



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Centro de Aquicultura da Unesp - CAUNESP



**CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS E DO
FITOPLÂNCTON DE VIVEIRO DE CRIAÇÃO DE
TILÁPIA-DO-NILO E DE WETLANDS
CONSTRUÍDAS PARA O TRATAMENTO DO
EFLUENTE**

João Alexandre Saviolo Osti

Jaboticabal, São Paulo.
2013



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Centro de Aquicultura da Unesp - CAUNESP



CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS E DO FITOPLÂNCTON DE VIVEIRO DE CRIAÇÃO DE TILÁPIA-DO-NILO E DE *WETLANDS* CONSTRUÍDAS PARA O TRATAMENTO DO EFLUENTE

João Alexandre Saviolo Osti

Orientador: Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

Co-Orientador: Dra. Andréa Tucci

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

Jaboticabal, São Paulo.

2013

O81c Osti, João Alexandre Saviolo
Características limnológicas e do fitoplâncton de viveiro de criação de tilápia-do-nylo e de *wetlands* construídas para o tratamento do efluente. / João Alexandre Saviolo Osti. -- Jaboticabal, 2013
xiv, 97 f. ; 29 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2013

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

Banca examinadora: Célia Leite Sant'Anna, Cacilda Thais Janson Mercante, Irineu Bianchini Junior, João Batista Kochenborger Fernandes

Bibliografia

1. Piscicultura. 2. Algas e cianobactérias. 3. Acréscimo de nutrientes. 4. Biorremediação. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aquicultura.

CDU 639.31:556.55

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
– Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

Dedico esta tese ao meu pai João Osti (*in memoriam*), por ter sido além de pai um amigo, pela educação e principalmente por todos os ensinamentos e momentos que tivemos, como as inúmeras pescarias.

Ofereço à minha companheira, Natália Furlan, por todo carinho, companheirismo e compreensão dedicada

Vida

“Já perdoei erros quase imperdoáveis,
Tentei substituir pessoas insubstituíveis e esquecer pessoas inesquecíveis
Já fiz coisas por impulso,
Já me decepcionei com pessoas quando nunca pensei me decepcionar, mas
também decepcionei alguém.

Já abracei pra proteger,
Já dei risada quando não podia,
Já fiz amigos eternos,
Já amei e fui amado, mas também já fui rejeitado
Já fui amado e não soube amar.

Já gritei e pulei de tanta felicidade,
Já vivi de amor e fiz juras eternas, mas “quebrei a cara” muitas vezes!
Já chorei ouvindo música e vendo fotos,
Já liguei só pra escutar uma voz,
Já me apaixonei por um sorriso,

Já pensei que fosse morrer de tanta saudade e... tive medo de perder
alguém especial (e acabei perdendo)! Mas sobrevivi!

E ainda vivo!
Não passo pela vida...
E você também não deveria passar. Viva!!!

Bom mesmo é ir a luta com determinação,
Abraçar e viver com paixão,
Perder com classe e vencer com ousadia,
Porque o mundo pertence a quem se atreve

e A VIDA É MUITO para ser insignificante”

Charles Chaplin

AGRADECIMENTOS

Ao Prof^o Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, meu orientador, pela oportunidade e confiança depositada, além dos valiosos ensinamentos e das sugestões e discussões no decorrer do trabalho, desde a elaboração do projeto até a redação final da tese.

À Dra. Andréa Tucci, minha coorientadora, por ter sempre disponibilizado a infra-estrutura do Núcleo de Pesquisa em Ficologia para a realização desta Tese, e principalmente pela orientação, amizade e por ter me apresentado um novo mundo "O mundo das algas", que hoje muito me fascina.

Ao Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" (CAUNESP), pela viabilização logística deste trabalho junto ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão do auxílio financeiro utilizado na realização deste estudo, (Processo nº. 477878/2008-3).

À CAPES Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa de doutorado concedida.

Aos membros da banca, Celia Leite Sant'Anna, Irineu Bianchini Junior e João Batista Kochenborger Fernandes, pelas valiosas sugestões e contribuições.

Ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti, pelo convívio e por ter sempre disponibilizado a infra-estrutura do Setor de Carcinicultura do CAUNESP para a realização de experimentos desta Tese.

Aos pesquisadores e funcionários do CAUNESP (Jaboticabal) e do Departamento de Ecologia (Rio Claro) pelo convívio e auxílio.

Aos pesquisadores e funcionários do Instituto de Botânica de São Paulo, em especial aos alunos e pesquisadores do Núcleo de Pesquisa em Ficologia pelo ótimo convívio e auxílio.

Ao Técnico do Laboratório do Departamento de Ecologia da UNESP de Rio Claro, Carlos Sanches, pela amizade e todo apoio concedido.

Ao Técnico do setor de Carcinicultura do CAUNESP, José Roberto Polachini, pela colaboração durante a realização do experimento.

Aos colegas do CAUNESP, por todo o auxílio prestado e a pela alegre convivência.

À todos meus colegas de doutorado, em especial ao Alexandre Augusto Santos e o Matheus Henares, pela amizade e ajuda em todos os momentos ao longo desses anos.

À Dra. Cacilda Thais Janson Mercante, pela amizade, aos valiosos ensinamentos e pela participação na banca da defesa.

Ao Profº Dr. Clovis Ferreira do Carmo, pela indicação ao Instituto de Pesca, pela orientação, oportunidades, ajuda, compreensão e aos valiosos ensinamentos.

Aos meus amigos e moradores da República Pau-da-Goiaba que deixaram muitas saudades em minha estadia em Jaboticabal.

À minha amiga Ariane Di Genaro, por compartilhar comigo tantos momentos de muita alegria e diversão.

Aos meus amigos, Michelle, Dani, Pericles, Mara e Daniel, pelos momentos alegres e pela agradável companhia nos finais de semana.

Aos meus familiares, que sempre me estimularam, ajudaram, e priorizaram minha formação acadêmica, em especial a Dolores Peca Osti, pela educação, cuidado e carinho desprendido ao longo desses anos.

Aos meus irmãos, Fabio, Ana Paula, Flávia, Angela, pela amizade, carinho, e dedicação.

Sumário

Lista de Tabelas.....	x
Lista de Figuras.....	xi
Resumo.....	xiv
Abstract.....	xv
Capítulo I	1
Apresentação.....	1
Introdução Geral.....	2
Espécie alvo do estudo	3
Aquicultura e o meio ambiente	4
Impacto dos efluentes de Aquicultura.....	6
Aquicultura e o fitoplâncton	6
<i>Wetlands</i> construídas.....	7
Objetivos gerais.....	10
Estruturação dos demais capítulos da Tese	11
Área de Estudo.....	11
Material e Métodos	13
Análise das amostras	14
Delineamento das <i>Wetlands</i> construídas	17
Referências Bibliográficas	20
Capítulo II	26
Comunidade fitoplanctônica de viveiro de engorda de tilápia-do-nilo	26
Sumário.....	27
Summary.....	28
Introdução	29
Material e Métodos.....	31
Resultados	35
Discussão	47
Conclusões	52
Referências.....	54
Capítulo III	59
Biomassa fitoplanctônica e cargas de nutrientes geradas por efluentes de viveiros destinados a engorda de tilápia-do-nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	59
Sumário.....	60
Introdução	61

Material e Métodos.....	63
Resultados	66
Discussão	70
Conclusões	74
Referências.....	75
Capítulo IV.....	79
Qual é a importância das macrófitas aquáticas em <i>wetlands</i> construídas para o tratamento de efluentes de piscicultura?	79
Resumo.....	80
Introdução	81
Material e Métodos.....	82
Resultados	86
Discussão	91
Conclusões e recomendações	93
Literatura citada	93
Considerações Finais.....	96

Lista de Tabelas

Capítulo II

Tabela 1 – Valor médio e desvio padrão, para os valores de: temperatura da água (T), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (Tur), condutividade elétrica (Cond), oxigênio dissolvido (OD), material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio kjeldahl total (NKT), nitrogênio kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e ortofosfato (P-PO₄), para a água de abastecimento e centro do viveiro de tilápia-do-nylo ao longo de um ciclo de engorda (n=9).

Tabela 2 – Lista de táxons fitoplanctônicos presentes nas estações amostrais (abastecimento e centro) do viveiro de criação de tilápias do Nilo (*O. niloticus*) ao longo de um ciclo de engorda (Vol = volume celular; Forma Geo = forma geométrica; Hábito e MBFG = Classes dos Grupos Funcionais baseados na morfologia). Abreviaturas das formas geométricas utilizadas no cálculo do biovolume, sendo: cil = cilindro; ptri = prisma retangular; promb = prisma rombóide; mono = monorafidióide; cite = cilindro elíptico; cil + 2 com = cilindro + 2 cones; 2 com = 2 cones; esf = esfera; esfo = esferoide; pret = prisma retangular; eliple = elipsóide com seção longa elíptica; pir = pirâmide; con + 0,5 esf = cone + 0,5 esfera; celip = cilindro elíptico; tetra = tetraedro; ineus = forma de *Isthmochloron neustonica*; stau = forma de *Staurastrum*; para = paralelepípedo.

Tabela 3 – Relação das espécies descritoras com suas respectivas porcentagens de contribuição e sua classificação com base nos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG) (Kruk *et al.* 2010), nas amostras da água de abastecimento e no centro do viveiro de engorda de tilápias do Nilo ao longo do ciclo de engorda (n=9).

Tabela 4 – Síntese dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) realizada a partir de seis variáveis ambientais e seis variáveis biológicas (n = 9).

Tabela 5 – Coeficiente canônico e correlações “intra-set” das seis variáveis ambientais com os eixos 1 e 2 da ACC (n = 9).

Tabela 6 – Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis biológicas (Grupos morfofuncionais com base nas espécies descritoras) e os dois primeiros eixos de ordenação (n = 9).

Capítulo III

Tabela 1 – Dados zootécnicos da produção da tilápia-do-nylo em viveiro de engorda em sistema semi-intensivo de produção, os dados foram obtidos entre os meses de março e junho de 2010, sendo que cada fase descrita corresponde ao

intervalo de realização das biometrias. (CAA – Conversão Alimentar Aparente e TCE – Taxa de Crescimento Específico).

Tabela 2 – Exportações de nitrogênio e fósforo para o ambiente, na aquicultura por diferentes espécies em sistema semi-intensivo de produção.

Capítulo IV

Tabela 1 – Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis físicas e químicas da água do efluente dos sistemas de tratamento com os dois primeiros eixos de ordenação (n=9).

Tabela 2 – Análise de variância com medidas repetidas (ANOVA-rm) aplicada as porcentagens de remoção de fósforo total, P-ortofosfato, material particulado em suspensão, nitrogênio inorgânico total, nitrogênio Kjeldahl total e nitrogênio Kjeldahl dissolvido nos diferentes tratamentos (Solos filtrantes, Taboa, Sem substrato e aguapé) ao longo do tempo. GL (graus de liberdade), MS (média), F e p (probabilidade).

Lista de Figuras

Capítulo I

Figura 1 – Desenho esquemático das *wetlands* construídas mais utilizadas em sistemas de tratamento de efluente, sendo: macrófitas emergentes com fluxo superficial de água (A), macrófitas emergentes com fluxo sub-superficial de água (B), macrófitas emergentes com fluxo vertical (C) e macrófitas aquáticas flutuantes sem substrato (D).

Figura 2 – À esquerda: desenho esquemático localizando o estado de São Paulo e no detalhe o Setor de carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP). À direita: Imagem de satélite do Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) (21°15'22"S e 48°18'48"W), cidade de Jaboticabal, Estado de São Paulo, Brasil. Fonte: www.Googleearth.Com.

Figura 3 – Valores médios mensais da temperatura do ar (°C) e precipitação (mm³), para os meses de realização do experimento. Fonte: CIIAGRO Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas.

Figura 4 – Vista parcial do viveiro de engorda de tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*) em sistema semi-intensivo de criação, localizado no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal – SP. O viveiro possui capacidade para 220 m³ (200 m² de superfície e 1,1 m de profundidade).

Figura 5 – Diagrama esquemático do viveiro de piscicultura e o efluente direcionado aos sistemas de tratamento.

Figura 6 – Sistemas de tratamento de efluentes utilizados no experimento.

Figura 7 – Vista das wetlands construídas utilizadas para o tratamento do efluente de piscicultura, sendo: wetlands construídas com solos filtrantes não plantados (A); wetlands construídas com solos filtrantes e macrófitas emergente com fluxo vertical de água (B); wetlands construídas sem substrato e macrófita aquática (*Typha domingensis*) (C); wetlands construídas sem substrato e com macrófita aquática flutuante (*Eichornia crassipes*) (D).

Capítulo II

Figura 1 – Valores médios mensais da temperatura do ar (°C) e precipitação (mm³), para os meses de realização do experimento. Fonte: CIIAGRO Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas.

Figura 2 – Variação de riqueza de espécies na água de abastecimento e centro do viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda.

Figura 3 – Variação do biovolume fitoplanctônico (mm³.L⁻¹) na água de abastecimento e centro do viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda.

Figura 4 – Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônica (em biovolume) na água de abastecimento (A) e centro (B) do viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda (Outros = soma do biovolume das classes soma do biovolume das classes Chrysophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae) (n = 9).

Figura 5 – Variação temporal da contribuição dos grupos funcionais baseados na morfologia (Kruk *et al.* 2010) (biovolume) fitoplanctônico na água de abastecimento (A) e centro (B) de viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda.

Figura 6 – Gráfico biplot da ACC (eixos 1 e 2) das unidade amostrais referentes a água de abastecimento (círculo) e centro (triângulo) do viveiro de engorda de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda, em função das espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais estudadas (abreviações conforme tabela 6).

Figura 7 – Esquema síntese da variação espacial dos principais grupos morfofuncionais do viveiro de piscicultura.

Capítulo III

Figura 1 – Valores médios mensais da temperatura do ar (°C) e precipitação (mm³), para os meses de realização do experimento. Fonte: CIIAGRO Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas.

Figura 2 – Resultados da ANOVA – medidas repetidas (ANOVA-rm) para as cargas de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) entre as estações amostrais (E) (água de abastecimento (preto) e efluente (cinza)) e tempo (T) (ciclo de produção de engorda de tilápia) e a interação entre estes fatores (T * E). As colunas e barras representam a média e desvio padrão (n = 3). Os valores são considerados significativos assumindo $\alpha = 0,05$.

Figura 3 – Resultados dos acréscimos (g. dia^{-1}) para as cargas de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) de um viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda. As colunas e barras representam a média e desvio padrão (n = 3).

Figura 4 – Classes fitoplanctônicas (em biovolume) na água de abastecimento (A) e no efluente (S) de viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda. (Outros = soma do biovolume das classes Chrysophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae).

Capítulo IV

Figura 1 – Diagrama esquemático do viveiro de piscicultura e o efluente direcionado aos sistemas de tratamento.

Figura 2 – Sistemas de tratamento de efluentes utilizados no experimento.

Figura 3 – Ordenação biplot para a Análise de Componentes Principais (ACP), nas quais as unidades correspondem aos efluentes dos sistemas de tratamento: sem substrato e sem planta (○), sem substrato e com aguapé (*Eichhornia crassipes*) (●), com substrato e sem planta (□), com substrato e com taboa (*Typha domingensis*) (■). Abreviações das variáveis ambientais são apresentadas na Tabela 1.

Figura 4 – Taxas de remoção de nutrientes em função do tempo para as wetlands plantadas e não plantadas; NKT – nitrogênio Kjeldahl total; NKD – nitrogênio Kjeldahl dissolvido; NIT – nitrogênio inorgânico total (= soma de nitrato, nitrito e amônia); PT – fósforo total; P-PO₄ – P-ortofosfato e MPS – material particulado em suspensão.

Resumo

Essa tese no qual esta dividida em quatro capítulos. O capítulo I apresenta uma introdução geral, onde são abordados alguns aspectos gerais da aquicultura assim como os impactos ambientais provocados pela atividade, a comunidade fitoplanctônica e o tratamento de efluente por *wetlands* construídas. Os capítulos subsequentes são referente ao experimento desenvolvido no Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) (21° 15'22"S e 48°18'48"W), Jaboticabal, SP, Brasil, realizado entre os meses de março e junho de 2010. Os principais objetivos destes capítulos foram: avaliar e caracterizar a dinâmica e a estrutura da comunidade fitoplanctônica de viveiro de criação de tilápia-do-nilo e relaciona-las com as variáveis físicas e químicas da água como uma forma de avaliar o impacto da criação na água de abastecimento e caracterizar a eficiência de sistemas que utilizam macrófitas aquáticas flutuantes como o aguapé e emergentes como a taboa, como forma de tratamento do efluente de viveiro de criação. Os resultados do (capítulo II) permitem concluir que como resposta da constante entrada de nutrientes no centro do viveiro de piscicultura observamos um acréscimo no biovolume fitoplanctônico e que a instabilidade do sistema com consequência do método de criação, aliada ao forrageio de organismos pastadores favoreceu a presença de espécies fitoplanctônicas com pequenas dimensões celulares e adaptadas a ambientes intermediários de colonização. No (capítulo III) podemos concluir que o sistema de piscicultura apresentou como característica principal a exportação de nutrientes, material particulado em suspensão e biomassa fitoplanctônica, mas não foram observadas densidades que caracterizassem florações de cianobactérias no efluente do viveiro. No (capítulo IV) concluímos que os sistemas de tratamento apresentaram comportamentos diferentes entre os tipos de sistemas e as espécies de macrófitas utilizadas. Embora os sistemas com solos filtrantes e taboa tenham apresentado uma melhor porcentagem de remoção de nutrientes, a contribuição da taboa é inferior à contribuição do aguapé nos sistema sem solos filtrantes.

Palavras-chave: piscicultura, algas e cianobactérias, acréscimo de nutrientes, biorremediação

Abstract

It was organized into four chapters. The (Chapter I) provides a general introduction, which outlines some general aspects of aquaculture as well as the environmental impacts of the activity, the phytoplankton and wastewater treatment by constructed wetlands. The subsequent chapters are related to the experiment developed in Aquaculture Center of UNESP (CAUNESP) (21 ° 15'22 "S and 48 ° 18'48" W), Jaboticabal, SP, Brazil, conducted between March and June 2010. The main objectives of these chapters were: evaluate and characterize the dynamics and structure of the phytoplankton community in Nile tilapia culture and relate them to the physical and chemical variables of water as a way to assess the impact of culture in the water supply and characterize the efficiency of systems using aquatic macrophytes such as the floating water hyacinth and emergent as cattail, as treatment of the effluent of fishpond. With the results (chapter II) we can conclude that in response of the constant nutrient input in the center of the fishpond an increase in phytoplankton biovolume were observed. Indeed, an instability in the system due to the method of culture, together with the grazing organisms favored the yield of phytoplankton species with reduced cell size and adapted to intermediated environments of colonization. In Chapter III we can observed that the fishpond system was characterized as a nutrient exporter, and that it was not due to algae densities, that characterize cyanobacterial blooms in the fishpond effluent. In Chapter IV we can concluded that treatment systems had different performance types depending of the systems and macrophytes used. Although soil systems filter and cattail have outcomes in a better percentage of nutrient removal, the cattail contribution was lower than the water hyacinth in the system without soil filter.

Keywords: pisciculture, algae and cyanobacteria, adding nutrients, bioremediation

Capítulo I

Apresentação

Este projeto está inserido na linha de pesquisa “Limnologia aplicada à Aquicultura”, que tem como principais objetivos avaliar os impactos da aquicultura sobre os recursos hídricos e desenvolver a tecnologia de sistemas que utilizam macrófitas aquáticas para o tratamento e reuso de efluentes de aquicultura. É desenvolvida desde 1997 no Centro de Aquicultura da UNESP, sob coordenação do Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo e conta com a participação de docentes (Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti e Prof. Dr. Luiz Edivaldo Pezzato) e alunos de pós-graduação do PPG em Aquicultura do CAUNESP. Os projetos desenvolvidos propiciaram diversas teses e dissertações, além de várias publicações científicas em periódicos nacionais e internacionais.

Este estudo faz parte de um projeto maior intitulado “Avaliação do impacto da aquicultura sobre recursos hídricos e tratamento de efluentes por sistemas com macrófitas aquáticas” (Processo CNPq: 477878/2008-3) sob coordenação do Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo.

O presente trabalho contou com a colaboração efetiva do Setor de Carcinicultura da UNESP – Campus de Jaboticabal, do Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia da UNESP – Campus de Rio Claro e do Núcleo de Pesquisa em Ficologia do Instituto de Botânica de São Paulo.

Introdução Geral

Segundo as Nações Unidas (2012), a população mundial chegou a 7 bilhões de pessoas no final de 2011 e projetada para 9,3 bilhões em 2050. O crescimento dessa massa populacional mundial faz com que a demanda de alimento seja maior a cada ano, pressionando os setores básicos de produção a incrementarem sua produtividade e ampliarem as áreas de atuação (Zaniboni Filho 1997).

A produção de pescados, crescente até alguns anos, na última década apresenta-se estabilizada (FAO 2009), devido principalmente à estagnação da produção pesqueira, ocasionada em grande parte pela pesca extrativista predatória que desta forma sobrecarrega os estoques pesqueiros, assim, o desenvolvimento da aquicultura se faz necessário para manter a produção de pescado no mundo, além de servir como uma das múltiplas alternativas para o suprimento alimentar da população.

O pescado possui características específicas que o torna um alimento extremamente benéfico, como: **1.** Rico em proteínas de alta qualidade e de rápida digestibilidade, adequando-se, portanto, ao consumo por todas as faixas etárias; **2.** Rico em lisina e outros aminoácidos essenciais, o que o torna um complemento adequado para as dietas ricas em carboidrato, características das populações pobres; **3.** Rico em micronutrientes dificilmente encontrados em alimentos básicos; **4.** Importante fonte de vitaminas A, D, B1 e B2 e fonte de ferro, fosforo, cálcio e iodo; **5.** Contém ácidos graxos, necessários ao desenvolvimento do cérebro e do corpo; **6.** Peixes gordos são ricos em ácidos graxos poli-insaturados, especialmente Omega-3 (SEBRAE 2008).

Aquicultura é definida por ser a produção, em cativeiro, de organismos com habitat predominantemente aquático, em qualquer um de seus estágios de desenvolvimento (Valenti *et al.* 2000). A atividade caracteriza-se por três componentes: o organismo produzido deve ser aquático, deve existir manejo para a produção e a criação deve ter um proprietário, ou seja, não é um bem coletivo como são as populações exploradas pela pesca (Rana 1997).

A aquicultura é o setor de produção animal que mais cresce no mundo, a produção aquícola mundial quadruplicou desde 1985, dobrando nos últimos 10 anos, atingindo 62,9 milhões de toneladas em 2005 (FAO 2007) com uma taxa de

crescimento médio anual de 6,6 %, superando as taxas de crescimento da bovinocultura, da avicultura e da suinocultura (FAO 2010). A China foi considerada a maior produtora aquícola mundial, com 45,3 milhões de toneladas produzidas em 2009, seguida pela Indonésia e a Índia com cerca de 4,7 milhões e 3,8 milhões de toneladas, respectivamente. O Brasil ocupou a 17ª posição no ranking mundial, com a produção de 415.649 t em 2009 (FAO 2010). Apesar de ocuparmos apenas a 17ª posição no ranking mundial, no Brasil a aquíicultura é uma atividade pecuária em expressiva evolução nos últimos anos, com incremento na produção de mais de 35% na última década, com o crescimento da produção aquícola continental de aproximadamente 40%, no último triênio (2008-2010), representando 38% da produção nacional de pescados em 2010 e destes, 32% representados somente pela aquíicultura continental (Brasil 2010).

O principal peixe produzido no Brasil é a tilápia, representando 39% de toda a produção nacional em 2010, seguido pelas carpas, com 24%, além da crescente produção de tambaqui, tambacu e pacu, que juntos representaram 24,6% (MPA 2010). Entre os Estados, os maiores produtores aquícolas foram: São Paulo (38 mil ton.ano⁻¹), Santa Catarina (36 mil ton.ano⁻¹) e Ceará (32 mil ton.ano⁻¹) (Brasil 2010).

Perante essas condições, é possível afirmar que a aquíicultura é um segmento econômico em expansão, por sua capacidade de produzir um alimento saudável e nutritivamente rico, representando uma importante fonte de proteínas, além de ter importância social, por ser uma atividade geradora de empregos.

Espécie alvo do estudo

A tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus* (LINNAEUS 1757) pertence à família Cichlidae do grupo dos Perciformes, que é representado por 70 famílias e 700 espécies espalhadas por todo mundo. É proveniente da África (Beyruth *et al.* 2004), sendo encontradas principalmente nas bacias dos rios Nilo, Níger, Tchade e nos lagos do centro-oeste (Verani 1980). Foi introduzida em mais de 100 países das regiões tropicais e subtropicais, tanto para melhorar a produtividade pesqueira como para auxiliar o desenvolvimento da aquíicultura (Coward & Bromage 2000; Lèveque 2002).

A tilápia-do-nylo foi introduzida no Brasil em 1971, por técnicos do DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas) – Fortaleza, Ceará, com a finalidade de melhorar a produção por área. No estado de São Paulo, a tilápia-do-nylo foi introduzida por pescadores em muitas represas e lagoas artificiais, sendo atualmente a espécie de ocorrência mais comum nesses ambientes (Beyruth *et al.* 2004).

