

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
DE ECOSISTEMAS

ALTERAÇÕES NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM TRÊS
LAGOS DO BAIXO RIO DOCE, COM PISCICULTURAS DE
TILÁPIA EM TANQUES-REDE.

TACIANA ONESORGE MIRANDA

VILA VELHA
FEVEREIRO / 2014

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**ALTERAÇÕES NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM TRÊS
LAGOS DO BAIXO RIO DOCE, COM PISCICULTURAS DE
TILÁPIA EM TANQUES-REDE.**

Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha, como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecossistemas, para a obtenção do
grau de Mestre em Ecologia.

TACIANA ONESORGE MIRANDA

VILA VELHA
FEVEREIRO / 2014

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

M672a Miranda, Taciana Onesorge.

Alterações na comunidade fitoplanctônica em três lagos do baixo Rio Doce, com pisciculturas de tilápia em tanques-rede / Taciana Onesorge Miranda. – 2014.

50 f.: il.

Orientador: Levy de Carvalho Gomes.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) - Universidade Vila Velha, 2014.

Inclui bibliografias.

1. Ecologia aquática – Espírito Santo (Estado). 2. Organismos aquáticos. 3. Aquicultura. I. Gomes, Levy de Carvalho. II. Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 577.6098152

TACIANA ONESORGE MIRANDA

**ALTERAÇÕES NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM TRÊS
LAGOS DO BAIXO RIO DOCE, COM PISCICULTURAS DE
TILÁPIA EM TANQUES-REDE.**

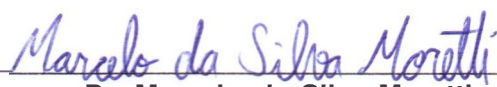
Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha, como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecossistemas, para a obtenção do
grau de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 28 de fevereiro de 2014,

Banca Examinadora:



Dr. Mauricio Mello Petrucio – UFSC



Dr. Marcelo da Silva Moretti – UW



Dr. Levy de Carvalho Gomes – UVV
Orientador

Dedico aos meu pais, Zenir e Maurilo,
por todo apoio e dedicação a este projeto, em todos os
momentos de aflição, como também nos
momentos de alegria.

“Aquele que habita no esconderijo do Altíssimo,
à sombra do Onipotente descansará.
Direi do Senhor: Ele é o meu Deus,
o meu refúgio, a minha fortaleza, e nele confiarei.”

Salmos 91: 1 e 2

AGRADECIMENTOS

À Deus, meu criador e mantenedor, por ter me concedido a benção desta conquista e por Seu amor que é sem medidas.

Ao meu orientador Dr. Levy de Carvalho Gomes, pelo apoio, incentivo e amizade durante esses anos, e por acreditar que no final tudo isso seria possível e real. Muito Obrigada!

Aos meus pais, meus irmãos, minha família que desde o início me apoiaram e me deram coragem para seguir em frente nesta conquista. Amo vocês!

Ao Jhonson, meu noivo, que desde o início sempre acreditou em mim, me dando coragem e seu apoio, indo comigo nas coletas, e tendo muita, muita paciência. Amo você!

À AQUALIN (Cooperativa dos Piscicultores de Linhares), pela disposição de nos receber em todas as coletas, e pelo incentivo a esta pesquisa.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de ecossistemas que contribuíram para minha formação acadêmica, e que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento do trabalho. À Fundação de Amparo a Pesquisa do Espírito Santo (FAPES), pela concessão da bolsa.

Aos amigos do Laboratório de Ictiologia Aplicada – Lab Peixe, que contribuíram e acompanharam de maneira direta e indireta com o trabalho, Alexandra Veronez, Vinícius Dadalto, Priscila Pavione, Hevelim Serrão, Andréa Tassis, Bianca, Isadora, Vinícius Davel, Araci e Jéssica. Meu muito obrigado a todos.

Aos funcionários do complexo Biopráticas que se demonstraram sempre disponíveis.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTAS DE TABELAS.....	viii
RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Criação de peixe em tanque-rede.....	1
1.2 Criação de tilápias.....	2
1.3 Impacto ambiental da criação de tilápia em tanque-rede.....	3
1.4 Fitoplâncton como indicador de qualidade ambiental.....	5
2. JUSTIFICATIVA.....	8
3. OBJETIVOS GERAIS.....	9
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	10
4.1 Área de Estudo.....	10
4.2 Coletas.....	11
4.3 Análises.....	12
4.3.1 Parâmetros limnológicos da água dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.....	12
4.3.2 Procedimentos analíticos e análise estatística.....	12
4.3.2.1 <i>Análise da água</i>	12
4.3.2.2 <i>Análise do Fitoplâncton</i>	13
4.3.3 Análise estatística.....	13
5. RESULTADOS.....	14
5.1 Parâmetros limnológicos da água dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.....	14
5.2 Parâmetros biológicos dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar..	19
6 DISCUSSÃO.....	31
6.1 Parâmetros limnológicos dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.....	31
6.2 Parâmetros biológicos e de nutrientes dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.....	32
6.3 Comunidade do fitoplâncton.....	34
7 CONCLUSÃO.....	37
8 REFERÊNCIAS.....	38

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Área de Estudo com destaque para os três lagos estudados e para o Rio Doce no Município de Linhares, ES.....	10
Figura 2	Espécies mais abundantes encontradas nos lagos Palmas, Aguiar e Palminhas. (<i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Microcystis sp</i> e <i>Cylindrospermopsis sp</i>).....	24
Figura 3	Similaridades entre as comunidades de fitoplâncton, para o lago de Palmas.....	27
Figura 4	Similaridades entre as comunidades de fitoplâncton, para o lago de Palminhas.....	28
Figura 5	Similaridades entre as comunidades de fitoplâncton, para o lago de Aguiar...	29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palmas, monitorados mensalmente <i>in situ</i> . Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.....	14
Tabela 2.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Aguiar, monitorados mensalmente <i>in situ</i> . Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.....	15
Tabela 3.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 1), monitorados mensalmente <i>in situ</i> . Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.....	15
Tabela 4.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 2), monitorados mensalmente <i>in situ</i> . Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.....	16
Tabela 5.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palmas, monitorado sem laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.....	16
Tabela 6.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Aguiar, monitorados em laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.....	17
Tabela 7.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 1), monitorados em laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.....	18

Tabela 8.	Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 2), monitorados em laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.....	18
Tabela 9.	Abundância das classes de fitoplâncton para os 3 lagos estudados. C = Controle (ausência de piscicultura); P = Piscicultura.....	20
Tabela 10.	Abundância das classes de fitoplâncton para os 3 lagos estudados. V = Verão (dezembro/2012 e janeiro/2013); I = Inverno (junho e julho/2013).....	22
Tabela 11.	Índices de diversidade para os 3 lagos estudados. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. C = Controle (ausência de piscicultura); P =Piscicultura.....	26
Tabela 12.	Índices de diversidade para os 3 lagos estudados. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. C = Estação chuvosa (dezembro/2012 e janeiro/2013); S = Estação seca (junho e julho/2013).....	26
Tabela 13.	Representatividade (%) das classes das algas em três diferentes lagos com piscicultura em tanque-rede. C = Controle (ausência de piscicultura); P = Piscicultura.....	30

RESUMO

Miranda, Taciana Onesorge, Universidade Vila Velha – ES, fevereiro de 2014.

Alterações na comunidade fitoplanctônica em três lagos do baixo rio Doce, com pisciculturas de tilápia em tanques-rede.

Orientador: Dr. Levy de Carvalho Gomes

O crescimento populacional tem sido responsável pelo aumento da pressão sobre a demanda por alimentos, e uma das formas de produção de alimentos que vem se destacando é a piscicultura. Tilápia do Nilo é uma espécie atraente para a aquicultura por causa de seu crescimento rápido, de grande porte em reprodução, alimentação em baixos níveis tróficos. Inúmeras preocupações têm sido levantadas sobre o impacto ambiental da criação em tanque-rede, principalmente sobre a qualidade de água e composição biótica de pequenos corpos d'água, como tanques de peixes e reservatórios. O estudo da comunidade de fitoplâncton em lagoas com piscicultura é um grande desafio, especialmente se as espécies de peixe cultivadas se alimentam de fitoplâncton diretamente. O objetivo deste trabalho foi verificar as alterações da comunidade de fitoplâncton em áreas com influência da criação de tilápia em tanques-rede, nos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar, como também caracterizar a influência da piscicultura na qualidade da água. Foram realizadas 8 coletas, sendo 4 no período chuvoso e 4 no período seco. Foram monitorados in loco os parâmetros limnológicos da água e, com o auxílio da garrafa de Van Dorn, as coletas para as análises biológicas e de nutrientes. Os índices de diversidade foram realizados no programa Systat for Windows. Houve diferença significativa para a clorofila *a* entre a época (verão e inverno) e entre o local (piscicultura e controle), para o lago de Palmas. Para fósforo total encontramos diferença entre os locais (controle e piscicultura) e diferença significativa entre as épocas (verão e inverno), para o lago Aguiar. A ficocianina, medida pela presença de pigmento azul, é forte indicador de cianobactérias, obteve seus maiores valores no lago de Palminhas. A comunidade do fitoplâncton apresentou grande diversidade entre os lagos estudados. Na condição controle, dos lagos, foi encontrada uma maior diversidade, com a presença de espécies abundantes nas classes Chlorophyceae e Cyanophyceae. Contudo, nas pisciculturas foi evidente maior quantidade de indivíduos distribuídos em poucas espécies, o que caracteriza uma maior riqueza e menor diversidade. A ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Epigloesphoera* e *Cylindrospermopsis*, que foram encontradas nas duas condições (controle e piscicultura), porém com maior representatividade nas pisciculturas. Com base no presente estudo, recomenda-se estudos taxonômicos em nível específico e pesquisas relativas à toxicidade de cianobactérias e ao monitoramento da comunidade fitoplanctônica e da qualidade da água de ambientes de cultivo de espécies destinadas ao consumo humano.

Palavras-chave: Fitoplâncton, eutrofização, aquicultura.

ABSTRACT

Miranda, Taciana Onesorge, Universidade Vila Velha – ES, fevereiro de 2014.

Amendments the community phytoplankton three lakes in the low Rio Doce, with tilapia fish farms in cages.

Adviser: Dr. Levy de Carvalho Gomes.

