

O cultivo de peixes em tanques-rede tem contado com grandes incentivos governamentais (Ayrosa *et al.*, 2008). A Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca firmou um acordo com o Ministério do Meio Ambiente por meio da Instrução Normativa Interministerial nº8 de 26 de novembro de 2003 e do Decreto nº4.895 de 25 de novembro de 2003, os quais regulamentam o uso das águas públicas da União para a prática de aquicultura e estabelecem que a implementação de áreas aquícolas deve respeitar um limite máximo de 1,0% da área superficial dos corpos d'água.

Apesar dos incentivos do governo para a instalação dos tanques-rede em reservatórios, grande parte destes tem sido introduzida de maneira informal, antes da finalização do processo de licenciamento, o que dificulta o cumprimento dos requisitos estabelecidos nas regulamentações mencionadas (Ostrensky *et al.*, 2008). Essa informalidade marcante ocorre porque o procedimento para legalizar esses empreendimentos é considerado burocrático, moroso e caro, uma vez que a aquicultura é diretamente afetada por normas jurídicas referentes a diferentes setores (produção animal, recursos hídricos, saúde, entre outros) (Ayrosa *et al.*, 2008). Dentre os problemas gerados por essa informalidade encontram-se a falta de controle da qualidade do produto e, principalmente, os danos ambientais, os quais afetam a sociedade de forma mais ampla (Ostrensky *et al.*, 2008). Assim, espera-se que a sociedade, fazendo diferentes usos desses recursos, tenha interesse direto na qualidade de sua água e, portanto, exija maior cuidado e competência na gestão ambiental desses sistemas de produção. É importante salientar que usos múltiplos de recursos ambientais implicam em controles múltiplos (Pinto-Coelho *et al.*, 2014) e o foco na atividade aquícola é um dos mais importantes nesse contexto.

## 1.2. *Efeitos da aquicultura e dos tanques-rede na qualidade da água dos reservatórios*

Os tanques-rede são sistemas de cultivo intensivo que empregam uma considerável quantidade de ração para a produção de peixes (Garcia *et al.*, 2013), resultando em um significativo lançamento de restos de alimentos, fezes e excretas no ambiente. Segundo o modelo de perda e conversão de nutrientes proposto por Islam (2005), aproximadamente 132,5 kg de N e 25,0 kg de P são liberados no ambiente para cada tonelada de peixe produzido pelo sistema de piscicultura em tanques-rede. Este aporte é fonte potencial de impactos, causando mudanças marcantes na coluna d'água e no sedimento, proporcionando aumento nas concentrações de nutrientes e de matéria orgânica, além de aumento na condutividade elétrica, turbidez e, mais raramente, na temperatura da água (Cornel & Whoriskey, 1993). Geralmente observa-se ainda a diminuição nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), nos valores de pH e até mesmo na diversidade biológica (Cornel & Whoriskel, 1993; Figueredo & Giani, 2005).

O aporte de N e P na coluna d'água e no sedimento devido às atividades de piscicultura resulta na eutrofização do sistema (Guo & Li, 2003, Guo *et al.*, 2009). Segundo Loya & Kramarsk-Winter (2003), grande parte destes nutrientes está na forma de matéria orgânica particulada que se acumula no sedimento. A decomposição deste material comumente ocasiona aumentos nas concentrações de nutrientes dissolvidos na coluna d'água (Alpaslan & Pulatsu, 2008). Tal liberação de nutrientes a partir da decomposição no sedimento ocorre lentamente, sendo os nutrientes assimilados pelo plâncton e por organismos bentônicos, causando desestruturação destas comunidades a longo prazo (Dias *et al.*, 2011; Guo & Li, 2003). Além disso, a ração comumente contém outros elementos e substâncias prejudiciais à qualidade da água, aos sedimentos e à biota

aquática. Dentre esses elementos podem ser encontrados até mesmo metais pesados, tais como chumbo, cobre e zinco (Mendiguchía *et al.*, 2006).

Em relação aos aspectos de degradação provocados pela piscicultura de tanques-rede, nota-se que estes se estendem à biota de diferentes maneiras. Uma vez que essa atividade promove a eutrofização do sistema (Figueredo & Giani, 2005), modificações importantes são esperadas nas comunidades aquáticas. A eutrofização, independentemente do que a causa, resulta não apenas no aumento da biomassa fitoplanctônica, mas em mudanças na composição e estrutura desta comunidade, sendo que essas modificações podem ser indicadoras do grau de alteração sofrido pelos ecossistemas aquáticos (Padisák, 2000). Os organismos planctônicos funcionam como sensores refinados das variáveis ambientais e refletem a intensidade de variações destas no decorrer do tempo (Margalef, 1983; Bianchi, 2003). É amplamente aceita, por exemplo, a hipótese de que certos componentes do fitoplâncton de águas oligo e mesotróficas são especialmente favorecidos pelo processo de eutrofização, podendo gerar florações frequentes e maciças (Huszar & Caraco, 1998), como aquelas geralmente observadas para as cianobactérias. As florações resultam em redução da diversidade fitoplanctônica e alguns estudos mostram que o cultivo intensivo de peixes pode favorecer a ocorrência de tais eventos (Figueredo & Giani, 2005). É importante destacar que a escala da degradação promovida pelas atividades de piscicultura pode ser variável segundo a espécie cultivada e as técnicas empregadas no cultivo (Stigebrandt *et al.*, 2004). Assim, é imprescindível que se conheça as interações da espécie cultivada com o meio e com outras espécies para o manejo adequado e sustentável do sistema.

### 1.3. *Cultivo da tilápia: efeitos na qualidade da água e na cadeia trófica*

A tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, é a segunda espécie mais importante na piscicultura mundial, sendo a sua produção menor apenas que a de carpas (FAO, 2012). Em 2010 foi registrada a produção de aproximadamente 2,5 milhões de toneladas de tilápias, a qual movimentou valores superiores a US\$ 4 bilhões (FAO, 2012). A tilápia é um ciclídeo filtrador, de origem africana (Fernando, 1991), amplamente utilizada em cultivos intensivos em reservatórios tropicais. Parte do sucesso de seu cultivo se deve ao fato de se adaptar facilmente ao confinamento, apresentando grande tolerância a baixas concentrações de oxigênio e elevadas concentrações de amônia (Moreira *et al.*, 2001, Lazzaro, 1987). A espécie também apresenta rápido crescimento corporal, alta rusticidade, desenvolvimento larval simples e habilidade para reproduzir-se em cativeiro (Shepherd & Bromage, 1992). Outro fator a se destacar é o seu grande espectro alimentar, sendo que diferentes classes de tamanho de tilápias ingerem diferentes recursos (Drenner *et al.*, 1987, Lazzaro, 1987). Os adultos geralmente são herbívoros, mas se alimentam também de detritos (Fernando, 1989) e de zooplâncton (Starling & Rocha, 1990). Características como essas tornam a espécie uma das mais utilizadas no cultivo em tanques-rede, o que faz com que estudos dos impactos dessa atividade sejam importantes em escala global.

A tilápia tem sido considerada um problema em vários reservatórios do Brasil, e a exclusão ou o controle da espécie têm sido sugeridos como medidas para promover melhoria na qualidade de água (Starling *et al.*, 2002; Lazzaro *et al.*, 2003). No caso mais específico de seus efeitos na cadeia alimentar, a tilápia é um grande consumidor de fitoplâncton e, por isso, seu cultivo em altas densidades causa alterações nessa comunidade, podendo afetar toda a teia alimentar (Diana *et al.*, 1990; Figueredo & Giani, 2005).

#### 1.4. A abordagem científica dos impactos do cultivo de peixes

Muitos pesquisadores que avaliaram a influência do cultivo de peixes na qualidade da água executaram trabalhos experimentais (Figueredo & Giani, 2005) ou avaliaram um gradiente horizontal (Guo & Li, 2003) ou vertical (Rocha, 2006) no entorno de tanques-rede. Entretanto, a maioria dos trabalhos apresenta metodologia amostral muito simplificada, avaliando apenas os efeitos no interior do tanque e em um único ponto externo (Alpaslan & Pulatsü, 2008; Borges *et al.*, 2010, Degefu *et al.*, 2011). Uma amostragem em uma perspectiva espacialmente ampla, podendo-se mapear os impactos em um gradiente bidimensional (horizontal e vertical), ainda não foi descrita. Além disso, poucos trabalhos avaliaram a influência dos tanques-rede na estrutura da comunidade fitoplanctônica propriamente dita. Grande parte dos estudos é baseada em uma forma simplificada de avaliação do fitoplâncton, utilizando a concentração de clorofila *a* para estimar somente a biomassa total dessa comunidade. Uma vez que a estrutura da comunidade fitoplanctônica é um importante bioindicador de qualidade de água, registrar as alterações na contribuição relativa de cada espécie é fundamental para um melhor entendimento dos processos ocorrendo após a instalação de tanques-rede em reservatórios.

A extensão espacial dos impactos das áreas de aquicultura precisa ser conhecida para possibilitar um manejo sustentável e que minimize os impactos ambientais. Diante disso, tornam-se imprescindíveis os estudos sobre a extensão dos danos causados por esta atividade, sendo importante a avaliação bidimensional desses impactos assim como a caracterização da estrutura da comunidade fitoplanctônica e de mudanças sofridas por essa.



## **2. Objetivos**

Nesse trabalho, tivemos por objetivo fazer uma caracterização limnológica ao longo de gradientes bidimensionais (horizontais e verticais) no entorno de tanques-rede instalados em um reservatório tropical de grandes dimensões. Dentre as variáveis aquáticas avaliadas, destacam-se, além das físicas e químicas, aquelas voltadas para a biomassa total e estrutura da comunidade fitoplanctônica. Uma vez que o reservatório em questão é muito dendrítico, baías contendo tanques-rede poderiam tornar-se sensivelmente distintas do corpo central deste ecossistema ou de baías livres deste sistema de cultivo. Assim, também foi feita uma avaliação em escala mais ampla, de modo a permitir a comparação entre os dois tipos de baías. Pretende-se, dessa forma, caracterizar espacialmente as alterações na água causadas pela atividade de piscicultura, determinando os maiores impactos e suas consequências para o meio ambiente. Além disso, pretende-se identificar as distâncias e as variáveis que seriam ideais para melhor descrever as alterações provocadas pelo cultivo intensivo de tilápias em tanques-rede, uma vez que essas medidas teriam um valor prático em termos de manejo e conservação.

## **2. Hipóteses**

Tanques-rede geram um gradiente de mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica em seu entorno, o qual é resultado de um gradiente de mudanças físicas e químicas.

No reservatório, as baías em que tanques-rede são instalados tornam-se física, química e biologicamente distintas das que não apresentam atividades de piscicultura.

## **3. Predição**

Os tanques-rede são fontes potenciais de impactos ao ambiente. Dessa forma, seria esperada uma alteração especialmente na estrutura da comunidade fitoplanctônica. Muitos trabalhos mostram forte associação entre cianobactérias e eutrofização e, como os tanques tenderiam a gerar uma baía mais eutrofizada, seria esperada uma maior biomassa desse grupo nas baías com tanques.

Os tanques liberariam uma quantidade grande de matéria orgânica no sistema, pela excreção dos peixes e fragmentação e/ou decomposição do excedente da ração, o que deveria favorecer o fitoplâncton essencialmente mixotrófico, frequentemente representado por formas flageladas das classes Dinophyceae, Cryptophyceae e Euglenophyceae.

O íon amônio é o principal nutriente presente na excreção dos peixes. Dessa forma, seria esperado um aumento mais expressivo nas concentrações deste íon e o mesmo seria o principal nutriente para se detectar alterações no sistema.

## **4. Metodologia**

### *4.1. Área de estudo*

O trabalho foi desenvolvido no reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Furnas, localizado ao sudoeste do estado de Minas Gerais. Tal reservatório é resultado do barramento das águas do rio Grande entre os municípios de São José da Barra e São João Batista do Glória. Na região, o rio Sapucaí é o principal afluente do rio Grande, ambos têm dimensões similares e a confluência ocorre poucos quilômetros acima da barragem. Deste modo, o reservatório é caracterizado por uma forma em “V”, apresentando dois eixos (braços) principais, um formado pelo rio Grande e o outro formado pelo rio Sapucaí (figura 1). O reservatório apresenta grandes dimensões, tendo 1.459 km<sup>2</sup> de área superficial, profundidade média de 16 m e máxima em torno de 90 m (Figueredo & Giani, 2005). A extensão de cada um de seus dois eixos é de aproximadamente 160 km. O reservatório de Furnas apresenta, além de um aspecto dendrítico muito pronunciado, uma grande diferenciação nos padrões de uso do solo ao longo de suas diferentes sub-bacias. Essas duas características impõem grande compartimentação nas suas características limnológicas (Pinto-Coelho *et al.*, 2007). Assim, o reservatório é classificado como oligo- a mesotrófico na maior parte de sua extensão, mas algumas baías, em especial no eixo do rio Sapucaí, distinguem-se do corpo central por serem eutróficas (Sá Jr., 1994). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região se enquadra no tipo AW, que corresponde a tropical chuvoso, com inverno seco em que a temperatura média é superior a 18°C. O período chuvoso vai de outubro a março, sendo o trimestre entre junho e agosto praticamente seco (Pinto-Coelho *et al.* 2007).