Trata-se de uma espécie rústica, muito resistente, de crescimento rápido e hábito alimentar onívoro (Beyruth *et al.* 2004), está entre as espécies que possuem características desejáveis por terem boa aceitação e elevado valor comercial, excelente conversão alimentar e conseqüentemente custos de produção relativamente baixos (Zimmermann & Hasper 2003).

Aquicultura e o meio ambiente

As atividades humanas levam em consideração os usos múltiplos dos recursos hídricos tais como: abastecimento público, agricultura, hidroeletricidade, uso industrial, turismo, navegação, pesca, recreação, mineração e aquicultura. Embora as atividades variem de acordo com a população da bacia de drenagem e com a organização econômica e social da região, essas atividades geram impactos e deterioração da qualidade da água, assim como interferem na quantidade de água disponível (BRASIL 2003).

A aquicultura, como uma atividade produtiva humana, utiliza de maneira intensiva os recursos hídricos, tornando-se competitiva importante na disputa pela água disponível para a população e para as outras atividades produtivas. Por sua característica zootécnica, os controles e cobranças voltados à manutenção da qualidade da água devem ser reforçados (Tiago & Gianesella 2003), pois, assim como qualquer outra atividade pecuária, a aquicultura, se não for adequadamente manejada, pode causar danos ambientais (FAO 2009). Entretanto, ao contrário de outras atividades, como as industriais, a aquicultura pode colaborar com o controle de qualidade de água, pela necessidade de monitoramento constante deste recurso, com vistas ao sucesso de sua capacidade produtora de alimentos para os humanos (Tiago & Gianesella 2003).

Entre os principais problemas ambientais associados potencialmente à aquicultura estão: impactos aos sistemas naturais que recebem seus efluentes, o

escape acidental ou não de espécies exóticas, a inserção de patógenos, o uso de produtos orgânicos ou inorgânicos, a geração de resíduos e as modificações decorrentes da instalação do empreendimento (Boyd 2003; Boyd *et al.* 2007; Eler *et al.* 2006).

Os impactos nos ecossistemas naturais dependem das espécies cultivadas, da hidrografia da região, do tipo de alimento fornecido, das práticas de manejo (Cao *et al.* 2007) e de acordo com a modalidade com a qual a criação é praticada, podendo ser ela, extensiva, semi-intensiva ou intensiva. Estas formas de produção apresentam algumas peculiaridades que variam de acordo com o objetivo do produtor, classificados por Zaniboni-Filho (1999), sendo: **1.** No sistema extensivo a criação é totalmente dependente da produção natural do viveiro, normalmente é efetuada a fertilização (orgânica e/ou inorgânica) e/ou adubação, a densidade de estocagem é baixa e o tempo de residência da água no sistema é controlado a fim de evitar perda na produção primária, mas sem deixar de garantir a qualidade da água necessária para a sobrevivência dos organismos produzidos. **2.** O sistema intensivo de criação é caracterizado pela elevada densidade de estocagem e dependência total do alimento exógeno (ração), sendo inclusive desconsiderada a produção natural de alimento do viveiro. É utilizada elevada taxa de renovação de água a fim de evitar perda na qualidade da água ideal para a produção. **3.** O sistema semi-intensivo de produção é uma forma intermediária de criação, que utiliza tanto o alimento naturalmente produzido no viveiro como o exógeno, e o grau de dependência de cada um deles influencia na densidade de estocagem.

As atividades de aquicultura semi-intensiva e intensiva utilizam dietas com elevados teores de nutrientes na alimentação dos organismos criados. No entanto, sabe-se que apenas uma fração da dieta fornecida é consumida e absorvida pelos organismos (Arana 2004). Não mais que 25% a 30% do nitrogênio e fósforo aplicado nos viveiros são revertidos em biomassa do organismo criado (Boyd & Tucker 1998).

O alimento não consumido é convertido em diferentes compostos como amônia, nitrato, fosfatos, dióxido de carbono e sólidos orgânicos em suspensão (Montoya *et al.* 2000), que associados às excretas e às fezes proporcionam um considerável aporte de matéria orgânica e inorgânica aos corpos de água receptores do efluente dos viveiros de criação (Casillas-Hernández *et al.* 2006).

O lançamento direto deste efluente nos ambientes aquáticos pode resultar em uma acumulação crônica de nutrientes, onde a assimilação de amônia, nitrato e fósforo pelo fitoplâncton pode acarretar um crescimento descontrolado desta comunidade provocando florações de algas no ambiente (Paerl & Tucker 1995).

Impacto dos efluentes de Aquicultura

A descarga de matéria orgânica, o uso de antibióticos e a introdução de espécies exóticas, entre outros fatores decorrentes da aquicultura, podem intensificar os processos de degradação dos ambientes aquáticos, afetando a utilização da água para as mais diversas necessidades humanas. Segundo o “código de conduta” para uma pesca responsável, os estados devem tributar mais apropriadamente as atividades de aquicultura e monitorar o meio, visando minimizar as mudanças ecológicas adversas pelo uso de drogas e descargas de efluente (FAO 1997).

A declaração de Bancoc (NACA/FAO 2000) estabelece que a política e as regulamentações referentes à aquicultura devem promover explorações técnicas economicamente viáveis, ambientalmente responsáveis e socialmente estáveis.

Neste segmento, a necessidade de se tratar o efluente da aquicultura visa atender às exigências das novas legislações e às pressões de órgãos ambientais e da própria sociedade (Boyd 2003). Os sistemas de tratamento de efluentes que utilizam macrófitas aquáticas (*wetlands* construídas) podem ser uma alternativa viável para os aquicultores.

Aquicultura e o fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica consiste num conjunto diversificado de quase todos os grupos taxonômicos de algas (Wetzel 1983) e juntamente com as macrófitas aquáticas e as algas perifíticas iniciam a fase biológica dos nutrientes nos ambientes aquáticos, constituindo o primeiro elo da cadeia alimentar, provendo alimentos para os consumidores primários incluindo protozoários, insetos, zooplâncton e peixes e, servindo ainda aos organismos da cadeia detritívora, tais como vírus, bactérias e fungos (Beyruth 1996).

Na aquicultura, a comunidade fitoplanctônica exerce um papel fundamental para a dinâmica dos viveiros, servindo como fonte auxiliar de alimento (Beyruth *et*

al. 2004; Turker *et al.* 2003a,b) para as principais espécies de peixes produzidas no Brasil, como é o caso das tilápias e carpas (MPA 2010). Essa comunidade é considerada ainda de fundamental importância na manutenção da qualidade de água em níveis adequados para a criação dos organismos aquáticos, uma vez que interfere diretamente na produção e dinâmica de gases no viveiro, por meio da fotossíntese e respiração (Mercante *et al.* 2011).

O conhecimento detalhado da morfologia, do crescimento, da fisiologia, da taxonomia e da distribuição geográfica das microalgas e cianobactérias podem ser utilizados como um aliado para o aprofundamento do conhecimento da dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Portanto, um delineamento amostral que associe análises taxonômicas e ecológicas em ambientes aquáticos pode garantir a ampliação e a melhor qualificação de informações sobre parâmetros ecológicos das comunidades aquáticas (Bicudo *et al.* 1995).

Wetlands construídas

Wetlands são consideradas como áreas de ecótono entre a terra e a água, onde o fluxo de água, a ciclagem de nutrientes e a energia solar produzem um ecossistema único, formando uma hidrologia característica com solo, animais e vegetais adaptados a este tipo de sistema. O que faz essas áreas muito importantes para as características/dinâmica de uma bacia hidrográfica (EPA 2004).

As *wetlands* construídas são sistemas desenhados e construídos para o tratamento de efluentes a fim de utilizar processos naturais na remoção de poluentes (Kivaisi 2001). Nas *wetlands* construídas, as macrófitas aquáticas exercem um importante papel na remoção de nutrientes por assimilação, além de fornecerem substrato para o desenvolvimento de microorganismos que atuam na mineralização da matéria orgânica e na absorção de nutrientes (Brix 1997). Destaca-se também que outros processos ocorrem nestes sistemas de tratamento e contribuem para a remoção de nutrientes do efluente, como a sedimentação, precipitação química e transformações bioquímicas (ex. amonificação e desnitrificação) (USEPA 2000; Braskerud 2002).

As diferentes espécies de macrófitas apresentam capacidade diferente de remoção de nutrientes do efluente. Esta capacidade depende de alguns fatores, que variam de espécie para espécie, tais como produção de biomassa, capacidade de estocar nutrientes na biomassa, adaptação às condições climáticas locais e às características físicas e químicas do efluente tratado (Tanner 1996; Henry-Silva & Camargo 2006). Macrófitas aquáticas de diferentes formas de vida e espécies vêm sendo utilizadas nas *wetlands* construídas. Uma compilação dos sistemas de *wetlands* construídas utilizando macrófitas aquáticas foi desenvolvido por Brix (1993), sendo que as macrófitas emergentes e flutuantes são as formas de vida mais utilizadas em *wetlands* construídas (Kivaisi 2001).

As *wetlands* construídas povoadas com macrófitas emergentes necessitam de substrato para fixação da planta, composto normalmente por camadas de brita, cascalho, areia fina e areia grossa abaixo de uma camada de solo (Lin *et al.* 2005). Estes podem apresentar três variações básicas com relação ao fluxo de água, sendo eles: macrófitas emergentes com fluxo superficial (A), macrófitas emergentes com fluxo sub-superficial (B) e macrófitas emergentes com fluxo vertical (C) (Figura 1A, B e C) (Brix 1993). Por sua vez, as *wetlands* construídas povoadas com macrófitas flutuantes não necessitam de substrato para a fixação da planta (Figura 1D).

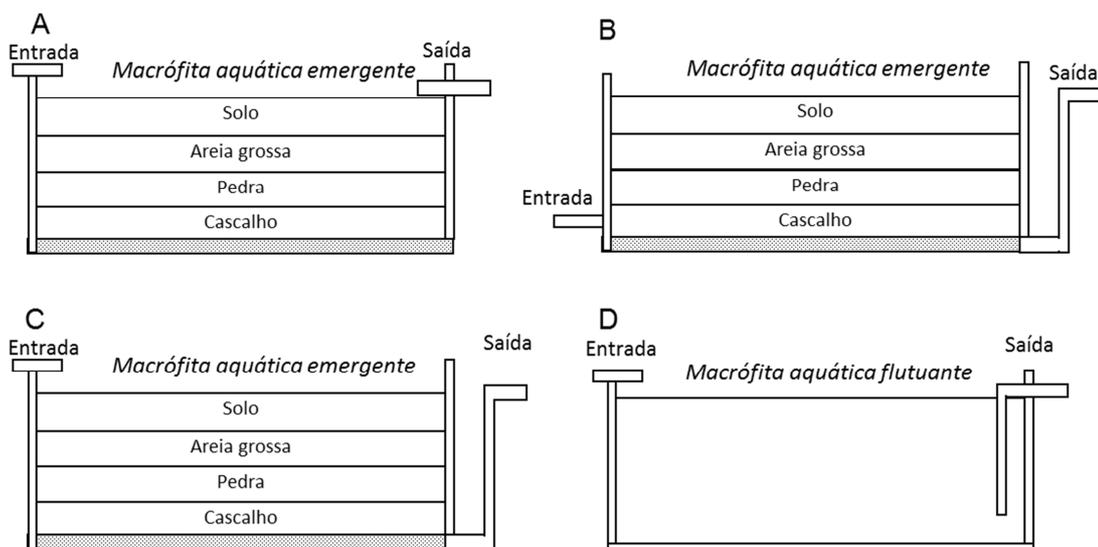


Figura 1 – Desenho esquemático das *wetlands* construídas mais utilizadas em sistemas de tratamento de efluente, sendo: macrófitas emergentes com fluxo superficial de água (A), macrófitas emergentes com fluxo sub-superficial de água

(B), macrófitas emergentes com fluxo vertical (C) e macrófitas aquáticas flutuantes sem substrato (D).

Em comparação com os sistemas convencionais de tratamento, as principais vantagens na utilização das *wetlands* construídas estão os baixos custos de instalação, fácil operação e manutenção relativamente simples (IWA 2000; Kivaisi 2001), além de apresentarem forte potencial para a aplicação em países em desenvolvimento (Kivaisi 2001). Outro fator relevante é que em regiões tropicais (como no Brasil) as macrófitas aquáticas crescem durante o ano todo, devido principalmente aos regimes térmicos e luminosos favoráveis (Esteves & Camargo 1986).

Alguns estudos comprovam a eficiência destes sistemas na remoção de nutrientes e material particulado de efluentes de diversas fontes, como domésticos (Cameron *et al.* 2003; Chavan & Dhulap 2012; IWA 2000; Ran *et al.* 2004; Yang *et al.* 2006), industriais (Rousseau *et al.* 2004) e agroindustriais (Mees *et al.* 2009).

Os trabalhos que utilizam sistemas com macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura, em geral, mostram que estes sistemas removem nutrientes do efluente de aquicultura e podem permitir a reutilização da água na atividade aquícola. Destacam-se os trabalhos de Lin *et al.* (2002); Schulz *et al.* (2003); Lin *et al.* (2005); Henry-Silva & Camargo (2006); Henry-Silva & Camargo (2008) e Su *et al.* (2011). Muitos desses estudos foram realizados como comparativos de sistemas de tratamento com macrófitas aquáticas pertencentes ao mesmo grupo ecológico, e visto que a eficiência das *wetlands* construídas pode variar em função do tempo de retenção hidráulica, das espécies utilizadas e dos grupos ecológicos das macrófitas utilizadas. Há a necessidade de se avaliar a eficiência de macrófitas de diferentes grupos ecológicos para responder a eficiência dos sistemas com e sem macrófitas aquáticas. Neste sentido, Henares (2012) testou a eficiência de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos para o tratamento do efluente de um viveiro de manutenção de reprodutores do camarão *M. rosenbergii*. O autor concluiu que *wetland* construídas colonizadas com *Typha domingensis* (emergentes) e *Eichhornia crassipes* (flutuante) foram igualmente eficientes na remoção das cargas de MPS (material particulado em suspensão), N e P. Este mesmo autor recomenda a utilização de *wetlands*

construídas colonizadas com *E. crassipes* devido a maior facilidade de manejo e operação neste tipo de sistema.

O dimensionamento das *wetlands* construídas é um tema pouco estudado, mas é fundamental para o planejamento e a determinação da viabilidade do uso desta tecnologia (Camargo & Henares 2013). No presente estudo, utilizamos como base o trabalho de Biudes (2007) para o delineamento experimental das *wetlands* construídas. O autor conclui que a área necessária para tratar o efluente do viveiro de reprodutores de *M. rosenbergii* com macrófitas aquáticas flutuante (*E. crassipes*) numa taxa de renovação da água do viveiro de 10% ao dia, corresponde a aproximadamente 9% da área superficial do viveiro. Este mesmo autor mostra em seu trabalho que a fase em que a macrófita apresenta a melhor taxa de absorção de nutrientes corresponde a aproximadamente quando a mesma se encontra na densidade entre 5 à 25 kg de massa fresca.m⁻².

Objetivos gerais

- Avaliar e caracterizar a dinâmica e a estrutura da comunidade fitoplanctônica de viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e relaciona-las com as variáveis física e química da água como uma forma de avaliar o impacto da criação na água de abastecimento;
- Caracterizar a eficiência de sistemas que utilizam macrófitas aquáticas flutuantes como o aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) e emergentes como a taboa (*Typha domingensis* Pers.), como forma de tratamento do efluente de viveiro de criação.

Estruturação dos demais capítulos da Tese

A tese será apresentada em capítulos. Os capítulos II, III e IV são referentes ao experimento desenvolvido no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal, SP, Brasil. Os capítulos II e III são apresentados nas normas da revista FRESHWATER BIOLOGY e o capítulo IV apresentado nas normas da revista JOURNAL OF THE WORLD AQUACULTURE SOCIETY.

Capítulo II - Comunidade fitoplanctônica de viveiro de engorda de tilápia-do-nilo.

Capítulo III - Biomassa fitoplanctônica e cargas de nutrientes geradas por efluentes de viveiros destinados a engorda de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*).

Capítulo IV - Qual é a importância das macrófitas aquáticas em *wetlands* construídas para o tratamento de efluentes de piscicultura?

Área de Estudo

O Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) situa-se na cidade Jaboticabal, Estado de São Paulo, Brasil (21°15'22"S e 48°18'48"W) (Figura 2).

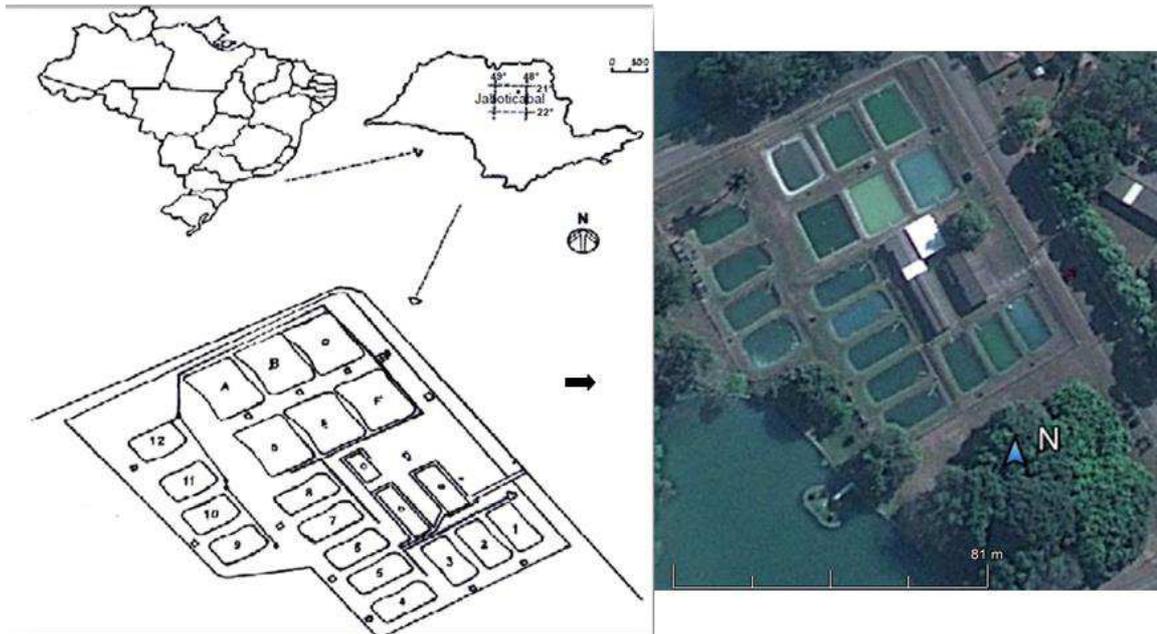


Figura 2 – À esquerda: diagrama esquemático localizando o estado de São Paulo e no detalhe o Setor de carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP). À direita: Imagem de satélite do Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) ($21^{\circ}15'22''\text{S}$ e $48^{\circ}18'48''\text{W}$), cidade de Jaboticabal, Estado de São Paulo, Brasil. Fonte: www.Googleearth.Com.

O clima da região de Jaboticabal é mesotérmico, de inverno seco e verão quente (Cwa), segundo a classificação de Köppen. Durante a realização do presente trabalho a precipitação pluviométrica média mensal e a temperatura média do ar foram maiores no início do experimento (Março-Abril) decrescendo para o final (Maio-Junho) do ciclo de engorda (Figura 3).

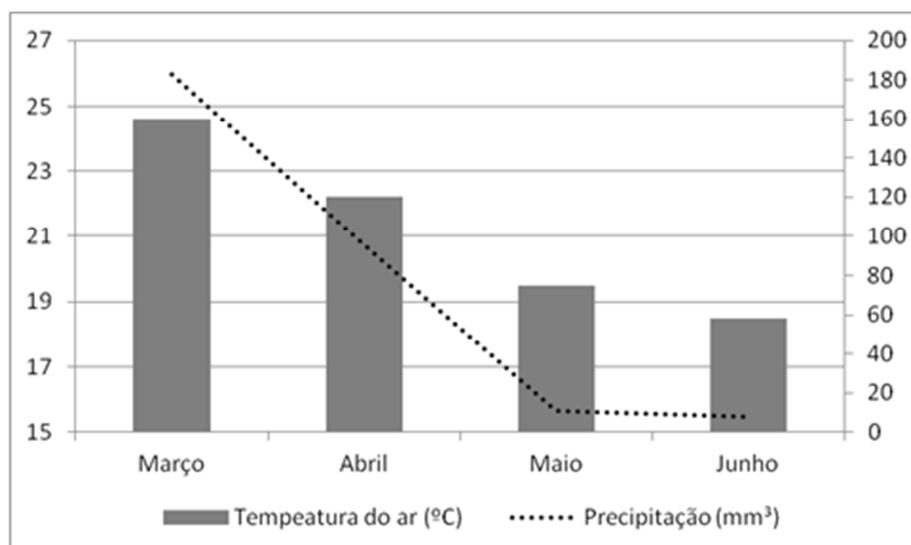


Figura 3 – Valores médios mensais da temperatura do ar (°C) e precipitação (mm³), para os meses de realização do experimento. Fonte: (CIIAGRO 2012).

Material e Métodos

O experimento foi iniciado dia 03/03/2010 e teve duração de 113 dias, envolvendo a criação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) na fase de engorda, no sistema semi-intensivo de produção, foram realizadas coletas quinzenalmente entre os meses de março e junho de 2010.

O viveiro no qual o experimento foi desenvolvido possui uma área de 0,02 ha, volume de 220 m³. A vazão da água de abastecimento do viveiro foi ajustada em 38,66±8,54 L.min⁻¹ e o tempo de residência estimado foi de quatro dias (Figura 4).

Antes de iniciarmos o experimento no viveiro, drenamos e secamos previamente ao sol, com posterior calagem para a desinfecção do mesmo, sendo essa uma ação comumente utilizada na profilaxia em sistemas de piscicultura. Foi utilizada cal virgem (hidratada), numa proporção de 1.000 kg.ha⁻¹, distribuído em toda a extensão do viveiro. O sistema foi drenado por 3 vezes para remoção do resíduo da cal, e após o enchimento procedeu a adubação, com superfosfato simples (16 kg. de P₂O₅ ha⁻¹) e uréia (8 kg. N ha⁻¹).

Procedemos então o início (dia 03/03/2010) da criação de engorda no sistema semi-intensivo de produção de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), povoado com alevinos machos, sexualmente revertidos, com peso médio inicial de 17,5 g, na densidade de 3 peixes.m⁻².

A água de abastecimento do viveiro foi proveniente de duas represas localizadas a montante do Setor de Carcinicultura. Uma das represas é classificada como oligo-mesotrófica, e a outra, classificada como hipereutrófica (Pistori *et al.* 2010).

O arraçoamento foi realizado 2 vezes ao dia com ração extrusada (28% de proteína bruta), numa taxa variável de 5 à 2,5% da biomassa total estimada, para tanto, consideramos o estágio de desenvolvimento da população (tamanho/idade) e a estimativa da biomassa produzida. Para a estimativa da biomassa produzida, realizamos biometrias mensais, considerando a análise de um lote contendo 10% da população total do viveiro.

Avaliamos os seguintes parâmetros zootécnicos:

- 1) ganho de peso (GP) onde $GP (g) = PF - PI$, sendo PF = peso final (g), e PI = peso inicial (g);
- 2) conversão alimentar aparente (CAA) onde, $CAA = AF / GP$, sendo AF = alimento fornecido (g) e GP = ganho de peso (g) e,
- 3) taxa de crescimento específico (TCE) onde $TCE(\%dia) = (100(\ln PF - \ln PI) / T)$, sendo PF = Peso final (g) e PI = peso inicial (g).

Análise das amostras Variáveis abióticas

As amostras de água foram coletadas (triplicatas) quinzenalmente entre março e junho de 2010 (n = 9), entre as 9:00 e 10:00 horas, na água de abastecimento, centro e efluente do viveiro de piscicultura e na entrada e saída das wetlands construídas, conforme exemplificado na Figura 5. Analisamos as seguintes variáveis limnológicas: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água e turbidez, com auxílio da sonda de multiparâmetros (Horiba – U10).

No mesmo dia, 0,5 L de cada amostra foi filtrado (Whatman GF/C) para determinação do material particulado em suspensão, por gravimetria (APHA, 1998). As amostras filtradas e brutas foram congeladas em câmara fria a -20°C, e posteriormente analisadas no Laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Biociências da UNESP de Rio Claro. Foram determinadas as concentrações de:

- Nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio Kjeldahl dissolvido, N-nitrato e N-nitrito segundo método descrito por Mackereth *et al.* (1978).

- N-amoniaco, através do método proposto por Koroleff (1976).
- Fósforo total, fósforo total dissolvido e ortofosfatos, de acordo com Golterman *et al.* (1978).

Variáveis bióticas – Fitoplâncton

Para a determinação da composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica, foram coletadas amostras de fitoplâncton na água de abastecimento, centro e efluente do viveiro de piscicultura. O local de análise do fitoplâncton foi o Núcleo de Pesquisa em Ficologia do Instituto de Botânica.