The population growth has been responsible for increasing the pressure on the demand for food and one of the ways of producing food that has been highlighted is the fish farming. Nile tilapia is an attractive species for aquaculture because of its rapid growth, large playing, feeding on lower trophic levels. Numerous concerns have been raised about the environmental impact of the establishment in cages, especially on water quality and biotic composition of small bodies of water such as fish tanks and reservoirs. The community study of phytoplankton in ponds with fish farming is a big challenge, especially if the species of cultured fish feed on phytoplankton directly. The aim of this study was to determine the changes of phytoplankton community in areas that influence the creation of tilapia in cages in Palminhas, Palmas, Aguiar and lakes, and to characterize the influence of fish farming on water quality. 8 samplings were conducted, 4 in the rainy season and the dry season 4. Were monitored in situ limnological parameters of the water and, with the aid of Van Dorn bottle, collections for biological analyzes and nutrients. Diversity indices were performed in Past for Windows. There were significant differences for chlorophyll a between season (summer and winter) and between the local (farming and control), the lake of Palmas. Diversity indices were performed in Past for Windows. There were significant differences for chlorophyll a between season (summer and winter) and between the local (farming and control), the lake of Palmas. For total phosphorus found differences between sites (control and fish) and a significant difference between seasons (summer and winter), for Aguiar lake. Phycocyanin, measured by the presence of blue pigment is strong indicator of cyanobacteria, got their highest values in lake Palminhas. The phytoplankton community showed great diversity among the studied lakes. In the control condition, lakes, found greater diversity, with the presence of abundant species in the Chlorophyceae and Cyanophyceae classes. However, fish farms was evident greatest amount of individuals in a few species, which features a higher wealth and lower diversity. The occurrence of potentially toxic cyanobacteria, such as *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Cylindrospermopsis* and *Epigloesphaera*, which were found in both conditions (control and fish), but with greater representation on fish farms. Based on this study, taxonomic studies on species level and research on the toxicity of cyanobacteria and the monitoring of the phytoplankton community and the quality of the crop species for human consumption environments water is recommended.

xii

Key words: Phytoplankton, eutrophication, aquaculture.

1. INTRODUÇÃO

1.1) Criação de peixes em tanque-rede

O crescimento populacional tem sido responsável pelo aumento da pressão sobre a demanda por alimentos que apresentam boa qualidade, e uma das formas de produção de alimentos que vem se destacando é a piscicultura, visto que o pescado apresenta características alimentares essenciais, como teores de proteína e gorduras, dentre outros (FAO, 2007). Em contrapartida, a piscicultura vem sendo enfocada e considerada por alguns setores governamentais e não governamentais, como uma atividade impactante ao meio ambiente (Albanez & Albanez, 2000).

Tanques-rede tem um elevado potencial na produção e manejo, especialmente em corpos d'água que não podem ser drenados. Estes corpos de água incluem lagos, grandes reservatórios, tanques de cultivo, rios, estuários e micro barragens. A criação de peixes em tanques-rede é um sistema de produção de alimentos de grande potencial econômico. Existem vantagens nesse sistema de cultivo, como constante renovação da água e, para grande parte das espécies cultiváveis, alta produtividade (Beveridge, 2008). Entretanto, alguns pressupostos devem ser cumpridos como o monitoramento constante da qualidade da água do meio de cultivo e sua capacidade de assimilação e dispersão dos poluentes gerados. Através da caracterização do ambiente de cultivo é possível indicar o nível de degradação deste pela atividade, além de prever o risco de ocorrência de eventos críticos, como florações de algas tóxicas e mudança de estado trófico (Guo *et al*; 2009; Wetzel e Likens, 2000).

Esta forma de aquicultura tem se expandido rapidamente nas últimas três décadas, especialmente desde o final da década de 80. O crescimento é atribuído a diversos fatores, incluindo alto valor de mercado e procura de peixe, considerado nos países adequados para a pesca convencionais, e também investimentos de apoio técnico (Eng and Tech, 2002).

1.2) Criação de Tilápias

Tilápia do Nilo é uma espécie atraente para a aquicultura por causa de seu crescimento rápido, de grande porte em reprodução, alimentação em baixos níveis tróficos e baixos custos de produção (Turker *et al*, 2003). Em tanques-rede, as populações de tilápia *Oreochromis niloticus*, (LINNAEUS, 1758) podem ser criadas com um gerenciamento simples (pode ser praticado por homens e mulheres), facilidade e baixo custo (Dejefu *et al*, 2011).

A criação de tilápias em tanques-rede favorece o incremento de elementos poluentes no ambiente, especialmente o nitrogênio (N) e o fósforo (P), principais limitantes da produtividade primária em ambientes aquáticos naturais (Wetzel, 2001). Há registros da criação de tilápias em tanques-rede, em caráter experimental e comercial, desde o início dos anos 1970, e essa atividade veio se expandindo nos anos seguintes em ritmo acelerado, sendo que especialmente em alguns países tropicais e subtropicais é crescente a utilização de lagos e lagoas naturais e artificiais para criação de peixes em tanques-rede, principalmente tilápia (Watanabe *et al.*, 2002). Segundo Lovshin (2000), no Brasil tornou-se comum a criação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede instalados em diferentes corpos d'água doce.

Entre todas as espécies de tilápias cultivadas, a tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* (LINNAEUS, 1758), surgiu como uma espécie importante. Os atributos que tornam a tilápia do Nilo tão adequado para a criação de peixes são a sua robustez, facilidade de reprodução, taxa de crescimento rápido, a capacidade de converter eficientemente resíduos orgânicos em proteína de alta qualidade e bom gosto (Yi e Lin, 2001).

As tilápias desempenham um papel importante na aquicultura em torno do mundo. Elas são os peixes de água doce mais popular cultivado no Brasil e, segundo a FAO (2007) a produção de tilápia no mundo em 2010 foi projetado para alcançar 3 milhões de toneladas. Em 2008, a produção do Brasil foi cerca de 647 mil toneladas, somando 40 milhões de dólares para a economia do país (Botaro *et al*, 2011).

A produção de tilápia sofreu impressionante crescimento, o que faz com que este, depois de salmão e camarão, seja um dos produtos da aquicultura de sucesso entrando em evidencia no comércio internacional. As tilápias são resistentes, onívoros e sua alimentação ocorre em baixo nível trófico. Dentro desses sistemas, esta espécie pode ser alimentada com dietas contendo uma percentagem elevada de proteínas e óleos vegetais (Garcia *et al*, 2013).

1.3) Impacto ambiental da criação de tilápia em tanque-rede

Durante a produção em tanque-rede, uma grande quantidade de matéria residual, que consiste em material orgânico e proteico proveniente da ração, é levada diretamente para a água. O equilíbrio do ecossistema aquático é prejudicado e resulta em eutrofização em áreas onde os tanques são localizados. Dessa forma, o problema da poluição da água causada pela entrada de nutrientes, certamente tornam-se mais graves.

Resíduos da cultura intensiva em tanque-rede causa poluição para o meio ambiente devido aos nutrientes dissolvidos, alimentos não consumidos e produtos metabólicos (Yi e Lin, 2001).

De acordo com Degefu et al. (2011), inúmeras preocupações têm sido levantadas sobre o impacto ambiental da criação em tanque-rede, principalmente sobre a qualidade de água e composição biótica de pequenos corpos d'água, como tanques de peixes e reservatórios. Muitos estudos de impacto ambiental do cultivo em tanque-rede estão disponíveis em diversos países, que incluem Austrália, Canadá, Chile, Noruega, Reino Unido e Estados Unidos.

Lagos e lagoas, por serem sistemas lênticos e com certa estabilidade térmica, ao receberem despejos de altas cargas de nutrientes, tornam-se um ambiente favorável para o aumento da biomassa de fitoplâncton o que pode alterar a qualidade da água e o estado trófico do meio, especialmente pela incorporação de N e P, principais limitantes à produtividade primária em ambientes aquáticos naturais (Beveridge, 2008; Wetzel, 2001). É plausível supor que a concentração de nutrientes, principalmente C, N e P, constitui um fator importante na determinação da produção primária e secundária em lagos tropicais (Petruccio *et al*, 2006).

Para Beveridge (2008), essa dinâmica das principais perdas de fósforo e nitrogênio orgânico para o meio aquático é um dos principais fatores responsáveis pela otimização da produção primária. Está associada ao arraçoamento feito na criação intensiva de peixes em tanques-rede, pois as rações comerciais utilizadas apresentam altos teores de fósforo e nitrogênio e grau de digestibilidade mediano, além de potencialização dos problemas pelo mau manejo alimentar.

Como pequenos reservatórios de água são “hot-spots” de biodiversidade (Williams *et al*, 2004), devem ser feitos esforços para evitar a sua destruição. No caso da aquicultura em tanque-rede, uma ameaça potencial é o impacto de depósitos como fezes de peixe e alimentos não consumidos. Tais impactos incluem efeitos fisiológicos causados por baixos níveis de oxigênio dissolvido na coluna de água, efeitos tóxicos do H₂S e amônia e de proliferação de algas nocivas relacionadas à eutrofização (Defeuju *et al*, 2011).

As entradas contínuas de nutrientes dissolvidos provenientes de atividades agrícolas, em geral, resultam em mudanças ambientais que alteram significativamente comunidades planctônicas e bentônicas, dessa forma a produção primária do fitoplâncton e sua biomassa seria reforçada pelo aumento da liberação de nutrientes, e possivelmente podem ocorrer mudanças na estrutura da população de fitoplâncton com as condições tróficas alteradas (Skejić *et al*, 2011).

Segundo Esteves (1995) e Wetzel (2001), na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade, tendo

sido apontado como grande responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas, evidenciando a importância do estudo deste nutriente.

Entretanto, alguns pressupostos devem ser cumpridos como o monitoramento constante da qualidade da água do meio de cultivo e sua capacidade de assimilação e dispersão dos poluentes gerados. Através da caracterização do ambiente de cultivo é possível indicar o nível de degradação deste pela atividade, além de prever o risco de ocorrência de eventos críticos, como florações de algas tóxicas e mudança de estado trófico (Guo *et al.* 2009; Wetzel e Likens, 2000).

A avaliação das características limnológicas é fundamental para indicar as condições da qualidade da água e entender a dinâmica do ambiente. Além disso, o acompanhamento dos parâmetros limnológicos durante o período de cultivo pode trazer subsídios para adequação técnica de manejo em tanques-rede a curto e longo prazo, assegurando boa produtividade aliada ao baixo impacto ambiental. Estudos sobre parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, nos locais onde estão instalados tanques-rede para piscicultura, tornam-se imprescindíveis e podem auxiliar no estabelecimento de critérios para evitar degradação ambiental (Alves & Baccarin 2005).

4) Fitoplâncton como indicador de qualidade ambiental

Em tanques e viveiros de aquicultura, o fitoplâncton assume um importante papel como produtor primário, além de estabelecer importante influência sobre a qualidade da água (Kubitza, 2003).