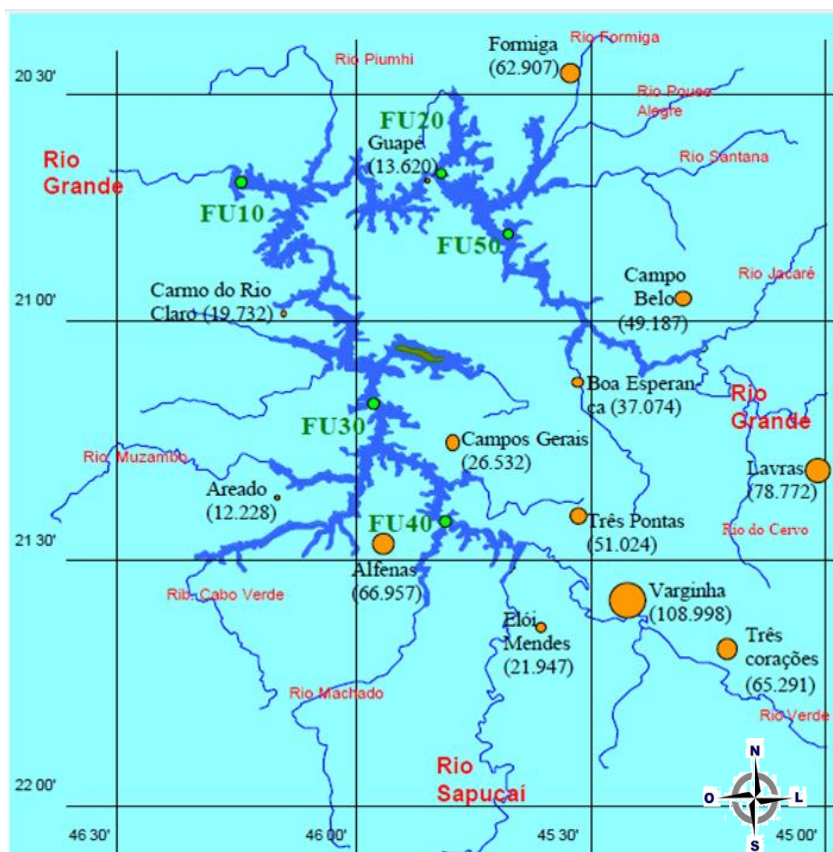


Figura. 1 – Mapa do reservatório da UHE de Furnas, evidenciando o tamanho da população das principais cidades (pontos alaranjados) localizadas em seu entorno, além dos pontos (em verde) de monitoramento da qualidade da água realizado por Furnas Centrais Elétricas S.A.

### 3.2. Pontos de amostragens

O estudo foi desenvolvido em dois períodos amostrais, sendo um no final da estação chuvosa (março/2013) e o outro na estação de seca (junho/2014). Em ambos foram feitas amostragens em duas baías contendo estações de piscicultura em tanques-rede, sendo uma localizada no eixo do rio Sapucaí  $S20^{\circ}48'33''/W46^{\circ}11'26,4''$  e a outra no eixo do Rio Grande  $S20^{\circ}43'08,8''/W45^{\circ}56'08,1''$  (figura 2, pontos em branco). Com essa amostragem, objetivou-se avaliar os efeitos desta atividade em escala local.

A piscicultura da baía amostrada no eixo do rio Sapucaí (figura 3) apresenta aproximadamente 140 tanques-rede instalados, com aproximadamente 80.000 a 100.000 peixes durante os períodos de produção máxima. Os tanques possuem dimensões aproximadas de  $3 \times 3 \times 2 \text{ m}$ , totalizando um volume de  $18 \text{ m}^3$  e são posicionados em linhas

paralelas. Os peixes são alimentados em diferentes períodos do dia e a quantidade total de ração lançada diariamente para os adultos chega a cerca de 1,5 toneladas dia<sup>-1</sup>.

Na primeira coleta, a piscicultura do eixo do rio Grande (figura 4) continha 87 tanques-rede com 120.000 peixes, sendo que a quantidade média anual de ração lançada era igual a 750 kg por dia. Os peixes apresentavam medidas em torno de 15 cm. Na segunda amostragem, essa baía apresentava aproximadamente 400 tanques-rede instalados.

Além dessas amostragens em baías contendo tanques-rede para avaliação de seu efeito em termos de um gradiente local, na segunda amostragem, em junho de 2014, foram adicionadas seis baías, três em cada um dos eixos do sistema, sendo todas elas sem a presença de tanques-rede (figura 2, pontos em vermelho).

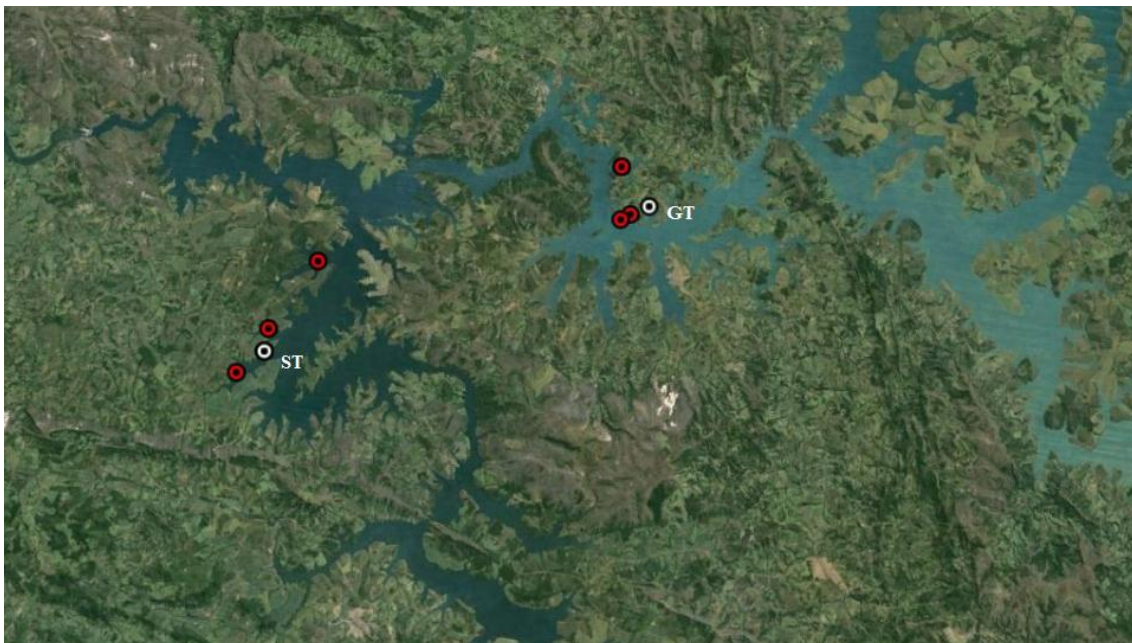


Figura 2. Baías amostradas no reservatório da UHE de Furnas. Pontos em branco: baías com tanques-rede (GT, ST). Pontos em vermelho: baías sem tanques-rede (Fonte: [www.googleearth.com](http://www.googleearth.com)).



Figura 3: Imagem de satélite da piscicultura amostrada no Braço do rio Sapucaí, mostrando os três pontos de amostragem no entorno da mesma (Fonte: [www.googleearth.com](http://www.googleearth.com)).



Figura 4: Imagem de satélite da piscicultura amostrada no Braço do rio Grande, mostrando os três pontos de amostragem no entorno da mesma. (Fonte: [www.googleearth.com](http://www.googleearth.com)).

### *3.3. Metodologia de amostragem e análises da água em laboratório*

Em ambas as campanhas foram obtidos dados de campo e amostras de água nas baías com tanques-rede localizadas nos dois braços do reservatório, sendo que a segunda campanha contou ainda com a amostragem das baías que não continham tanques. Para cada baía contendo tanques, as quantificações *in situ* e a obtenção de amostras foram feitas em três pontos (Figuras. 3 e 4), sendo um localizado em meio aos tanques-rede (GTA ou STA, para a baía do eixo do rio Grande e a do Sapucaí, respectivamente), um a 10 metros (GTB ou STB) e outro a 25 metros dos tanques-rede (GTC ou STC) (figura 5). Foram coletadas amostras em seis profundidades distintas em cada um dos pontos, de modo a permitir, em termos bidimensionais, avaliar de existência de um gradiente vertical, além do gradiente horizontal avaliado entre os pontos A, B e C. As profundidades foram definidas a partir da profundidade total, a qual foi dividida por 6 para se estabelecer as distâncias a serem amostradas de modo uniforme ao longo da coluna d'água (figura 5).

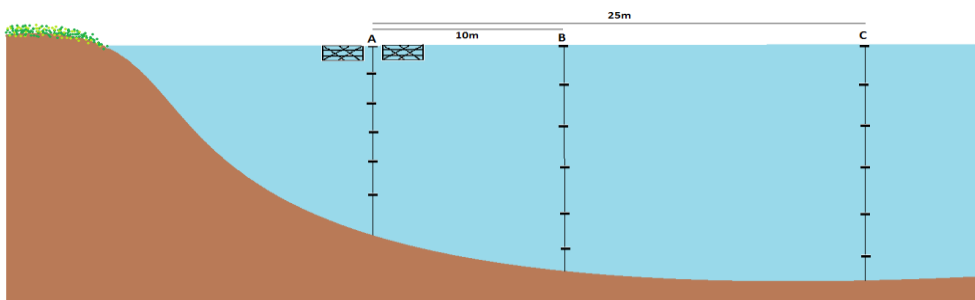


Figura 5 – Esquema dos pontos de amostragem no entorno dos tanques-rede. Nota-se que cada ponto para avaliação de gradiente horizontal (A, B e C) foi amostrado em 6 profundidades uniformemente distribuídas da superfície até o fundo, para avaliação de gradiente vertical.

Para cada uma das seis baías sem tanques-rede avaliadas na segunda campanha, foram amostrados dois pontos, sendo um deles (S1A, S2A e S3A para o eixo do rio Sapucaí; G1A, G2A e G3A para o eixo do rio Grande) próximo à margem e o outro (G1B, G2B e G3B para o eixo do rio Grande; S1B, S2B e S3B para o eixo do rio Sapucaí) próximo ao

corpo principal do reservatório. Cada ponto também foi avaliado quanto ao aspecto de diferenças verticais por meio de amostragens em duas profundidades, sendo uma próxima ao limite da zona eufótica e outra na zona afótica. Esta última foi localizada a aproximadamente 4 metros acima do fundo, de forma a evitar a influência direta do sedimento.

A transparência da água foi medida, por meio de disco de Secchi, em cada um dos pontos amostrais, sendo feito também um perfil de temperatura (°C), pH e oxigênio dissolvido ( $\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}$ ) utilizando uma sonda multiparâmetros YSI – 556 MPS.

As amostras de água foram obtidas utilizando uma garrafa de Van Dorn, sendo cada amostra fracionada em três subamostras. Uma delas foi armazenada em sua forma natural para as análises de fósforo total e nitrogênio total. Outra fração de amostra em estado natural foi preservada com lugol acético a 1% para quantificação do fitoplâncton. A terceira fração foi filtrada em filtros de fibra de vidro do tipo GFA de  $0,45 \mu\text{m}$  de poro e congelada para posterior análise de nutrientes dissolvidos em laboratório. Além disso, amostras para análise qualitativa do fitoplâncton foram obtidas por meio de arraste superficial de rede de plâncton com malha  $20 \mu\text{m}$  e fixadas em solução de formalina.

As análises de nutrientes foram realizadas por meio de métodos colorimétricos, sendo que as concentrações de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato foram determinadas no sistema automatizado FIA-Lab 2500 (FIA Lab, USA), enquanto as análises de fósforo reativo solúvel e de fósforo total foram feitas por meio de leitura em espectrofotômetro, segundo técnicas descritas em APHA (1995). Todas as análises foram realizadas no laboratório de Limnologia Aplicada da Universidade Federal de



São João del-Rey, coordenado pelos professores Iola Gonçalves Boëchat e Björn Gücker.

A identificação e a quantificação do fitoplâncton foram realizadas em microscópico invertido ZEISS WINKEL, segundo a técnica de Utermöhl (1958). A quantificação do fitoplâncton se deu com base em biovolume e esse foi calculado segundo Rott (1981) e Sun & Liu (2003).