Composição da Comunidade Fitoplanctônica

Para a análise taxonômica da comunidade as amostras da sub-superfície da coluna d'água foram filtradas através da rede de plâncton com abertura de malha de 20 µm. As amostras foram armazenadas em frascos de vidro e fixadas com formol 4-5%. Quando possível parte da amostra foi mantida viva em baixa luminosidade e em baixas temperaturas, para que os organismos fossem examinados ainda vivos.

A análise taxonômica foi realizada com base no exame morfológico e morfométrico dos organismos fazendo uso de microscópio fotônico, Zeiss modelo Axioplan 2, com câmara clara, retículo micrometrado e câmara fotográfica acoplados. Quando necessário, foi utilizada luz de epifluorescência para diferenciar bacterioplâncton de cianobactérias; contraste de fase e nanquim para evidenciar bainha mucilagínosa e iodo para evidenciar grão de amido. As amostras foram examinadas em aumentos de 400 e 1000 vezes, foram examinadas tantas lâminas quanto necessárias para avaliar uma população entre 20 e 30 indivíduos de cada táxon para cada amostra. A identificação foi feita em nível genérico e infragenérico.

Foi utilizada bibliografia especializada incluindo floras, revisões e monografias. Os exames das amostras foram realizados no Laboratório de Microscopia do Núcleo de Pesquisa em Ficologia do Instituto de Botânica de São Paulo.

Para a identificação de gêneros foram utilizadas as chaves de Wehr & Sheath (2003) e Bicudo & Menezes (2006).

Dentre os trabalhos especializados utilizados para identificação de gêneros e espécies destacam-se: Komárek & Fott (1983), Sant'Anna (1984), Nogueira

(1991) e Comas (1996) para Chlorococcales; Huber-Pestalozzi (1955), Tell & Conforti (1986), Menezes (1994) e Xavier (1994) para Euglenophyceae; Castro *et al.* (1991) e Menezes (1994) para Cryptophyceae; Sormus & Bicudo (1994), para Zygnemaphyceae; Azevedo *et al.*, (1996), Azevedo & Sant'Anna (1999, 2003), Senna *et al.*, (1999) e Komárek & Azevedo (2000) para Cyanobacteria e, Sant'Anna *et al.*, (1989) e Tucci *et al.*, (2006) para a comunidade.

• Análise Quantitativa – Densidade da Comunidade Fitoplanctônica (org.mL⁻¹)

As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram coletadas com o auxílio de garrafa coletora na sub-superfície da coluna d'água, armazenadas em frascos escuros e fixada no momento da coleta com lugol acético 1%. A contagem do fitoplâncton foi realizada de acordo a metodologia descrita por Utermöhl (1958), em microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 em aumento de 400 e 630 vezes. O tempo de sedimentação das amostras foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara, segundo o critério de Lund *et al.* (1958). A câmara de sedimentação utilizada foi de 2 mL e 10mL, variando dependendo da concentração do fitoplâncton.

A contagem dos indivíduos foi realizada em transectos horizontais e/ou verticais e o limite da contagem, ou seja, o número mínimo de campos contados por câmara de sedimentação foi determinado por meio de dois critérios: a) gráfico de estabilização do numero de espécies, obtido a partir de espécies novas adicionadas com o número de campos contados e b) espécies mais abundantes, obtido pela contagem de até 100 indivíduos da espécie mais comum. No caso de ocorrência de florações de cianobactéria ou outras microalgas, foi realizado a contagem de 100 indivíduos da segunda espécie mais comum (Tucci 2002). Cada célula, colônia, cenóbio e filamento foram considerados como um indivíduo. Os resultados foram expressos em densidade (org.mL⁻¹) e calculados de acordo com a fórmula descrita em Weber (1973).

$$\text{➤ Organismos.mL}^{-1} = (n/sc).(1/h).(F)$$

em que: n = número de indivíduos efetivamente contados;

s = área do campo em mm² no aumento de 40X.

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação em mm

F = fator de correção para mililitro ($10^3 \text{ mm}^3/1 \text{ mL}$)

➤ **Biovolume (mm^3/L):**

Estimamos o biovolume multiplicando a densidade pelo volume médio ($n=20$) de cada espécie. O volume das células foi estimado baseando-se em formas geométricas semelhantes ao organismo, segundo Wetzel & Likens (1991), Hillebrand *et al.* (1999) e INAG IP (2011). O valor obtido em $\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$ foi transformado para $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ dividindo-se esse valor por 10^6 . A riqueza de táxons foi considerada como sendo o número total de táxons encontrados por amostra.

Espécies Descritoras: O critério para selecionarmos as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica foi aplicado sobre os resultados de biovolume para a água de abastecimento, centro e saída do viveiro de engorda de tilápia-do-nilo. Consideramos descritores, os táxons que contribuíram com 1% (ou mais) do biovolume total obtido e que juntos somaram 80% do biovolume total.

Delineamento das *Wetlands* construídas

A criação de tilápia foi mantida para gerar um efluente para realização de testes de sistemas de tratamento. Assim, o efluente do viveiro foi direcionado e distribuído por gravidade para os sistemas de tratamento (Figura 5).

O delineamento experimental dos sistemas de tratamento foi inteiramente ao acaso com quatro tratamentos e três repetições. Os tratamentos foram: 1-) sistema de tratamento sem substrato e com o aguapé (*Eichhornia crassipes*) (Ec); 2-) sistema de tratamento sem substrato e sem planta (WEc); 3-) sistema de tratamento com substrato e com a taboa (*Typha domingensis*) (Td); 4-) sistema de tratamento com substrato e sem planta (WTd) (Figura 6,7).

As 12 unidades experimentais foram constituídas por 1 tanque de fibra de vidro com 1,0 m de largura, 2,0 m de comprimento e 1,0 m de altura (Figura 6). Os tanques dos sistemas sem substrato apresentaram nível de água de 80 cm. Os tanques dos sistemas com substrato apresentaram uma camada superior de 20 cm de solo e camadas inferiores de areia grossa (20 cm), brita (20 cm) e cascalho (20 cm), totalizando 80 cm de profundidade do substrato. Abaixo dessas camadas foram instalados canos de PVC perfurados para o escoamento do efluente tratado (Figura 6).

Os tanques foram dispostos ao ar livre e a vazão do efluente proveniente do viveiro de tilápia-do-nilo, foi ajustada na entrada de cada um dos tanques, por meio de registros hidráulicos instalado na entrada de cada tanque em $2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. As amostras de água foram coletadas nas entradas e saídas dos tanques experimentais.

Os indivíduos de aguapé e taboa utilizados nos experimentos foram coletados em represas e áreas alagadas na região próxima ao CAUNESP. Aproximadamente 80% da superfície dos tanques do sistema com aguapé foram inicialmente ocupados pela macrófita flutuante segundo recomendação de Wolverton (1979), o que corresponde à aproximadamente $5,0 \text{ kg}$ de massa fresca. m^{-2} (250 g de massa seca. m^{-2}). Nos tanques do sistema com *T. domingensis*, os indivíduos com 15 cm (aproximadamente) foram plantados no substrato com uma distância de 15 cm entre um e outro.

As Figuras 4, 5, 6 e 7 apresentam algumas estruturas e materiais utilizados nos experimentos desenvolvidos no presente estudo.



Figura 4 – Vista parcial do viveiro de engorda de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) em sistema semi-intensivo de criação, localizado no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal – SP. O viveiro possui capacidade para 220 m^3 (200 m^2 de superfície e $1,1 \text{ m}$ de profundidade).

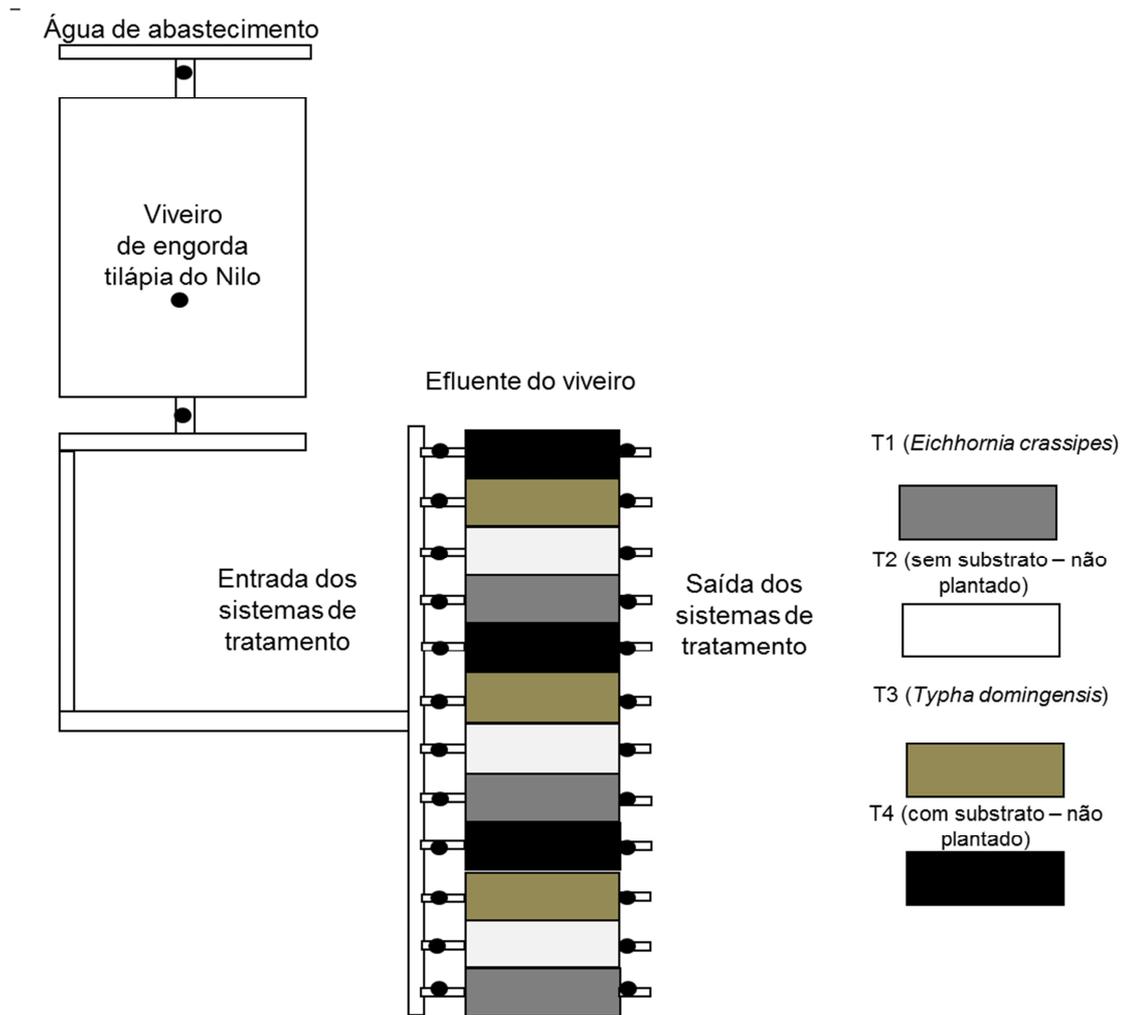


Figura 5 – Diagrama esquemático do viveiro de piscicultura e o efluente direcionado aos sistemas de tratamento.

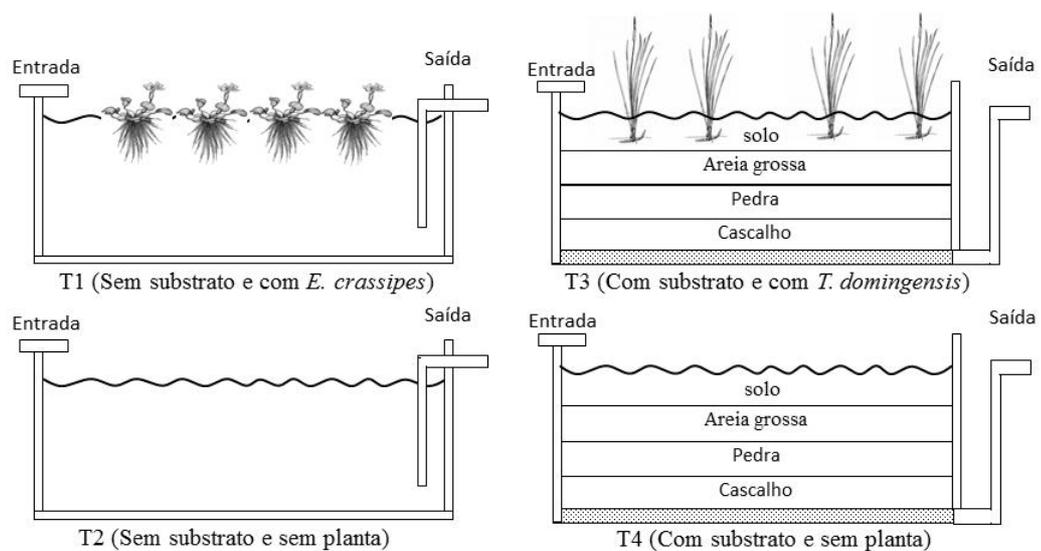


Figura 6 – Sistemas de tratamento de efluentes utilizados no experimento.

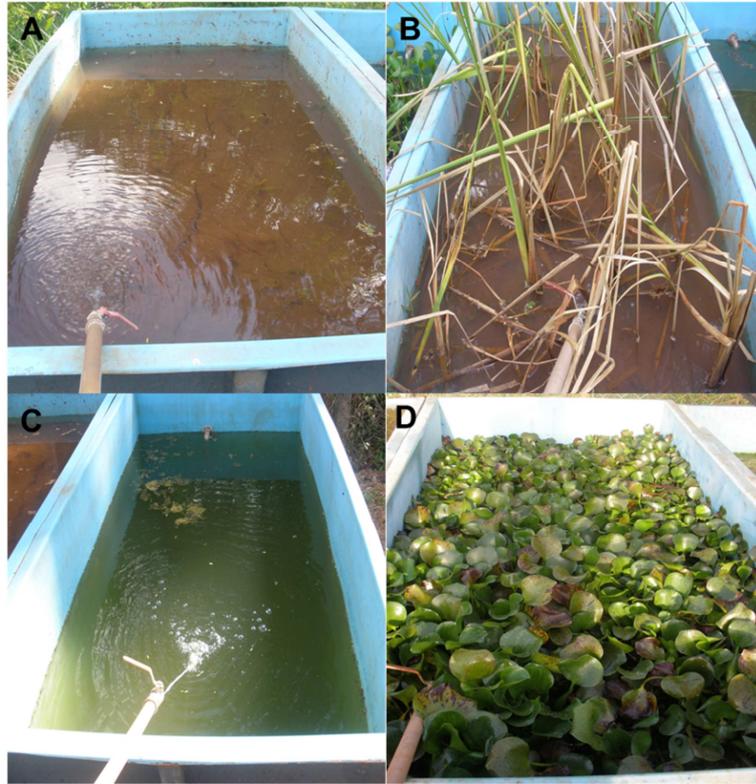


Figura 7 – Vista das wetlands construídas utilizadas para o tratamento do efluente de piscicultura, sendo: wetlands construídas com solos filtrantes não plantados (A); wetlands construídas com solos filtrantes e macrófitas emergente com fluxo vertical de água (B); wetlands construídas sem substrato e macrófita aquática (*Typha domingensis*) (C); wetlands construídas sem substrato e com macrófita aquática flutuante (*Eichornia crassipes*) (D).

Referências Bibliográficas

- APHA – American Public Health Association. 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. APHA, Washington. 1220p.
- Arana, L.V. (2004) *Princípios químicos da qualidade da água em aqüicultura: uma revisão para peixes e camarões*. 2^a ed. Editora da UFSC, Florianópolis. 231p.
- Azevedo, M.T.P. & Sant’Anna, C.L. (1999) *Coelosphaerium evidenter-marginatum*, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. *Algological Studies* 94:35-43.
- Azevedo, M.T.P. & Sant’Anna, C.L. (2003) *Sphaerocavum*, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. *Algological Studies* 109:79-92.
- Azevedo, M.T.P., Nogueira, N.M.C. & Sant’Anna, C.L. (1996) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 8: Cyanophyceae. *Hoehnea* 23(1):1-38.

- Beyruth, Z. (1996) *Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*. São Paulo. Tese de doutorado, Faculdade de Saúde Pública. São Paulo. 191p.
- Beyruth, Z., Mainardes-Pinto, C.S.R., Fusco, S.M., Faria, F.C. & Silva, A. L. (2004) Utilização de alimentos naturais por *Oreochromis niloticus* em tanques de terra com arraçoamento. *B. Inst. Pesca*, São Paulo, 30(1): 9 - 24.
- Bicudo, C.E.M. & Menezes, M. (2006) *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. RiMa, São Carlos.
- Bicudo, C.E.M. (1995) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 7:Prasinophyceae. *Hoehnea*. 22(1/2), 61-75.
- Biudes, J.F.V. (2007) *Uso de Wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura*. Jaboticabal, 2007 Tese (Doutorado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura. 103p.
- Boyd, C.E. & Tucker, C.S. (1998) *Pond aquaculture water quality management*. Massachussets: Kluwer Academic Publishers, 700p.
- Boyd, C.E. (2003) Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226, 101-112.
- Boyd, C.E., Tucker, C., Mcnevin, A., Bostick, K. & Clay, J. (2007) Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, 15, 327-360.
- Brasil (2003) *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 56 p.
- Braskerud, B.C. (2002) Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.*, 18:351–370.
- Brix, H. (1993) Wastewater treatment in constructed wetlands. System design, removal processes, and treatment performance. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, p. 9–22.
- Brix, H. (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.*, 35:11-17.
- Camargo, A.F.M. & Henares, M.N.P. (2013) Ambiente e biorremediação de efluentes de aquicultura. *Visão Agrícola*, Piracicaba, p. 56 - 60.
- Cameron, K., Madramootoo, C. & Kinsley, C. (2003) Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface wetland. *Water Res.*, 37:2803-2812.
- Cao, L., Wang, W., Yang, Y. et al. (2007) Environmental Impact of Aquaculture and Countermeasures to Aquaculture Pollution in China. *Env. Sci. Pollut. Res.* 14(7), 452-462.
- Casillas-Hernández, R., Magallón-Barajas, F., Portillo-Clarck, G. & Páez-Osuna, F. (2006) Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. *Aquaculture*, 258, p. 289-298.
- Castro, A.A.J.; Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C. (1991). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas* 2: Cryptophyceae. *Hoehnea* 18(1):87-106.

- Chavan, B. L & Dhulap, V. P. (2012) Designing and Testing of Wastewater in Constructed Wetland using Phragmites karka. *International Journal of Multidisciplinary Research Academy*.
- Comas, A. (1996) *Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba*. Bibliotheca Phycologica, 99, Cramer, 192p.
- Coward, K., Bromage, N.R. (2000) Reproductive physiology of female tilapia broodstock. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10, 1–25.
- Eler, M.N., Espíndola, E.L., Espíndola, E.A. et al. (2006) Avaliação sócio-econômica dos empreendimentos de pesque-pague. In: *Avaliação dos impactos de pesque-pague: Uma análise da atividade na bacia hidrográfica do rio MogiGuaçu*. Eler, M.N. Espíndola (org.). São Carlos:Rima. p. 31-75.
- EPA, (2004) *Guidelines for Water Reuse*. U.S. Environmental Protection Agency, Report No. EPA/625/R-04/108, Cincinnati, OH, USA, 445 p.
- Esteves, F.A. & Camargo, A.F.M. (1986) Sobre o papel de macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, 1, 273-298.
- FAO (1997) *Aquaculture development*. Roma. 40p.
- FAO (2007) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2006*. Rome. 162 pp. <http://www.fao.org/docrep/009/A0699e/A0699e00.htm>
- FAO (2009) *Article 9: Aquaculture Development*. In: FAO - Code of Conduct for Responsible Fisheries. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/005/v9878e/v9878e00.htm#9>>. Acesso em: 15 abr.
- FAO (2010) *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome: FAO.
- Golterman, H.L., Clyno, R.S. & Ohsntad, M.A.M. (1978). *Methods for chemical analysis of fresh water*. Blackwell, Boston. 214p.
- Henares, M.N.P. (2012) *Diversidade bacteriana da água de cultivo de camarão de água doce e de wetlands construídas com macrófitas aquáticas para o tratamento do efluente de carcinicultura*. Tese (Doutorado em Programa de Pós Graduação Em Aquicultura) - Centro de Aquicultura da UNESP.
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. (2006) Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Sci. Agric.*, 63, 433-438.
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. (2008) Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *R. Bras. Zootec.*, 37(2):181-188.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschiel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. 1999. Biovolume Calculation for pelagic and benthic Microalgae. *Journal of Phycology* 35:403-424.
- Hüber-Pestalozzi, G. 1955. *Das phytoplankton des Süßwassers: systematik und biologie: Euglenaceen*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 16(4): 605p.
- INAG IP (2011) *Manual para a Avaliação da Qualidade Biológica da Água em Lagos e Albufeiras segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de Amostragem e análise para o Fitoplâncton*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, IP.
- IWA - International Water Association. (2000) *Constructed wetlands for pollution control*. Processes, performance, design and operation. IWA Publishing, London. 156p.

- Kivaisi, A.K. (2001) The potencial for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.*, 16, 545-560.
- Komárek, J. & Azevedo, M.T.P. (2000) Geitlerinema unigranulatum, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. *Algological Studies* 99:39-52.
- Komárek, J. & Fott, B. (1983) *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*. 7. Teil, 1. Hälfte. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller). Stuttgart, 1044p.
- Koroleff, F. (1976) *Determination of nutrients*. In: Grasshoff, K. (ed.) *Methods of seawater analysis*. Weinheim. Verlag. Chemic. p.117-181.
- Leveque, C. (2002). Out of Africa: the success story of tilapia. *Environmental Biology of Fishes*, 64, 461–464.
- Lin Y.F., Jing S.R., Lee D.Y. & Wang T.W. (2002) Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, Amsterdam, 209, 169-184.
- Lin, Y.F, Jing, S.R., Lee, D.Y., Chang, Y.F., Chen, Y.M. & Shih, K.C. (2005) Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environ. Pollut.*, 134, 411–421.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. & Lecren, E.D. (1958) The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:143-170.
- Mackereth, F.I.F., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologist*. Freshwater Biological Association London. 121 p.
- Mees, J. B. R., Gomes, S. D., Vilas Boas, M. A., Fazolo, A. & Sampaio, S. C. (2009) Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using Eichhornia crassipes and evaluation of the generated biomass composting. *Engenharia Agrícola*, 29, 466-473.
- Menezes, M. 1994. *Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d' água da região sul do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Mercante, C.T.J., Carmo, C.F., Rodrigues, C.J., Osti, J.A.S., Mainardes-Pinto, C.S., Vaz-dos-Santos, A.M., Tucci A. & Di Genaro, A. (2011) Limnologia de viveiro de criação de tilápias do nilo: avaliação diurna visando boas práticas de manejo. *Bol. Inst. Pesca, Sao Paulo*, 37(1), 73 – 84.
- MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). (2010) *Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2010*. Disponível em [http:// www.mpa.gov.br](http://www.mpa.gov.br) . acesso em: 15 de dezembro de 2012.
- Montoya, R.A., Lawrence, A.L., Grant, W.E. & Velasco, M. (2000) Simulation of phosphorus dynamics in an intensive shrimp culture system: effects of feed formulation and feeding strategies. *Ecol. Model.*, 129,131-142.
- NACA/FAO. (2000) *Desenvolvimento da aqüicultura para além 2000*. A declaração de Bancoc e Estratégia. Conferência sobre aqüicultura no Terceiro Milênio, 20-25 de fevereiro de 2000, Bancoc Tailândia. NACA e FAO, Roma. 222p.
- Nogueira, I.S. (1991) *Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) do município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil: inventário e considerações taxonômicas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.