Em lagos de regiões tropicais as variáveis ambientais que regulam os padrões de sazonalidade do fitoplâncton não são apenas luz e temperatura, pois esses fatores podem ser considerados relativamente mais constantes ao longo do ano. Outras variáveis assumem maior relevância, como precipitação, vento e flutuação no nível da água, que por sua vez, desenvolvem padrões de variações na disponibilidade de nutrientes e luz, refletindo nos ciclos das comunidades fitoplanctônicas (Espíndula *et al.*, 1996).

Conforme descrito por Danaher et al (2007), o estudo da comunidade de fitoplâncton em lagoas com piscicultura é um grande desafio, especialmente se as espécies de peixe cultivadas se alimentam de fitoplâncton diretamente. De acordo com Turker et al (2003), indivíduos juvenis e adultos de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *O. aureus* (Steindachner, 1864), e *O. mossambicus* (Peters, 1852) são filtradores de fitoplâncton. Destes, a tilápia do Nilo usa a proteína de algas incluindo cianobactérias.

Mudanças relacionadas à ecologia do fitoplâncton podem resultar na proliferação de algas, que podem ser prejudiciais para os organismos de criação em larga escala, levando a destruição e degradação dos habitats naturais. Além disso, as atividades humanas, podem aumentar o teor de nutrientes, em uma proporção que afeta grandemente a composição e produção do fitoplâncton, e conseqüentemente, a estrutura e função do ecossistema (Sidik *et al*, 2008).

A comunidade fitoplânctonica constitui uma parte importante da produção primária e tem sido bem documentada a partir de mudanças nas comunidades aquáticas. Devido à eutrofização crescente levar a alterações na composição e abundância das espécies de fitoplâncton (Aktan *et al*, 2005).

A condição de eutrofização das lagoas de peixes leva ao desenvolvimento de uma série de florações de algas durante a temporada. Acredita-se geralmente que o colapso de densas florações de algas pode causar mortalidade de peixes por causa da falta de oxigênio por meio da decomposição de algas (Seymour, 1980).

De acordo com Rolland et al (2009), continua a ser evidente que a composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica pode ser altamente variável entre os lagos e/ou reservatórios. O reconhecimento do estado (ou seja, qualidade da água) de um lago depende da evolução de alguns critérios, relacionados à presença de espécies, com diferentes tipos de organismos. Um deles, o fitoplâncton, é de grande importância para o monitoramento ecológico e compreensão de hidrossistemas e consiste num potencial bio-indicador da qualidade da água, pelo fato de sofrer mudanças em resposta a influências locais globais ou outros, tais como nutrientes, poluição, temperatura ou

aumento de UV e espécies invasoras (Rolland et al, 2009).

Em geral, as clorofíceas possuem abundância elevada nos viveiros de criação de peixes, e as cianobactérias podem ser dominantes, devido às condições eutróficas destes sistemas. A disponibilidade de nutrientes e o estado nutricional das algas exercem influência na abundância das populações. A comunidade fitoplanctônica está submetida às pressões exercidas tanto pelos predadores (efeito predação) como pelos recursos nutricionais (efeito nutrientes). Comunidades planctônicas apresentam padrões diferentes de distribuição de abundância e diversidade de espécies em ambientes com diferentes graus de eutrofização (Macedo & Simpaúba-Tavares, 2010).

Em ambientes eutrofizados é comum o surgimento de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. As toxinas, produzidas por cianobactérias, podem provocar alterações no sabor e odor da água e causar toxicidade na biota aquática (HONDA *et al*, 2006).

2. JUSTIFICATIVA

O município de Linhares vem se destacando no Espírito Santo como forte produtor de tilápia em tanques-rede, havendo pelo menos 15 produtores em atuação e dois frigoríficos para processamento do pescado produzido. Os cultivos, no entanto, vêm se concentrando em cerca de sete lagos naturais, dentre os muitos existentes no município. Estes lagos foram, à época, escolhidos para a criação pela excelente qualidade da água, pela disponibilidade de terras em seu entorno e pela facilidade de escoamento de produção.

Todo esse empenho, no entanto, ocorreu praticamente nos últimos seis anos, quando a maioria das pisciculturas começou a surgir, despontando também como bom investimento para produtores rurais que não queriam mais trabalhar na agricultura ou para empresários que tencionavam mudar de ramo de trabalho. Isso fez com que pessoas com pouca ou nenhuma experiência na área introduzissem os cultivos, sem a obtenção prévia dos atos autorizativos e outorgadores de direito, em ambientes naturais antes utilizados para fins de abastecimento de pequenas propriedades, lazer, mergulho e pesca artesanal. Tal fato gerou, e ainda vem gerando, conflitos em larga escala com outros usuários das lagoas, e com moradores da região.

Estudos sobre o efeito das pisciculturas em comunidades planctônicas estão cada vez mais difundidas em outros países, visto a necessidade de projetos de manejo para a aquicultura. A quantidade de algas encontradas e sua diversidade, em várias classes, contribuem para verificar a qualidade da água e possível efeito da piscicultura sobre sua abundância.

As comunidades de fitoplâncton, existentes nesses lagos, contribuem para a diversidade de organismos, bem como a interferência da piscicultura nos processos de crescimento das mesmas.

Assim, os resultados deste trabalho subsidiarão as avaliações ambientais de pisciculturas em tanques-rede na região, apresentando de que forma a comunidade fitoplanctônica é afetada pelas pisciculturas.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Verificar as alterações da comunidade de fitoplâncton em áreas com influência da criação de tilápia em tanques-rede nos lagos Aguiar, Palmas e Palminhas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar o efeito das pisciculturas no fitoplâncton, através de análises quantitativas e qualitativas.
- Caracterizar a influência das pisciculturas em tanques-rede na qualidade da água, por parâmetros de temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e pH.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

Os lagos Aguiar, Palmas e Palminhas (Figura 1) fazem parte de um complexo lagunar do baixo Rio Doce composto por 69 lagos, podendo ser localizadas pelas coordenadas geográficas $19^{\circ}35'10''\text{S}$ e $40^{\circ}03'52''\text{O}$; $19^{\circ}25'31''\text{S}$ e $40^{\circ}14'58''\text{O}$; $19^{\circ}24'44''\text{S}$ e $40^{\circ}12'07''\text{O}$, respectivamente. Estes lagos são cavadas nas camadas terciárias da formação Barreiras e têm o formato dendrítico (Esteves *et al*, 1995), sendo abastecidas por diversos tributários de portes diferenciados e por água da chuva. A saída de água é feita por canais de escoamento próprios que drenam para o Rio Doce.



Figura 1. Área de Estudo com destaque para os três lagos estudados e para o Rio Doce no Município de Linhares, ES.

A ocupação das margens dos três lagos é muito semelhante, com poucas residências e algumas áreas de lazer de uso individual e coletivo, além de haver, no que tange à cobertura vegetal, pastagens, silvicultura/heveicultura e plantações de café e banana, além de vegetação florestal nativa ainda preservada, mas em menor proporção.

De acordo com Venturoti (2013), esses lagos são amplamente utilizadas para recreação, balneabilidade e pesca artesanal, mas também para a criação de peixes em tanque-rede. O lago de Palmas possui cerca de 1.100 ha e profundidade máxima observada de aproximadamente 50 metros. O lago de Palminhas possui cerca de 800 ha e profundidade máxima de cerca de 24 metros, já o lago de Aguiar possui uma área de 960 ha e profundidade entre 8 e 10 metros. O lago Palminhas possui quatro pisciculturas instaladas, com criação de tilápia em tanques-rede e porte entre 540 e 1.176 m³ de tanques instalados, produção anual estimada em cerca de 710 ton. O lago Palmas possui uma piscicultura instalada, outorgada para 1.117,5 m³ de tanque e produção anual de 161 ton e Aguiar, na piscicultura estudada, possui 204 m³ de tanques instalados e produção anual de 120 ton.

4.2 Coletas

Foram realizadas 8 coletas, sendo 4 no período chuvoso (Dezembro/2012 e Janeiro/2013) e 4 no período seco (Junho/2013 e Julho/2013).

Os pontos foram amostrados da seguinte forma (3 réplicas por ponto em cada coleta):

- i. Dois pontos em Aguiar, sendo um fora da piscicultura (controle), distante do criatório (aproximadamente 1 km de distância), porém com características físicas semelhantes, e um dentro da piscicultura;
- ii. Dois pontos em Palmas, sendo um ponto dentro da piscicultura e um ponto em um local sem interferência da criação (aproximadamente 2 km de distância);

iii. Três pontos em Palminhas, sendo um ponto fora da piscicultura (controle), e dois em duas pisciculturas distintas.

Os pontos sem piscicultura foram escolhidos com base nas características do ambiente, como presença de vegetação florestal e menor ocorrência de atividades antrópicas nas margens, circulação de água, profundidade e representatividade em relação ao todo, além da similaridade com os pontos onde existem criações.

4.3 Análises

4.3.1 Parâmetros limnológicos da água dos Lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.

Foram monitorados *in situ* Oxigênio dissolvido, transparência, temperatura, pH e condutividade; e foram coletadas amostras de água a 1 metro, 5 metros e 10 metros de profundidade com auxílio de uma garrafa de Van Dorn para análise de amônia total, fósforo total, clorofila *a* e ficocianina. Por fim, foram coletadas amostras de água com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn, com aproximadamente 2 litros para análise quantitativa da comunidade fitoplânctonica. Em cada ponto e profundidade foram coletadas três amostras. Ao final, foram 63 amostras por coleta (7 pontos x 3 profundidades x 3 amostras por ponto), totalizando 504 amostras ao final do estudo.

4.3.2 Procedimentos analíticos e análise estatística

4.3.2.1 Análise da Água

O oxigênio dissolvido, a temperatura, o pH e a condutividade foram medidos com um oxímetro digital (HORIBA Model: U-52G); a transparência, com disco de Secchi. A amônia total foi medida pelo método do endofenol e o fósforo total pelo método do ácido ascórbico. Os sólidos totais dissolvidos foram medidos de acordo com APHA (1998) e a clorofila *a* pelo método de extração por acetona/metanol e leitura no fluorímetro digital (Aquafluor Model: 8000-010). A metodologia de preparo de vidrarias para coleta e

armazenamento da água seguiu rigorosamente os métodos descritos em APHA (1998).

4.3.2.2 *Análise do Fitoplâncton*

Análise quantitativa: As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram fixadas com lugol acético e armazenadas ao abrigo da luz. As contagens foram realizadas sob microscópio invertido pelo método de Utermöhl (1958). Foram contados a enumeração de 100 indivíduos da espécie mais abundante, o que significa precisão de ± 20 ($p < 0,05$; Lund *et al*, 1958).