#### *3.4. Análises estatísticas*

Para avaliar a existência de um gradiente na composição da comunidade fitoplanctônica, diante da presença dos tanques-rede, foi feita uma análise discriminante. Esse tipo de análise foi escolhido uma vez que tem como objetivo discriminar grupos amostrais previamente definidos, com base em variáveis discriminantes (diferenciadoras). Dessa forma, utilizamos o biovolume total de cada uma das classes fitoplanctônicas e estabelecemos os pontos amostrais como variável discriminante. A análise foi feita para cada um dos eixos amostrados e nos diferentes períodos de estudo. Para os dados gerados na segunda campanha, também foi feita uma análise discriminante utilizando a comunidade fitoplanctônica (biovolume de cada classe). Entretanto, as baías contendo tanques-rede e as sem tanque foram estabelecidas como variável discriminante para avaliar a existência de diferenças na estrutura do fitoplâncton em relação à presença ou ausência de tanques.

Foi feita uma PCA utilizando somente os dados físicos e químicos, verificando a distribuição dos pontos analisados em relação à presença e à ausência dos tanques-rede. Para as variáveis físicas e químicas também foi feita uma ANOSIM para verificar a existência de diferenças significativas entre as baías. Por meio de regressão múltipla,

foram avaliadas as relações entre as classes taxonômicas que mais contribuíram para a caracterização do sistema e as variáveis físicas e químicas, permitindo identificar quais dessas variáveis mais influenciam a estrutura da comunidade fitoplanctônica. Em síntese, essa análise permitiria detectar quais variáveis estariam mais relacionadas às respostas do sistema à instalação de tanques-rede.

#### 4. Resultados

##### 4.1. Influência de tanques-rede em um gradiente de distância

A transparência da água não sofreu alterações importantes devido à presença dos tanques-rede, uma vez que não se verificou uma tendência nos valores de Secchi em relação ao distanciamento dos tanques (figura 6). O que se verificou foram valores de transparência menores na primeira amostragem do que na segunda. Observou-se também que os valores de transparência foram um pouco mais altos para os pontos do eixo do rio Sapucaí em relação aos pontos do eixo do rio Grande, sendo essa diferença estatisticamente significativa na primeira ( $t=2$ ,  $p= 0,002$ ) e na segunda amostragem ( $t=2$ ,  $p=0,001$ ).

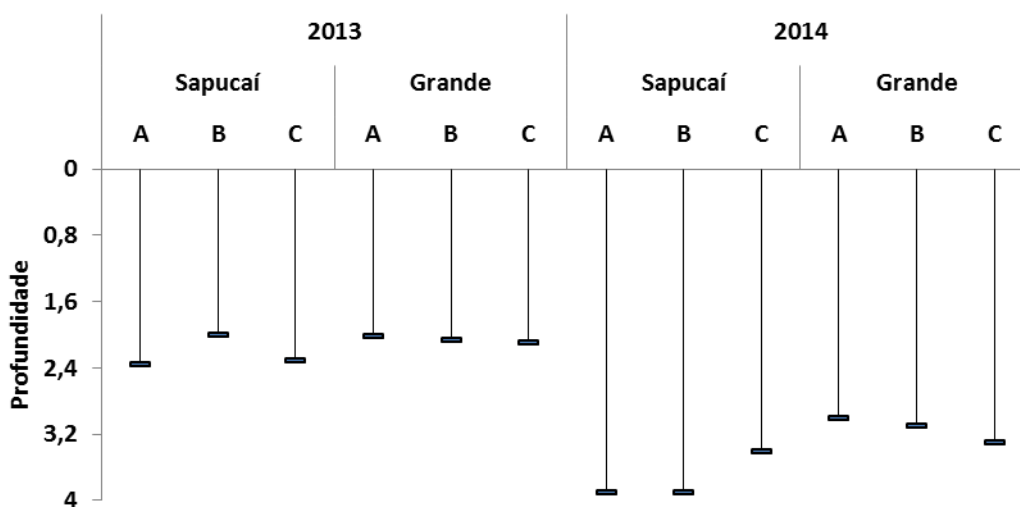
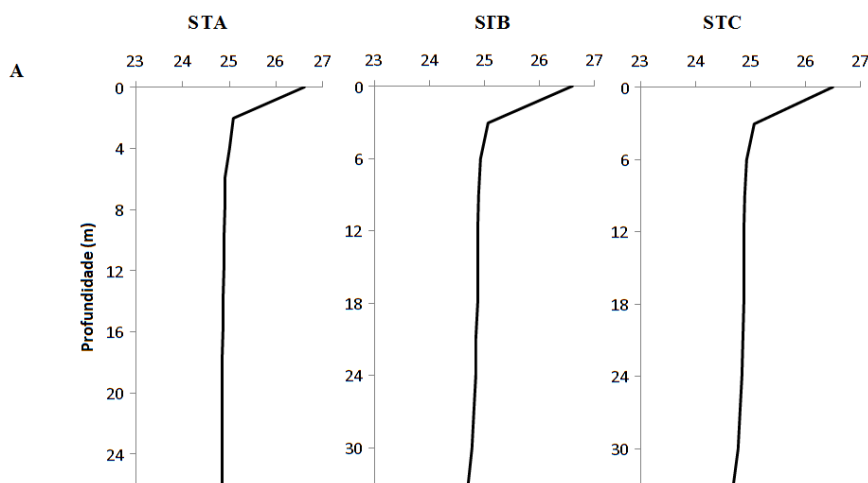


Figura 6: Transparência da água (Profundidade de Secchi) na primeira e na segunda amostragem das baías contendo tanques-rede nos rios Sapucaí e Grande. A, B e C representam o gradiente de distância em torno dos tanques-rede.

A temperatura da água foi praticamente constante ao longo do gradiente vertical para todos os pontos analisados (figura 7), mostrando uma possível estratificação térmica envolvendo temperaturas mais altas apenas em uma estreita camada superficial em ambos os períodos de amostragem. A temperatura média (entre as duas primeiras profundidades dos três pontos) na superfície do rio Sapucaí foi de 26,5 ( $\pm 0,05$ ) e 22,9 ( $\pm 0,05$ ) °C respectivamente para a primeira e segunda coleta, enquanto que a média do gradiente vertical ficou em torno de 24,8 ( $\pm 0,08$ ) e 22,7 ( $\pm 0,08$ ) °C para a primeira e a segunda coleta respectivamente. No braço do rio Grande, as médias superficiais foram de 26,1 ( $\pm 0,15$ ) e 23,7 ( $\pm 0,11$ ) °C, sendo que para a coluna d'água foram de 24,9 ( $\pm 0,39$ ) e 22,6 ( $\pm 0,05$ ) °C, ambas para primeira e a segunda coleta respectivamente.



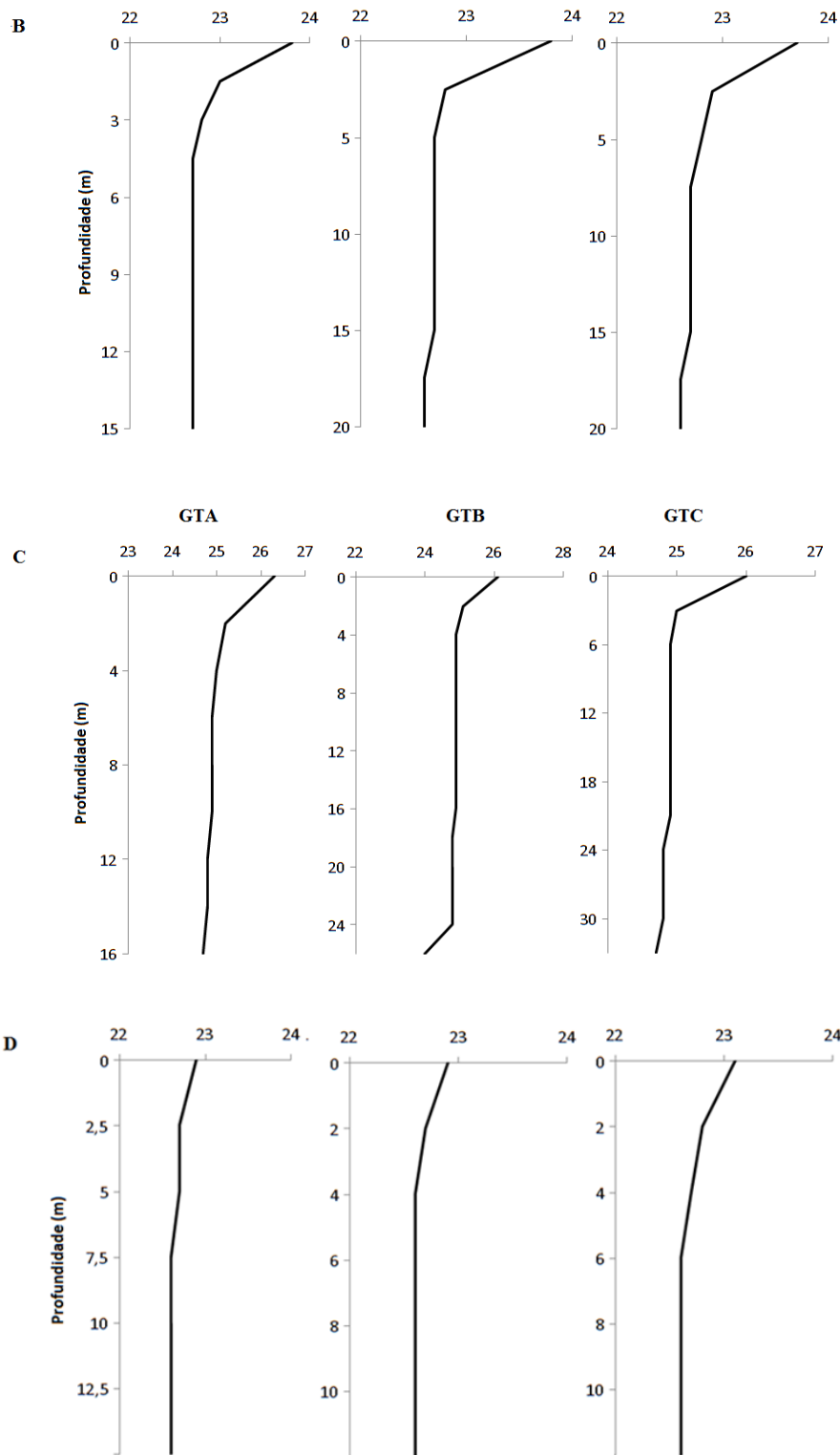
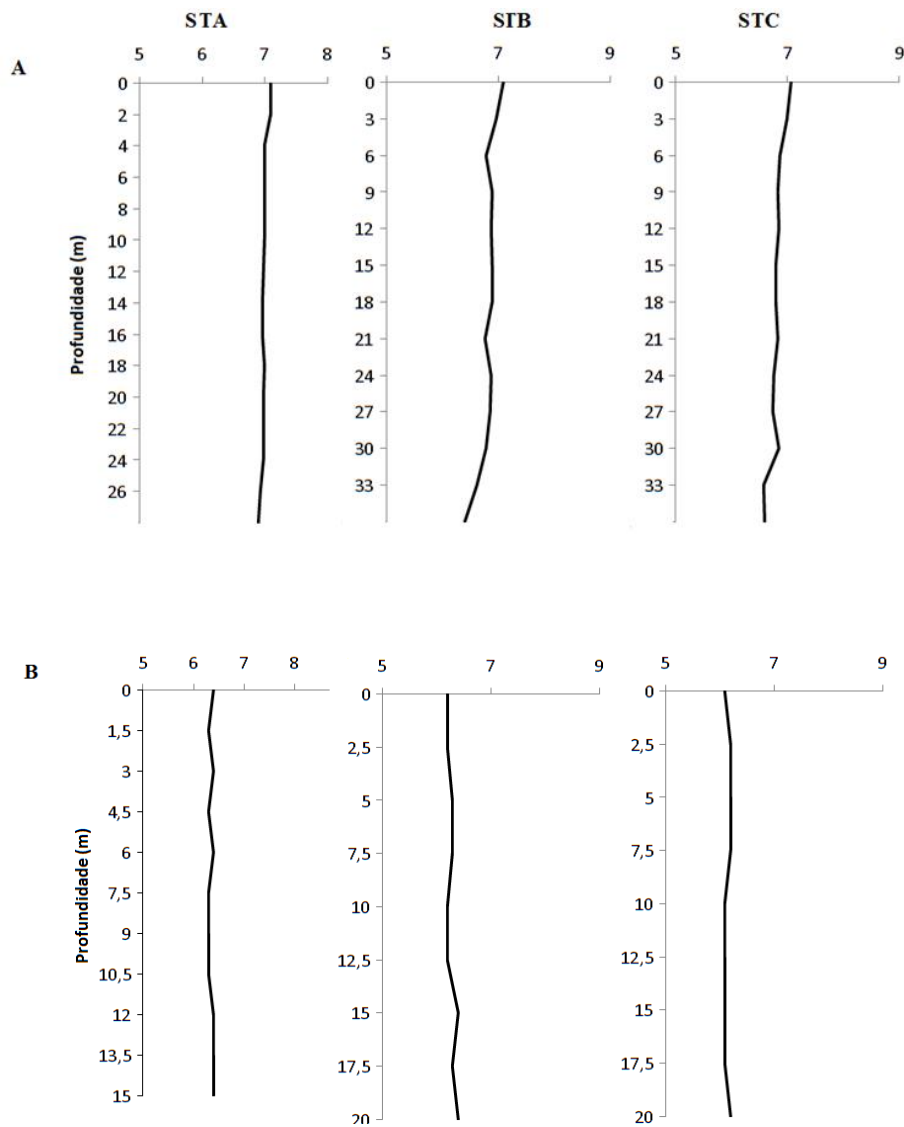


Figura 7: Perfis de temperatura nos pontos de amostragem: (A) Sapucaí durante a 1º coleta, (B) Sapucaí durante a 2º coleta, (C) Grande durante a 1º Coleta, (D) Grande durante a 2º coleta.