- Paerl, H.W. & Tucker, C.S. (1995) Ecology of bluegreen algae in aquaculture ponds. *Journal of the Aquaculture Society*, 26(2).
- Pistori, R.E.T., Henry-Silva G.G., Biudes J.F.V. & Camargo A.F.M. (2010) Influence of aquaculture effluents on the growth of *Salvinia molesta*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, 22, 179-186.
- Ran, N., Agami M. & Oron G. (2004) A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Res.*, 38, 2241-2248.
- Rana, K. J. (1997) *Guidelines on the collection of structural aquaculture statistics*. Supplement to the Program for the world census of agriculture 2000. FAO Statistical Development Series, 5b. Roma, FAO 56 p.
- Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem, P.A. & Pauw, N. (2004) Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecol. Eng.*, 23, 151–163.
- Sant'Anna, C.L. 1984. Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil. *Bibliotheca Phycologica* 67:1-348.
- Sant'Anna, C.L.; Azevedo, M.T. de P. & Sormus, L. 1989. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: Estudo Taxonômico e Aspectos Ecológicos. *Hoehnea* 16:89-131.
- Schulz, C., Gelbrecht, J. & Rennert, B. (2003) Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture*, 217, 207-221.
- SEBRAE - Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (2008) *Aquicultura e Pesca: Tilápia – Relatório completo*. 160p.
- Senna, P.A.C.; Delazari, A. & Sant'Anna, C.L. (1999) A new planktic cyanoprokariotic species, *Cyanodictyon tropicales* (Cyanophyceae) from Espírito Santo State (Southeastern), Brazil. *Algological Studies* 94:293-303.
- Sormus, L. & Bicudo, C.E.M. (1994) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 6: Zygnemaphyceae (Closteriaceae). *Hoehnea* 21, (1/2):75-92.
- Su, Y. M., Lin, Y. F., Jing, S. R., & Lucy Hou, P. C. (2011) Plant growth and the performance of mangrove wetland microcosms for mariculture effluent depuration. *Marin Pollution Bulletin*, 62, 1455-1463.
- Tanner, C.C. (1996) Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.*, 7, 59-83.
- Tell, G. & Conforti, V. 1986. *Euglenophyta pigmentadas de la Argentina*. *Bibliotheca Phycologica* 75. 301p.
- Tiago, G.G. & Giancesella, S.M.F. (2003) O uso da água pela aqüicultura: estratégias e ferramentas de implementação de gestão. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 29(1), p. 1-7.
- Tucci, A. (2002) *Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrofico*, São Paulo, SP, Brasil. Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro.
- Tucci, A., Sant'Anna, C.L. Gentil, R.C. & Azevedo, MT.P. (2006) Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea* 33: 147-175.
- Turker, H., Eversole, A.G. & Brune. D.E. (2003a) Effect of temperature and phytoplankton concentration on Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) filtration rate. *Aquac. Res.* 34: 453–459.

- Turker, H., Eversole, A.G. and Burne, D.E. (2003b) Effect of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), size on phytoplankton filtration rate. *Aquacult. Res.*, 34(12): 1087-1091.
- UNITED NATIONS. Fundo de População das Nações Unidas. Relatório sobre a Situação da População Mundial 2011. Disponível em: < <http://www.unfpa.org.br> > Acesso em: 10 jun. 2013.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. 2000. *Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/010, Cincinnati. 166p.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- Valenti, W. C., et al. (2000) *Aquicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Ministério da Ciência e Tecnologia/CNPq, Brasília, 399 p.
- Verani, J. R. (1980) *Controle populacional em cultivo intensivo consorciado entre a tilápia do Nilo, Sarotherodon niloticus (Linnaeus, 1757) e o tucunaré comum, Cichla ocellaris (Shneider, 1801)*. São Carlos, Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, UFSCar. 116 p.
- Weber, C.I. (1973) *Plankton*. In: National Environmental Research Center Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed.). *Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents*. p.1-17.
- Wehr, J. D & Sheth, R.G. (2003) *Freshwater algae of north America: Ecology and classification*, Academic, San Diego, 897p.
- Wetzel, R. L. (1983). *Structural and functional aspects of the ecology of submerged aquatic macrophyte communities in the lower Chesapeake Bay*. Final Report, U.S. Environmental Protection Agency, Chesapeake Bay Program, Annapolis, Maryland, 267p.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (1991) *Limnological Analyses*. 2^o ed. New York: Springer-Verlang. 391p.
- Wolverton, B.C. (1979) *Engineering design data for small vascular aquatic plant wastewater treatment systems*. In: Proc. Conf. Aquaculture Systems for Wastewater Treatment. EPA Office of Municipal Pollution Control, Washington. p.179-192.
- Xavier, M.B. (1994) Criptógamos do Parque Estadual ds Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 5: Euglenophyceae (Euglenaceae pigmentada). *Hoehnea* 21(1/2): 47-73.
- Yang, Q., Chen, Z.H., Zhao, J.G. & Gu, B.H. (2007) Contaminant removal of domestic wastewater by constructed wetland: effects of plant species. *J Integra Plant Biol*, 49, 437–46.
- Zaniboni Filho, E.; Barbosa, N.; Gonçalves, S. (1997) Caracterização e tratamento do efluente das estações de piscicultura. *Revista UNIMAR*, Brasil, 19(2), 537-548.
- Zaniboni-Filho, E. (1999) *O impacto ambiental de efluentes da piscicultura*. In: Simpósio sobre manejo e nutrição de peixes, Campinas, 3/out./1999. Anais... p.1-14.
- Zimmermann, S. & T.O.B. Hasper. (2003) *Piscicultura no Brasil: o processo de intensificação da tilapicultura*. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 40.Santa Maria. Anais... Santa Maria: SBZ. CD ROOM.

CAPITULO II

Comunidade fitoplanctônica de viveiro de engorda de tilápia-do-nilo

SUMÁRIO

1. O presente artigo visa identificar quais as espécies de algas e cianobactérias que habitam um viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*); determinar as espécies descritoras do sistema e avaliar a dinâmica da estrutura da comunidade fitoplanctônica, com base nos grupos morfofuncionais e relaciona-los com fatores limnológicos e ambientais durante o processo de criação da tilápia-do-nilo.
2. Elevada riqueza de táxons foi registrada, durante o período. Registramos 134 táxons distribuídos em dez classes taxonômicas. Chlorophyceae (60 táxons), Cyanobacteria (26), Bacillariophyceae (12) e Zygnemaphyceae (10) foram as classes que apresentaram as maiores riquezas. Na água de abastecimento, observamos os maiores valores de riqueza nas primeiras coletas, decrescendo para o final do ciclo; no centro do viveiro a riqueza de espécie se manteve ao longo do ciclo de engorda.
3. Como resposta da constante entrada de nutrientes no centro do viveiro de piscicultura observamos um acréscimo no biovolume fitoplanctônico como consequência da assimilação destes compostos. A instabilidade do sistema com consequência do método de criação utilizado (p. ex. controle do tempo de retenção hidráulica) aliada ao forrageio de organismos pastadores (p. ex. tilápia) favoreceu a presença de espécies com pequenas dimensões celulares e adaptadas a ambientes intermediários de colonização (Grupo I (pequenos organismos com elevada razão superfície/volume) e IV (organismos de tamanho médio sem estruturas especializadas)). Os decréscimos de temperatura do ar e água observados no final do ciclo de engorda favoreceram o predomínio de espécies de diatomáceas (Grupo VI).
4. A classificação dos Grupos Funcionais com Base na Morfologia (GFBM) explicou a dinâmica da comunidade fitoplanctônica para o viveiro de criação de tilápia-do-nilo. Os GFBM podem ajudar a prever ou explicar a ocorrência de grupos potencialmente nocivos e, conseqüentemente, é uma ferramenta promissora para a compreensão e gestão de ambientes aquáticos estáveis, como é o caso da aquicultura.

Palavras-chave: Índices ecológicos, classes de tamanho, grupos morfofuncionais

SUMMARY

1. This article aims to identify the algae and cyanobacteria species that inhabiting a Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fish pond; determine the descriptor species of the system and evaluate the dynamics of phytoplankton community structure based on morpho-functional groups and compare them with limnological and environmental factors during the Nile tilapia culture.

2. High taxa richness were recorded during the period. It was identified 134 taxa distributed in ten taxonomic classes. Chlorophyceae (60 taxa), Cyanobacteria (26), Bacillariophyceae (12) and Zygnemaphyceae (10) were the classes with the highest richness. In the water supply, it was observed the highest richness values in the first sampling, decreasing in the end of the cycle, whereas the fish pond center species richness was maintained throughout the fattening cycle.

3. In response the constant nutrient input in the fish pond center it was observed an increase in phytoplankton biovolume as a result of the assimilation of these compounds by primary community. The instability of the system due to the culture method used (eg. Controlling the hydraulic retention time) combined with grazing organisms (eg. Tilapia) favored the presence of species with small cell and adapted to intermediate environments colonization (Group I (small organisms with high ratio surface / volume) and IV (medium sized organizations without specialized structures)). The decreases in air and water temperature values observed at the end of the fattening cycle favored the predominance of diatoms (Group VI).

4. The classification of Morphologically Based Functional Groups (MBFG) explained the phytoplankton community dynamics for Nile tilapia fish pond. Although the species aggregation, the MBFG can help predict or explain the occurrence of potentially harmful groups and consequently is a promising tool for understanding and managing stable aquatic environments, such as aquaculture.

Keywords: ecological indices, size classes, morpho-functional groups

Introdução

A aquicultura vem superando as taxas de crescimento da bovinocultura, da avicultura e da suinocultura (FAO, 2010); o que tem gerado competição pelos recursos naturais (Piedrahita, 2003). Esse desenvolvimento ocorre principalmente, em função do elevado potencial da atividade na produção de uma fonte de proteína com baixo custo (Arana, 2004).

As atividades desenvolvidas pela aquicultura utilizam dietas com elevados teores de nutrientes na alimentação dos organismos cultivados. No entanto, não mais que 25% a 30% do nitrogênio e fósforo aplicado nos viveiros são revertidos em biomassa (Boyd & Tucker, 1998). O alimento não consumido é convertido em amônia, nitrato, fosfatos, dióxido de carbono e sólidos orgânicos em suspensão (Montoya *et al.* 2000), que associados às excretas e às fezes proporcionam um considerável aporte de matéria orgânica e inorgânica para o ambiente (Casillas-Hernández *et al.*, 2006). O aporte desses compostos, associados a uma série de outros fatores bióticos e abióticos, pode ocasionar quedas no desempenho produtivo e mortalidade dos peixes, o que leva a menor produção e lucratividade (Boyd, 1990; Brune & Tomasso, 1991; Boyd & Tucker, 1998; Mercante *et al.*, 2007). Nos ambientes aquáticos o aporte de nutrientes, pode resultar em acumulação crônica, nos quais a assimilação de amônia, nitrato e fósforo pelo fitoplâncton pode acarretar o crescimento descontrolado desta comunidade provocando florações de cianobactérias e algas (Paerl & Tucker, 1995; Scheffer *et al.*, 1997; Huszar *et al.*, 2000; Sant'Anna *et al.*, 2006; Paerl, 2008).

Nos sistemas aquáticos destinados à aquicultura, a comunidade fitoplanctônica, que é composta por um conjunto diversificado de algas e cianobactérias, exerce um papel fundamental na dinâmica destes ambientes (Beyruth, 1996), servindo como fonte auxiliar de alimento (Beyruth *et al.*, 2004; Turker *et al.*, 2003a,b) para as principais espécies de peixes produzidas, como é o caso das tilápias e carpas (Brasil, 2010). Além disso, é de fundamental importância na manutenção da qualidade de água em níveis adequados para a criação dos organismos aquáticos, visto que a comunidade fitoplanctônica interfere diretamente na produção e dinâmica de gases no viveiro, por meio da fotossíntese e respiração (Mercante *et al.*, 2011). Nesse contexto, diversos estudos sobre algas como indicador de qualidade da água de viveiros de aquicultura foram desenvolvidos (Boyd, 1990; Sipaúba-Tavares, 1994; Beyruth & Tanaka, 2000; Faria *et al.*, 2001; Matsuzaki *et*

al., 2004; Burchardt *et al.*, 2006; Lachi & Sipauba-Tavares, 2008; Sipaúba-Tavares *et al.*, 2010; Gonzalez *et al.*, 2012).

Assim, um delineamento amostral que associe análises taxonômicas e ecológicas, em ambientes aquáticos, pode garantir a ampliação e a melhor qualificação de informações sobre parâmetros ecológicos das comunidades aquáticas (Bicudo *et al.*, 1995). Além disso, como a composição da comunidade fitoplanctônica afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, é importante conhecer quais fatores governam sua dinâmica (Brasil & Huszar, 2011). No entanto, um delineamento que considere estes atributos apesar de ser mais robusto, pode ser muito dispendioso e apresentar problemas relacionados a diferenças de acurácia na identificação das espécies (Salmaso & Padisák, 2007) e na interpretação/correlação com os fatores ambientais, desta forma, é crescente nos últimos anos o interesse da ecologia em agrupar organismos com base em traços funcionais das espécies devido a sua maior habilidade em prever ou explicar a estrutura das comunidades e suas adaptações às condições ambientais (Huszar & Caraco, 1998; Reynolds *et al.*, 2002; Brasil & Huszar, 2011; Kruk & Segura, 2012; Segura *et al.*, 2012).

Assim, a diversidade na forma e o tamanho do fitoplâncton estão relacionados à cinética para utilização de recursos e à susceptibilidade a processos de perda, podendo então, as espécies, serem classificadas de acordo com suas propriedades funcionais (Reynolds *et al.*, 2002, Naselli-Flores *et al.*, 2007, Finkel *et al.*, 2010, Kruk *et al.*, 2010, Brasil e Huszar, 2011). Recentemente, Kruk *et al.*, (2010) propuseram o agrupamento dos organismos fitoplanctônicos com base em suas características morfológicas (MBFGs - “*morphology-based functional groups*”) e os dividiram em sete grupos com base em nove caracteres morfológicos identificados para cada organismo em microcópico óptico (volume, área superficial, maior dimensão linear, razão superfície x volume, presença de mucilagem, flagelos, aerótopos, heterocitos e demanda por sílica). Os autores se basearam em dados de 711 espécies de 211 lagos distribuídos em quatro zonas climáticas na América do Sul, Europa e América do Norte, cobrindo, assim ampla variedade de condições ambientais. Entre as vantagens do método, destaca-se que o sistema proposto requer conhecimento de traços fisiológicos das espécies, condicionamento ambiental e afiliação taxonômica (Brasil & Huszar, 2011). Desta forma, facilita a caracterização dos organismos e auxiliando no entendimento das interações entre as algas e as variáveis físicas e químicas dos ambientes.

Assim, os objetivos do presente estudo foram: 1) identificar quais as espécies de algas e cianobactérias habitam um viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*); 2) determinar as espécies descritoras do sistema; 3) avaliar a dinâmica da

estrutura da comunidade fitoplanctônica, com base nos grupos morfofuncionais e relaciona-los com fatores limnológicos e ambientais durante o processo de criação da tilápia-do-nilo.

Material e Métodos

Um experimento foi conduzido durante 113 dias, envolvendo a criação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) na fase de engorda, no sistema semi-intensivo de produção, entre os meses de março e junho de 2010, (21°15'22"S e 48°18'48"W), Jaboticabal, SP, Brasil. O viveiro foi povoado com alevinos machos, sexualmente revertidos, com peso médio inicial de 17,5 g, na densidade de 3 peixes m⁻².

O clima da região é mesotérmico, de inverno seco e verão quente (Cwa), segundo a classificação de Köppen. Durante a realização do presente trabalho a precipitação pluviométrica média mensal e a temperatura média do ar foram maiores no início do experimento (Março-Abril) decrescendo no final (Maio-Junho) do ciclo de engorda (Fig. 1).

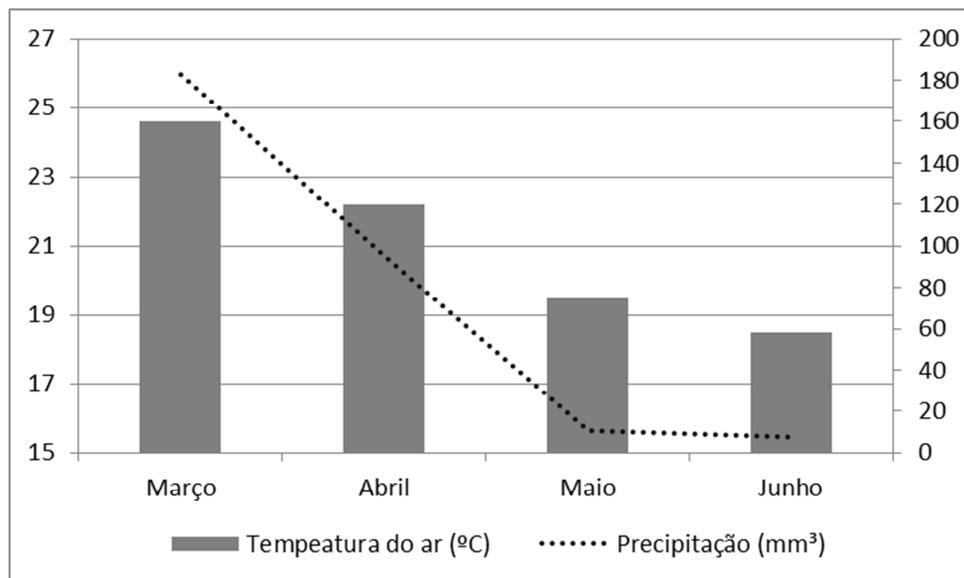


Fig. 1 Valores médios mensais da temperatura do ar (°C) e precipitação (mm³), para os meses de realização do experimento. **Fonte:** (CIAGRO, 2012).

Utilizamos para o desenvolvimento do experimento um viveiro com uma área de 0,02 ha, volume de 220 m³. Ajustamos a vazão da água de abastecimento do viveiro em 38,66±8,54 L.min⁻¹ e o tempo de residência estimado de quatro dias.

A água de abastecimento do viveiro foi proveniente de duas represas localizadas a montante do Setor de Carcinicultura. Uma das represas é classificada como oligo-

mesotrófica, e a outra, que recebe efluentes dos Setores de Piscicultura e Ranicultura, classificada como hipereutrofica (Pistori *et al.*, 2010).

Realizamos o arraçoamento no viveiro 2 vezes ao dia com ração extrusada (28% de proteína bruta), numa taxa variável de 5 à 2,5% da biomassa total estimada, para tanto nós consideramos o estágio de desenvolvimento da população (tamanho/idade) e a estimativa da biomassa produzida. Para a estimativa da biomassa produzida, realizamos biometrias mensais, considerando a análise de um lote contendo 10% da população total do viveiro.

Coletamos amostras de água (triplicatas) e fitoplâncton quinzenalmente entre março e junho de 2010 (n=9), na água de abastecimento e centro do viveiro de piscicultura. Analisamos as seguintes variáveis limnológicas: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura da água e turbidez, através da sonda de multiparâmetros marca Horiba – U10, além da quantidade de material particulado em suspensão (MPS) APHA, (1998), concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), N-nitrato e N-nitrito segundo métodos descritos por Mackereth *et al.*, (1978); N-amoniaco, por meio do método proposto por Koroleff, (1976), para o nitrogênio inorgânico total (NIT) foi utilizado a soma da série inorgânica do nitrogênio; fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e ortofosfato (P-PO₄), de acordo com Golterman *et al.*, (1978).

Para a análise taxonômica da comunidade fitoplanctônica, filtramos a amostra por meio de rede de plâncton com abertura de malha de 20 µm. Armazenamos as amostras em frascos de vidro, fixando-as com formol 4-5%. Realizamos a análise taxonômica utilizando microscópio óptico Zeiss - Axioplan 2, em aumentos de 400 e 1.000 vezes; avaliando as características morfológicas e morfométricas das populações. Examinamos tantas lâminas quantas necessárias para avaliar populações de 20 a 30 indivíduos de cada espécie, quando possível.

Para a análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica, coletamos amostras com garrafa do tipo Van Dorn e fixamos com lugol acético 1%. Utilizamos a metodologia de Utermöhl, (1958) para a contagem do fitoplâncton com auxílio do microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 em aumento de 400 e 630 vezes. O tempo de sedimentação das amostras foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara, segundo o critério de Lund *et al.*, (1958). A câmara de sedimentação utilizada foi de 2 mL. Cada célula, colônia, cenóbio e filamento foram considerados como um indivíduo. Os resultados foram expressos em densidade (org.mL⁻¹) e calculados de acordo com a fórmula descrita em Weber, (1973).

$$\text{Organismos.mL}^{-1} = (n/sc).(1/h).(F);$$

Em que: (n) = número de indivíduos efetivamente contados; (s) = área do campo em mm^2 no aumento de 40 ou 63 vezes; (c) = número de campos contados; (h) = altura da câmara de sedimentação em mm e (F) = fator de correção de mm^3 para mililitro (10^3).

Estimamos o biovolume multiplicando a densidade pelo volume médio (n=20) de cada espécie. O volume das células foi estimado baseando-se em formas geométricas semelhantes ao organismo, segundo Wetzel & Likens, (1991), Hillebrand *et al.*, (1999) e INAG IP, (2011). O valor obtido em $\mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ foi transformado para $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ dividindo-se esse valor por 10^6 .

Consideramos a riqueza de táxons como sendo o número total de táxons encontrados por amostra.

O critério para selecionarmos as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica foi aplicado sobre os resultados de biovolume para a água de abastecimento e centro do viveiro de engorda de tilápia-do-nilo. Consideramos descritores, os táxons que contribuíram com 1% (ou mais) do biovolume total obtido e que juntos somaram 80% do biovolume total.

Avaliamos a Estrutura de tamanho das populações, que compõe o fitoplâncton do viveiro de piscicultura por meio do volume celular (μm^3). Utilizamos essas informações para a definição dos grupos morfofuncionais.

Os organismos do fitoplâncton foram separados em sete Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFGs “*morphology-based functional groups*”) sendo estes grupos divididos com base em nove caracteres morfológicos identificados para cada organismo em microcópico óptico, seguindo o proposto por Kruk *et al.*, (2010). Assim, os grupos foram caracterizados da seguinte forma:

Grupo I: inclui pequenos organismos (volume entre $0,3\text{-}120 \mu\text{m}^3$) com elevada razão superfície/volume, e podem apresentar aerótopos, flagelos e/ou mucilagem;

Grupo II: representado por pequenos organismos flagelados (volume entre $4,7\text{-}2.783 \mu\text{m}^3$) e suas estruturas exoesqueléticas são formadas por silicasilicosas;

Grupo III: contém grandes organismos filamentosos (volume entre $8,1\text{-}8.708 \mu\text{m}^3$ e máxima dimensão linear entre $2,5\text{-}259 \mu\text{m}$) células especializadas como os aerótopos são presentes e podem conter mucilagem e heterocitos;

Grupo IV: representado por organismos de tamanho médio (volume entre $12,7\text{-}48.255 \mu\text{m}^3$) e as estruturas especializadas são ausentes (ex. aerótopo, flagelo, etc.);

Grupo V: reúne os organismos flagelados unicelulares ou colônias com tamanhos médio a grande (volume entre 2,4-164.779 μm^3), e as estruturas especializadas como aerotopos, mucilagem, heterocitos e sílica são ausentes;

Grupo VI: representado por organismos bem diversificados quanto ao tamanho celular (volume entre 7,8-57.106 μm^3), flagelos estão ausentes e com presença de exoesqueleto formado por sílica;

Grupo VII: formado por grandes organismos mucilaginosos (volume entre 10,9-2,4x10⁶ μm^3) e podem apresentar aerotopos.

Para considerarmos uma espécie dominante em uma determinada amostra, utilizamos o critério de Lobo & Leighon, (1986), onde espécie dominante é aquela que corresponde a 50% ou mais da abundância/biovolume de uma amostra.

Analisamos os resultados limnológicos por meio da estatística descritiva, utilizando média aritmética como medida de tendência central e desvio padrão (DP) como medida de grau de dispersão absoluta dos dados.

Realizamos a avaliação dos resultados limnológicos e das espécies descritoras por meio de análise multivariada. A análise de componentes principais (ACP) (Goodall, 1954 apud Valentin, 2000) foi utilizada para determinar a variabilidade dos dados em relação às coletas (temporal) e às estações amostrais (espacial). Utilizamos a matriz de covariância, sendo os dados transformados pela amplitude de variação “ranging” $([x-x_{\min}]/(x_{\max}-x_{\min}))$.

Para avaliação conjunta das variáveis abióticas e bióticas utilizamos a análise de correspondência canônica (ACC). Realizamos a ACC a partir de matrizes de covariância, com transformação dos dados abióticos pela amplitude de variação “ranging” $([x-x_{\min}]/(x_{\max}-x_{\min}))$ e dos dados bióticos pelo $[\log(x+1)]$.

Utilizamos a ACC para explicar as possíveis relações entre as espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais estudadas em escala quinzenal. Para testar o nível de significância dos dois primeiros eixos canônicos utilizamos o teste de Monte Carlo (999 permutações; $p \leq 0,05$), que determina se há probabilidade dos autovalores terem distribuição ao acaso.

Transformamos os dados por meio do programa FITOPAC (Shepherd, 1996). Realizamos as análises multivariadas pelo programa PC-ORD versão 3.1 para Windows (McCune & Mefford, 1997). Consideramos as variáveis com correlação significativa aquelas que apresentarem $r > 0,5$ com os eixos 1 e 2 da ordenação.

Resultados

Os valores médios da temperatura da água, pH, condutividade elétrica estiveram próximos entre as estações amostrais, as concentrações médias de oxigênio dissolvido foram mais elevadas no centro do viveiro ($7,13 \text{ mg.L}^{-1}$), quando comparada com a água de abastecimento ($6,62 \text{ mg.L}^{-1}$) (Tabela 1). A água de abastecimento apresentou as menores concentrações médias das seguintes variáveis: turbidez, MPS, NKT, NKD, NIT, PT, PD e P-PO₄, quando comparadas com o centro do viveiro (Tabela 1).

Identificamos ao longo do período amostral 134 táxons distribuídos em dez classes taxonômicas. Chlorophyceae (60 táxons), Cyanobacteria (26), Bacillariophyceae (12) e Zygnemaphyceae (10) foram as classes que apresentaram as maiores riquezas (Tabela 2). Dentre os táxons documentados, 61% (82 táxons) são referentes a organismos comuns entre as duas estações amostrais, 19% (26 táxons) exclusivos da água de abastecimento e 19% (26 táxons) encontrados somente no centro do viveiro.