Análise qualitativa: As amostras para análise qualitativa (riqueza de espécies) foram coletadas através de coleta com garrafa de Van Dorn a 1 m de profundidade, depois o restante da água, aproximadamente 1,5 litros, foram despejados na rede de 20 μ m de abertura de malha e fixadas com solução de formalina a 4%. A identificação das espécies foi feita sob microscópio óptico em aumentos de 400 e 1000 vezes (Figura 2). O sistema de classificação adotado para as classes taxonômicas foi o de Round (1983). Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografia específica: Bicudo & Menezes (2006).

Para a comunidade fitoplânctonica, foram calculados valores de diversidade (Shannon-Weaver), riqueza de taxa (S) e número de indivíduos entre as estações de amostragem a partir das rotinas do programa Systat 1.2 for Windows.

4.3.3 **Análise estatística**

Os resultados de qualidade da água e da comunidade fitoplânctonica foram submetidos a um teste de normalidade e as variáveis que não apresentaram distribuição normal foram transformadas. Em seguida, os resultados foram analisados por uma análise de variância de dois fatores: estação do ano (seca e chuvosa) e piscicultura [presença (1 piscicultura) e ausência (1 ponto sem influência da piscicultura)] e teste de Tukey ($p < 0,05$).

Uma análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS), utilizando a distância de Bray-Curtis, foi realizada para verificar a variação da composição das comunidades de fitoplâncton associados aos lagos nas duas épocas diferentes (chuvoso e seco).

5. RESULTADOS

5.1 Parâmetros limnológicos da água dos Lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.

Os valores observados do lago de Palmas para os parâmetros pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica estão apresentados na Tabela 1. O valor médio do pH ficou entre 6 e 7. A temperatura nos meses de verão foi maior que no inverno. A concentração de oxigênio esteve acima de 7 durante o verão e a condutividade elétrica apresentou valores bem similares.

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palmas, monitorados mensalmente *in situ*. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.

Condição	Época	Temperatura (°C)	pH (un.)	Condutividade (mS/cm)	OD (mg.L-1)
Controle	Verão	27,5 ± 1,89	7,20 ± 0,74	0,064 ± 0,001	7,33 ± 0,25
	Inverno	24,9 ± 0,23	6,43 ± 0,31	0,071 ± 0,008	6,48 ± 1,67
Piscicultura	Verão	27,6 ± 2,12	6,85 ± 0,51	0,064 ± 0,002	7,25 ± 0,41
	Inverno	25 ± 0,26	6,40 ± 0,32	0,068 ± 0,002	6,62 ± 1,83

Na Tabela 2, estão apresentados os dados físico-químicos para o lago de Aguiar. A condutividade elétrica apresentou valores mais altos no inverno, em relação ao verão. Os valores de temperatura também foram maiores durante o verão, bem como os valores de pH e de oxigênio dissolvido.

Tabela 2: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Aguiar, monitorados mensalmente *in situ*. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.

Condição	Época	Temperatura (°C)	pH (un.)	Condutividade (mS/cm)	OD (mg.L-1)
Controle	Verão	28,1 ± 1,05	7,48 ± 0,59	0,065 ± 0,002	8,84 ± 0,91
	Inverno	24,4 ± 0,41	6,79 ± 0,37	0,084 ± 0,003	7,73 ± 0,86
Piscicultura	Verão	28,5 ± 0,82	7,35 ± 0,42	0,063 ± 0,003	8,32 ± 0,75
	Inverno	24,4 ± 0,34	6,67 ± 0,31	0,082 ± 0,004	7,71 ± 1,22

Os valores observados para o lago de Palminhas, estão apresentados nas Tabelas 3 e 4, sendo, respectivamente, piscicultura 1 e 2. Para os dados da Tabela 3, os valores de temperatura, oxigênio dissolvido e pH foram maiores durante a estação do verão, em contrapartida a condutividade elétrica apresentou seus maiores valores durante o inverno.

Tabela 3: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 1), monitorados mensalmente *in situ*. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.

Condição	Época	Temperatura (°C)	pH (un.)	Condutividade (mS/cm)	OD (mg.L-1)
Controle	Verão	27,9 ± 2,48	7,47 ± 1,00	0,074 ± 0,001	7,71 ± 1,26
	Inverno	24,7 ± 0,22	5,88 ± 0,39	0,092 ± 0,002	5,91 ± 1,33
Piscicultura	Verão	27,7 ± 2,81	7,34 ± 1,04	0,071 ± 0,001	7,45 ± 0,98
	Inverno	24,7 ± 0,18	6,26 ± 0,34	0,092 ± 0,002	5,94 ± 1,69

Na Tabela 4, encontramos os maiores valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido durante o verão, e os valores do parâmetro de condutividade elétrica foram maiores durante o inverno.

Tabela 4: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 2), monitorados mensalmente *in situ*. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno - junho e julho de 2013. OD = oxigênio dissolvido; pH = potencial hidrogeniônico; un. = unidade.

Condição	Época	Temperatura (°C)	pH (un.)	Condutividade (mS/cm)	OD (mg.L-1)
Controle	Verão	27,9 ± 2,48	7,47 ± 1,00	0,074 ± 0,001	7,71 ± 1,26
	Inverno	24,7 ± 0,22	5,88 ± 0,39	0,092 ± 0,002	5,91 ± 1,33
Piscicultura	Verão	28,8 ± 2,28	7,14 ± 1,04	0,071 ± 0,001	7,22 ± 1,17
	Inverno	24,7 ± 0,24	6,40 ± 0,35	0,087 ± 0,001	6,29 ± 1,46

A variação dos parâmetros nitrogênio amoniacal, fósforo, clorofila *a* e ficocianina durante as coletas para o lago de Palmas, estão apresentados na Tabela 5. Houve diferença significativa para a clorofila *a* entre a época (verão e inverno) e entre o local (piscicultura e controle). Para a ficocianina houve diferença entre os locais, e também entre a interação da época com o local. Os valores de fósforo total e nitrogênio amoniacal não apresentaram diferença significativa.

Tabela 5: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palmas, monitorados em laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.

Condição	Época	Amônia (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Clorofila (µg/L)	Ficocianina (µg/L)								
Controle	Verão	0,035 ± 0,007	0,031 ± 0,003	3,662 ± 0,464	0,184 ± 0,040								
	Inverno	0,068 ± 0,024	0,286 ± 0,004	2,084 ± 0,153	0,302 ± 0,035								
Piscicultura	Verão	0,056 ± 0,014	0,304 ± 0,001	5,531 ± 0,533	0,373 ± 0,038								
	Inverno	0,066 ± 0,024	0,288 ± 0,004	3,627 ± 0,314	0,228 ± 0,037								
Two-Way ANOVA		DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P
Época		1	1,246	0,27	1	3,764	0,059	1	15,94	<0,001	1	0,53	0,47
Local		1	0,231	0,633	1	0,026	0,872	1	16,95	<0,001	1	4,234	0,046
Interação		1	0,387	0,537	1	0,049	0,825	1	0,043	0,835	1	5,623	0,022

Os valores e suas variações dos parâmetros físicos para o lago de Aguiar estão apresentados na Tabela 6. O nitrogênio amoniacal apresentou diferença na interação entre época e local, sendo que os maiores valores foram encontrados na piscicultura. Para fósforo total encontramos diferença entre os locais (controle e piscicultura) e diferença significativa entre as épocas (verão e inverno). A clorofila *a* apresentou valores com diferença significativa entre as épocas (verão e inverno) e entre os locais (controle e piscicultura). Os valores obtidos para ficocianina apresentaram diferença significativa entre os locais (controle e piscicultura), sendo que os maiores valores foram encontrados na piscicultura.

Tabela 6: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Aguiar, monitorados em laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.

Condição	Época	Amônia (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Clorofila (µg/L)	Ficocianina (µg/L)
Controle	Verão	0,029 ± 0,005	0,033 ± 0,001	5,894 ± 0,273	0,443 ± 0,046
	Inverno	0,057 ± 0,023	0,365 ± 0,003	9,753 ± 0,608	0,411 ± 0,092
Piscicultura	Verão	0,081 ± 0,014	0,054 ± 0,005	11,98 ± 0,804	0,851 ± 0,133
	Inverno	0,039 ± 0,014	0,472 ± 0,003	15,78 ± 0,831	0,930 ± 0,126

Two-Way ANOVA	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P
Época	1	0,204	0,654	1	5,404	0,025	1	32,36	<0,001	1	0,259	0,613
Local	1	1,196	0,28	1	14,39	<0,001	1	84,93	<0,001	1	25,54	<0,001
Interação	1	5,082	0,029	1	2,175	0,147	1	0,035	0,851	1	0,171	0,681

A variação dos valores para o lago de Palminhas de nitrogênio amoniacal, fósforo total, clorofila *a* e ficocianina estão demonstrados nas Tabelas 7 e 8. Na Tabela 7, encontramos os valores referentes à Piscicultura 1. O nitrogênio amoniacal apresentou diferença significativa em relação as épocas (verão e inverno), sendo que os maiores valores foram encontrados no inverno. Já o fósforo total apresentou no inverno, seus maiores valores. Não houve diferença significativa para os valores de clorofila *a*, e houve diferença para os valores de ficocianina em relação à época (verão e inverno).

Tabela 7: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 1), monitorados em laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.

Condição	Época	Amônia (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Clorofila (µg/L)	Ficocianina (µg/L)								
Controle	Verão	0,044 ± 0,011	0,037 ± 0,004	13,48 ± 1,247	1 ± 0,343								
	Inverno	0,430 ± 0,020	0,529 ± 0,012	14,19 ± 1,368	0,803 ± 0,116								
Piscicultura	Verão	0,047 ± 0,009	0,032 ± 0,001	12,64 ± 1,124	1,209 ± 0,329								
	Inverno	0,371 ± 0,019	0,385 ± 0,003	14,20 ± 1,430	0,890 ± 0,092								
Two-Way ANOVA		DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P
Época		1	498,2	<0,001	1	1,212	0,277	1	0,717	0,402	1	7,469	0,009
Local		1	3,144	0,083	1	0,151	0,7	1	0,086	0,77	1	0,138	0,712
Interação		1	3,696	0,061	1	0,779	0,382	1	0,082	0,775	1	0,02	0,887

Na Tabela 8, encontramos os valores referentes à Piscicultura 2 de Palminhas. Os valores de nitrogênio amoniacal apresentaram diferença significativa em relação à época (verão e inverno), o fósforo total apresentou diferença em relação à época (verão e inverno). A clorofila *a* não apresentou valores com diferença significativa. A ficocianina apresentou diferença significativa em relação às épocas (verão e inverno).

Tabela 8: Parâmetros físico-químicos da água do lago de Palminhas (piscicultura 2), monitorados em laboratório. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. Verão – dezembro/2012 e janeiro/2013; Inverno – junho e julho de 2013.