Os valores de pH foram praticamente constantes em todo o gradiente vertical, variando em torno de 6,8 para todos os pontos amostrados na primeira coleta. Na segunda coleta, os valores foram de aproximadamente 6,2 ( $\pm 0,12$ ) e 6,4 ( $\pm 0,10$ ), respectivamente para as baías dos rios Sapucaí e Grande (figura 8).



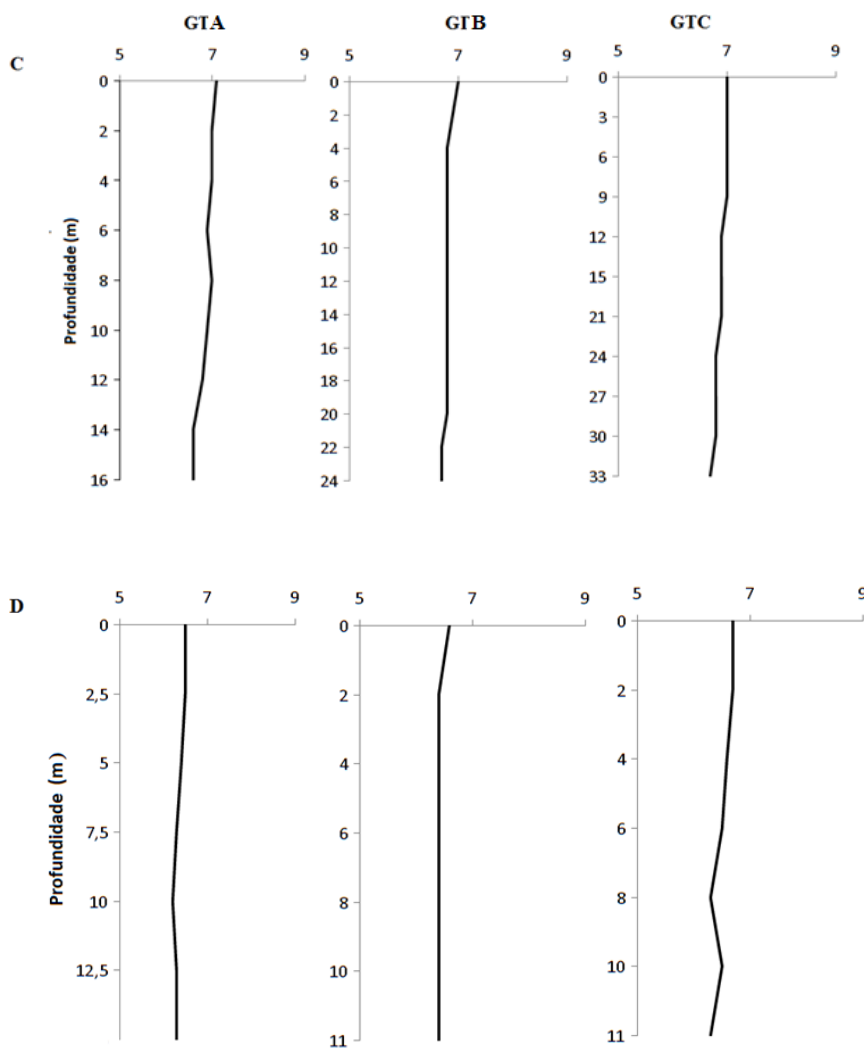
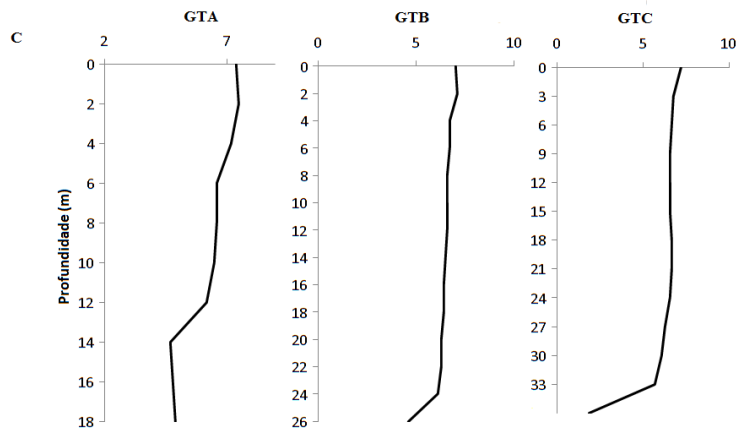
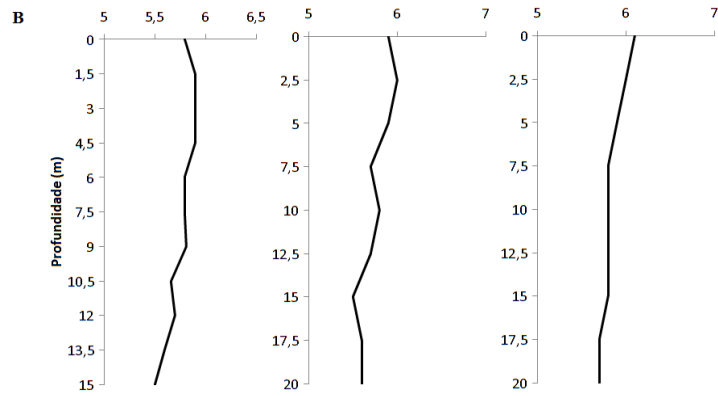
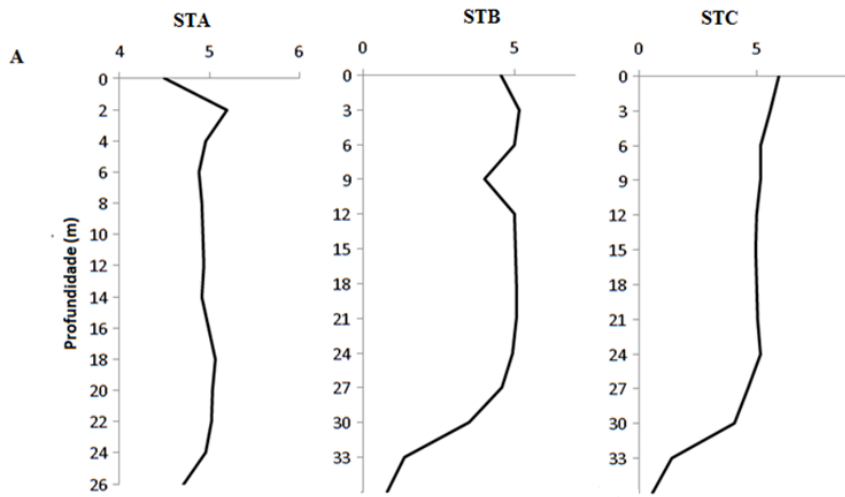


Figura 8: Perfis de pH nos pontos de amostragem: (A) Sapucaí durante a 1<sup>o</sup> coleta, (B) Sapucaí durante a 2<sup>o</sup>coleta, (C) Grande durante a 1<sup>o</sup>Coleta, (D) Grande durante a 2<sup>o</sup> coleta.

Para todos os pontos e amostragens, as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) foram relativamente constantes ao longo dos perfis verticais, havendo uma pequena queda na região afótica (figura 9). As médias das concentrações de OD no eixo do rio Sapucaí foram iguais a 4,5 ( $\pm 1,01$ ) e 5,7 ( $\pm 0,14$ ) mg L<sup>-1</sup> na primeira e segunda coleta, respectivamente. Para o eixo do rio Grande, os valores médios foram iguais a 6,3 ( $\pm 0,98$ ) e 5,7 ( $\pm 1,4$ ) mg L<sup>-1</sup> na primeira e segunda coleta, respectivamente.



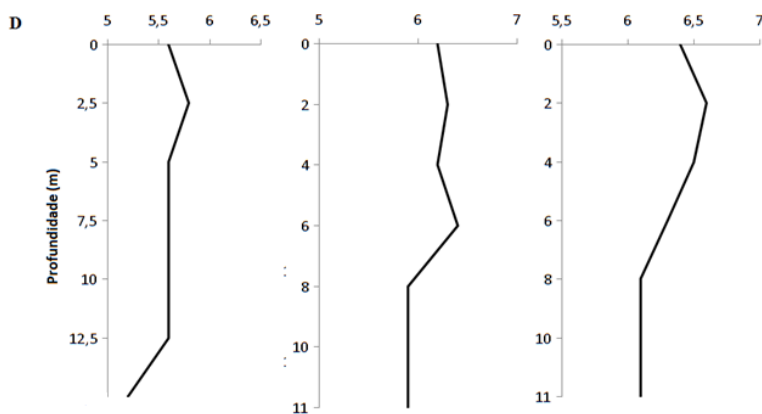
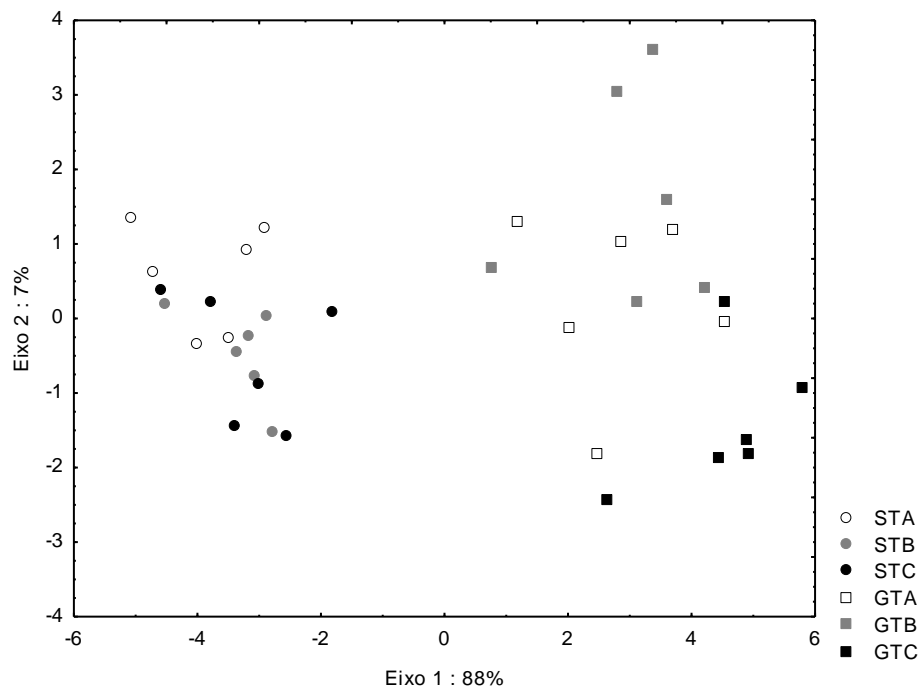


Figura 9: Perfil de Oxigênio dissolvido nos pontos amostrados: (A) Sapucaí 1ª coleta, (B) Sapucaí 2ª coleta, (C) Grande 1ª Coleta, (D) Grande 2ª coleta.

Na análise discriminante em que foram utilizados os pontos amostrais como variável resposta e as classes fitoplanctônicas como variáveis independentes houve uma separação entre os dois braços do reservatório, principalmente relacionada ao eixo 1 (figura 10). Na primeira coleta, essa separação foi mais evidente do que na segunda coleta. Para ambas as amostragens, o eixo 1 explicou 88% da variância dos dados. O eixo 2, por sua vez, explicou aproximadamente 8% da variância do sistema e parece relacionado a uma pequena diferença entre os pontos A, B e C, mas sem a apresentação de um gradiente horizontal definido. As classes fitoplanctônicas que mais responderam a essa estruturação foram as Cyanophyceae e as Cryptophyceae para os dois períodos amostrais.