O valor médio da riqueza de espécies para a água de abastecimento e centro do viveiro foi de 45 ± 12 e 50 ± 6 táxons, respectivamente (Fig. 2). Na água de abastecimento, observamos os maiores valores dessa variável nas primeiras coletas, decaindo para o final do ciclo de engorda; já no centro do viveiro a riqueza de espécie se manteve acima de 45 táxons ao longo do ciclo de engorda.

Na Tabela 2, é apresentada lista de táxons catalogados no sistema de criação de tilápia-do-nilo ao longo do ciclo de engorda (água de abastecimento e centro do viveiro). São apresentados os dados individuais de volume celular (μm^3), forma geométrica (utilizada para o cálculo do volume celular), hábito e sua respectiva classe de acordo com os grupos funcionais baseados na morfologia, propostos por Kruk *et al.*, (2010).

Tabela 1 Valor médio e desvio padrão, para os valores de: temperatura da água (T), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (Tur), condutividade elétrica (Cond), oxigênio dissolvido (OD), material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e ortofosfato (P-PO₄), para a água de abastecimento e centro do viveiro de tilápia-do-nilo ao longo de um ciclo de engorda (n=9).

	Abastecimento	Viveiro
T(°C)	23,53 ± 2,99	23,85 ± 3,41
pH	7,63 ± 0,48	7,63 ± 0,48
Tur (NTU)	12,19 ± 10,35	25,44 ± 14,35
Cond (µs.cm ⁻¹)	75,53 ± 45,80	73,88 ± 19,63
OD (mg.L ⁻¹)	6,62 ± 1,12	7,13 ± 1,40
MPS (mg.L ⁻¹)	10,67 ± 2,40	18,01 ± 3,38
NKT (µg.L ⁻¹)	219,93 ± 36,99	364,22 ± 80,61
NKD (µg.L ⁻¹)	95,41 ± 15,91	144,22 ± 32,85
NIT (µg.L ⁻¹)	73,81 ± 11,66	117,25 ± 27,10
PT (µg.L ⁻¹)	70,67 ± 17,60	145,14 ± 22,16
PD (µg.L ⁻¹)	24,26 ± 7,05	49,97 ± 8,47
P-PO ₄ (µg.L ⁻¹)	7,13 ± 1,86	14,58 ± 2,63

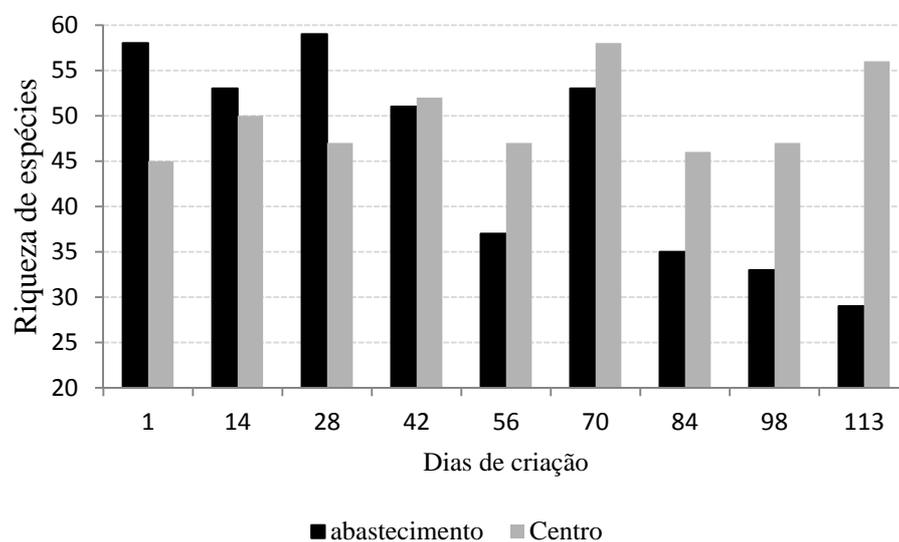


Fig. 2 Variação de riqueza de espécies na água de abastecimento e centro do viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda.

Tabela 2 Lista de táxons fitoplanctônicos presentes nas estações amostrais (abastecimento e centro) do viveiro de criação de tilápias do Nilo (*O. niloticus*) ao longo de um ciclo de engorda (Vol = volume celular; Forma Geo = forma geométrica; Hábito e MBFG = Classes dos Grupos Funcionais baseados na morfologia). Abreviaturas das formas geométricas utilizadas no cálculo do biovolume, sendo: cil = cilindro; ptri = prisma retangular; promb = prisma rombóide; mono = monorafidióide; cite = cilindro elíptico; cil + 2 com = cilindro + 2 cones; 2 com = 2 cones; esf = esfera; esfo = esferoide; pret = prisma retangular; eliple = elipsóide com seção longa elíptica; pir = pirâmide; con + 0,5 esf = cone + 0,5 esfera; celip = cilindro elíptico; tetra = tetraedro; ineus = forma de *Isthmochloron neustonica*; stau = forma de *Staurastrum*; para = paralelepípedo.

	Táxons	Vol. médio (µm ³)	Forma Geo.	Hábito	MBFG
Bacillariophyceae					
1	<i>Achnanthidium</i> sp.	140,4	Cil	Unicelular	VI
2	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	1.097,4	Cil	Filamento	VI
3	<i>A. granulata</i> var. <i>granulata</i>	3.006,7	Cil	Filamento	VI
4	<i>Aulacoseira</i> sp.1	3.333,4	Cil	Filamento	VI
5	<i>Cyclotella</i> cf. <i>meneghiniana</i>	2.388,0	Cil	Unicelular	VI
6	<i>Fragilaria</i> cf. <i>crotoneis</i>	131,7	Ptri	Unicelular	VI
7	<i>Fragilaria familiaris</i>	190,4	Promb	Unicelular	VI
8	<i>Melosira</i> sp.	181,1	Cil	Unicelular	VI
9	<i>Navicula</i> cf. <i>antoni</i>	652,3	Promb	Unicelular	VI
10	<i>Nitzschia closterium</i>	57,1	Mono	Unicelular	VI
11	<i>N. reversa</i>	57,1	Mono	Unicelular	VI
12	<i>Pseudostaurosina elliptica</i>	43,8	Cile	Unicelular	VI
Chlorophyceae					
13	<i>Actinastrum</i> cf. <i>aciculare</i>	165,4	Cil	Colônia	IV
14	<i>Ankistrodesmos bibraianus</i>	322,5	Mon	Colônia	IV
15	<i>A. bibraianus</i> (célula isolada)	80,6	Mon	Unicelular	IV
16	<i>A. fusiformis</i>	456,3	cil + 2 cones	Unicelular	IV
17	<i>Ankyra judayi</i>	61,1	2 cones	Unicelular	I
18	<i>Chlorella minutissima</i>	41,3	Esf	Unicelular	I
19	<i>C. vulgaris</i>	99,5	Esf	Unicelular	I
20	<i>Chlorococcum</i> cf. <i>infusionum</i>	816,9	Esf	Unicelular	IV
21	<i>Choricystis</i> cf. <i>minor</i>	56,5	Esfo	Unicelular	I
22	<i>Coelastrum prosbocideum</i>	2.274,0	Esf	Cenóbio	IV
23	<i>C. pulchrum</i>	2.830,2	Esf	Cenóbio	IV
24	<i>C. reticulatum</i>	606,0	Esf	Cenóbio	IV
25	<i>Crucigenia fenestrata</i>	379,9	Esfo	Cenóbio	I
26	<i>C. quadrata</i>	246,0	Pret	Cenóbio	I

Continuação Tabela 2 ...

27	<i>Crucigeniella crucifera</i>	98,3	Pret	Cenóbio	I
28	<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	150,6	Esfo	Cenóbio	IV
29	<i>D. denticulatus</i> var. <i>denticulatus</i>	414,5	Esfo	Cenóbio	IV
30	<i>D. denticulatus</i> var. <i>linearis</i>	414,5	Esfo	Cenóbio	IV
31	<i>D. quadricauda</i>	132,3	Esfo	Cenóbio	IV
32	<i>Desmodesmus</i> sp.1	132,3	Esfo	Cenóbio	IV
33	<i>D. spinosus</i>	83,7	Esfo	Cenóbio	IV
34	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	749,2	Eliple	Colonial	VII
35	<i>D. elegans</i>	394,2	Esfo	Colonial	VII
36	<i>D. pulchellum</i>	677,7	Esf	Colonial	VII
37	<i>D. pulchellum</i> (autósporos)	108,6	Esf	Colonial	VII
38	<i>D. tetrachotomum</i>	459,8	Eliple	Colonial	VII
39	<i>Elakatothrix</i> sp.	331,7	2 cones	Unicelular	IV
40	<i>Eremosphaera</i> sp.	14.848,0	Esf	Unicelular	VII
41	<i>Eutetramorus</i> cf. <i>planctonicus</i>	735,3	Esf	Colônia	VII
42	<i>Eutetramorus fottii</i>	1.149,8	Esf	Colônia	VII
43	<i>Eutetramorus</i> sp. 1	1.149,8	Esf	Colônia	VII
44	<i>Golenkinia</i> cf. <i>radiata</i>	844,6	Esf	Unicelular	IV
45	<i>Keratococcus</i> sp.	87,3	2 cones	Unicelular	IV
46	<i>Kirchneriella lunaris</i>	273,4	Mon	Colônia	VII
47	<i>Kirchneriella obesa</i>	423,2	Mon	Colônia	VII
48	<i>Kirchneriella</i> sp.1	75,5	Mon	Colônia	VII
49	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	49,0	Mon	Unicelular	I
50	<i>M. circinale</i>	9,3	2 cones	Unicelular	I
51	<i>M. contortum</i>	19,7	3 cones	Unicelular	I
52	<i>M. griffithii</i>	100,7	cil + 2 cones	Unicelular	IV
53	<i>M. komarkovae</i>	215,7	cil + 2 cones	Unicelular	IV
54	<i>M. minutum</i>	84,2	Mon	Unicelular	I
55	<i>M. nanum</i>	32,8	Mon	Unicelular	I
56	<i>M. tortile</i>	16,1	cil + 2 cones	Unicelular	IV
57	<i>M. tortile</i> (autósporo)	2,0	2 cones	Unicelular	IV
58	<i>Nephrochlamys willeana</i>	198,0	Mon	Colônia	VII
59	<i>Oocystis lacustris</i>	2.072,8	Esfo	Colônia	VII
60	<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i>	16.046,7	Cil	Cenóbio	IV
61	<i>Pseudodidymocystis fina</i>	31,2	Eliple	Cenóbio	I
62	<i>Radiococcus</i> cf. <i>nimbatus</i>	1.722,1	Esf	Colônia	VII
63	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	375,5	Esfo	Cenóbio	IV
64	<i>S. bijugus</i>	126,0	Esfo	Cenóbio	IV
65	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>acutus</i>	1.086,0	Esfo	Cenóbio	IV
66	<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ecornis</i>	230,9	Esfo	Cenóbio	IV
67	<i>Stauridium tetras</i>	1.129,5	Cil	Cenóbio	IV
68	<i>Tetraëdron incus</i>	33,1	Pir	Unicelular	I
69	<i>T. minimum</i>	640,4	Pret	Unicelular	I
70	<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	212,0	Eliple	Cenóbio	I
71	<i>T. punctatum</i>	130,4	Pret	Cenóbio	I

Continuação Tabela 2 ...

72	<i>Treubaria setigera</i>	114,5	Pir	Unicelular	IV
73	<i>Treubaria triapendiculata</i>	383,5	Pir	Unicelular	IV
Chlamydomphyceae					
74	<i>Chlamydomonas microscopica</i>	85,2	Esfo		I
75	<i>C. plactogloea</i>	41,9	Esf		I
76	<i>Chlamydomonas</i> sp. 1	41,8	Esfo	Unicelular Flagelado	V
77	<i>Chlamydomonas</i> sp. 2	385,7	Esfo		V
78	<i>Chlamydomonas</i> sp. 3	33,1	Esfo		V
79	<i>Chlamydomonas</i> sp. 4	83,8	Esfo		I
Chrysophyceae					
80	<i>Dinobryon bavaricum</i>	141,0	Esfo	Unicelular Flagelado	II
Cryptophyceae					
81	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	518,1	cone + 0.5esf		V
82	<i>C. curvata</i>	3.168,7	cone + 0.5esf		V
83	<i>C. erosa</i>	1.182,9	Esfo	Unicelular Flagelado	V
84	<i>C. tenuis</i>	52,0	Esfo		V
85	<i>C. tetrapirenoidosa</i>	2.732,0	Esfo		V
86	<i>Rhodomonas lacustris</i>	84,7	cone + 0.5esf		I
Cyanobacteria					
87	<i>Aphanizomenon</i> sp.	1.607,4	Cil	Filamento	III
88	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	23,1	Esf	Colônia	VII
89	<i>A. elachista</i>	43,3	Esf	Colônia	VII
90	<i>A. holsatica</i>	102,1	Esf	Colônia	VII
91	<i>A. incerta</i>	553,4	Esf	Colônia	VII
92	<i>A. koordersii</i>	994,1	Esf	Colônia	VII
93	<i>Aphanothece</i> sp.	66,9	Esfo	Colônia	VII
94	<i>Chroococcus</i> cf. <i>limneticus</i>	463,0	Esf	Colônia	VII
95	<i>Chroococcus</i> cf. <i>minor</i>	84,8	Esf	Colônia	VII
96	<i>Chroococcus minutus</i>	153,6	Esf	Unicelular	I
97	<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i>	7.969,9	Esf	Colônia	VII
98	<i>Cylindrospermopsis / Raphidiopsis</i>	279,7	Cil	Filamento	III
99	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	579,3	cil+2cones	Filamento	III
100	<i>Merismopedia tenuissima</i>	78,8	Pret	Colônia	VII
101	<i>Microcystis aeruginosa</i>	3.335,4	Esf	Colônia	VII
102	<i>M. wesenbergii</i>	3131,4	Esf	Colônia	VII
103	<i>Planktolynghya contorta</i>	599,3	Cil	Filamento	IV
104	<i>P. limnetica</i>	599,3	Cil	Filamento	IV
105	<i>Planktothrix</i> sp.	6.051,2	Cil	Filamento	III
106	<i>Pseudanabaena catenata</i>	19,8	Cil	Filamento	IV
107	<i>P. galeata</i>	47,0	Cil	Filamento	IV
108	<i>P. mucicola</i>	13,4	Cil	Filamento	IV
109	<i>Sphaerocavum brasiliensis</i>	4.401,0	Esf	Colônia	III
110	<i>Synechococcus</i> cf. <i>nidulans</i>	8,4	Esfo	Unicelular	I
111	<i>Synechocystis aquatilis</i>	17,5	Esf	Unicelular	I
112	<i>Snowella lacustris</i>	79,1	Esf	Colônia	VII

Continuação Tabela 2 ...

Euglenophyceae				
113	<i>Euglena splendens</i>	6.201,6	Esfo	V
114	<i>Lepocincles cf. ovum</i>	6.927,7	Esfo	V
115	<i>Petalomonas</i> sp.	1.182,9	Esfo	V
116	<i>Phacus curvicauda</i>	13.491,9	Celip	Unicelular Flagelado
117	<i>Phacus</i> sp.	13.491,9	Celip	V
118	<i>Trachelomonas bernardii</i>	1.897,6	esfo	V
119	<i>T. volvocinopsis</i>	5.882,0	esfo	V
Dinophyceae				
120	<i>Peridinium cf. umbonatum</i>	10.259,4	esfo	Unicelular Flagelado
121	<i>Peridinium cf. volzii</i>	3.601,1	esfo	V
Xanthophyceae				
122	<i>Centrtractus belenophorus</i>	537,0	cil	IV
123	<i>Goniochloris mutica</i>	40,3	tetra	I
124	<i>Isthmochloron neustonica</i>	234,3	ineus	Unicelular
125	<i>Tetraëdriella jovetti</i>	108,0	Pret	I
126	<i>Tetraplekton torsum</i>	805,9	tetra	IV
Zygnemaphyceae				
127	<i>Actinotaenium cf. perminutum</i>	256,3	esfo	IV
128	<i>Closterium</i> sp.	34,5	cil + 2cones	IV
129	<i>Closterium cf. gracile</i>	924,8	cil + 2cones	IV
130	<i>Closterium incurvum</i>	464,8	cil + 2cones	IV
131	<i>Cosmarium</i> sp. 1	109,7	esfo	Unicelular
132	<i>Cosmarium majae</i>	344,0	esfo	IV
133	<i>Staurastrum cf. paradoxum</i>	1.159,3	stau	IV
134	<i>Staurastrum smith</i>	481,2	2 esf + 2 cil	IV
135	<i>Staurastrum pseudotetracerum</i>	394,7	stau	IV
136	<i>Staurodesmus dejectus</i>	705,3	stau	IV

Registramos variação no biovolume fitoplanctônico ao longo do tempo e entre as estações amostrais (Fig. 2). As amostras do centro do viveiro apresentaram em geral os maiores valores de biovolume ($15,97$ e $15,13 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, registrados na sétima e nona coleta, respectivamente), que quando comparados com os biovolumes da água de abastecimento, foram menores ($2,91$ e $3,19 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, registrados na quinta e sétima coleta, respectivamente). Exceção para as três primeiras coletas, como pode ser observado na Fig. 3.

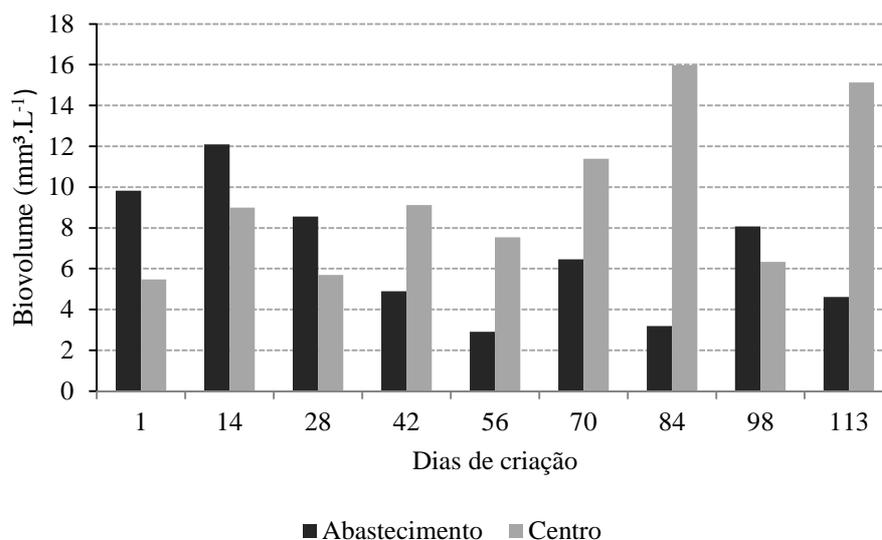


Fig. 3 Variação do biovolume fitoplanctônico ($\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$) na água de abastecimento e centro do viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda.

Analizamos a variação na distribuição das classes fitoplanctônicas nas amostras da água de abastecimento e do centro do viveiro ao longo do ciclo de engorda (Fig. 4), onde registramos maior contribuição de Cyanobacteria nas amostras da água de abastecimento nas duas primeiras amostragens (49% e 39% do biovolume total) e maior contribuição de Bacillariophyceae nas duas últimas coletas (69% e 70% do biovolume total) (Fig. 4A).

Chlorophyceae e Cyanobacteria foram representativas nas amostras do centro do viveiro, exceção à sétima coleta, onde observamos a dominância de *Isthmochloron neustonica*, Xanthophyceae, que contribuíram com 59% do biovolume total da comunidade; nenhuma outra espécie foi classificada como dominante ao longo do período de estudo. Bacillariophyceae foi à classe representativa na oitava e nona coleta, com 30 e 52%, respectivamente, do biovolume total da comunidade, representada principalmente pela *Fragilaria familiaris* (Fig. 4B).

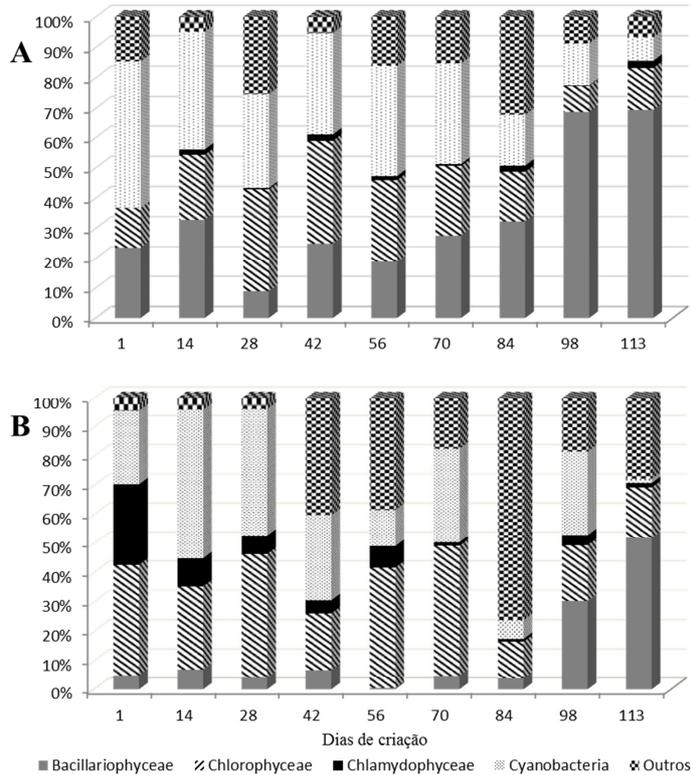


Fig. 4 Porcentagem de contribuição das classes fitoplanctônica (em biovolume) na água de abastecimento (A) e centro (B) do viveiro de criação de tilápia-do-nylo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda (Outros = soma do biovolume das classes Chrysophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae) (n = 9).

Foram 22 as espécies selecionadas como descritoras da comunidade fitoplanctônica para as amostras de água de abastecimento com base no biovolume, que juntas representaram cerca de 80% do biovolume total da comunidade. Destas, sete são cianobactérias (32%), seis diatomáceas (27%) e cinco clorofíceas (23%) (Tabela 3). Seguindo a classificação dos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFGs), na água de abastecimento, 41% dos organismos registrados pertencem ao grupo VI (diatomáceas), seguidos por organismos pertencentes ao grupo IV (organismos de médio tamanho e sem estruturas especializadas) e grupo VII (organismos coloniais mucilaginosos) com 16% de representatividade.

No centro do viveiro foram selecionadas 18 espécies como descritoras da comunidade fitoplanctônica, que juntas somaram 82% do biovolume total da comunidade (Tabela 3). Representadas principalmente por clorofíceas (quatro), cianobactérias (quatro) e diatomáceas (três). Dentre os grupos funcionais (MBFGs), 35% das espécies estão

distribuídas no grupo I (compreendendo pequenos organismos com elevada razão S/V) seguidos por representantes do grupo IV com 24% e do grupo VI com 16%.

Tabela 3 Relação das espécies descritoras com suas respectivas porcentagens de contribuição e sua classificação com base nos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG) (Kruk *et al.*, 2010), nas amostras da água de abastecimento e no centro do viveiro de engorda de tilápias do Nilo ao longo do ciclo de engorda (n=9).

Espécies Descritoras (biovolume)						
Água de abastecimento	%	MBFG	Centro do viveiro	%	MBFG	
<i>Achnanthydium</i> sp.	9,85	VI	<i>Isthmochloron neustonica</i>	17,04	I	
<i>Planktolyngbya contorta</i>	9,74	IV	<i>Fragilaria familiaris</i>	9,25	VI	
<i>Fragilaria familiaris</i>	9,43	VI	<i>Chroococcus minutus</i>	7,06	I	
<i>Chroococcus minutus</i>	5,61	I	<i>Coelastrum prosbocideum</i>	7,00	IV	
<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i>	5,57	VII	<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i>	4,90	IV	
<i>Navicula</i> cf. <i>antonii</i>	5,30	VI	<i>Peridinium</i> cf. <i>umbonatum</i>	4,59	V	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	5,20	VII	<i>Planktolyngbya contorta</i>	4,24	IV	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	3,61	VI	<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i>	4,22	VII	
<i>Aulacoseira</i> sp. 1	2,82	VI	<i>Cryptomonas erosa</i>	3,89	V	
<i>Cryptomonas erosa</i>	2,52	V	<i>Chlorococcum</i> cf. <i>infusioenum</i>	3,38	IV	
<i>Synechocystis aquatilis</i>	2,25	I	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2,78	VII	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	2,01	IV	<i>Peridinium</i> cf. <i>volzii</i>	2,49	V	
<i>Chlorococcum</i> cf. <i>infusioenum</i>	1,88	IV	<i>Chlamydomonas microscopica</i>	2,29	I	
<i>Peridinium</i> cf. <i>umbonatum</i>	1,75	V	<i>Chlamydomonas plactogloea</i>	2,23	I	
<i>Aphanocapsa koordersii</i>	1,73	VII	<i>Achnanthydium</i> sp.	1,78	VI	
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i>	1,71	IV	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	1,77	VI	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	1,61	VI	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	1,68	V	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	1,53	V	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1,06	III	
<i>Phacus</i> sp.	1,44	V	Total	81,65		
<i>Crucigenia fenestrata</i>	1,42	I				
<i>Chlorella minutissima</i>	1,23	I				
<i>Sphaerocavum brasiliensis</i>	1,14	III				
Total	79,36					

Na fig. 5(A e B), apresentamos a variação dos grupos funcionais ao longo do ciclo de engorda. Nas três primeiras coletas na água de abastecimento (Fig. 5A), registramos o predomínio de três grupos IV,VI e VII, sendo que o grupo VI foi abundante em todas as amostragens. Observamos no centro do viveiro (Fig. 5B), que o grupo I foi abundante ao longo de todo o ciclo de engorda, acompanhado pelo grupo IV, organismos do grupo V tiveram elevada representatividade na quarta, quinta e nona coleta, sendo que nas duas ultimas coletas observamos o predomínio do grupo VI.