Condição	Época	Amônia (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Clorofila (µg/L)	Ficocianina (µg/L)								
Controle	Verão	0,044 ± 0,011	0,037 ± 0,004	13,48 ± 1,247	1 ± 0,343								
	Inverno	0,430 ± 0,020	0,529 ± 0,012	14,19 ± 1,368	0,803 ± 0,116								
Piscicultura	Verão	0,052 ± 0,013	0,034 ± 0,004	13,79 ± 0,984	1,137 ± 0,347								
	Inverno	0,354 ± 0,025	0,377 ± 0,003	17,76 ± 1,590	0,912 ± 0,133								
Two-Way ANOVA		DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P
Época		1	338,3	<0,001	1	1,435	0,237	1	3,411	0,071	1	6,319	0,016
Local		1	3,327	0,075	1	0,049	0,825	1	3,945	0,053	1	0,429	0,516
Interação		1	4,943	0,031	1	0,243	0,624	1	0,531	0,47	1	0,059	0,809

5.2 Parâmetros biológicos dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.

Na Tabela 9 estão apresentadas as classes da comunidade fitoplânctonica, com as espécies e os valores quantitativos encontrados em cada lago, nas condições de controle e piscicultura.

No lago de Palmas, a classe Cyanophyceae apresentou maior riqueza de espécies (7), porém a espécie *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae) apresentou maior abundância na região de controle em comparação com a piscicultura.

No lago de Palminhas, a classe Cyanophyceae apresentou maior riqueza de espécies (7), e tanto para Palminhas 1 quanto Palminhas 2 a espécie *Cylindrospermopsis sp* apresentou maior abundância nas pisciculturas em detrimento da área de controle.

Para o lago Aguiar, a classe Cyanophyceae também apresentou maior riqueza de espécies (7), contudo a espécie *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae), apresentou maior abundância na piscicultura.

Na Tabela 10, encontramos os valores quantitativos para cada classe do fitoplâncton, nas duas diferentes épocas: verão (dezembro e janeiro) e inverno (junho e julho).

Para o lago de Palmas, encontramos *Chlorella vulgaris* com maior abundância para os meses do inverno em relação ao meses de verão. E a classe com maior riqueza apresentada é Cyanophyceae.

O lago de Palminhas, para a Piscicultura 1 e 2, a classe Cyanophyceae apresentou maior riqueza de espécies, para as duas épocas (verão e inverno), sendo *Cylindrospermopsis sp* a espécie mais abundante durante os meses de verão (dezembro e janeiro).

O lago Aguiar, apresentou a classe Cyanophyceae com a maior riqueza de espécies, sendo *Chlorella vulgaris* a espécie com maior abundância para os meses do inverno (junho e julho).

Tabela 9: Abundância das classes de fitoplâncton para os 3 lagos estudados. C = Controle (ausência de piscicultura); P = Piscicultura.

Classe	Espécie	Palmas			Palminhas 1			Palminhas 2			Aguiar		
		C	P	Total	C	P	Total	C	P	Total	C	P	Total
Bacillariophyceae	<i>Encyonema sp</i>	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Eunotia sp</i>	10	13	23	4	6	0	4	8	12	31	68	99
	<i>Navicula sp</i>	32	57	89	6	11	17	6	4	10	33	99	132
Chlorophyceae	<i>Ankistrodesmus sp</i>	84	101	185	55	67	122	55	87	142	7	1	8
	<i>Chlorella vulgaris</i>	6569	6023	12592	3527	3681	7208	3527	3662	7189	3636	4181	7817
	<i>Coelastrum sp</i>	2	2	4	1	0	1	1	4	5	0	0	0
	<i>Golenkinia sp</i>	1	7	8	0	2	2	0	0	0	2	0	2
	<i>Monoraphidium sp</i>	618	569	1187	378	441	819	378	424	802	324	246	570
	<i>Scenedesmus sp</i>	3	0	3	5	1	6	5	3	8	9	23	32
	<i>Dinobryon sp</i>	39	51	90	0	0	0	0	8	8	3	0	3
Conjugatophyceae	<i>Spondylosium panduriforme</i>	5	21	26	0	0	0	0	5	5	0	0	0
	<i>Staurastrum forficulatum</i>	31	0	31	1	0	1	1	0	1	0	0	0
	<i>Staurastrum leptocladium</i>	2	0	2	4	4	8	4	7	11	0	1	1
Coccinodiscophyceae	<i>Aulacoseria sp</i>	28	27	55	760	529	1289	760	2984	3744	1332	927	2259
	<i>Urosolenia sp</i>	118	93	211	114	161	275	114	50	164	16	27	43
Cyanophyceae	<i>Anabaena sp</i>	11	17	28	78	89	167	78	103	181	17	4	21
	<i>Cylindrospermopsis sp</i>	951	991	1942	6158	6358	12516	6158	6579	12737	153	1	154
	<i>Epigloeosphaera sp</i>	810	1064	1874	605	402	1007	605	1071	1676	1260	2125	3385
	<i>Geitlerinema sp</i>	284	325	609	459	270	729	459	492	951	118	139	257
	<i>Merismopedia sp</i>	13	41	54	33	78	111	33	1	34	640	727	1367
	<i>Microcystis sp</i>	449	867	1316	459	346	805	459	415	874	354	378	732
	<i>Microcystis wesenbergii</i>	12	0	12	53	126	179	53	49	102	0	0	0
	<i>Oscillatoria sp</i>	17	3	20	21	16	37	21	31	52	1	3	4
	<i>Phormidium sp</i>	6	8	14	12	35	47	12	30	42	0	1	1
	<i>Pseudanabaena sp</i>	6	6	12	13	2	15	13	1	14	0	0	0

	<i>Radiocystis sp</i>	0	10	10	0	6	6	0	4	4	0	0	0
	<i>Spirulina sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1
Dinophyceae	<i>Peridinium sp</i>	5	9	14	29	6	35	29	7	36	24	3	27
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas sp</i>	30	40	70	71	79	150	71	87	158	76	80	156
Trebouxiophyceae	<i>Crucigenia rectangularis</i>	14	25	39	11	22	33	11	18	29	12	169	181
	<i>Dictyosphaerium sp</i>	47	34	81	4	0	4	4	0	4	5	20	25
Zignemaphyceae	<i>Cosmarium contractum</i>	197	251	448	76	65	141	76	64	140	34	58	92
	<i>Staurastrum sp</i>	429	397	826	507	693	1200	507	606	1113	11	10	21
	<i>Staurastrum rotula</i>	23	31	54	71	80	151	71	51	122	0	0	0
	<i>Staurastrum tetracerum</i>	164	167	331	192	225	417	192	170	362	9	45	54

Tabela 10: Abundância das classes de fitoplâncton para os 3 lagos estudados. V = Verão (dezembro/2012 e janeiro/2013); I = Inverno (junho e julho/2013).

Classe	Espécie	Palmas			Palminhas 1			Palminhas 2			Aguiar		
		V	I	Total	V	I	Total	V	I	Total	V	I	Total
Bacillariophyceae	<i>Encyonema sp</i>	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Eunotia sp</i>	14	9	23	0	0	0	0	0	0	0	99	99
	<i>Navicula sp</i>	70	19	89	3	0	3	1	0	1	17	115	132
Chlorophyceae	<i>Ankistrodesmus sp</i>	66	119	185	45	77	122	36	106	142	2	6	8
	<i>Chlorella vulgaris</i>	5192	7400	12592	2096	5310	7406	2232	4957	7189	2916	4901	7817
	<i>Coelastrum sp</i>	2	2	4	1	0	1	2	3	5	0	0	0
	<i>Golenkinia sp</i>	8	0	8	2	0	2	0	0	0	2	0	2
	<i>Monoraphidium sp</i>	808	379	1187	433	386	819	320	482	802	356	214	570
	<i>Scenedesmus sp</i>	0	3	3	0	6	6	0	8	8	4	28	32
	<i>Dinobryon sp</i>	39	52	91	0	0	0	0	8	8	0	3	3
Conjugatophyceae	<i>Spondylosium panduriforme</i>	25	1	26	0	0	0	5	0	5	0	0	0
	<i>Staurastrum forficulatum</i>	30	1	31	1	0	1	1	0	1	0	0	0
	<i>Staurastrum leptocladium</i>	2	0	2	0	8	8	1	11	12	0	1	1
Coccinodiscophyceae	<i>Aulacoseria sp</i>	9	46	55	0	1289	1289	0	3744	3744	1740	522	2262
	<i>Urosolenia sp</i>	69	110	179	0	275	275	0	164	164	21	22	43
Cyanophyceae	<i>Anabaena sp</i>	28	7	35	45	120	165	51	177	228	4	17	21
	<i>Cylindrospermopsis sp</i>	1140	802	1942	6604	5912	12516	6765	5972	12737	154	0	154
	<i>Epigloeosphaera sp</i>	1035	1078	2113	527	480	1007	1007	669	1676	2501	884	3385
	<i>Geitlerinema sp</i>	344	209	553	337	392	729	372	579	951	129	108	237
	<i>Merismopedia sp</i>	0	54	54	0	111	111	0	34	34	630	737	1367
	<i>Microcystis sp</i>	1042	274	1316	512	293	805	515	359	874	445	287	732
	<i>Microcystis wesenbergii</i>	4	8	12	176	3	179	100	2	102	0	0	0
	<i>Oscillatoria sp</i>	16	6	22	25	12	37	29	43	72	3	1	4
	<i>Phormidium sp</i>	8	6	14	46	1	47	40	2	42	1	0	1
	<i>Pseudanabaena sp</i>	12	0	12	10	5	15	8	6	14	0	0	0
	<i>Radiocystis sp</i>	10	0	10	0	6	6	0	4	4	0	0	0

	<i>Spirulina sp</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1
Dinophyceae	<i>Peridinium sp</i>	13	1	14	33	2	35	34	2	36	27	0	27
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas sp</i>	55	15	70	92	58	150	75	83	158	129	27	156
Trebouxiophyceae	<i>Crucigenia rectangularis</i>	33	6	39	3	30	33	7	22	29	181	0	181
	<i>Dictyosphaerium sp</i>	64	17	81	4	0	4	4	0	4	25	0	25
Zignemaphyceae	<i>Cosmarium contractum</i>	392	56	448	124	17	141	120	20	140	92	0	92
	<i>Staurastrum sp</i>	792	34	826	584	616	1200	408	705	1113	21	0	21
	<i>Staurastrum rotula</i>	38	16	54	136	15	151	98	24	122	0	0	0
	<i>Staurastrum tetracerum</i>	302	29	331	115	302	417	119	243	362	53	2	55

Durante o período de estudo, foram identificados 35 gêneros de algas, distribuídos em 10 classes. Cyanophyceae e Chlorophyceae foram as classes melhor representadas, com respectivamente, 12 e 6 gêneros cada, seguidas por Zygnemaphyceae, com 4 gêneros identificados, Conjugatophyceae e Bacillariophyceae, ambas com 3 gêneros, Coscinodiscophyceae e Trebouxiophyceae, representada por 2 gêneros e Chrysophyceae, Euglenophyceae e Dinophyceae com apenas 1 gênero identificado.