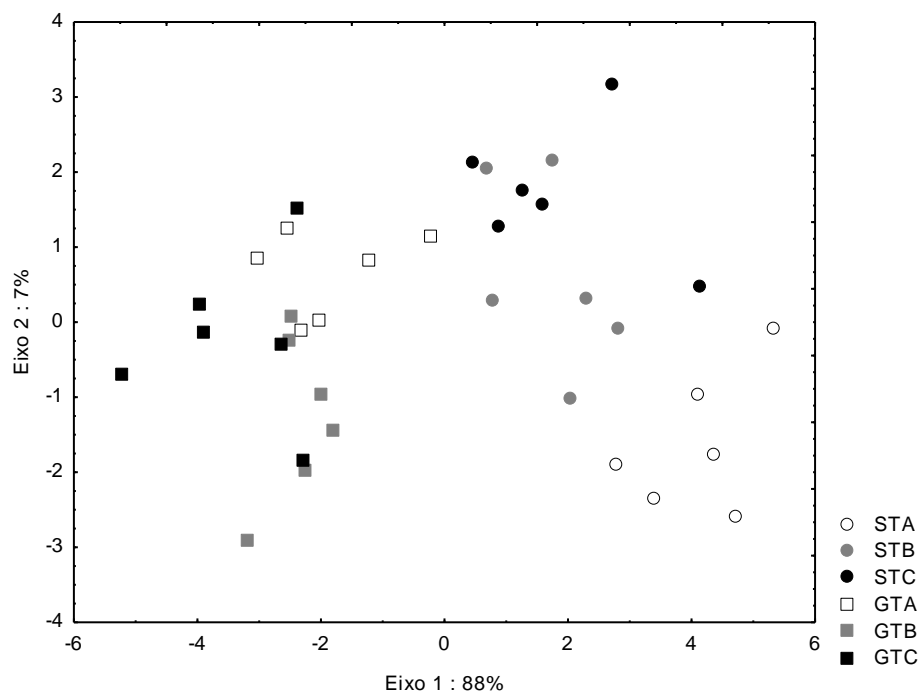
A





	Eixo 1	Eixo 2
Cyanophyceae	0,986	0,061
Chlorophyceae	0,219	-0,284
Cryptophyceae	0,260	0,867
Euglenophyceae	0,205	-0,092
Bacillariophyceae	-0,348	0,6
Chysophyceae	0,319	-0,666
Dinophyceae	0,154	-0,694
Zygnemaphyceae	0,57	0,276
Eigenvalue	14,7	1,08
P valor	0,00	0,08

B



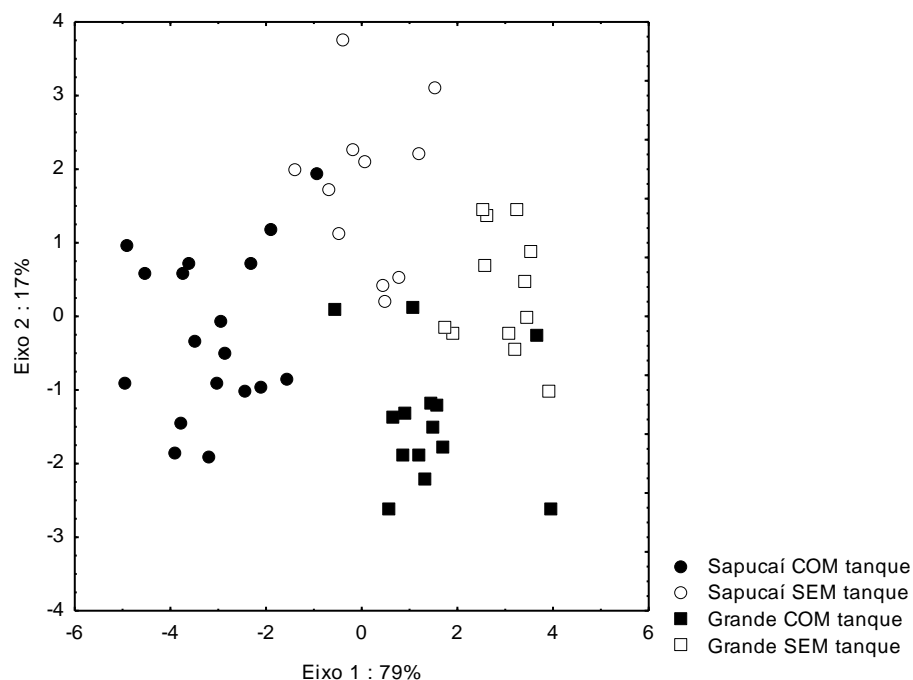
	Eixo 1	Eixo 2
Cyanophyceae	1,024	0,338
Chlorophyceae	-0,06	-0,032
Cryptophyceae	-0,733	0,854
Euglenophyceae	0,183	-0,005
Bacillariophyceae	-0,165	-0,088
Chysophyceae	-0,173	-0,236
Dinophyceae	0,325	0,243
Zygnemaphyceae	0,661	0,151
Eigenvalue	9,867	1,963
P valor	0,000	0,01

Figura 10: Resultados da análise discriminante com as classes fitoplanctônicas, tendo como a variável discriminante o ponto amostral. (A) 1º coleta, (B) 2º coleta.

A distribuição de pontos nos gráficos gerados a partir das análises discriminantes apontou uma diferenciação entre as amostras obtidas no entorno dos tanques, No ponto do rio Sapucaí essa separação foi mais perceptível, refletindo uma tendência à diferenciação.

#### *4.2. Influência em grande escala: diferenciação entre baías contendo ou não tanques-rede*

A análise discriminante explorando os dados da comunidade fitoplanctônica, tendo-se como variável independente a presença e a ausência de tanques-rede nas baías, resultou em uma separação dos dois braços do reservatório no eixo 1, o qual explica 79% da variância dos dados (figura 11), reforçando que eles são naturalmente distintos. Nota-se, ainda, que a presença dos tanques amplificou ainda mais essa diferença (Figura 9). Os grupos de algas responsáveis por gerar tais diferenças foram as cianobactérias e as dinofíceas. Além disso, nota-se que a instalação da piscicultura de tanques-rede no braço do reservatório formado pelo rio Sapucaí foi o que resultou em uma maior diferenciação em relação a todo o conjunto de dados e locais de amostragem, uma vez que este conjunto de pontos está deslocado tanto em relação ao eixo 1 quanto ao 2 (Figura 11). O conjunto de pontos da baía do rio Grande com tanques-rede desloca-se somente em relação ao eixo 2, que explica menos (apenas 17%) da variância total dos dados. As algas responsáveis por essas respostas foram as Bacillariophyceae, com maior biomassa em pontos com tanque.



	Eixo 1	Eixo 2
Cyanophyceae	-0,971	0,357
Chlorophyceae	0,258	0,39
Cryptophyceae	0,156	-0,073
Euglenophyceae	-0,168	-0,04
Bacillariophyceae	-0,242	-0,875
Chysophyceae	0,304	-0,201
Dinophyceae	-0,579	-0,311
Zygnemaphyceae	-0,404	0,235
Eigenvalue	5,788	1,176
P valor	0,000	0,000

Figura 11: Resultado da análise discriminante, classes fitoplancônicas tendo como variável preditora a presença ou a ausência de tanques-rede.

Para as variáveis físicas e químicas analisadas por meio de uma PCA também foi verificada uma diferenciação entre os braços estudados (figura12). Essa separação é explicada pelo eixo 1 que responde a 76% variância dos dados. Na figura 10, observa-se também uma diferenciação entre as baías com e sem tanques, sendo essa variação relacionada ao eixo 2, o qual explica apenas 14.09% da variância total dos dados. As variáveis que mais influenciaram essa distribuição foram o íon amônio e o fósforo total (figura 12). Para as variáveis físicas e químicas, houve uma heterogeneização em

relação ao eixo 1, o qual é claramente relacionado à eutrofização, sendo fortemente influenciado por nutrientes, em especial o amônio.

As concentrações de amônio foram mais altas no braço formado pelo rio Sapucaí, com valor médio igual a  $134,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , enquanto que a média no braço do rio Grande foi igual a  $12,2 \mu\text{g L}^{-1}$  (figura 13). Na presença dos tanques-rede, as concentrações de amônio sofreram aumento nos dois braços do reservatório, mas esse aumento foi mais expressivo no rio Grande. Os valores médios do braço do rio Sapucaí aumentaram cerca de 8%, passando para  $145,6 \mu\text{g L}^{-1}$ . No rio Grande esse aumento foi de cerca de 86%, atingindo uma média igual a  $89,7 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Como consequência da instalação dos tanques-rede, as concentrações de fósforo total aumentaram somente no braço do rio Sapucaí, no qual a média da concentração nas baías sem tanques foi igual a  $7,5 \mu\text{g L}^{-1}$ , aumentando para  $19,9 \mu\text{g L}^{-1}$  na presença dos tanques. No eixo do rio Grande, os valores médios foram iguais a  $23,6$  e  $23,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , nas baías com e sem tanques, respectivamente.

As concentrações de SRP diminuíram nas baías contendo tanques-rede em ambos os braços do reservatório. No rio Sapucaí, a concentração média foi de  $7,2 \mu\text{g L}^{-1}$  nas baías sem tanques e de  $3,6 \mu\text{g L}^{-1}$  na baía com tanques. No braço do rio Grande, a média nas baías sem tanques foi igual a  $23,6 \mu\text{g/L}$  e na baía com tanques foi igual a  $4,8 \mu\text{g L}^{-1}$ .

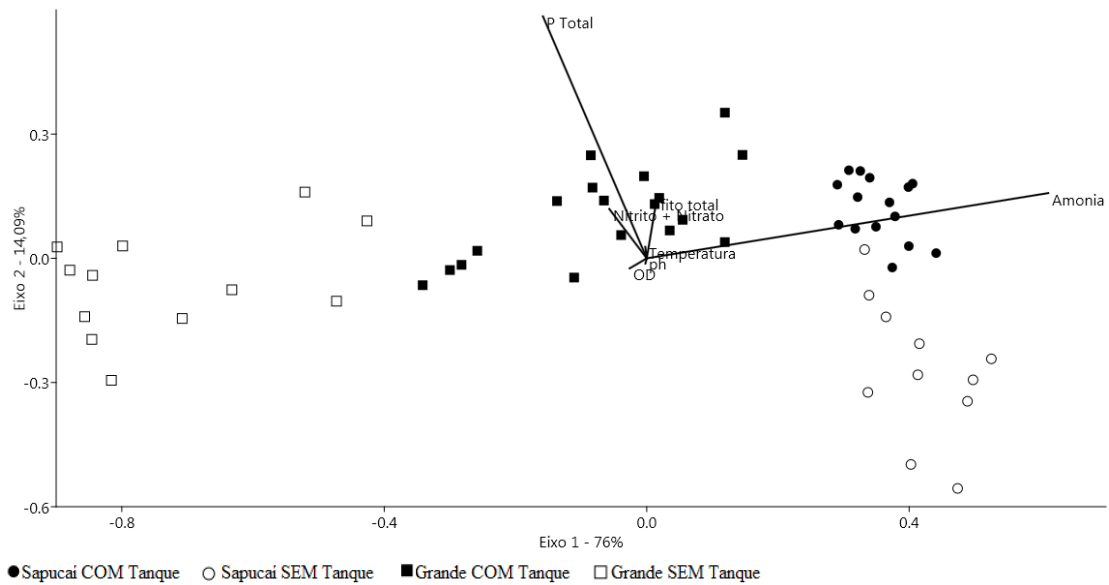


Figura 12: Resultado da PCA utilizando variáveis físicas e químicas na determinação de fatores que mais influenciam o ambiente analisado.

As análises de similaridade (ANOSIM) mostraram que existem diferenças significativas entre as baías com presença de tanques-rede e aquelas sem tanques ( $R=0,396$ ,  $p=0,001$ ), ( $R=0,595$ ,  $p=0,001$  para as variáveis físicas e químicas, no rio Sapucaí e Grande respectivamente, e , ( $R=0,471$ ,  $p=0,001$ ) e ( $R=0,216$ ,  $p=0,001$ ) para o biovolume fitoplanctônico no rio Sapucaí e Grande respectivamente. Essas diferenças foram notadas tanto para variáveis físicas e químicas, como para a estrutura da comunidade fitoplanctônica .