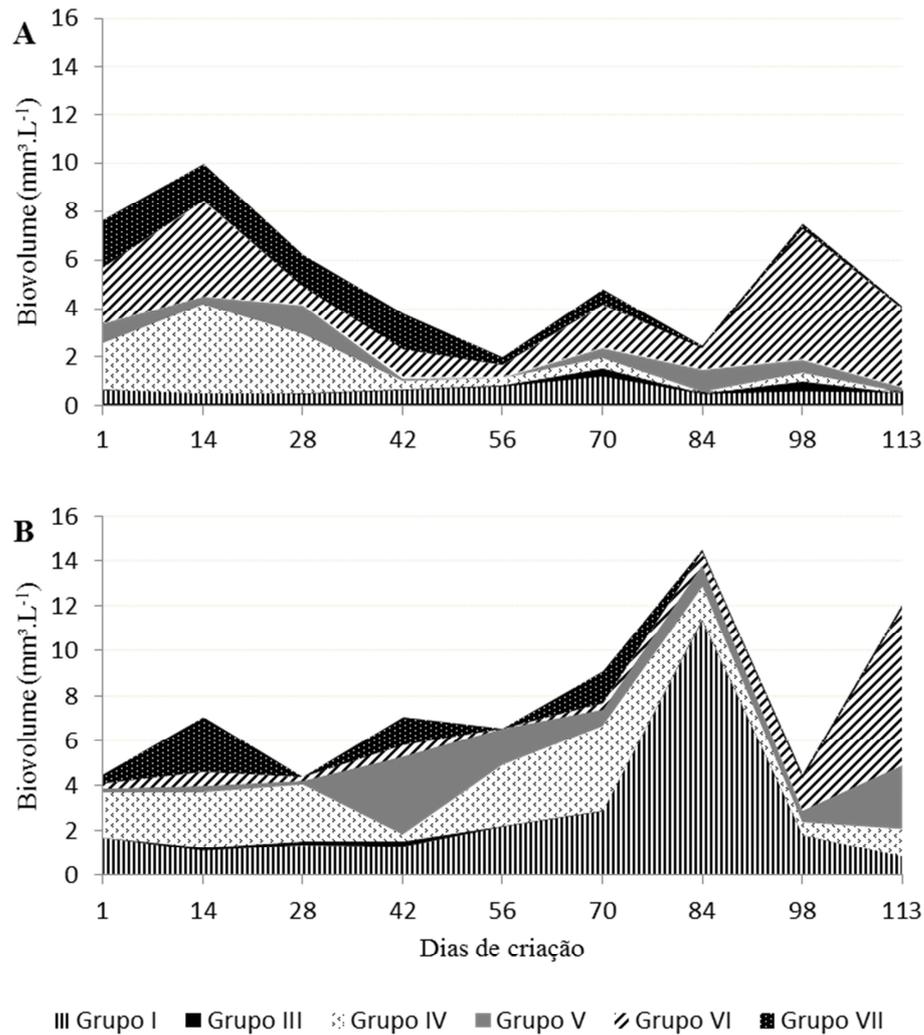


Fig. 5 Variação temporal da contribuição dos grupos funcionais baseados na morfologia (Kruk *et al.*, 2010) (biovolume) fitoplânctônico na água de abastecimento (A) e centro (B) de viveiro de criação de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda.

A análise de correspondência canônica (ACC) foi realizada a partir das matrizes de biovolume dos seis grupos morfofuncionais (MBFG) do fitoplâncton e de seis variáveis ambientais, para as estações, ao longo do período amostral (Fig. 6, Tabela 4). Os autovalores para o eixo 1 ($\lambda=0,138$) e 2 ($\lambda=0,058$) explicaram conjuntamente 50,5% da variabilidade dos dados. As correlações espécie-ambiente foram elevadas para o eixo 1 ($r = 0,897$) e 2 ($r = 0,738$). O teste de Monte Carlo revelou que os dois primeiros eixos foram estatisticamente significativos ($p < 0,05$).

Os eixos 1 e 2 resumem os gradientes ambientais, a variabilidade temporal e espacial. O primeiro eixo é o mais importante ao explicar a dispersão da comunidade

fitoplanctônica e as variáveis ambientais entre as unidades amostrais (variação espacial), seguido pelo segundo eixo, que evidencia a variação temporal dos dados.

Os coeficientes canônicos e correlações “intra-set” para o eixo 1 mostraram que do lado positivo deste eixo estão alocadas as amostras da água de abastecimento do viveiro, com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio inorgânico total (NIT), sendo estas as variáveis ambientais de maior peso de ordenação (0,581 e 0,521 para o OD e 0,599 e 0,537 para o NIT, respectivamente) (Tabela 5). Associados a estes valores, estão os organismos do grupo VI, representados exclusivamente por espécies de diatomáceas, como: *Achnantheidium* sp., *Fragilaria familiaris*, *Navicula* cf. *antonii*, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Aulacoseira* sp.1 e *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*.

No lado negativo do eixo 1, estão agrupadas as amostras coletas no centro do viveiro, associadas as maiores concentrações de fósforo total (PT) e ortofosfato (P-PO₄), sendo estas as variáveis ambientais de maior peso na ordenação do eixo (-0,581 e -0,725 para o PT e -0,612 e -0,548 para o P-PO₄, respectivamente) (Tabela 5). Sendo comum a este eixo organismos referente ao Grupo IV, representado pelas espécies: *Coelastrum prosbocideum*, *Pediastrum duplex* var. *duplex*, *Planktolyngbya contorta* e *Chlorococcum* cf. *infusionum*.

Em relação ao eixo 2 da ACC (Fig. 6, Tabela 6), podemos destacar a variação da comunidade fitoplanctônica em relação ao tempo de experimento, onde, a variável temperatura da água (T°), apresentou o maior peso de ordenação (0,640), em seu lado positivo são apresentadas as primeiras amostragens para ambas as estações de coleta (abastecimento e centro do viveiro) com os maiores valores de temperatura da água (máximo de 27,53 e 28,73 °C, aferidos na terceira coleta, na água de abastecimento e centro do viveiro, respectivamente). Os Grupos VII e IV apresentaram melhor representatividade para o eixo.

Do lado negativo do eixo 2, estão agrupadas as estações de coletas após a metade do experimento, associadas com a diminuição da temperatura, associadas aos Grupos V e I, relacionados principalmente ao centro do viveiro, caracterizados pelas espécies que apresentam flagelos como os dinoflagelados *Peridinium* cf. *umbonatum* e *Peridinium* cf. *volzii* e as criptofíceas como *Cryptomonas erosa* e *Cryptomonas brasiliensis* (Grupo V) e, por espécies com pequenas dimensões e elevada razão S/V, como exemplo, a ocorrência de *Isthmochloron neustonica* (Grupo I) após a quinta coleta.

Tabela 4 Síntese dos resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) realizada a partir de seis variáveis ambientais e seis variáveis biológicas (n = 9).

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores (λ)	0,138	0,058
Porcentagem de Variância explicada (%)	35,6	14,9
Porcentagem de Variância acumulada	35,6	50,5
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	0,897	0,738
Teste de Monte Carlo (p) Autovalores	0,004	0,056
Teste de Monte Carlo (p) Correlações espécies-ambiente	0,010	0,136

Tabela 5 Coeficiente canônico e correlações “intra-set” das seis variáveis ambientais com os eixos 1 e 2 da ACC (n = 9).

Variável	Coeficiente Canônico		Coeficiente de Correlação "intra-set"	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Temperatura (T°)	0,379	0,640	0,340	0,473
Turbidez (Tur)	-0,130	0,579	-0,117	0,428
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,581	0,180	0,521	0,133
Nitrogênio Inorgânico Total (NIT)	0,599	-0,052	0,537	-0,039
Fósforo Total (PT)	-0,809	0,281	-0,725	0,207
Ortofosfato (P-PO4)	-0,612	0,105	-0,548	0,078

Tabela 6 Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis biológicas (Grupos morfofuncionais com base nas espécies descritoras) e os dois primeiros eixos de ordenação (n = 9).

Grupos morfofuncionais	Abreviações	Correlação	
		Eixo 1	Eixo 2
Grupo I	I	-0,383	-0,402
Grupo IV	IV	-0,612	0,343
Grupo V	V	-0,373	-0,459
Grupo VI	VI	0,685	-0,063
Grupo VII	VII	-0,086	0,458

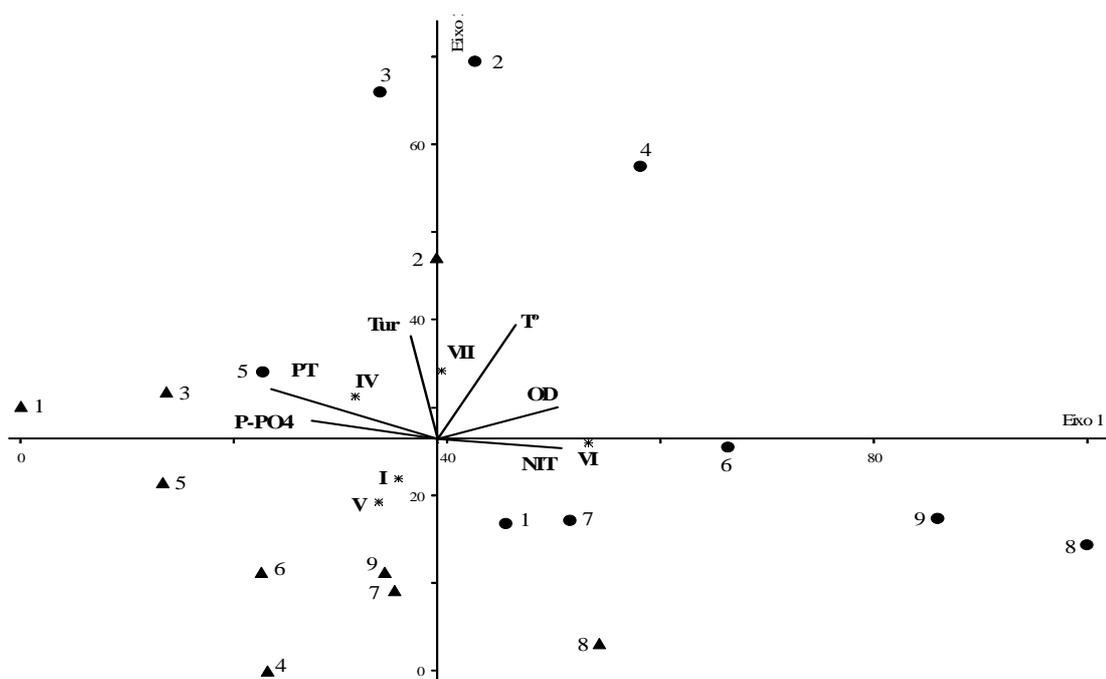


Fig. 6 Gráfico biplot da ACC (eixos 1 e 2) das unidades amostrais referentes à água de abastecimento (círculo) e centro (triângulo) do viveiro de engorda de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda, em função das espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais estudadas (abreviações conforme tabela 6).

Discussão

O viveiro de piscicultura foi caracterizado por apresentar a comunidade fitoplanctônica bem diversificada, tanto no que diz respeito a sua composição taxonômica (134 táxons identificados), quanto aos grupos morfofuncionais selecionados, que foram sete no total, ao longo de todo período de estudo. Chlorophyceae e Cyanobacteria tiveram alta representatividade tanto em número de táxons quanto em sua abundância. Chlorophyceae e Cyanobacteria são mencionadas como as classes mais representativas quanto a riqueza de táxons em ambientes rasos e classificados como eutróficos (Sant'Anna *et al.*, 2006; Tucci *et al.*, 2006; Mercante *et al.*, 2011), como é o caso do viveiro de piscicultura estudado.

Os ambientes destinados a aquicultura apresentam elevadas concentrações de nutrientes, principalmente de nitrogênio e de fósforo, sendo este fato documentado por diversos autores em relação à piscicultura (Mercante *et al.*, 2007; 2011; Pereira *et al.*, 2012), carcinicultura (Biudes *et al.*, 2011; Henares *et al.*, 2011) e ranicultura (Caruso, 2009; Borges *et al.*, 2012), também observado no presente estudo. O enriquecimento por nutrientes nos viveiros está relacionado à entrada de compostos que contém tais elementos,

sendo esses normalmente relacionados à água de abastecimento dos viveiros, e principalmente, à dinâmica do viveiro como resposta do manejo aplicado. Boyd, (2003) considera esse fato como o principal responsável pelo aporte de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nos viveiros de produção de peixes e camarões. No presente estudo, a fertilização química por meio da aplicação do superfosfato simples e amônia, além da ração ofertada (de até 68,8 kg.ha.⁻¹dia⁻¹ registrados no final do experimento) foi, portanto, um dos principais fatores que influenciaram a dinâmica do viveiro.

Com o aumento da disponibilidade de nutrientes no sistema, a comunidade fitoplanctônica pode apresentar crescimento acelerado, caracterizando as florações de cianobactérias e algas. No entanto, diferentes condições e fatores são necessários para que a floração se estabeleça, tais como: o inóculo de partida, as taxas de crescimento alcançadas pelas espécies, mecanismos de perenização e a capacidade de sustentar processos de perda de biomassa, bem como, as condições de temperatura da água, luminosidade, tempo de residência do sistema e profundidade de mistura da coluna d'água (Reynolds, 1980; Padisák, 1997; Bouvy *et al.*, 2000; Fernandes *et al.*, 2009).

Ao considerarmos a classificação funcional baseada na morfologia proposta por Kruk *et al.*, (2010), o fitoplâncton do viveiro de piscicultura mostrou-se bem diversificado, com representantes dos setes grupos morfofuncionais (GFBM), visto que 34% das espécies são representadas por organismos do grupo IV, seguido por representantes dos grupos I e VII, ambos com 20% de representatividade de táxons. Consideramos este fato importante por indicar que a comunidade fitoplanctônica do viveiro contém organismos adaptados a diferentes nichos capazes de sobreviverem às mais diversas condições ambientais, tais como: elevadas concentrações de nutrientes, elevados valores de turbidez, variações na temperatura da água e nas concentrações de oxigênio dissolvido (condições observadas no viveiro de piscicultura) e, provavelmente, da maximização da habilidade para entrar e permanecer na camada de água iluminada e redução de perdas por herbívoros ou patógenos (Reynolds, 2006).

Como a composição da comunidade fitoplanctônica afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, é importante conhecer como os diferentes fatores governam sua dinâmica. É razoável assumir que as condições locais (estrutura física do sistema, disponibilidade de recursos, processos de escoamento hidráulico, sedimentação e herbivoria) determinarão quais espécies ocorrerão em um dado momento e lugar (Margalef, 1978; Reynolds, 1980; Hillebrand & Azovsky, 2001; Beisner *et al.*, 2006). Assim, as condições ambientais locais devem atuar como filtros favorecendo grupos de

espécies que compartilham características adaptativas similares (Reynolds, 1988; Webb *et al.*, 2002), ainda que as espécies não sejam, de forma obrigatória, relacionadas filogeneticamente.

Sendo assim, a dinâmica do viveiro fortemente direcionada pelas práticas de manejo (organismo produzido, método de produção, quantidade e qualidade da ração utilizada, qualidade da água de abastecimento, tempo de retenção hidráulica, etc.), pode favorecer diferentes tipos de organismos, e com isso, o uso dos grupos morfofuncionais pode auxiliar na indicação de quais grupos irão se estabelecer primeiramente e quais poderão permanecer no ambiente, em função, tanto das características morfológicas dos organismos, como de suas necessidades biológicas relacionadas às dinâmicas das variáveis físicas e químicas da água. Desta forma, esperava-se que a assimilação destes compostos (nutrientes) pela comunidade fitoplanctônica resultasse numa maior produtividade do sistema. Nesse sentido, os maiores valores de biovolume foram registrados no centro do viveiro, quando comparados com o biovolume fitoplanctônico registrado na água de abastecimento, característica comumente encontrada nos sistemas destinados a aquicultura. Os trabalhos de Gonzales *et al.*, (2012) e Zhao *et al.*, (2013) mostraram exatamente este padrão, quando registraram as maiores densidades fitoplanctônicas nos viveiros povoados com peixes, quando comparados com os viveiros não povoados.

Os valores observados de biovolume foram inferiores àqueles observados por outros autores em ambientes de piscicultura, como Beyruth & Tanaka, (2000). Os autores registraram valores de biovolume superiores aos encontrados por nós ($21-87 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) ao avaliarem amostras do centro do viveiro de tilápias do Nilo e atribuíram estes elevados valores à ocorrência de espécies pertencentes às Chlorococcales (Chlorophyceae) e Cyanobacteria.

Os maiores valores de biovolume registrados na água de abastecimento nas três primeiras coletas (Fig. 2) podem estar relacionados à água que chega ao viveiro. No mês de março (início do experimento), coincidiu com o fim de experimentos de outros setores que realizaram a despesca de seus viveiros. Estes efluentes foram despejados nas represas subsequentes, que por sua vez, abasteceram o viveiro utilizado, com águas ricas em nutrientes, matéria orgânica e fitoplâncton, fato que justificaria os maiores valores de biovolume registrados nas três primeiras amostragens.

Durante o estudo, as contribuições de organismos dos grupos III e VII foram reduzidas, o que é curioso para um sistema como é o viveiro. De acordo com observado por Segura *et al.*, (2012), esperávamos que pequenos organismos e de rápido crescimento

fossem os primeiros colonizadores do viveiro (Grupo I) e que a partir da entrada (via água de abastecimento) de inóculo de diversos grupos taxonômicos associados a elevadas concentrações de nutrientes e temperatura, a comunidade seria rapidamente substituída por outros colonizadores, como os grandes organismos com estruturas especializadas (Grupos III e VII), principalmente pelas cianobactérias filamentosas e coloniais mucilaginosas.

A dominância de grupos altamente especializados (grupos III e VII) é documentada em diversos lagos eutróficos, em um lago raso eutrófico da região Metropolitana de São Paulo (lago das Garças, São Paulo) Tucci & Sant'Anna, (2003), verificaram a floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* (grupo III). Além, das florações (acima de $100 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) de espécies como *Eudorina elegans*, *Microcystis flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* (Grupo VII) e *Anabaena solitaria* (Grupo III) em viveiros de criação de camarões de água doce (*Macrobrachium rosenbergii*) registradas por Beyruth & Tanaka, (2000).

Dos valores de biovolume fitoplanctônico na água de abastecimento do viveiro e dos diversos grupos morfofuncionais, destacamos a presença das diatomáceas (Grupo VI), associados aos maiores valores de oxigênio dissolvido e NIT. Este grupo é caracterizado por ser encontrado em ambientes com diferentes estados tróficos (Reynolds, 2002). Ao grupo são atribuídas características, como: preferência por baixas temperaturas, bons competidores em ambientes com baixa atenuação da radiação solar e resistentes à herbivoria quando comparados com os outros grupos (Kruk & Segura, 2012). No entanto, estes mesmos autores mencionam que o grupo apresenta maiores densidades celulares e baixa mobilidade. As maiores densidades do grupo nas duas últimas coletas no viveiro podem ser atribuídas à baixa temperatura, favorecendo estes organismos na competição com os demais grupos.

A ACC agrupou junto às estações do centro viveiro organismos dos grupos I, IV e V. O grupo I e IV foram comuns ao longo do ciclo de engorda da tilápia e aos organismos dos grupos I, com elevadas densidades esporádica, como o observado na sétima coleta. As características ambientais relacionadas a estes grupos, no presente estudo, são elevadas concentrações de PT e P-PO₄. Os organismos do grupo I apresentaram elevado biovolume ao longo do ciclo de engorda, 35% das espécies ditas com descritoras da comunidade fitoplanctônica do centro do viveiro são deste grupo, caracterizadas por espécies nanoplanctônicas (que apresentam máximas dimensões lineares entre 2 – 20 μm ; (Reynolds, 1997). Estes organismos podem ser encontrados em ambientes com o mais diferente grau de trofia (Kruk & Segura, 2012) e apresentam características peculiares, como: rápido crescimento, alta produtividade, elevada reserva de nutriente e rápida

absorção de luz (Reynolds, 1997).

Os organismos do grupo IV são caracterizados por apresentarem tamanho médio (volume entre 13-48.000 μm^3) com ausência de estruturas especializadas, associados aos seguintes fatores ambientais: moderadas concentrações de nitrogênio e pressões sofridas por grazing (principalmente pelo zooplâncton) (Kruk & Segura, 2012). Esta combinação de fatores indica que o sucesso do grupo está relacionado a locais com boa qualidade da água ou durante estágios de transição dos ecossistemas (Reynolds *et al.*, 2002).

Os organismos do grupo V tem nas baixas temperaturas e concentrações de nitrogênio, além da ação do forrageio do zooplâncton, a sua maior força de distribuição nos lagos (Kruk & Segura, 2012). Assim, as formas morfológicas apresentadas, aliadas ao sistema de manejo aplicado no viveiro como o tempo de retenção hidráulica (de 6 dias), a adubação (com superfosfato simples e ureia), a adição de porções de ração (de até 68,8 $\text{kg}\cdot\text{ha}\cdot^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ registradas no final do experimento), e mesmo as possíveis interações tróficas e de herbivoria pelo zooplâncton e pelas tilápias, garantiram a estes grupos vantagens para permanecerem no sistema permitindo o sucesso de grupos que apresentaram colonização intermediária nos processos de sucessão ecológica, ou seja, característicos de estágios de ecossistemas em transição.

Alterações nas condições hidráulicas podem favorecer espécies de algas como as nanoplânctônicas (Reynolds, 1997), visto que a perda por escoamento afeta mais as espécies que apresentam crescimento lento, como é o caso das cianobactérias que formam florações (*Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix*), oferecendo uma vantagem competitiva para espécies de crescimento rápido, como as pequenas algas verdes (Brasil & Huszar, 2011). O tempo de residência foi tema de estudo de Romo *et al.*, (2012) ao estudarem populações de *M. aeruginosa*, os autores mostraram que o aumento do tempo de residência levou a um acréscimo nas concentrações de fósforo na água e ao aumento no tamanho médio das colônias de *M. aeruginosa* e que estas apresentavam maior quantidade de microcistina.

Além da presença de flagelos que tem sido mostrada na literatura como uma estrutura especializada de grande importância para evitar perdas por sedimentação (Reynolds, 1997), especialmente em ambientes turbulentos, como pode ser o viveiro de criação, onde a manutenção da estabilidade na coluna d'água é dificultada. No presente estudo, foram favorecidos por estas condições ambientais, organismos do Grupo V e as espécies *Chlamydomonas plactogloea*, *Chlamydomonas microscopica* do grupo I.

Por fim, a tilápia-do-nilo é uma espécie onívora filtradora que ocupa uma posição trófica intermediária entre os produtores primários e os animais piscívoros (Attayde *et al.*, 2007). Desta forma, autores têm demonstrado a eficiência desta espécie na filtração de algas e cianobactérias, o que promove a alteração na estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica, favorecendo algas de pequenos tamanhos (Turker *et al.*, 2003a,c, Attayde *et al.*, 2007).

Quando comparados, viveiros povoados com tilápia apresentaram densidades de algas de 2-3 vezes menores que em viveiros não povoados (Turker *et al.*, 2003a), estes autores ainda relataram que a tilápia-do-nilo prefere alimentar-se de cianobactérias e podem alterar a composição da comunidade fitoplanctônica. Sendo que a tilápia pode ser responsável por promover a redução significativa na abundância de espécies de grandes dimensões como as dos gêneros *Microcystis* (cianobactéria) e *Scenedesmus* (Chlorophyceae) (Turker *et al.*, 2003d), sendo que exemplares destes gêneros também foram registrados neste estudo, porém não como espécies descritoras.

Pelo fato da tilápia não selecionar os organismos durante o forrageio, organismos maiores como as cianobactérias coloniais e filamentosas, além das diatomáceas filamentosas e unicelulares de médio e de grandes dimensões são mais facilmente predadas do que outros organismos menores como é o caso dos táxons observados como descritores do centro do viveiro pertencentes ao Grupo I: *Isthmochloron neustonica*, *Chroococcus minutus*, *Chlamydomonas plactogloea*, *Chlamydomonas microscopica*.