Figura 2: Espécies mais abundantes encontradas nos lagos Palmas, Aguiar e Palminhas. (*Chlorella vulgaris*, *Microcystis sp* e *Cylindrospermopsis sp*).

Os índices de diversidade das comunidades de fitoplâncton estão apresentados na Tabela 11. Os valores de riqueza e abundância de espécies apresentaram similaridade entre os lagos, sendo que os maiores valores obtidos se encontram no lago de Palminhas, durante a estação seca(junho e julho/2013). Houve diferença significativa para abundância, na estação chuvosa(dezembro/2012 e janeiro/2013), para o lago de Palminhas. O índice de Shannon, que é relativo para amostras aleatórias de espécies de uma comunidade, mostrou valores semelhantes para ambos os lagos.

Tabela 11: Índices de diversidade para os 3 lagos estudados. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. C = Controle (ausência de piscicultura); P = Piscicultura.

Índices	Palmas		Palminhas		Aguiar	
	C	P	C	P	C	P
Estação Seca						
Riqueza	18 ± 1	19,5 ± 3	20 ± 1,4	17 ± 2	13 ± 2,5	12 ± 2,6
Abundância	462 ± 40,5	440 ± 72,5	473 ± 90	594 ± 43	340 ± 65	323 ± 17
Shannon	1,5 ± 0,3	1,6 ± 0,5	1,7 ± 0,1	1,7 ± 0,2	1,3 ± 0,3	1,4 ± 0,1
Estação Chuvosa						
Riqueza	19 ± 1	21 ± 2	16 ± 1	17 ± 1	10 ± 1,7	13 ± 2,5
Abundância	480 ± 49	454 ± 104	306 ± 6*	401 ± 18*	385 ± 71	399 ± 62
Shannon	1,7 ± 0,2	2 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,8 ± 0,1

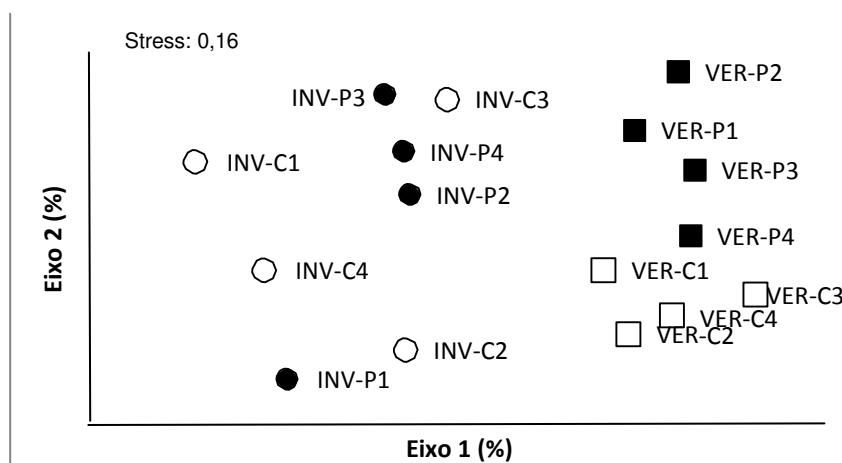
Os índices de diversidade para todos os lagos, entre estação seca e chuvosa estão representados na tabela 12. Houve diferença significativa para riqueza, no lago Palmas e Shannon. No lago Palminhas, existe também diferença significativa na abundância, como também no lago Aguiar.

Tabela 12: Índices de diversidade para os 3 lagos estudados. Os resultados estão apresentados como média e desvio padrão. C = Estação chuvosa (dezembro/2012 e janeiro/2013); S = Estação seca (junho e julho/2013).

Índices	Palmas		Palminhas		Aguiar	
	C	S	C	S	C	S
Riqueza	20 ± 1,9	18 ± 1,8*	17 ± 1	18 ± 2,2	12 ± 2	12 ± 2,2
Abundância	467 ± 76	435 ± 26,5	353 ± 52	533 ± 92*	392 ± 62*	332 ± 44*
Shannon	1,9 ± 0,2	1,2 ± 0,1*	1,7 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,8 ± 0,1	1,7 ± 0,1

O gráfico 1 apresenta diferença entre as comunidades no que se refere à sazonalidade. Durante as duas estações é possível perceber que as comunidades se diferem completamente. Na estação chuvosa (verão) as comunidades do controle e da piscicultura também se diferem, o que fica evidente que a piscicultura influencia nas comunidades fitoplanctônicas. Na estação seca (inverno) encontramos também diferença entre as comunidades do controle e piscicultura. Os táxons encontrados na terceira coleta da estação seca no tratamento controle são mais similares aos táxons encontrados na piscicultura, bem como as comunidades da piscicultura na primeira coleta da estação seca são mais similares às comunidades do tratamento controle.

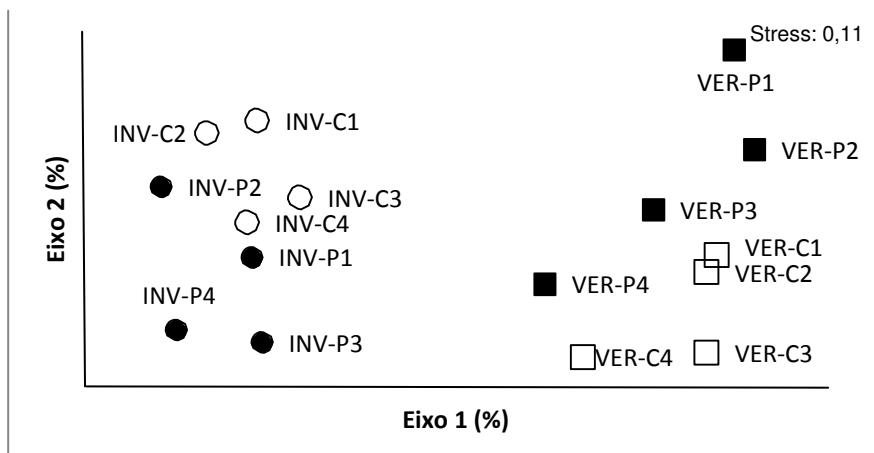
Gráfico 1: Similaridades entre as comunidades de fitoplâncton, para o lago de Palmas.



Legenda: ○Seco – Controle ●Seco – Piscicultura
 □Chuvoso – Controle ■Chuvoso – Piscicultura

Para o lago de Palminhas, as diferenças entre as comunidades ficam evidentes. O gráfico mostra que em relação à sazonalidade as comunidades são diferentes apresentando visível separação em ambos os eixos. Também há influência da piscicultura para os táxons encontrados em relação ao tratamento controle, tanto para a estação seca (inverno), quanto para a chuvosa (verão).

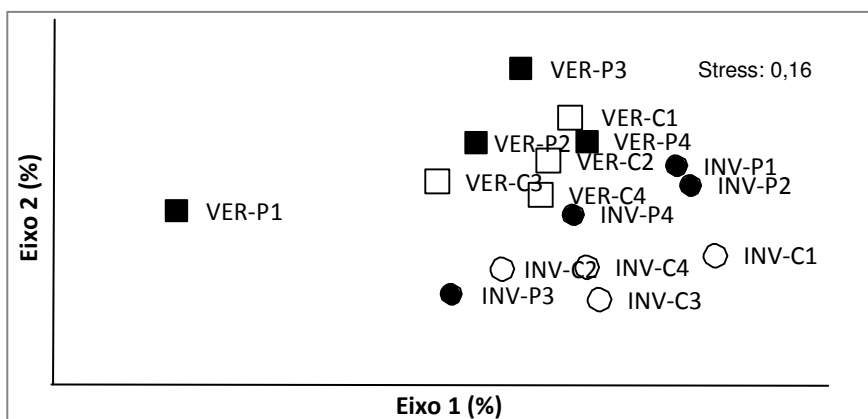
Gráfico 2: Similaridades entre as comunidades de fitoplâncton, para o lago de Palminhas.



Legenda: ○ Seco – Controle ● Seco – Piscicultura
 □ Chuvoso – Controle ■ Chuvoso – Piscicultura

Já no lago Aguiar, não existe diferença entre as comunidades, tanto para as estações quanto para presença e ausência de piscicultura. O gráfico mostra que não há diferença para sazonalidade, bem como para tratamento controle e presença da piscicultura, visto que os pontos se encontram próximos. Porém, vale ressaltar que este lago apresenta diferenças em sua composição, em relação aos lagos de Palmas e Palminhas, como a profundidade que pode chegar a 10 metros, já as demais, até aproximadamente 60 metros.

Gráfico 3: Similaridades entre as comunidades de fitoplâncton, para o lago de Aguiar.



Legenda: ○ Seco – Controle ● Seco – Piscicultura

Chuvoso – Controle ■ Chuvoso – Piscicultura

Os valores quantitativos, em porcentagem, para as comunidades fitoplânctônicas encontradas nos 3 lagos, estão apresentados na Tabela 12.

No lago de Palmas, nas condições de controle e piscicultura, respectivamente, a classe Chlorophyceae (66% e 60%) apresentou maior representatividade no número de indivíduos, seguida pela classe Cyanophyceae. Conjugatophyceae e Dinophyceae foram as classes com menor quantidade de indivíduos encontrados.

Para o lago de Palminhas, em Palminhas 1 e 2, Cyanophyceae foi a classe mais abundante tanto para o controle quanto para a piscicultura. Chlorophyceae foi a segunda classe mais encontrada. Zygnemaphyceae e Coscinodiscophyceae também foram encontradas, porém com porcentagens um pouco menores.

No lago Aguiar, Chlorophyceae foi a classe mais abundante, seguida por Cyanophyceae e Coscinodiscophyceae. As classes Conjugatophyceae e Chrisophyceae não apresentaram nenhum indivíduo, para as condições controle e piscicultura, respectivamente.

Tabela 12: Representatividade (%) das classes das algas em três diferentes lagos com piscicultura em tanque-rede. C = Controle (ausência de piscicultura); P = Piscicultura.