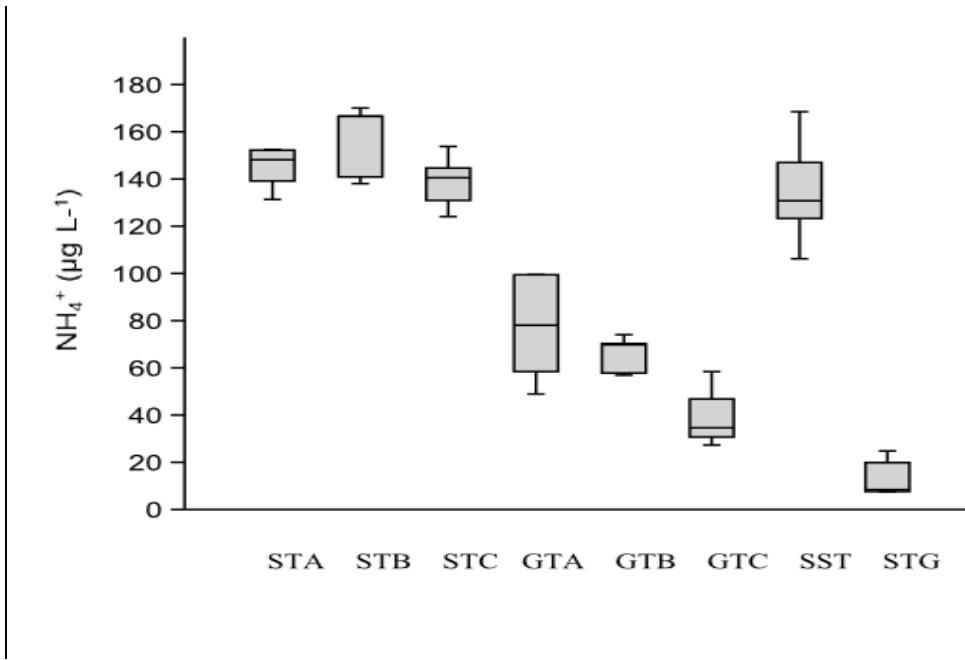


Figura 13: Concentração de amônio nos pontos e profundidades amostradas, na segunda amostragem.

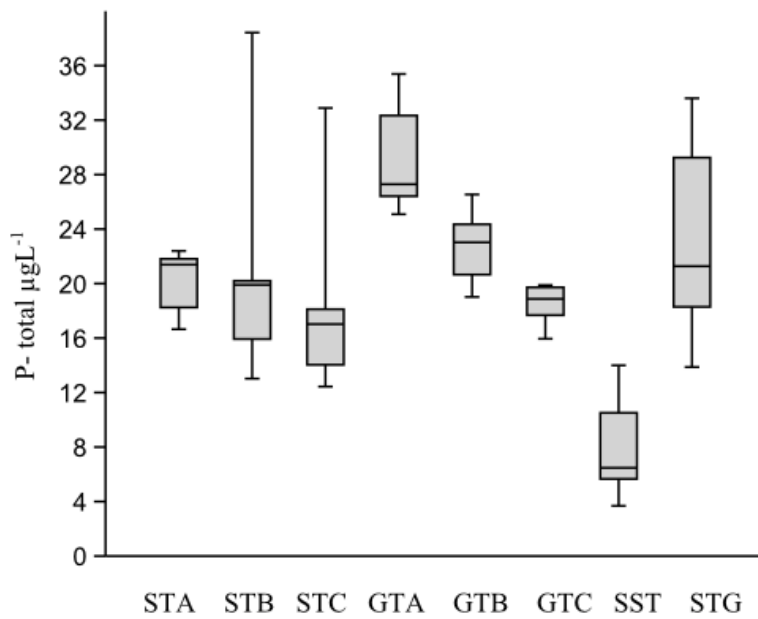


Figura 14: Concentrações de Fósforo total nos pontos e profundidades amostradas, na segunda amostragem.

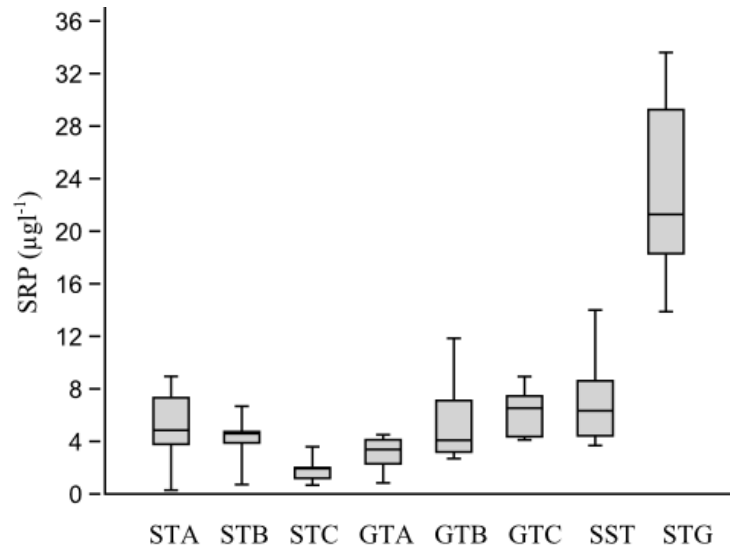


Figura 15: Concentrações de Fósforo reativo solúvel nos pontos e profundidades amostradas, na segunda amostragem.

A comunidade fitoplanctônica do reservatório de Furnas se diferenciou nas baías com tanques-rede em comparação com as baías que não possuem tanques. Observou-se um aumento na biomassa fitoplanctônica nas baías com tanques em relação às baías sem tanques. Foram identificadas 78 espécies distribuídas em 10 classes. As classes fitoplanctônicas que mais sofreram diferenciação devido à presença dos tanques-rede foram Dinophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae, as quais exibiram aumento em biovolume (Figura 16).

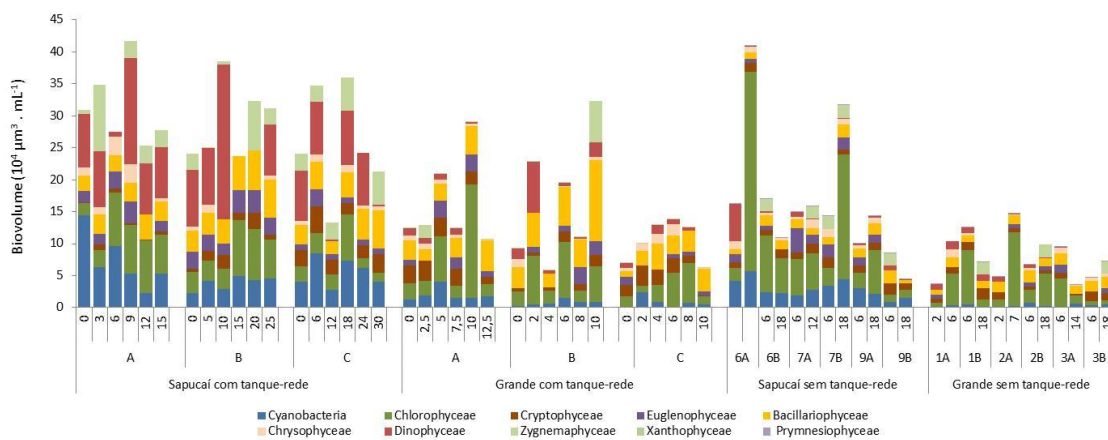


Figura 16: Estrutura da comunidade fitoplanctônica, em biovolume, no segundo período amostral, em pontos com e sem a presença de tanques.



Segundo os resultados da regressão múltipla, o P-total foi a única variável a influenciar significativamente no aumento de Bacillariophyceae nas baías contendo tanques-rede. As Dinophyceae, somente sofreram influência do amônio, enquanto Cyanophyceae foi significativamente influenciada por amônio e SRP, além de temperatura (Tabela 1).

As equações finais obtidas para as regressões múltiplas foram:

$$\text{Cyanophyceae} = -0,335 + (0,408 * \text{Amônio}) - (0,00152 * (\text{Nitrito+Nitrato})) - (0,187 * \text{SRP}) + (0,174 * \text{P total}) - (4,514 * \text{Temperatura}) + (7,138 * \text{pH})$$

$$\text{Bacillariophyceae} = -0,289 + (0,129 * \text{Amônio}) + (0,185 * (\text{Nitrito+Nitrato})) - (0,00711 * \text{SRP}) + (0,210 * \text{P total}) + (1,394 * \text{Temperatura}) - (2,380 * \text{pH})$$

$$\text{Dinophyceae} = -0,320 + (0,162 * \text{Amonia}) + (0,173 * (\text{Nitrito+Nitrato})) - (0,200 * \text{SRP}) + (0,283 * \text{P total}) - (1,433 * \text{Temperatura}) + (1,970 * \text{pH})$$

Tabela 1: Resultados das três análises de regressão múltipla avaliando a conexão entre variáveis físicas e químicas relacionadas às classes fitoplanctônicas mais representativas no sistema.

	Bacillariophyceae		Dinophyceae		Cyanophyceae	
	P	Beta	P	Beta	p	Beta
Amônio	0,0606	0,139	0,0179*	3,02	0,0001*	1,817
Nitrito/Nitrato	0,1459	-0,154	0,8481	1,845	0,6260	0,971
SRP	0,8951	0,041	0,7727	0,388	0,01547*	-0,295
P-Total	0,0433*	0,196	0,3024	-1,412	0,2462	-0,782
Temperatura	0,1010	-1,113	0,6075	-0,143	0,0000*	4,524
pH	0,3471-	1,007	0,0075*	-0,01	0,7899	1,446

\*Valores significativos P < 0,05

## 5. Discussão

### 5.1. *Influência de tanques-rede em pequena escala: gradientes de distância*

A primeira amostragem correspondeu a um período com maior incidência de chuvas. Isso poderia justificar a menor transparência da água, uma vez que as chuvas podem revolver o sedimento e, principalmente, atuar no carreamento de material particulado das margens para o interior do reservatório (Leite, 1998). A maior transparência na segunda amostragem deve resultar desta ter sido realizada durante um período seco, onde o nível do reservatório estava consideravelmente mais baixo, mas sofrendo menor influência de materiais advindos das margens.

O ambiente se mostrou bastante homogêneo para as variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido, evidenciando ausência de estratificação e sugerindo ocorrência de circulação relativamente intensa das massas de água. De modo geral, as variáveis analisadas diferenciaram pouco ao longo da coluna d'água. Até mesmo o fitoplâncton, composto de microrganismos dependentes de disponibilidade de luz, não apresentou um perfil de distribuição com clara diferenciação entre a zona eufótica e a afótica, evidenciando a inexistência de um gradiente vertical. Isso pode ser consequência de uma importante mistura de massas de água (Brookes *et al.*, 2013) no sistema nos períodos amostrados. As temperaturas mais elevadas estiveram restritas às camadas superficiais. Provavelmente, a temperatura do ar não estava alta o suficiente nos períodos de coleta a ponto de influenciar fortemente essa grande massa de água desse reservatório de grande dimensão. Segundo Kubitzka (1999), tilápias são peixes tropicais que apresentam conforto térmico entre 27 e 32°C, podendo morrer se manuseadas em temperaturas abaixo de 22 °C. A temperatura mais alta na superfície está justamente no ponto em que os tanques estão instalados, o que provavelmente é de grande importância

para as pisciculturas. A maior diferenciação entre zona eufótica e afótica quanto às concentrações de OD na coleta do período chuvoso parece resultar do reservatório estar mais cheio. Conseqüentemente, as maiores profundidades foram registradas nesse período e, deste modo, as camadas mais profundas estariam mais sombreadas, com menor ocorrência de atividade fotossintética e menores valores de OD. Entretanto, considerando a pequena biomassa fitoplanctônica no sistema estudado, esta conexão entre fitoplâncton e concentrações de OD provavelmente não seriam tão importantes. Assim, outra possibilidade seria que nas maiores profundidades os efeitos da difusão de oxigênio a partir da atmosfera seriam menos perceptíveis.

A análise discriminante mostrou uma diferenciação dos braços quanto à composição do fitoplâncton, o que também foi verificado por Heleno (2009). Tanto o estudo dessa autora quanto o presente detectaram que o braço do rio Sapucaí apresentou uma concentração maior de cianobactérias que o do rio Grande. No presente estudo, Chlorophyceae também foi uma classe mais abundante no rio Sapucaí. Em consequência, a biomassa fitoplanctônica total no rio Sapucaí também é maior do que a biomassa total do rio Grande. É possível que essa diferenciação se deva ao uso e ocupação de solos no entorno do reservatório ser distinto entre os braços (Figueredo, 2002).

A grande similaridade entre os pontos A, B e C nos gradientes em torno dos tanques, com uma pequena tendência de diferenciação apenas no braço do rio Sapucaí na estação seca, pode vir a ser explicada pelas pequenas distâncias entre os pontos amostrados. Guo & Li (2003) apontaram que os maiores impactos dos tanques-rede foram perceptíveis principalmente em um raio de até 50 metros no entorno dos tanques e todas as distâncias analisadas no presente trabalho foram menores. Em seu trabalho, Guo & Li (2003) apresentam uma relação inversa entre a concentração de fitoplâncton e a

distância dos tanques, mas essa relação só foi perceptível a partir dos 60 m de distância dos tanques estudados por esses autores. Outros fatores que podem estar causando essa homogeneidade nos dados gerados em Furnas são o fluxo natural das águas e a direção dos ventos, sendo que ambos não foram avaliados em nosso estudo. Degefu *et al.* (2011), Pinto Coelho *et al.* (2007) e Brookes *et al.* (2013) mostram que o fluxo pode ser amplificado pela ação dos ventos. O vento pode estar atuando como um impulsionador de mistura na coluna d'água, causando a homogeneidade observada para muitas variáveis em ambos os braços do reservatório. Em ambientes onde se tem grande circulação, geralmente não é detectada influência dos tanques ou esta é observada apenas como impactos transitórios (Aure & Stigebrandt 1990).