Conclusões

O viveiro de criação de tilápia-do-nilo foi caracterizado por apresentar uma flora fitoplanctônica bem diversificada, no que diz respeito a sua composição taxonômica, e quanto aos grupos morfofuncionais, com representantes de Chlorophyceae e Cyanobacteria com elevados número de táxons e abundâncias. Ao longo do ciclo de criação (113 dias), observamos acréscimo na biomassa fitoplanctônica.

Na água de abastecimento do viveiro de criação de tilápia-do-nilo a comunidade fitoplanctônica foi representada principalmente pelas classes Cyanobacteria e Bacillariophyceae, e no centro do viveiro, a comunidade fitoplanctônica foi representada principalmente por organismos das classes Chlorophyceae e Cyanobacteria.

Como consequência do manejo do viveiro de piscicultura, há constante entrada de nutrientes, presença da tilápia e controle do tempo de retenção hidráulica, que nos permitiu considerar o sistema como instável quanto à estrutura física e química da água.

Atribuímos à instabilidade do sistema, a presença de espécies com pequenas dimensões celulares e adaptadas a estágios de transição dos ecossistemas (Grupo I e IV). Os decréscimos da temperatura do ar e água observados no final do ciclo de engorda favoreceram o predomínio de espécies de diatomáceas (Grupo VI). Não detectamos dominância de espécies de cianobactérias dos grupos III e VII, espécies com estruturas especializadas (p. ex. aerótopos, mucilagem, heterócitos etc.) comumente observadas nos ambientes destinados à aquicultura. Assim concluímos que o manejo, relacionado ao tempo de retenção hidráulica do sistema, não favoreceu a ocorrência de florações de algas desse grupo, muito embora as demais condições estivessem favoráveis, tais como disponibilidade de nutrientes, temperatura da água em torno de 23°C, presença das espécies e disponibilidade de oxigênio.

O esquema da Fig. 7 sintetiza as duas estações amostradas nesse trabalho em relação aos grupos morfofuncionais mais importantes do viveiro de criação de engorda de tilápia-do-nilo.

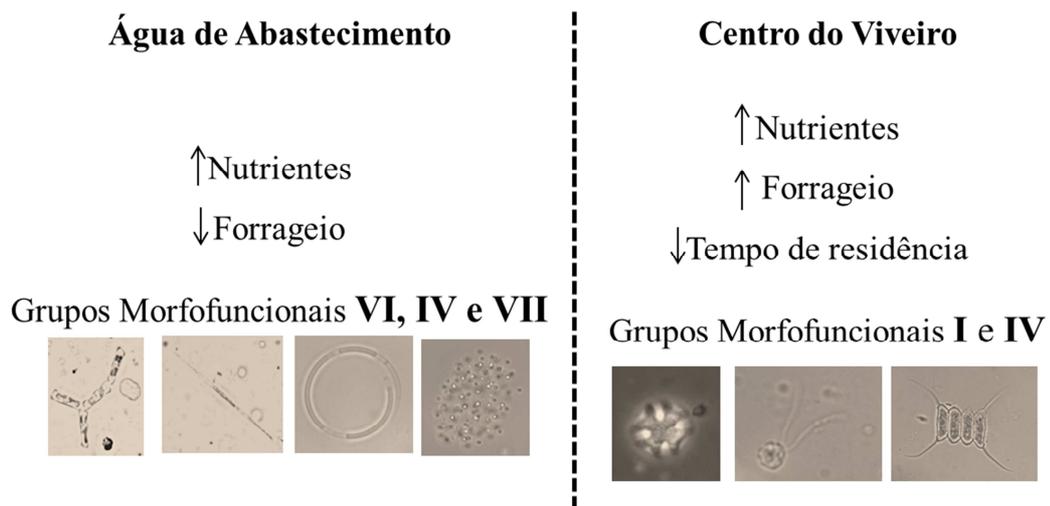


Fig. 7. Esquema síntese da variação espacial dos principais grupos morfofuncionais do viveiro de piscicultura.

Numa avaliação geral, a principal vantagem do uso de grupos morfofuncionais (GFBM) proposto por Kruk *et al.*, (2010) está relacionada a redução do número de espécies a serem considerados na caracterização da estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Além do fácil e rápido reconhecimento das estruturas morfológicas (ex. flagelos, aerótopos, bainha mucilaginosa, etc), utilizadas na organização dos grupos, não necessitando assim, de conhecimento detalhado e aprofundado da taxonomia dos diferentes

grupos fitoplanctônicos (como por exemplo, a complexidade de termos e estruturas utilizadas na identificação de diatomáceas, dinoflagelados e crisofíceas).

A utilização da classificação GFBM proposto por Kruk *et al.*, (2010) foi um critério de classificação da comunidade que se mostrou sensível às variações de dinâmica de manejo do viveiro de criação de tilápia-do-nilo, além de reduzir a dimensionalidade do sistema. Apesar da agregação das espécies, recomendamos a uso dos GFBM, devido a sua habilidade em predizer ou explicar a ocorrência de grupos potencialmente nocivos e, conseqüentemente, é uma ferramenta promissora para a compreensão e gestão de ambientes aquáticos estáveis, como é o caso da aquicultura.

Referências

- APHA; AWWA; WPCF. (1998) Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 20 ed. Washington, D.C: APHA – American Public Health Association, AWWA – American Water Works Association, and WPCF – Water Pollution Control Federation, **1085**.
- Arana, L.V. (2004) Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões. 2ª ed. Editora da UFSC, Florianópolis. **231**.
- Attayde, J.L.; Okun, N.; Brasil, J.; Menezes, R. & Mesquita, P. (2007) Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, **11**(3), 450-461.
- Beisner B., Peres-Neto P., Lindstro E., Barnett B. & Longhi M. (2006) The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, **87**, 2985–2991.
- Beyruth Z. & Tanaka F.M. (2000) Biovolume of the phytoplankton in aquaculture tropical ponds. *Verh. Internat.Verein. Limnol.*, **27**(5), 689-695.
- Beyruth, Z. (1996) Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. São Paulo. Tese de doutorado, Faculdade de Saúde Pública. São Paulo. **191**.
- Beyruth, Z., Mainardes-Pinto, C.S.R., Fusco, S.M., Faria, F.C. & Silva, A. L. (2004) Utilização de alimentos naturais por *Oreochromis niloticus* em tanques de terra com arraçamento. *B. Inst. Pesca*, São Paulo, **30**(1), 9 - 24.
- Bicudo, C.E.M. (1995) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 7:Prasinophyceae. *Hoehnea*. **22**(1/2), 61-75.
- Biudes J.F.V., Camargo A.F.M., Henares M.N.P. (2011) Impact of maintenance of *Macrobrachium rosenbergii* De Man 1879 (Crustacea, decapoda, Palaemonidae) broodstock on water used in culture ponds. *Brazilian Journal of Biology*, **71**, 857-863.
- Borges F. F., Amaral L. A. & De Stéfani M. V. (2012) Characterization of effluents from bullfrog (*Lithobates catesbeianus*, Shaw, 1802) grow-out ponds. *Acta Limnologica Brasiliensis*, **24**(2), 160-166.

- Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M. & Moura, A. (2000) Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, **23**:13-27.
- Boyd, C. (1990) *Water quality in ponds for aquaculture*. London: Birmingham Publishing, 482p.
- Boyd, C. E. (2003) Guidelines for Aquaculture effluent management at farm-levels. *Aquaculture*, **226**, 101-112.
- Boyd, C.E. & Tucker, C.S. (1998) *Pond aquaculture water quality management*. Massachusetts: Kluwer Academic Publishers, **700**.
- Brasil, J., & Huszar, V.L.M. (2011) O papel dos traços funcionais Na Ecologia do fitoplâncton continental. *Oecol. Aust.*, **15**(4), 799-834.
- Brune, D.E. & Tomasso, J.R. (1991) *Aquaculture and Water Quality, Advances in World Aquaculture*. *World Aquaculture Society*, Baton Rouge, **3**.
- Burchardt, L., Messyasz, B. & Mądrecka, B. (2006) Green algae population changes in fish ponds. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.*, **3**, 30-34.
- Caruso, N.P.P. (2009). *Ensaio ecotoxicológico para avaliação da qualidade da água em um sistema de ranicultura*. São Paulo: Instituto de Pesca. [Dissertação de Mestrado em Aquicultura e Pesca].
- Casillas-Hernández, R., Magallón-Barajas, F., Portillo-Clarck, G. & Páez-Osuna, F. (2006) Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. *Aquaculture*, **258**, 289-298.
- Faria, A.C.E.A., Hayashi, C., Soares, C.M. & Furuya W.M. (2001) Dinâmica da comunidade fitoplantônica e variáveis físicas e químicas em tanques experimentais submetidos a diferentes adubações orgânicas. *Acta Scientiarum Maringá*, **23**(2), 291-297.
- Fernandes, V. O., CavatI, B., Oliveira, L.B. & Souza, B.A. (2009) Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e conseqüências das florações. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, **13**(2) 247-258.
- Finkel, Z. V., Beardall, J., Flynn, K. J., Quigg, A., Rees, T. A. V. & Raven, J. A. (2010) *Phytoplankton in a changing*
- Golterman, H.L., Clyno, R.S. & Ohsntad, M.A.M. (1978) *Methods for chemical analysis of fresh water*. Blackwell, Boston. **214**.
- Gonzalez JJG, Londoño GAC, Pardo-Carrasco SC. (2012) Phytoplankton and periphyton in ponds with Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and bocachico (*Prochilodus magdalenae*) *Rev Colomb Cienc Pecu*, **25**, 603-614.
- Henares M.N.P., Camargo A.F.M., Biudes, J.F.V. & Valenti, W.C. (2011) Impacto da manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* na qualidade da água. *Bol. Inst. Pesca*, **37**(2), 183-190.
- Hillebrand, H. & A. T. Azovsky. (2001) Body size determines the strength of the latitudinal diversity gradient. *Ecography*, **24**, 251–256.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschiel, D., Pollingher, U. & Zohary, T. (1999) Biovolume Calculation for pelagic and benthic Microalgae. *Journal of Phycology*. **35**, 403-424.

- Huszar V.L.M, Silva L.H.S, Marinho M., Domingos, P. & Sant'Anna, C.L. (2000) Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, **424**, 67–77.
- Huszar, V.L.M. & Caraco, N.F. (1998) The relationship between phytoplankton composition and physical–chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. *Freshw. Biol.*, **40**(4): 679–696.
- INAG I.P. (2011) Manual para a Avaliação da Qualidade Biológica da Água em Lagos e Albufeiras segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de Amostragem e análise para o Fitoplâncton. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, IP.
- Koroleff, F. (1976) Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.) *Methods of seawater analysis*. Weinheim. Verlag. Chemic., 117-181.
- Kruk C., Huszar V.L.M., Peeters E.T.H.M., Bonilla S., Costa L., Lu¨ rling M. et al. (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, **55**, 614–627.
- Kruk, C. & Segura, A.M. (2012) The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, **698**,191–202.
- Lachi, J.B. & Sipaúba-Tavares, L.H. (2008) Qualidade da água e composição fitoplanctônica de um viveiro de piscicultura utilizado para fins de pesca esportiva e irrigação. *B. Inst. Pesca*, **34**(1), 29-38.
- Lobo, E.A. & Leighton, G. (1986) Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la Zona Central de Chile. *Revista Biología Marina, Valparaíso*, **22**, 1-29.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. & Lecren, E.D. (1958) The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, **11**,143-170.
- Mackereth, J.F.H., Heron, J. & Talling, J.F. (1978) Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, **36**, 121.
- Margalef, R. (1978) *Perspectivas de la teori´a ecol´ogica*. Blume, Barcelona. 110 pp.
- Matsuzaki, M.M., Negrão, J.L. & Rocha, A.A. (2004) Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista de Saúde Pública*. **38**, 679-686.
- McCune, B. & Mefford, J.J. (1997) PC-ord. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon MjM Software Design, **47**.
- Mercante, C. T. J., Martins, Y. K., Carmo, C.F., Osti, J.S., Mainardes Pinto, C.S.R. & Tucci, A. (2007) Qualidade de água em viveiro de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológica, São Paulo, Brasil. *Bioikos, Campinas*, **21**(2), 79-88.
- Mercante, C.T.J., Carmo, C.F., Rodrigues, C.J., Osti, J.A.S., Mainardes-Pinto, C.S., Vaz-dos-Santos, A.M.,Tucci A. & Di Genaro, A. (2011) Limnologia de viveiro de criação de tilápias do nilo: avaliação diurna visando boas práticas de manejo. *Bol. Inst. Pesca, Sao Paulo*, **37**(1), 73 – 84.

- MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). (2010) Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2010. Disponível em <http://www.mpa.gov.br>. acesso em: 15 de dezembro de 2012.
- Montoya, R.A., Lawrence, A.L., Grant, W.E. & Velasco, M. (2000) Simulation of phosphorus dynamics in an intensive shrimp culture system: effects of feed formulation and feeding strategies. *Ecol. Model.*, **129**,131-142.
- Naselli-Flores, L., J. Padisa´ K, & M. Albay. (2007) Shape & size in phytoplankton ecology: Do they matter? *Hydrobiologia*, **578**, 157–161.
- Padisák, J. (1997) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, **107**, 563-593.
- Paerl, H.W. & Tucker, C.S. (1995) Ecology of bluegreen algae in aquaculture ponds. *Journal of the Aquaculture Society*, **26**(2).
- Paerl, H.W. (1988) Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae. Pp. 261-315. *In*: C.D. Sandgren (ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. **442**.
- Paerl, H.W. (2008) Nutrient and Other Environmental Controls of HarmfulCyanobacterial *Florações* along the freshwater-marine continuum. pp. 217-37. *In*: H.K. Hudnell (ed.). Cyanobacterial Harmful Algal *Florações*: state of Science and Research Needs. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, **619**, 217-213.
- Pereira, J.S., Mercante, C.T.J., Lombardi, J.V., Vaz-dos-Santos, Carmo, C.F. & Osti, J.A.S. (2013) Eutrophization process in a system used for rearing the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), São Paulo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. vol. 24, no. 4, p. 387-396.
- Piedrahita, R.H. (2003) Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, **226**, 35-44.
- Pistori R.E.T., Henry-Silva G.G., Biudes J.F.V. & Camargo A.F.M. (2010) Influence of aquaculture effluents on the growth of *Salvinia molesta*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, **22**, 179-186.
- Reynolds C., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, **24**, 417–428.
- Reynolds C.S. (2006) *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S. (1980) Phytoplankton associations and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecol.*, **3**, 141–159.
- Reynolds, C. S. (1997) *Vegetation Processes in the Pelagic. A Model for Ecosystem Theory*. ECI, Oldendorf.
- Reynolds, W. M. (1988) *Suicidal Ideation Questionnaire: Professional manual*. Odessa, FL: Psychological Assessment Resources.
- Romo, S., Soria, J., Fernandez, F., Ouahid, Y. & Barón-Solá, A. (2012) Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*.

- Salmaso, N. & J. Padisak, (2007) Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, **578**, 97–112.
- Sant’anna, C.L.; Azevedo, M.T.P.; Agujaro, L.F.; Carvalho, M.C.; Carvalho, L.R. & Souza, R.C.R. (2006) *Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Ed. Interciência, Rio de Janeiro. **58**.
- Segura A.M., Kruk C., Calliari, D. & Forth, H. (2012) Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology*, DOI: [10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x).
- Shepherd, G.J. (1996) FITOPAC 1: Manual de usuário. Campinas: Departamento de botânica, Unicamp, **95**.
- Sipauba-Tavares LH, Millan RN, Santeiro RM. (2010) Characterization of a plankton community in a fish farm. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **22**(1) 60-69.
- Sipaúba-Tavares, L. H. (1994) Limnologia aplicada à aquicultura. São Paulo: FUNEP, **70**.
- Turker, H., Eversole, A.G. & Brune. D.E. (2003a) Filtration of green algae and cyanobacteria by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in the Partitioned Aquaculture System. *Aquaculture*, **215**, 93–101.
- Turker, H., Eversole, A.G. & Brune. D.E. (2003b) Effect of temperature and phytoplankton concentration on Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) filtration rate. *Aquac. Res.*, **34**, 453–459.
- Turker, H., Eversole, A.G. & Brune. D.E. (2003c) Comparative Nile tilapia and silver carp filtration rates of Partitioned Aquaculture System phytoplankton. *Aquaculture*, **220**, 449–457.
- Turker, H., Eversole, A.G. and Burne, D.E. (2003d) Effect of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), size on phytoplankton filtration rate. *Aquacult. Res.*, **34**(12), 1087-1091.
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **9**, 1-38.
- Valentin, J.L. (2000) *Ecologia Numérica: Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Ed. Interciência, Rio de Janeiro. **117**.
- Webb, C.O. *et al.* (2002) Phylogenies and community ecology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **33**, 475–505.
- Weber, C.I. (1973) Plankton. In: National Environmental Research Center Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed.). *Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents*. 1-17.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (1991) *Limnological Analyses*. 2^o ed. New York: Springer-Verlang. **391**.
- world: cell size and elemental stoichiometry. *J. Plankton Res.*, **32**, 119–137.
- Zhao, S., Sun., Lin., & Han, B. (2013) Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and nutrients on the plankton community of a deep, tropical reservoir: an enclosure experiment. *Freshwater Biology*, **58**, 100–113.

Capítulo III

Biomassa fitoplanctônica e cargas de nutrientes geradas por efluente de viveiro destinado a engorda de tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*)

SUMÁRIO

1. O artigo visa caracterizar e comparar a água de abastecimento e do efluente de viveiro destinado à produção de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) por meio das cargas de nutrientes (nitrogênio, fósforo, material particulado em suspensão) e biomassa fitoplanctônica e estimar os acréscimos dos nutrientes (N, P, MPS) e confrontá-los com a produção de tilápia-do-nilo durante um ciclo de engorda em sistemas semi-intensivo de produção.
2. O viveiro de piscicultura caracterizou-se por ser um exportador de nutrientes. A análise de variância (ANOVA-rm) aplicada aos dados de nutrientes (NKT, NIT, PT e MPS) mostrou que as cargas do efluente foram estatisticamente superiores às cargas da água de abastecimento ($P < 0,05$), com um aumento ao longo do ciclo de engorda para as cargas de NIT, PT e MPS ($P < 0,05$).
3. Como resposta da constante entrada de nutrientes no viveiro, registramos variação na biomassa fitoplanctônica ao longo do tempo e entre a água de abastecimento e o efluente do viveiro. Os valores de biomassa registrados nas amostras do efluente foram, em geral, mais elevados (média de $8,34 \pm 3,86 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), quando comparados aos valores da biomassa das amostras da água de abastecimento (média de $6,74 \pm 3,13 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$).
4. A característica de exportação de nutrientes observadas para a produção de tilápia-do-nilo indica que os viveiros sofrem enriquecimento de nutriente e devido a contínua renovação de água, podem se tornar fator de risco aos corpos d'água.
5. Não foram observadas densidades que caracterizassem florações de cianobactérias no viveiro, no entanto, registramos a presença de inóculos de espécies de elevada importância do ponto de vista sanitário e esta aliada a constante vazão do sistema, mostra que uma maior preocupação deve ser dada ao efluente dos sistemas de aquicultura.

Palavras-chave: Aquicultura, efluente de piscicultura, acréscimo de nutrientes e fitoplâncton.

Introdução

Atualmente, órgãos ambientais têm manifestado especial interesse nos possíveis impactos causados pelo lançamento de efluentes de aquicultura, sendo a eutrofização dos ambientes aquáticos um dos maiores impactos causados pela aquicultura. De acordo com os princípios gerais do “Code of conduct for responsible fisheries” FAO, (2009), os estados devem produzir e regulamentar estratégias de desenvolvimento da aquicultura como requisitos para assegurar seu desenvolvimento ecologicamente sustentável permitindo o uso racional das fontes em seus diferentes usos.

Os impactos provocados pela aquicultura dependem das espécies cultivadas, da hidrografia da região, do tipo de alimento fornecido, das práticas de manejo (Cao *et al.*, 2007) e de acordo com a modalidade com a qual a criação é praticada, sendo ela: extensiva, semi-intensiva ou intensiva. As formas de produção apresentam algumas peculiaridades que variam de acordo com o objetivo do produtor, sendo a produção extensiva caracterizada por apresentar baixa densidade de estocagem e totalmente dependente da produção natural. Os sistemas intensivos apresentam elevada densidade de estocagem e dependência total do alimento exógeno. O sistema semi-intensivo de produção é uma forma intermediária de criação, que utiliza tanto o alimento naturalmente produzido no viveiro como o exógeno, e o grau de dependência de cada um deles influenciam na densidade de estocagem (Zaniboni Filho, 1997). No presente estudo, utilizamos o sistema semi-intensivo de criação, por ser largamente utilizado na produção de tilápia e ser considerando como uma atividade com médio potencial de impacto ambiental (Zaniboni Filho, 1997).

O enriquecimento de nutrientes, principalmente de nitrogênio e de fósforo, em viveiros de aquicultura tem sido usualmente demonstrado (e. g. Boyd & Queiroz, 2001; Henares *et al.*, 2011; Mercante *et al.*, 2011; Borges *et al.*, 2012). Na aquicultura, a eutrofização ocorre, na maioria das vezes, em função do manejo adotado, afetando a qualidade da água, principalmente pela administração de elevadas porções de ração e pela fertilização orgânica ou inorgânica (Matsuzaki *et al.*, 2004; Baccarim & Camargo, 2005; Osti, 2009; Bueno *et al.*, 2012). Em sistemas aquáticos destinados à aquicultura, a disponibilidade de nutrientes (principalmente sobre as formas inorgânicas) pode ser rapidamente assimilada pelos produtores primários, conduzindo ao crescimento destas comunidades provocando florações de cianobactérias, algas ou até mesmo de macrófitas

aquáticas, que podem levar a alterações ambientais e/ou financeiras indesejáveis (Sant'Anna *et al.*, 2006; Prapaiwong & Boyd, 2012).

Consequentemente, o conhecimento da composição da comunidade fitoplanctônica, se faz necessário por auxiliar nas abordagens dos mais diversos pontos de vista (p. ex. sanitário), visto que, espécies diferentes respondem diferentemente quanto aos seus efeitos (p. ex. produção de toxinas) e respostas ao ambiente (p. ex. tolerância ao grazing) (Segura *et al.*, 2012). Neste sentido, vários estudos utilizando o fitoplâncton como indicador da qualidade de água foram realizados (ex. Jacobsen & Simonsen, 1993; Nogueira & Matsumura-Tundisi, 1996; Rangel *et al.*, 2012), e nos últimos anos à implantação de programas de monitoramento utilizando o fitoplâncton como um dos principais parâmetros na avaliação ambiental (Steverson & Smol, 2003; INAG IP, 2011).

As determinações da carga de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, juntamente com o efeito da eutrofização por meio da avaliação da biomassa e das classes fitoplanctônicas, servem como um elemento básico para a avaliação e a caracterização de impactos nos ambientes aquáticos, sendo que, modelos que descrevem a carga de nutrientes em ambientes lacustres podem ser bastante úteis para o plano de gestão na bacia hidrográfica (Reckhow *et al.*, 1980). Podemos determinar de forma mais precisa o impacto causado pela criação, por meio do cálculo de balanço de massa, sendo que este é definido por ser a descrição quantitativa de todos os materiais que entram, saem e se acumulam em um sistema com fronteiras definidas (Salah *et al.*, 2005). Por convenção utilizamos no presente estudo a terminologia de acréscimos de nutrientes, por representar somente os dados de entrada e saída, onde os resultados indicam a influência da atividade sem detalhar os processos internos envolvidos. Este modelo é adequado para a adoção de medidas mitigadoras, considerando desta forma, a razão entre a carga de nutrientes e a área da bacia de drenagem e/ou a produção de organismos por área.

Como medida de avaliação, diversos autores frequentemente usam a clorofila como estimativa de biomassa fitoplanctônica (p. ex. Harris, 1986; Garmendia *et al.*, 2011; Cardozo & Odebrecht, 2012). No entanto, o uso da clorofila pode indicar concentrações não representativas dessa biomassa, resultantes de diversos fatores internos e externos que interferem nas medidas de clorofila, como a composição taxonômica, condições fisiológicas, temperatura, concentrações de nutrientes e a intensidade da luz (Reynolds, 1984; Felip & Catalan, 2000). Assim preferimos utilizar um parâmetro morfométrico como biovolume; por se tratar de um método robusto que considera as dimensões celulares dos

diferentes táxons fitoplanctônicos e amplamente utilizado em estudos ecológicos como medida de biomassa fitoplanctônica (Huszar & Caraco, 1998; Beyruth & Tanaka, 2000; Romo *et al.*, 2012; Segura *et al.*, 2012). Desta forma, os objetivos do presente estudo foram: 1) caracterizar e comparar a água de abastecimento e do efluente de viveiro destinado à produção de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) por meio das cargas de nutrientes (N, P, MPS) e biomassa fitoplanctônica. 2) estimar os acréscimos dos nutrientes (N, P, MPS) e confronta-los com a produção de tilápia-do-nilo durante um ciclo de engorda em sistemas semi-intensivo de produção.