Classe	Palmas		Palminhas 1		Palminhas 2		Aguiar	
	C	P	C	P	C	P	C	P
Bacillariophyceae	0,4	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	1	2
Chlorophyceae	66	60	29	30	29	25	49	48
Chrisophyceae	0,4	0,5	0	0	0	0,1	0,1	0
Conjugatophyceae	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,1
Coscinodiscophyceae	2	1,0	6,5	5	6,5	17	17	10
Cyanophyceae	23	30	57	56	57	52	31	36
Dinophyceae	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1
Euglenophyceae	0,3	0,3	0,5	0,6	0,5	0,5	1	1
Trebouxiophyceae	0,5	0,4	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	2
Zygnemaphyceae	7	7	7	8	7	5	1	1

6. DISCUSSÃO

6.1 Parâmetros limnológicos dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar

Os valores de temperatura não apresentaram grande variação durante as coletas para os meses chuvosos (dezembro e janeiro) nos três lagos analisados (entre 27 e 28°C). Os valores médios para os meses de seca (junho e julho) estiveram entre 24 e 25°C. De acordo com Venturoti (2013) estes lagos são caracteristicamente monomíticos-quentes com início da desestratificação em maio, e exibindo condições isotérmicas entre julho e agosto e começando a estratificar novamente em setembro. No período de desestratificação a temperatura da água da superfície e do fundo apresentou uma variação inferior a 1°C, enquanto que no período estratificado essa diferença aumenta para 2°C. Esse padrão de estratificação é comumente encontrado em lago tropical (Wetzel, 2001) e, entre outros, é observado em lagos no médio Rio Doce (Petrúcio *et al.*, 2006) e na Amazônia (Silva *et al.*, 2010).

Esse padrão de estratificação pode ter influenciado no pH da água dos lagos estudados no presente trabalho. Os valores durante o período chuvoso não mostraram grande variação, apresentando pH neutro (entre 6 e 7), porém para os meses de seca (junho e julho), o lago de Palminhas apresentou pH mais ácido, para a condição de controle (5). A condutividade elétrica não apresentou variações marcantes durante as coletas.

O oxigênio dissolvido não apresentou uma marcada variação durante os meses de verão (dezembro e janeiro) nos 3 lagos analisados (entre 6-7 mg/L). Os valores médios de oxigênio dissolvido nos meses de inverno ficaram em média entre 5 e 6 mg/L. Petrúcio *et al.* (2006) estudaram sete lagos do médio Rio Doce e observaram um padrão similar do obtido nos lagos do baixo Rio Doce, com as concentrações de oxigênio dissolvido entre 6-9 mg/L. Entretanto, nos lagos do médio Rio Doce existe uma marcada variação nas concentrações de oxigênio dentro das estações e entre as estações seca e chuvosa. Os lagos da Amazônia central utilizados para a criação de peixes apresentam um padrão diferente, com uma queda nas concentrações de oxigênio dissolvido no período

chuvoso. Muitas vezes as concentrações desses lagos chegam próximo a 0 mg/L mesmo na superfície (Gomes *et al.*, 2006). Esses resultados mostram que o oxigênio dissolvido pode ser um limitante para a criação de peixes em alguns lagos, mas por outro lado, é uma variável que possibilita o desenvolvimento da atividade nos lagos do baixo Rio Doce.

6.2 Parâmetros biológicos e de nutrientes dos lagos Palminhas, Palmas e Aguiar.

Para fins do monitoramento da aquicultura, a coleta de dados em alta frequência, de características físicas, químicas e biológicas da água que afetam diretamente a criação de peixes, é fundamental para o aumento da eficiência, avaliação de riscos da atividade e compreensão das inter-relações entre a produção e o ambiente.

Os valores médios de oxigênio dissolvido, pH e fósforo total encontrados nos 3 lagos estudados estão de acordo com os valores obtidos em outros lagos/reservatórios utilizados para a criação de tilápia. O reservatório de Furnas no Sul do Brasil apresenta valores de fósforo total (0,17-0,44 mg/L) (Santos *et al.*, 2010) similares aos dos lagos estudados no presente trabalho. Em um reservatório no Sudeste do Brasil, Leonardo *et al.* (2011) observaram valor médio de fósforo similar ao dos lagos, por outro lado, os valores de clorofila *a* da represa são similares aos obtidos em Palmas e Aguiar e inferiores aos obtidos em Palminhas.

De acordo com Henry (1990) e Johansson & Nordvarg (2002), o fósforo é o nutriente estimulador do crescimento do fitoplâncton e alguns autores relacionam o aumento na concentração de fósforo, devido a presença dos tanques-rede, com a elevação no teor de clorofila na água (Guo & Li 2003). Neste trabalho foi observada relação entre o fósforo e a clorofila (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Os valores de clorofila *a* apresentaram grande variação, sendo que no lago de Palmas é possível verificar os maiores valores, durante o período de seca (junho e julho). Mallasen et al. (2008) observou uma tendência no aumento da clorofila e a presença de picos eventuais de nutrientes (amônia e fósforo), em todos os pontos amostrados no período de inverno (com menor índice pluviométrico). De acordo com Behrenfeld (2006), a concentração de clorofila, no entanto, está longe de ser uma função exclusiva da biomassa fitoplanctônica e varia também com a composição taxonômica da comunidade de algas.

O nitrogênio amoniacal apresentou variação entre as épocas (verão e inverno) sendo mais presente durante o inverno, em relação às condições (controle e piscicultura), durante o verão os maiores valores foram encontrados nas pisciculturas, em contrapartida no inverno, o controle apresentou maiores quantidades de amônia. Tais fatores também foram vistos por Mallasen et al. (2008), destacando que a diminuição do fluxo de água provavelmente minimiza a diluição dos nutrientes, podendo ocorrer picos de concentração dos mesmos em toda área alagada.

Suhet e Schocken-Iturrino (2013) também observaram efeito da estação e da presença de piscicultura na qualidade da água do lago Juara, que também é utilizado para a criação de tilápia no Espírito Santo. Além disso, estudos realizados em outros lagos tropicais utilizados para piscicultura mostram padrão similar com duas estações bem definidas: seca e chuva (Guo e Li, 2003; Gomes *et al.*, 2006; Degefu *et al.*, 2011).

A ficocianina, medida pela presença de pigmento azul, é forte indicador de cianobactérias. Seus maiores valores foram encontrados no lago Palminhas, nas pisciculturas, durante o verão (dezembro e janeiro). O lago de Palmas apresentou os menores valores, já o lago Aguiar mostrou valores intermediários. De acordo com Panosso *et al.* (2007) o aumento da frequência, intensidade e dispersão das florações de cianobactérias em ambientes de água doce tem sido atribuído principalmente à expansão do problema da eutrofização artificial. Tal argumento corrobora com os resultados descritos por

Venturoti (2013) que enfatiza que os lagos Palmas e Palminhas, vêm sofrendo um processo de eutrofização, sendo esse mais acentuado em Palminhas.

Conforme Sant'Anna e Azevedo (2000), todas as cianobactérias são consideradas tóxicas mesmo sob baixos níveis de microcistina (a mais comum das cianotoxinas), representam risco para a saúde humana através de tumores hepáticos.

6.3 Comunidades do fitoplâncton

As comunidades fitoplânctônicas apresentaram grande diversidade entre os lagos estudados. Num total de 10 classes, foram encontradas 35 espécies.

No lago de Palmas, foram encontradas 34 espécies, com predomínio de Chlorophyceas (60% do total). *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae) foi a espécie mais abundante. As espécies *Monoraphidium sp* (Chlorophyceae), *Cylindrospermopsis sp*, *Epigloesphoera sp*, *Microcystis sp*, todas da classe Cyanophyceae, como também *Staurastrum sp* (Zygnemaphyceae) foram abundantes. A comunidade fitoplanctônica de Palmas, com predomínio de algas com pigmento verde, indica uma maior qualidade ambiental. O lago de Palminhas apresentou 34 gêneros identificados, em 10 classes distintas. A classe das Cianofíceas apresentaram maior riqueza de espécies, sendo *Cylindrospermopsis sp* a mais abundante. Estes resultados corroboram com os estudos realizados por Sant'anna e Azevedo (2000), afirmando que as cianobactérias que tiverem ocorrência, *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*, táxons comuns em ambientes eutrofizados, estão entre os principais gêneros produtores de toxinas no Brasil, cujas florações são tóxicas em mais de 60% dos casos.

Na Região Nordeste, Bouvy et al. (2000) observaram que dos 39 reservatórios investigados na região do semi-árido pernambucano, 27 deles apresentaram predominância de *Cylindrospermopsis*, cianobactéria filamentosa, heterocitada.

De acordo com Vieira et al, (2009), a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*, representa riscos para a piscicultura, como por exemplo, a intoxicação dos peixes, mudança no sabor da carne e mortandade dos organismos cultivados.

As espécies *Chlorella vulgaris* (14397 ind) e *Monoraphidium sp* (1621 ind) (Chlorophyceae), *Aulacoseria sp* (5033 ind) e *Urosolenia sp* (439 ind) (Coccinodinothryxaceae), bem como *Staurastrum sp* (2313 ind) e *Staurastrum tetracerum* (779 ind) (Zygnematales), foram as mais abundantes. Contudo as espécies *Epligloesphaera sp*, *Geitlerinema sp*, *Microcystis sp* da classe Cyanophyceae tiveram os maiores valores apresentados no lago Palminhas, em comparação aos lagos Palmas e Aguiar. Sant'anna et al. (2006) enfatiza que a dominância das cianobactérias em relação aos demais grupos é decorrente de suas estratégias adaptativas, que tornam possível seu intenso desenvolvimento em condições eutróficas, como, por exemplo: habilidade de armazenar fósforo dentro das células, tornando-se capazes de realizar divisão celular quando este elemento se torna limitante; capacidade de fixar nitrogênio atmosférico; habilidade de migrar na coluna d'água, devido à presença de aerótopos (vesículas de gás) nas células, que lhes permitem se posicionar na zona eufótica de forma a aproveitar com maior eficácia a luz e os nutrientes disponíveis.

No lago Aguiar, foram identificadas 10 classes com 27 espécies encontradas. A classe Cyanophyceae apresentou a maior riqueza, e *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae) foi a espécie mais abundante. Diferentemente dos outros lagos, *Aulacoseria sp* (Coccinodinothryxaceae) e *Merismopedia sp* (Cyanophyceae) foram muito encontradas em todas as amostras. De acordo com Sant'anna e Azevedo (2000) *Aphanocapsa* e *Merismopedia* são gêneros frequentes em ambientes eutrofizados.

As classes Crysophyceae e Dynophyceae apresentaram baixa quantidade de indivíduos encontrados, pois de acordo com Sant'anna et al. (2006) A trofia do ambiente também pode ter sido a responsável pela baixa

representatividade das classes Chrysophyceae e Xantophyceae, devido à baixa competitividade desses grupos nesses ambientes.