Estudos de impacto de atividades de piscicultura devem considerar também o tempo de estabilização dos tanques no ambiente (Dias *et al.*, 2011; Borges, 2010). Estimulada pelos estudos técnico-científicos visando à delimitação de parques aquícolas, como o de Pinto-Coelho (2007), houve uma expansão no número desses sistemas cultivo no reservatório de Furnas a partir de 2009 (Domingos, com. Pess.). Diante disso, é importante salientar que os sistemas de cultivo avaliados já estavam ativos há algum tempo e, provavelmente, sua área de influência estaria ampla em relação às distâncias estabelecidas para amostragem. Outro aspecto a ser considerado é o fato da similaridade entre os pontos A, B e C aparentemente variarem entre coletas, sugerindo que seria importante aumentar a frequência de amostragem para intervalos de tempo menores, permitindo detectar aspectos de sazonalidade nos impactos ambientais.

*5.2. Influência dos tanques-rede em grande escala: diferenciação entre baías contendo ou não instalações de piscicultura*

Após a primeira amostragem ter evidenciado a inexistência de diferenças entre os pontos amostrados ao longo do gradiente no entorno dos tanques, foram adicionados pontos em baías que não possuem tanques-rede com o intuito de ampliar as distâncias avaliadas.

O conjunto total dos dados gerados para baías contendo ou não tanques-rede reforçaram algumas tendências registradas nas amostragens apenas de gradiente no entorno dos tanques. Assim como observado para a comunidade fitoplanctônica, as variáveis físicas e químicas também apontaram para a diferenciação dos braços do reservatório, o que também foi mencionado no trabalho de Heleno (2009). Um fator que pode justificar tal tendência é o fato do rio Sapucaí estar margeado por municípios que apresentam maiores populações, o que resultaria em um maior impacto antrópico no entorno desse braço (Figueredo, 2002).

Os efeitos dos tanques sobre o fitoplâncton ocorreram em relação a dois aspectos: alteração na biomassa total (densidade) e alteração na estrutura da comunidade. Apesar das densidades registradas no reservatório de Furnas neste estudo terem sido sempre baixas em relação a muitos reservatórios tropicais, foi possível notar uma diferenciação entre baías com e sem tanques, sendo que as primeiras mostraram aumento da biomassa fitoplanctônica. Esse aumento devido ao cultivo intensivo de peixes também foi descrito por outros autores (Figueredo e Giani, 2005; Borges *et al.*, 2010; Bartozek *et al.*, 2012). Uma justificativa para esse aumento é o fato de que as algas e cianobactérias respondem rapidamente às excreções de N e P pelos peixes (Proulx *et al.*, 1996), sendo que a mortalidade destes, seguida por sua decomposição, também pode resultar em um rápido aumento nas concentrações desses nutrientes (Attayde & Hansson, 2001).

As classes Bacillariophyceae, Dinophyceae e Cyanophyceae foram as que sofreram um aumento mais evidente nas baías contendo tanques. Aumentos nas biomassas destes grupos em resposta à presença de atividades de piscicultura foram mencionados em outros estudos (Tátrai *et al.*, 1990; Proulx *et al.*, 1996; Northcote *et al.* 1990, Vanni & Fidlay, 1990). Uma vez que são grupos distintos em relação a aspectos ecofisiológicos, existem particularidades nas respostas dos mesmos a diferentes variáveis ambientais, ou seja, os efeitos diretos ou indiretos que os tanques-rede teriam sobre tais organismos também seriam diferenciados.

A regressão múltipla mostrou que a classe Bacillariophyceae foi significativamente relacionada ao P-total (Katiyar *et al.* 2010). Em uma revisão de trabalhos sobre a assimilação de fósforo por vários grupos fitoplanctônicos, a classe Bacillariophyceae apresentou os valores mais altos de assimilação (Morris, 1980). Assim, essa maior afinidade poderia ser responsável pelo incremento da Bacillariophyceae no entorno dos tanques e o grupo poderia estar respondendo mais rapidamente que as outras classes fitoplanctônicas mesmo a pequenas alterações nas concentrações de P causadas pelos tanques-rede detectaram grande influência do fósforo sobre o crescimento desse grupo de algas, registrando um aumento significativo no número de células devido ao incremento nas concentrações de P. É possível que a classe Bacillariophyceae tenha se beneficiado da circulação relativamente grande sugerida para esse ambiente, a qual poderia ter se tornado ainda mais intensa no entorno dos tanques em consequência do manejo dos mesmos. Isso ocorreria porque as espécies desse grupo tendem a apresentar alta taxa de sedimentação (Silva *et al.*, 2005) e a movimentação de barcos no entorno dos tanques poderia revolver o sedimento das margens, liberando diatomáceas para a coluna d'água. O revolvimento do sedimento pode estar favorecendo o crescimento da classe é descrito em outros estudos (Pilskaln *et al* 1998).

Quanto às Dinophyceae, Proulx *et al.* (1996) também observaram que esta classe esteve positivamente relacionada à presença de peixes. Vanni & Findlay (1990) sugerem que os peixes afetariam positivamente a Classe Dinophyceae principalmente via efeitos top-down. Assim, os peixes gerariam uma cascata de efeitos por causarem diminuição nas populações zooplancônicas e, desse modo, diminuiriam a pressão de herbivoria sobre os dinoflagelados. Entretanto, no presente trabalho detectamos que as Dinophyceae estão sendo influenciadas pelos nutrientes, em especial a amônio e, ao contrário do que acontece no trabalho de Vanni & Findlay (1990), os peixes que são utilizados nas pisciculturas em Furnas não são zooplancívoros. Dessa forma, o incremento das Dinophyceae parece estar sendo mais fortemente influenciado por um efeito bottom-up no presente trabalho. Outro fator que pode estar influenciado positivamente o grupo é o fato das Dinophyceae serem geralmente organismos mixotróficos e, apesar de não ter sido avaliado nesse sistema, acredita-se que o cultivo de peixe tenha gerado um incremento em matéria orgânica.

A análise de regressão múltipla evidenciou que a classe Cyanophyceae foi significativamente relacionada as variações nos valores de temperatura e dos nutrientes amônio e SRP. Degefu *et al.* (2011) mencionam que a dominância de Cyanophyceae é favorecida por vários fatores, mas é muito difícil determinar quais desses fatores são mais importantes pois geralmente existem várias forças atuando de forma sinérgica (Figueredo & Giani, 2009). O aumento na biomassa dessa classe foi mais evidente no rio Sapucaí, o que pode ser justificado pelas maiores concentrações de amônio neste braço. Entretanto, esse maior incremento poderia resultar tanto de fatores ambientais, quanto do fato de que o rio Sapucaí partiria de uma biomassa inicial maior do que a observada no braço do rio Grande. Na classe Cyanophyceae, a espécie dominante foi *Cylindrospermopsis raciborskii* e essa apresenta importantes características que

possibilitam seu sucesso nos ambientes aquáticos. Essa espécie da ordem Nostocales apresenta grande afinidade pelo P, assim como grande capacidade de armazenamento deste nutriente (Isvánovics *et al.*, 2000); além de alta afinidade pela amônia, enquanto que outras Nostocales precisam fixar N<sub>2</sub> a um custo energético elevado (Briand *et al.*, 2004). Essas, entre outras características, são um dos fatores que permitiram que a espécie sobressaísse no ambiente.

Para as variáveis físicas e químicas que foram avaliadas pela PCA, houve uma diminuição das diferenças entre os dois braços na presença dos tanques-rede, principalmente porque as concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aumentaram muito no braço do rio Grande e o mesmo ocorreu com o P-total no braço do rio Sapucaí. Esse tipo de simplificação do ecossistema era esperado no presente trabalho, uma vez que ambos os braços estão sujeitos a um mesmo tipo de impacto proveniente das atividades de piscicultura, a qual geralmente resulta no enriquecimento do ambiente em termos de concentrações de N e P. Seria esperado que no reservatório de Furnas, onde predominam condições oligotróficas e mesotróficas, os impactos dos tanques-rede resultassem em uma maior similaridade entre os braços. Isso seria consequência dos tanques aproximarem os braços de uma mesma condição trófica por causarem enriquecimento em N e P, além de modificarem outras variáveis. Em um estudo avaliando os efeitos da acidificação em mesocosmos, Kroeker (2013) exemplifica que a simplificação do ambiente resulta na simplificação da comunidade fitoplanctônica. Entretanto, essa conexão entre ambiente e comunidade biológica descrita por Kroeker (2013) não foi detectada no presente trabalho, no qual a homogeneização do ambiente em termos físicos e químicos vem acompanhada de respostas muito distintas quanto à comunidade fitoplanctônica. Embora os tanques-rede tenham causado aumento no biovolume total do fitoplâncton em um mesmo padrão em ambos os braços amostrados,



a estrutura da comunidade respondeu de maneira muito diferenciada. Assim, os braços, que eram inicialmente distintos, se diferenciaram ainda mais. Essa diferenciação ocorreu porque algumas das classes que se desenvolveram mais, especialmente no rio Sapucaí, foram justamente aquelas que já sobressaíam nestes locais. Uma explicação para essa diferenciação natural dos braços é o fato de as condições nutricionais do ambiente serem importantes fatores para definição das estruturas das comunidades aquáticas (Reynolds, 1984). Como os dois braços são distintos quanto à composição nutricional, havendo proporcionalmente maior disponibilidade de N e menor de P nas baías do rio Sapucaí, essas variáveis refletem na estrutura da comunidade fitoplanctônica. Outra explicação plausível estaria relacionada à teoria neutra da biodiversidade proposta por Hubbel (2001), a qual explica os padrões observados na natureza com base principalmente nas restrições à dispersão de indivíduos. Dessa forma, Hubbel, (2001) acredita que os processos probabilísticos na colonização determinam as diferenças da composição e abundância das espécies. Nesse sentido, a diferenciação entre os braços poderia ser explicada por processos probabilísticos relacionados a dispersão das espécies. Assim, homogeneidade de nichos decorrentes do cultivo de peixes acabou não favorecendo os mesmos grupos fitoplanctônicos nos dois braços.

Os resíduos provenientes dos tanques-rede causam um considerável aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo (Guo & Li, 2003, Guo *et al.*, 2009) e isso foi detectado em nosso estudo. Esse aumento é devido ao baixo aproveitamento do alimento pelas tilápias (Lazzaro, 1987). Um grande percentual dos nutrientes é perdido para o ambiente e muito da ração chega ao ambiente como nutriente mineral que permite o crescimento fitoplanctônico

Observamos aumento nas concentrações de amônio nas baías com tanques. Esse aumento também foi registrado no trabalho de Skejic *et al.*, (2011); Borges *et al.*, (2010). As concentrações de amônio foram naturalmente mais altas no braço do rio Sapucaí, fazendo com que esse aumento devido aos tanques-rede fosse mais perceptível na baía do rio Grande. Uma das causas desse incremento de amônio no ambiente é o fato dessa ser a principal forma de excreção de nitrogênio pelos peixes (Baldisserotto, 2002). Outro fator que pode justificar esse maior aumento no rio Grande é o número de peixes em cada uma das baías, uma vez que a piscicultura do rio Grande apresenta maior quantidade de tanques do que a da baía do rio Sapucaí. Além disso, o Rio Sapucaí é mais profundo que o rio Grande e, como já foi proposto por alguns autores, os efeitos dos tanques dependem da intensidade do sistema de cultivo, assim como da área e da profundidade do sistema (Guo & Li, 2003; Nodvarg, 2001; Johansson, 2001; Proulx *et al.*, 1996). Quanto maior e mais profundo for o sistema, maior a quantidade de água e mais diluído será o aporte de nutrientes, resultando em um menor efeito dos tanques no sistema. Considerando o grande aporte de amônio, verificou-se um crescimento na biomassa fitoplanctônica nas baías com tanques.

O fósforo é um dos principais nutrientes associados ao processo de eutrofização, principalmente no que se refere ao aumento na produção biológica (Santos *et al.*, 2009). Na produção de peixes em tanques-rede a concentração de fósforo perdida para o ambiente é muito grande. Segundo Merceron *et al.* (2002), cerca de 70% do fósforo ingerido na ração é eliminado no ambiente pelas fezes. No presente trabalho, os valores de P-total expressaram um enriquecimento de fósforo nas baías contendo tanques-rede. Este aumento também foi observado em outros estudos, como o de Santos *et al.* (2009) e Figueredo & Giani (2005). O aumento de P-total não foi acompanhado de aumento nas concentrações de SRP. Ao contrário, detectamos uma diminuição nas concentrações

dessa forma solúvel de P, a qual pode vir a ser explicada pelo aumento na eutrofização do sistema, com um aumento na biomassa fitoplanctônica e, conseqüentemente, uma rápida metabolização do SRP, o que levou à sua diminuição de suas concentrações no sistema (Borges *et al.*, 2010). Segundo Dodds (2003), baixas concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos poderiam significar alta rotatividade relacionada com a elevada remineralização e taxas de absorção. Assim, o sistema pode ser muito mais produtivo do que o esperado com base somente nos valores do SRP.