Vieira et al. (2009) caracterizam *Ankistrodesmus*, *Monoraphidium*, *Pediastrum* e *Scenedesmus* como gêneros cosmopolitas e extremamente comuns em ambientes eutrofizados. *Trachelomonas* também é um gênero de ampla distribuição, comum em muitos ambientes aquáticos. *Cosmarium* ocorre em ambientes ricos em matéria orgânica, que fundamentam este estudo pois são gêneros encontrados em todos os lagos.

7. CONCLUSÃO

Durante o período de estudo, foram identificados 35 gêneros distribuídos em 10 classes, sendo Cyanophyceae a classe com maior distribuição encontrada. Durante as coletas, as espécies encontradas apresentaram representantes nas condições controle e piscicultura. Na condição controle, dos lagos, foi encontrada uma maior diversidade, com a presença de espécies abundantes nas classes Chlorophyceae e Cyanophyceae. Contudo, nas pisciculturas foi evidente maior quantidade de indivíduos distribuídos em poucas espécies, o que caracteriza uma maior riqueza e menor diversidade.

A ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Epigloesphoera* e *Cylindrospermopsis*, foram encontradas nas duas condições (controle e piscicultura), porém com maior representatividade nas pisciculturas, possivelmente pelo aporte de nutrientes encontrados devido ao uso da ração e dos excrementos dos peixes, sendo que estas representam riscos para a piscicultura, como por exemplo, a intoxicação dos peixes, mudança no sabor da carne e mortandade dos organismos cultivados.

Em relação à qualidade da água, fica evidente que os lagos estudados apresentaram variações em referência as épocas de coleta, onde os valores de amônia e fósforo se mostraram mais elevados durante o inverno, visto que a entrada de água por conta da chuva é baixa e os lagos então diminuem sua profundidade, contudo esta diferença não foi significativa em relação às condições, controle e piscicultura. Outro fator é a alta concentração de clorofila *a* presente nas pisciculturas, mostrando a grande quantidade de fitoplâncton, devido a maiores concentrações de nutrientes, pela presença da produção de tilápias em tanques-rede.

8. REFERÊNCIAS

- Apha (1998). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington.
- Aktan, Y; Tufekci, V; Tufekci, H; Aykulu, G. Distribution patterns, biomass estimates and diversity of phytoplankton in Izmit bay (turkey). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2005; 64:372–384.
- Albarez, JR.; Albarez, ACMP. *Legislação ambiental aplicada à piscicultura*. 2000. UFLA/FAEPE, Lavras, Brasil.
- Alves, RCP & Baccharin, AE. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego do Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tietê, SP) 2005. In: Nogueira, MG; Henry, R; Jorcin, A. *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima. p.329-347.
- Behrenfeld, MJ; Boss, E. Beam Attenuation and Chlorophyll Concentration as Alternative Optical Indices of Phytoplankton Biomass. *Journal of Marine Research* 2006; 64:431-51.
- Beveridge, M. *Cage Aquaculture*. 3rd edition, John Wiley e Sons; 2008.
- Bicudo, CEM; Menezes, M. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil*. RiMa 2006. São Paulo, Brasil.
- Botaro, D; Torres, JPM; Malm, O; Rebelo, MF; Henkelmann, B; Schramm, KW. Organochlorine pesticides residues in feed and muscle of farmed Nile tilapia from Brazilian fish farms. *Food and Chemical Toxicology* 2011; 49:2125–2130.
- Bouvy, M; Falcão, D; Marinho, M; Pagano, M. & Moura, M. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology* 2000; 23:13-27.

Danaher, J. J., Tidwell, J. H., Coyle, S. D., Dasgupta, S. Effects of two densities of caged monosex Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, on water quality, phytoplankton populations, and production when polycultured with *Macrobrachium rosenbergii* in temperate ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 2008; 38:367 – 382.

Dejefu, F, Mengistu, S, Schargerl, M. 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* 2011; 381:129-135.

Eng, CT; Tech, E. 2002. History of cage culture. In: Woo, P.T.K., Bruno, D.W., Lim, L.H.S.(Eds.), *Disease and Disorders of Finfish in Cage Culture*. CABI Publishing, Oxon.

Espíndula, EG; Matsumura-Tundisi, T; & Moreno, ID. Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica da Lagoa Albuquerque (Pantanal Matogrossense), Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 1996; 8:13 – 27.

Esteves, FA; Suzuki, MS; Callisto, MFP; Peres-Neto, PR. Teores de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e feopigmentos no sedimento de alguns ecossistemas lacustres do litoral do estado do Espírito Santo. UFRJ – Rio de Janeiro. *Oecologia brasiliensis* 1995; 1:407-17

Food and agriculture organization - FAO. *The state of world fisheries and aquaculture*. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Department. 2007.

Garcia, F; Romera, DM; Gozi, KS; Onaka, EM; Fonseca, FS; Schalch, SHC; Candeira, PG; Guerra, LOM; Carmo, FJ; Carneiro, DJ; Martins, MIEG; Portella, MC. Stocking density of Nile tilapia in cages placed in a hydroelectric reservoir. *Aquaculture* 2013; 410-411:51-56.

Gomes, LC; Chagas, EC; Martins-Junior, H; Roubach, R; Ono, EA; Lourenço, JNP. Cage culture of tambaqui (*Colossoma macropomum*) in a central Amazon floodplain lake. *Aquaculture* 2006; 253(1-4):374-84.

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

Guo, L; Li, Z; Xie, P; Ni, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International* (Springer Netherlands) 2009; 17:219-41.

Henry, R. Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). *Revista Brasileira de Biologia* 1990; 50(4):883-892.

Honda, RY; Mercante, CTJ; Vieira, JMS; Esteves, KE; Cabianca, MAA; Azevedo, MTP Cianotoxinas em Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. In: Esteves, KE; Sant'anna, CL. *Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio VIEIRA et al. B. Inst. Pesca, São Paulo, 35(4): 567 - 576, 2009 576 Ambiente, Saúde Pública e Manejo. São Carlos: Rima. p.105-120.*

Johansson, T. & Nordvarg, L. Empirical mass balance models calibrated for freshwater fish farm emissions. *Aquaculture* 2002; 212:191-211.

Kubitza, F. 2003 *Qualidade da Água no Cultivo de Peixes e Camarões*. Jundiaí. 229p.: il.

Leonardo, AF; Corrêa, CF; Baccarin, AE. Qualidade da água de um reservatório submetido à criação de tilápias em tanques-rede, no sul de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 2011; 37 (4): 341-54.

Lovshin, LL. Tilapia culture in Brazil. In: B.A. Costa-Pierce and J. E. Rakocy eds. *Tilapia Aquaculture in the Americas*. Baton Rouge, Louisiana, United States: The World Aquaculture Society 2000; 2:133-40.

Lund, JWG; Kipling, C. & Lecren, ED. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia* 1958; 11:143-170.

Macedo, CF.; Simpaúba-Tavares, LH. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e recomendações. *Bol. Inst. Pesca* 2010; 36:149-163.

Mallasen, M; Barros, HP; Yamashita, EY. Produção de peixes em tanques-rede e a qualidade de água. *Revista Tecnologia & Renovação Agropecuária* 2008.

Panosso, R; Costa, IAS; Souza, NR; Attayde, JL; Cunha, SRS; Gomes, FCF. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Oecol. Bras. 2007; 11 (3): 433-449.

Petrúcio, MM; Barbosa, FAR; Furtado, ALS. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. Limnologica 2006; 36:192-203.

Round, F. (1983) *Biologia das Algas*. Rio de Janeiro.

Rolland, A; Bertrand, F; Maumy, M; Jacquet, S. Assessing phytoplankton structure and spatio-temporal dynamics in a freshwater ecosystem using a powerful multiway statistical analysis. Water Research 2009; 43:3155-3168.

Salas, HG; Martino, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. Water Research 1991; 25:341-50.

Sant'anna, CL; e Azevedo, MTP. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. Nova Hedwigia, Stuttgart 2000; 71: 359-385.

Sant'anna, CL; Gentil, RC; SILVA, D. Comunidade Fitoplanctônica de Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo 2006. In: Esteves, KE. e Sant'anna, CL. Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio Ambiente, Saúde Pública e Manejo. São Carlos: Rima. p. 49-62.

Santos, RM; Negreiros, NF; Silva, LC; Rocha, O; Santos-Wisniewski, MJ. Biomass and production of Cladocera in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. Brazilian Journal of Biology 2010; 70(3);879-87.

Seymor, EA. The effects and control of algal blooms in fish ponds. Aquaculture 1980; 19:55 – 74.

Sidik, MJ; Rashed-Un-Nabi, M; Hoque, MA. Distribution of phytoplankton community in relation to environmental parameters in cage culture area of Sepanggar Bay, Sabah, Malaysia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 2008; 80:251–260.

Silva, IG; Moura, AN; Dantas, EW; Bittencourt-Oliveira, MC. Structure and dynamics of phytoplankton in an Amazon lake, Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 2010; 58(4): 1421-36.

Skejić, S. et al. Effects of cage fish farming on phytoplankton community. *Aquaculture Research* 2011; 42:1393 – 1405.

Suhet, MI; Schocken-Iturrino, RP. Physical and chemical water parameters and *Streptococcus* spp. occurrence in intensive tilapia farming in the State of Espírito Santo, Brazil. *Acta Scientiarum* 2013; 35(1):29-35.

Turker, H; Eversole, AG; Brune, DE. Filtration of green algae and cyanobacteria by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in the Partitioned Aquaculture System. *Aquaculture* 2003; 215:93-101.

Utermöhl, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 1958; 9:1-38.

Venturoti, GP. Impacto ambiental da piscicultura em tanques-rede em três lagos do Norte do Estado do Espírito Santo – Brasil. Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas). UVV: 2013.

Vieira, BH; Pereira, RHG; Derbócio, AM. Análise da comunidade fitoplanctônica de um ecossistema aquático utilizado para o cultivo de peixes em tanque-rede, Pantanal de Miranda, MS. *B. Inst. Pesca* 2009; 35(4):567-576.

Watanabe, WO; Losordo, TM; Fitzsimmons, K; Hanley, F. Tilapia production systems in the Americas: technological advances, trends, and challenges. *Reviews in Fisheries Science* 2002; 10:465–98.

Wetzel, RG; Likens, GE. *Limnological Analyses*. 3rd ed. Springer-Verlag, New York: New York Inc; 2000.

Wetzel, RG. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3rd ed., Elsevier Academic Press; 2001.

Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., Sear, D., 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Cons.* 115, 329–341.

Yi, Y; Lin, C. Effects of biomass of caged Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and aeration on the growth and yields in an integrated cage-cum-pond system. *Aquaculture*: 2001;195: 253-267.