## **7. Conclusões**

Dentre as principais conclusões geradas a partir deste trabalho, apontamos que os tanques-redes geram mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica. Entretanto nossas hipóteses foram parcialmente rejeitada, uma vez que verificamos um gradiente de enriquecimento no entorno dos tanques somente em N e P, com conseqüente incremento de biomassa fitoplanctônica. Os tanques-rede, além de gerar um incremento no biovolume do fitoplâncton, alterou a estrutura da comunidade, permitindo que alguns grupos se sobressaíssem.

Em relação ao aspecto da avaliação em ambas as dimensões, vertical e horizontal, no entorno dos tanques, os efeitos no gradiente horizontal foram mais perceptivos do que no gradiente vertical. Diante disso, podemos concluir que o esforço amostral dispensado ao gradiente vertical poderia ser diminuído e o gradiente horizontal deveria ser amplificado. Além disso, é preciso avaliar esses efeitos por um período maior, assim como avaliar outras variáveis que influenciam o ambiente, tais como direcionamento do fluxo da água, pluviosidade, intensidade e direção dos ventos. O aumento nas distâncias amostradas mostrou-se eficiente em detectar os efeitos dos tanques ao compararmos as baías contendo ou não estas estruturas. Assim, o gradiente também poderia ser avaliado

em uma escala maior de distâncias para se determinar o raio exato de efeitos provocados pela instalação das pisciculturas de tanques-rede no reservatório da UHE de Furnas.

## 6. Referências bibliográficas

- Alpaslan, A., Pulatsü, S. 2008. The effect of rainbow trout (*Oncorhynchus Mykiss Walbaum*, 1792) cage culture on sediment quality in Kesikköprü Reservoir, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 8, 65-70.
- Attayde, J.L., Hansson, L.A. 2001. The relative importance of fish predation and excretion effects on planktonic communities. *Limnology and Oceanography*. 46, 1001–1012
- Aure, J., Stingebrandt, A. 1990. Quantitative Estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*. 90, 135-156.
- Ayrosa, D.M.M.R. Furlaneto, F.P.D. Ayroza, L.M.S. 2008. Regularização de Projetos de Piscicultura no Estado de São Paulo. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, 1, 33-41
- Balsserotto, B. 2002. *Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura*. Santa Maria: Ed. UFSM, 2002. 212p
- Bartozek, E.C.R., Bueno, N.C., Rodrigues, L.C. 2014. Influence of fish farming in net cages on phytoplankton structure: a case study in a subtropical Brazilian reservoir. [Brazilian Journal of Biology](#) 74, 145-155.
- Bermann, C. 2008. Crise Ambiental e as Energias Renováveis. *Ciência e Cultura*. São Paulo. 60, 20-29
- Bianchi, F., Acri, F., Aubry, F.B, Berton, A, Boldrin, A, Camatti, E, Cassin, D, Comaschi, A 2003. Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice? *Mar Pollut Bull* 46, 964–971
- Borges, P.A.F., Train, S., Dias, J.D. Bonecker, C.C. 2010. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. *Hydrobiologia*. 649, 279–291
- Briand, J.F., Leboulanger, C., Humbert, J.F., Bernard, C., Dufour, P., 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *Journal of Phycology*. 40, 231–238
- Brookes, J.D., O'Brien, K.R., Burford, M.A., Bruesewitz, D.A., Hodges, B.R, McBride, C., Hamilton, D.P. 2013. Effects of diurnal vertical mixing and stratification on phytoplankton productivity in geothermal Lake Rotowhero, New Zealand *The Environment Inland Waters* 3, 369-376
- Cole, G. 1983. *Textbook of Limnology*. Toronto: CV Mosby Company. 401p.
- Cornel G.E., Whoriskey F.G. 1993. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage. *Aquaculture* 109, 101-107

Degefu, F., Mengistu, S., Schagerl, M. 2011. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture* 316, 129–135.

Diana, J.S., D. Dettweiler, and C.K. Lin. 1990. Effect of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the ecosystem of aquaculture ponds, and its significance to the trophic cascade hypothesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 183–190.

Dias, J.D., Takahashi, E.M., Santana, N.F., Bonecker, C.C. 2011. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. *Iheringia, Série Zoologia*, 101, 75-84

Dodds, W.K. 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface Waters. *Journal of the North American Benthological Society*. 22, 171–181

Drenner, R.W., Hambright, K.D., Vinyard, G.L., Gophen, M. 1987. Particle Ingestion by *Tilapia galilaea* is Not Affected by Removal of Gill Rakers and Microbranchiopines. *Transactions of the American Fisheries Society* 116, 272-276

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2012. Cultured Aquatic Species Information Programme: *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). Disponível em: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis\\_niloticus/en](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/en). Acessado em Dezembro, 2013.

Fernando, C.H. 1991. Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 24-32

Figueredo, C. C. and Giani, A. 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 445, 165-174.

Figueredo, C.C. 2002. Monitoramento da qualidade da água de sete reservatórios pertencentes à Furnas Centrais Elétricas S.A. 3º Simpósio de especialistas em operação de centrais elétricas.

Figueredo, C.C., Giani, A. 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*, 50, 1391-1403.

Garcia, F., Romera, D.M., Gozi, K.S., Onaka, E.M., Fonseca, F.S., Schalch, S.H.C. Candeira P. G. Guerra L. O. M. Carmo F. J. Carneiro D. J. Martins M. I. E.G. Portella M. C. 2013. Stocking density of Nile tilapia in cages placed in a hydroelectric reservoir. *Aquaculture*, 410, 51–56

Goldemberg J. & Lucon O. 2007. Energia e meio ambiente no Brasil. *Estudos Avançados* 21, 20-29

Guo, L., Li, Z. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*. 226, 201–212.

Guo, L., Li, Z., Xie, P., NI, L. 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International*. 17, 229-241.

Heleno, G.V.R. 2009. Avaliação do uso dos sensores remotos CBERS CCD e Landsat TM para o monitoramento de cianobactérias em ambientes aquáticos de grandes extensões. Universidade Federal de Minas Gerais. Tese de Doutorado

Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press.

Huszar, V.L.M. & Caraco, N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology* 40, 679-696

Islam, M.S., 2005. Nitrogen and Phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Marine Pollution Bulletin* 50, 48-61.

Isvánovics, I., Shafik, H.M., Presing, M., Juhos, S. 2000. Growth and phosphate up take kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in through flow cultures. *Freshwater Biology*. 43, 257–275

Jackson, J.B.C. 2008. Ecological extinctions and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 11458–11465.

Katiyar, D., Lall, A.M., Singh, B. 2010. Effect of Phosphate on Growth of Diatoms. *Indian Journal of Scientific Research* arch 103-106.

Kroekera, K.J, Gambib, M.C., Michelic, F. 2013. Community dynamics and ecosystem simplification in a high-CO<sub>2</sub> ocean.

[Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America](#)

110, 2721–2726.

Lazzaro X. 1987 A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146, 97–167

Lazzaro X., Bouvy M., Ribeiro-Filho R.A., Oliveira V.S., Sales L.T., Vasconcelos A.R.M. & Mata M.R. 2003 Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? *Freshwater Biology*, 48, 649–668.

Leite, A.M, 1998. Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema. São Carlos. Dissertação.

Loya, Y., Kramarsky-Winter, E. 2003. In situ eutrophication caused by fish farms in the

northern Gulf of Eilat (Aqaba) is beneficial for its coral reefs: a critique. *Marine Ecology Progress Series* 261, 299–303

Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega. 1010p

Mendiguchía, C., Moreno, M., Manuel-Vez, M.P., García-Vargas, M. 2006. Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents. *Aquaculture* 254, 317–325

Merceron M., Kempf M., Bentley D., Gaffet J.-D., Le Grand J. & Lamort-Datin L. 2002. Environmental impact of a salmonid farm on a well flushed marine site: I. Current and water quality. *Journal of Applied Ichthyology* 18, 40–50

Moreira, H.L.M.; Vargas, L.; Ribeiro, R.P.; Zimmermann, S. 2001. *Fundamentos da moderna aqüicultura*. Canoas: UFLA. 200p

Morris, I. 1980. *The Physiological ecology of phytoplankton*. *Studies In ecology*. Univ. California Press, Berkeley and New York. 7, 625

Navarro, N., Leakey, R.J.G, Kenneth, D. 2008. Black Effect of salmon cage aquaculture on the pelagic environment of temperate coastal waters: seasonal changes in nutrients and microbial community. *Marine Ecology Progress Series*. 361, 47–58

Nodvarg, L. 2001. *Predictive Models and Eutrophication Effects of Fish Farms*. Universitatis Upsaliensis. Dissertação. Disponível em: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:166747/FULLTEXT01.pdf>. Acessado em: 19 de fevereiro de 2014.

Northcote, T.G., Arcifa, M.S., Munro, K.A. 1990. An experimental study of the effects of fish zooplanktivory on the phytoplankton of a Brazilian reservoir. *Hydrobiologia* 194, 31-45.

Ostrensky, A., Borghetti, J.R. e Soto, D. 2008. *Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer*. Brasília 276 p.

Proulx, M., Pick, F. R., Mazumder, A., Hamilton, P. B., Lean, D. R. S., 1996: Effects of nutrients and planktivorous fish on the phytoplankton of shallow and deep aquatic systems. *Ecology* 77, 1556–1572.

Prehl R. C. Baccarin A. E. 2006. Efeito da Produção de Peixes em Tanques-rede sobre a Sedimentação de Material em Suspensão e de Nutrientes no Córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tietê, SP). In: Nogueira M. G. Henry, R. Jorcin, A. *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistema em Cascata*. 2ed.São Carlos: RiMa. 329-347

Pinto-Coelho, R.M. 2007. A delimitação dos parques aquícolas nos reservatórios de Furnas e Três Marias Web site [http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/Parques\\_Aquícolas/website/index.htm](http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/Parques_Aquícolas/website/index.htm). Acessado em 18 de dezembro de 2013



Pinto-Coelho, R.P., Bezerra-Neto J.F., Rosmann P.C., Ávila, M., Greco, M., Resck, R. 2014. Uma nova metodologia para a delimitação de Parques Aquícolas: o caso do Reservatório de Furnas, Minas Gerais. Disponível em: [http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/art\\_pdf/art\\_76a.pdf](http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/art_pdf/art_76a.pdf). Acessado em 12 de dezembro 2014.

Reynolds, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, England.

Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting inter-calibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* 62,43-34.

Sa' W.P., Jr 1994. Production of planktonic biomass for feed of alevins at Furnas hydrobiology and hatchery station. In: *Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies* (Eds R.M. Pinto-Coelho, A. Giani & E. Von Sperling), pp. 133-139. SEGRAC, Belo Horizonte.

Santos, R.M., Rocha, G.V., Rocha, O., Wisniewski, M.J.S. 2009. Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. *Aquaculture Research*. 40, 753-761

Schel, D. M. 1974. Uptake and regeneration of free amino acids in marine waters of Southeast Alaska. *Limnology Oceanography* 19: 260-270.

Shepherd, J. and Bromage, N. 1992. *Intensive fish farming*. Blackwell Science. 404p

Skejić, S., Marasović, I., Vidjak, O., Kušpilić, G., Ninčević Gladan, Ž. et al., 2011. Effects of cage fish farming on phytoplankton community structure, biomass and primary production in an aquaculture area in the middle Adriatic Sea. *Aquaculture research*, 42, 1393-1405.

Starling, F.L.R.M., Rocha, A.J.A. 1990. Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*. 200/201, 581- 591.

Starling F.L.R.M., Lazzaro X., Cavalcanti C. & Moreira R. (2002) Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a

Stigebrandta, A., Aureb, J., Ervikb, A., Hansen, P.K. 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling–Ongrowing fish farm–Monitoring system. *Aquaculture* 234, 239–261

Sun, J. Liu, D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 25, 1331-1346.

Tátrai, B.I., Tóth, G., Ponyi, J.E., Zlinskzy, J. Istvánovics, V. 1990. Bottom-up effects of bream (*Abramis brama* L.) in Lake. *Hydrobiologia* 61, 167-175

Tran, L., Schilizzi, S., Chalak, M., Kingwell, R. 2011. Managing multiple-use resources: optimizing reservoir water use for irrigation and fisheries. 55th Annual

AARES National Conference. Melbourne, Victoria. Disponível em: <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/100721/2/Tran%20L.pdf> Acessado em: 24 de novembro de 2014.

Thomas, J.D. 1997. The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 38, 1– 36.

Silva, C.A., Train, S., Rodrigues, LC. 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*, 537, 99-109

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton- Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol* .9, 1–38.

Vanni, M. J., D.L.Fjndlay. 1990. Trophic cascades and phytoplankton community structure. *Ecology*. 71, 921-937.