Material e Métodos

Para atingirmos os objetivos deste trabalho realizamos uma criação de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) com sistema semi-intensivo e nos moldes comerciais mais comuns. A criação teve duração de 113 dias (março a junho de 2010) no Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) (21°15'22"S e 48°18'48"W), Jaboticabal, SP, Brasil.

O clima da região é mesotérmico, de inverno seco e verão quente (Cwa), segundo a classificação de Köppen. Durante o período de estudo, a precipitação pluviométrica média mensal e a temperatura média do ar foram maiores na primeira metade do experimento (Março e Abril) decaindo para o final (Maio e Junho) do ciclo de engorda (Figura 1).

Utilizamos para a realização do experimento um viveiro com uma área de 0,02 ha, volume de 220 m³. A vazão da água de abastecimento do viveiro ajustada em 38,66±8,54 L.min⁻¹ e o tempo de residência estimado de quatro dias.

Procedemos então o início (março/2010) da criação de engorda no sistema semi-intensivo de produção de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), povoando o viveiro com alevinos machos, sexualmente revertidos, com peso médio inicial de 17,5 g, na densidade de 3 peixes.m⁻². Captamos a água para abastecimento do viveiro a partir de duas represas localizadas a montante. Uma das represas é classificada como oligo-mesotrófica, e a outra, que recebe efluentes dos Setores de Piscicultura e Ranicultura, e classificada como hipereutrofica (Pistori *et al.*, 2010).

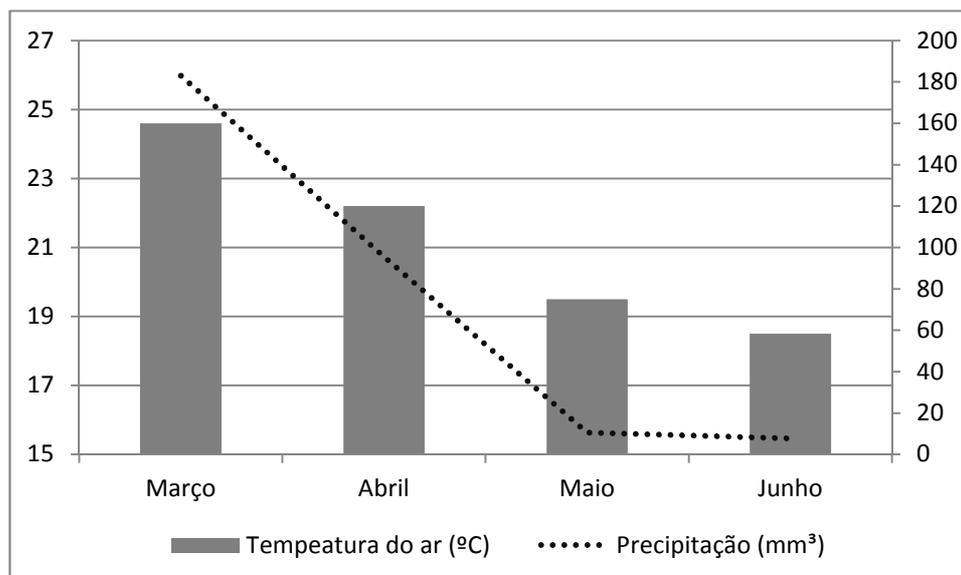


Fig. 1 Valores médios mensais da temperatura do ar (°C) e precipitação (mm³), para os meses de realização do experimento. **Fonte:** (CIIAGRO, 2012).

Realizamos o arraçoamento duas vezes ao dia com ração extrusada (28% de proteína bruta), numa taxa variável de 5 à 2,5% da biomassa total estimada, para tanto nós consideramos o estágio de desenvolvimento da população (tamanho/idade) e a estimativa da biomassa produzida. Assim, realizamos biometrias mensais, considerando a análise de um lote contendo 10% da população total do viveiro.

Avaliamos os seguintes parâmetros zootécnicos:

4) ganho de peso (GP) onde $GP (g) = PF - PI$, sendo PF = peso final (g), e PI = peso inicial (g);

5) conversão alimentar aparente (CAA) onde, $CAA = AF / GP$, sendo AF = alimento fornecido (g) e GP = ganho de peso (g) e,

6) taxa de crescimento específico (TCE) onde $TCE(\% \text{dia}) = (100(\ln PF - \ln PI) / T)$, sendo PF = Peso final (g) e PI = peso inicial (g).

Coletamos as amostras de água (triplicatas) quinzenalmente entre março e junho de 2010 (n=9), na água de abastecimento e no efluente do viveiro de piscicultura. Analisamos as seguintes variáveis limnológicas: material particulado em suspensão (MPS) (APHA, 1998); nitrogênio Kjeldahl total (TKN), N-nitrato e N-nitrito segundo métodos descritos por Mackereth *et al.*, (1978); N-amoniacal, por meio do método proposto por Koroleff, (1976), para o nitrogênio inorgânico total (TIN) foi utilizado a soma da série inorgânica do nitrogênio; fósforo total (TP) de acordo com Golterman *et al.*, (1978).

Nós determinamos as cargas dos nutrientes por meio do produto entre os valores de vazão ($L \cdot \text{min}^{-1}$) e das concentrações de nutrientes ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) na água de abastecimento e no efluente do viveiro de criação de tilápia-do-nylo, com a seguinte equação:

$$C = [N] * Q * 1440$$

sendo C = carga de TKN, TIN, TP e MPS ($\text{mg} \cdot \text{dia}^{-1}$ ou $\text{g} \cdot \text{dia}^{-1}$), [N] = concentração da variável ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Q = vazão da água de abastecimento.

Posteriormente, calculamos os acréscimos ($\text{g} \cdot \text{dia}^{-1}$) de TKN, TIN, TP e MPS do viveiro de tilápia-do-nylo estimado por meio da soma das cargas da água de abastecimento do viveiro, menos a carga que sai via efluente do viveiro, seguindo a equação:

$$AC = Ca - Ce$$

sendo AC = acréscimo de TKN, TIN, TP e MPS ($\text{g} \cdot \text{dia}^{-1}$), Ca = carga da variável considerada na água de abastecimento do viveiro ($\text{g} \cdot \text{dia}^{-1}$), Ce = carga da variável considerada no afluente do viveiro ($\text{g} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Para avaliarmos a resposta biológica do sistema utilizamos a comunidade fitoplanctônica. Para tanto, coletamos amostras destinadas para as análises quantitativas com garrafa do tipo Van Dorn e fixamos com lugol acético 1%. Utilizamos a metodologia de Utermöhl, (1958) para a contagem do fitoplâncton com auxílio do microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 em aumento de 400 e 630 vezes. Expressamos os resultados de densidade em $\text{org} \cdot \text{mL}^{-1}$. Estimamos o biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), multiplicando a densidade de cada espécie pelo volume médio ($n=20$), calculado com base em formas geométricas semelhantes aos organismos, segundo Wetzel & Likens, (1991) e Hillebrand *et al.*, (1999).

Aplicamos aos dados das cargas de TKN, TIN, TP, MPS e biomassa de fitoplâncton da água de abastecimento e do efluente de piscicultura, a análise descritiva dos dados, após essa primeira fase foi aferida a normalidade dos dados, pelo teste de normalidade de Shapiro – Wilk, sendo consideradas amostras com origens normais aquelas que apresentavam $p > 0,05$. Atendida as premissas, as cargas de TKN, TIN, TP e MPS, foram submetidos à Análise de Variância com medidas repetidas (ANOVA-rm) para identificar diferenças significativas das cargas da água de abastecimento e efluente do viveiro de piscicultura e ao longo do tempo. Quando encontramos diferenças significativas entre as médias, aplicamos o teste de Tukey. O nível de probabilidade que utilizamos nos testes foi de 5%. Realizamos essa análise com o programa estatístico Statistica version 7.1 (StatSoft, 2005).

Resultados

Apresentamos na Tabela 1, os resultados do desempenho zootécnico da criação de tilápia-do-nilo durante um ciclo de engorda. A criação teve duração de 113 dias, apresentou o peso médio final dos indivíduos alcançou 176,9 g. Observamos uma redução no aproveitamento alimentar das tilápias ao longo do ciclo de engorda, onde as melhores CAA e TCE foram obtidas durante a primeira fase. A conversão alimentar aparente (CAA) alcançou razões entre (1,01: 1) a (3,52: 1), com uma produção final de 5,3 t.ha⁻¹ com os 30.000 peixes.ha.⁻¹ estocados.

Tabela 1 Dados zootécnicos da produção da tilápia-do-nilo em viveiro de engorda em sistema semi-intensivo de produção, os dados foram obtidos entre os meses de março e junho de 2010, sendo que cada fase descrita corresponde ao intervalo de realização das biometrias. (CAA – Conversão Alimentar Aparente e TCE – Taxa de Crescimento Específico).

Parâmetros	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Peso médio inicial (g ind. ⁻¹)	17,5	47,1	91,6
Peso médio final (g ind. ⁻¹)	47,1	91,6	176,9
Ganho de peso (g ind. ⁻¹)	29,6	44,5	85
Tempo de criação (dias)	34	63	113
Ração (Kg.ha por dia ⁻¹)	26	57	69
CAA	1,01:1	1,23:1	1,34:1
TCE	2,91	2,22	1,34

No presente estudo, o viveiro de piscicultura caracterizou-se por ser um exportador das cargas de nutrientes. A análise de variância (ANOVA-rm) aplicada aos dados de nutrientes (NKT, NIT, PT e MPS) mostrou que as cargas do efluente foram estatisticamente superiores às cargas da água de abastecimento ($P < 0,05$), com um aumento ao longo do ciclo de engorda para as cargas de NIT, PT e MPS ($P < 0,05$) (Fig. 2).

Registramos nas primeiras coletas os maiores valores para as cargas dos nutrientes na água de abastecimento, com cargas de até 15,59 g.dia⁻¹ para o NKT, 4,98 g.dia⁻¹ para o NIT e 5,32 g.dia⁻¹ para o PT, decaindo para o final do ciclo de criação. Exceção feita ao MPS que apresentou sua maior contribuição na sétima coleta com carga de 987,22 g.dia⁻¹ (Fig. 2).

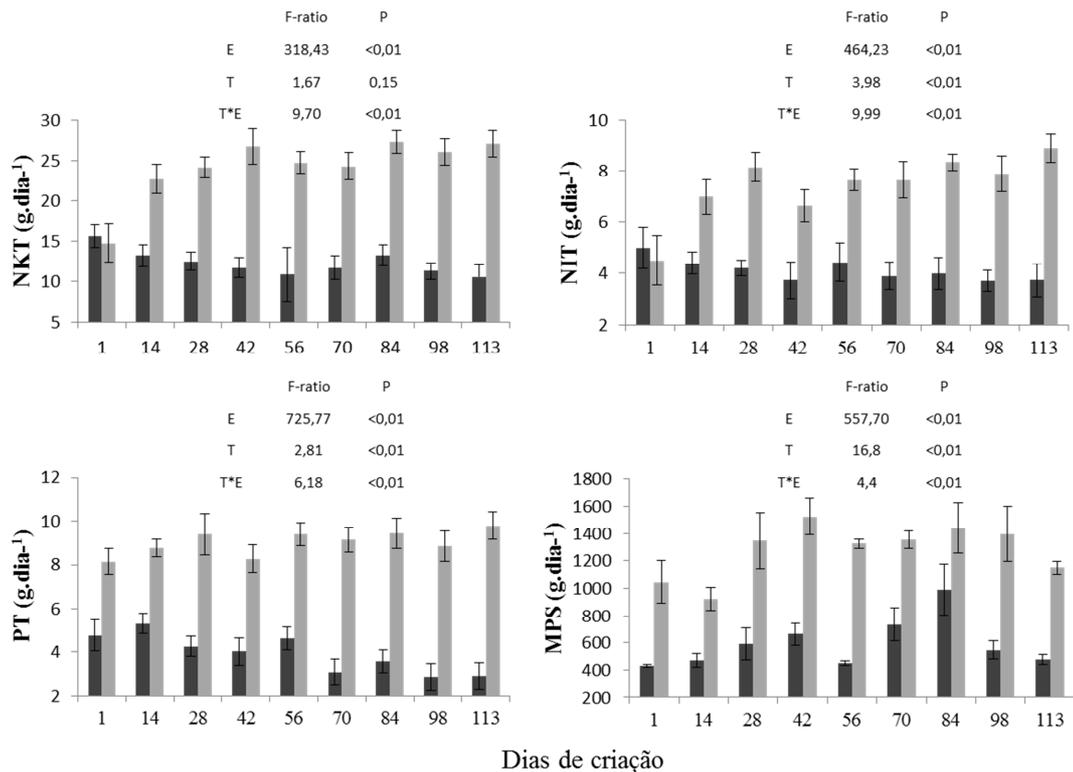


Fig. 2 Resultados da ANOVA – medidas repetidas (ANOVA-rm) para as cargas de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) entre as estações amostrais (E) (água de abastecimento (preto) e efluente (cinza)) e tempo (T) (ciclo de engorda de tilápia) e a interação entre estes fatores (T * E). As colunas e barras representam a média e desvio padrão (n = 3). Os valores são considerados significativos assumindo $\alpha = 0,05$.

Observamos na água do efluente do viveiro um padrão inverso ao encontrado na água de abastecimento. Nas primeiras coletas foram observados os menores valores de nutrientes, com cargas de $14,7 \text{ g.dia}^{-1}$ para NKT; $4,5 \text{ g.dia}^{-1}$ para NIT; $8,2 \text{ g.dia}^{-1}$ para PT e $920,2 \text{ g.dia}^{-1}$ para MPS, com aumento nos valores ao longo do ciclo de engorda, onde as maiores cargas foram observadas nas últimas coletas, com cargas de até $27,1 \text{ g.dia}^{-1}$ para NKT, $8,3 \text{ g.dia}^{-1}$ para NIT, $9,8 \text{ g.dia}^{-1}$ para PT e $1.523,5 \text{ g.dia}^{-1}$ para MPS.

Os resultados dos acréscimos dos nutrientes exemplificaram de uma forma mais clara a tendência de incremento nas cargas dos nutrientes (NKT, NIT e PT) ao longo do ciclo de engorda de tilápias do Nilo. Os resultados obtidos para MPS, não caracterizaram tendência de incremento, porém a exportação desta variável foi elevada em todas as amostragens (Fig. 3).

Assim, maiores valores dos acréscimos de nutrientes nas últimas coletas foram registrados, com exportações de até $16,63 \text{ g.dia}^{-1}$ para NKT, $5,18 \text{ g.dia}^{-1}$ para NIT, $7,51 \text{ g.dia}^{-1}$ para PT, $902,87 \text{ g.dia}^{-1}$ para MPS (Fig. 3).

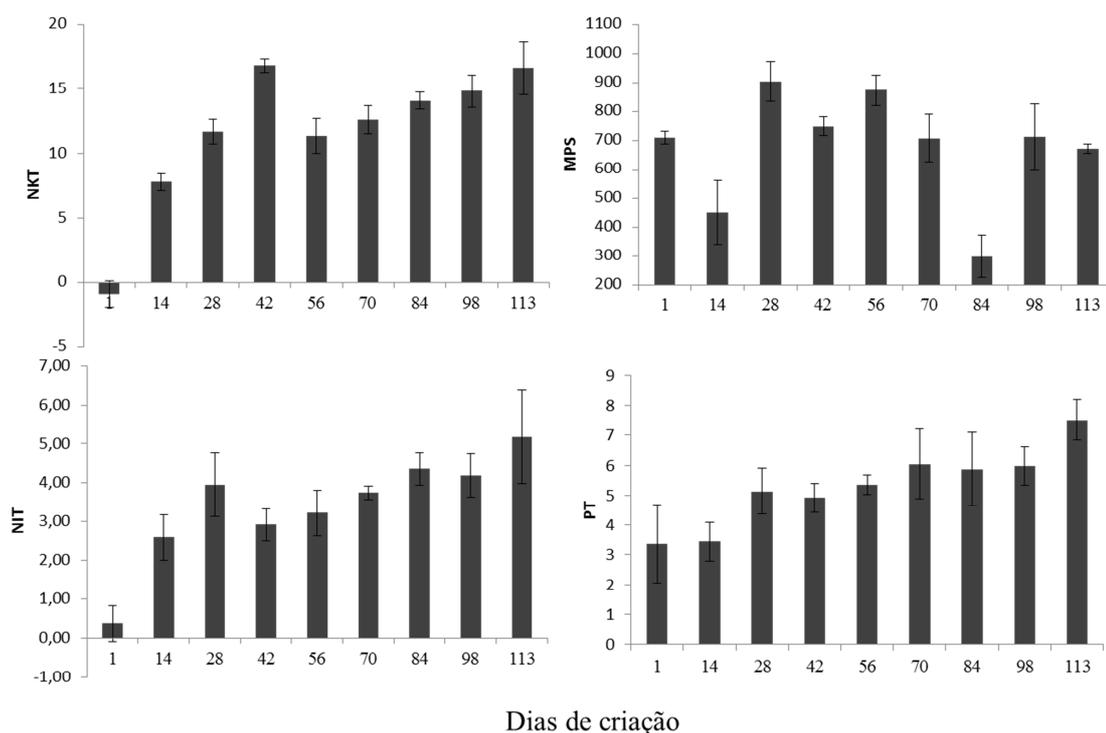


Fig. 3 Resultados dos acréscimos (g. dia^{-1}) para as cargas de nitrogênio kjeldahl total (NKT), nitrogênio inorgânico total (NIT), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) de um viveiro de criação de tilápia-do-nylo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda. As colunas e barras representam a média e desvio padrão ($n = 3$).

Como resposta da constante entrada de nutrientes no viveiro, registramos variação na biomassa fitoplanctônica ao longo do tempo e entre a água de abastecimento e o efluente do viveiro (Fig. 4).

Os valores de biomassa registrados nas amostras do efluente foram, em geral, mais elevados (média de $8,34 \pm 3,86 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), quando comparados aos valores da biomassa das amostras da água de abastecimento (média de $6,74 \pm 3,13 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), com exceção para a segunda e terceira coletas, nas quais as concentrações da água de abastecimento foram superiores às da água do efluente (Fig. 4).

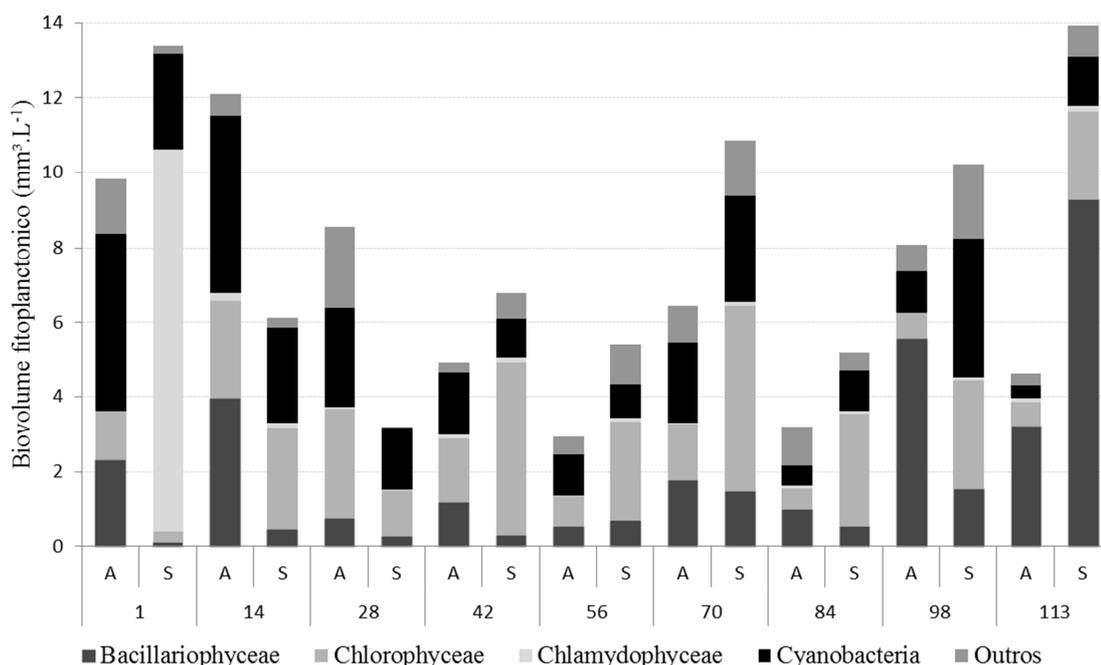


Fig. 4 Classes fitoplanctônicas (em biovolume) na água de abastecimento (A) e no efluente (S) de viveiro de criação de tilápia-do-nylo (*O. niloticus*) ao longo do ciclo de engorda (113 dias). (Outros = soma do biovolume das classes Chrysophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae).

Com relação a distribuição das classes fitoplanctônicas ao longo do período de estudo, na água de abastecimento, Cyanobacteria foi a classe com maior contribuição nas amostragens da primeira, segunda, quinta e sexta coleta, com 49, 39, 37 e 33% da biomassa total, respectivamente. Bacillariophyceae foi a classe com maior contribuição nas três últimas coletas, com 32, 69 e 70% da biomassa total (Fig. 4), representada principalmente pela espécie *Fragillaria familiaris*.

Nas amostras do efluente, as classes fitoplanctônicas com maior contribuição média (n= 9) foram as Chlorophyceae (33%) e Cyanobacteria (24%). As Chlorophyceae foram mais representativas na segunda, quarta, quinta, sexta e sétima coleta com 44, 68, 48, 46 e 58%, respectivamente, quando analisamos a biomassa total por amostragem. Exceções a estas, contribuições expressivas foram registradas na primeira amostragem onde espécies de *Chlamydomonas* (Chlorophyceae) representaram 76% da biomassa total e na última coleta onde representantes de Bacillariophyceae contribuíram com 67% da biomassa total (Fig. 4).

Os resultados apresentados na água de abastecimento e efluente do viveiro indicam que há uma mudança das classes fitoplanctônicas em função do sistema de criação de tilápia e ao longo do tempo.

Discussão

Na Tabela 2 apresentamos a comparação dos nossos resultados de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) com os observados por outros autores na produção de diferentes espécies aquícolas em sistemas semi-intensivo de produção. Os resultados das concentrações de NT são semelhantes aos observados por Casillas-Hernandez *et al.*, (2006) na criação de camarão marinho (*Litopenaeus vannamei*) no México e Araujo-Silva, (2011) em sistemas de policultivo de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e camarões de água doce (*Macrobrachium rosenbergii*) e inferiores aos observados por Prapaiwong & Boyd, (2012) na produção de camarão marinho (*Litopenaeus vannamei*) nos EUA, as concentrações de PT que nós observamos são superiores às encontrados por Araujo-Silva, (2011) e inferiores às relatadas pelos outros autores.

Na aquicultura é comum a utilização de valores referentes a concentrações de nutrientes para a avaliação do impacto de viveiros escavados (Baccarin & Camargo 2005, Ozbay & Jackson, 2006; Biudes *et al.*, 2011; Mercante *et al.*, 2011). No entanto, o efeito dos efluentes nos corpos d'água receptores geralmente está relacionado com a quantidade total de poluentes adicionados ao longo do tempo e não com a concentração dos poluentes, exceto em situações em que as concentrações de poluentes são altas o suficiente para gerar impactos localizados (Boyd *et al.*, 2007).

Registramos as maiores cargas de nutrientes nas amostras do efluente do viveiro, quando comparadas com as amostras da água de abastecimento, caracterizando desta forma o viveiro como um exportador dos nutrientes NKT, NIT, PT e MPS. Neste contexto, apesar de escassos, alguns autores têm relatado a exportação dos nutrientes (principalmente N e P) por sistemas de aquicultura aos corpos de água receptores. Quando comparados, nossos resultados de acréscimo de nutrientes são inferiores aos observados por Araujo-Silva, (2010) em sistema de policultivo (*O. niloticus* e *M. rosenbergii*) para as exportações de NT (107 g.dia⁻¹) e PT (17 g.dia⁻¹) e por Borges *et al.*, (2012) em tanques de criação de rã (*Lithobates catesbeianus*) que reportaram acréscimo médio de 11,39 g.dia⁻¹ de PT. Contudo, nossos resultados são superiores aos encontrados por Biudes *et al.*, (2011) e Henry-Silva, (2005). Biudes *et al.*, (2011) ao avaliarem o impacto da manutenção de reprodutores de camarões de água doce, encontraram acréscimos de até 5,81 g.dia⁻¹ para o NT, 1,57 g.dia⁻¹ para o NIT e de 1,65 g.dia⁻¹ para PT, sendo estes resultados observados nas maiores densidades de estocagem. Henry-Silva, (2005), que também trabalhou com camarão de água doce, reportou acréscimos de 3,67 g.dia⁻¹ para o NT, 1,30 g.dia⁻¹ para o NIT e 1,17 g.dia⁻¹ para o PT. No entanto, a comparação com estes resultados deve ser

ponderada, visto que, os sistemas de manutenção de reprodutores de camarão não têm como objetivo a produção de biomassa, assim as quantidades de ração ofertada são menores e a produção de biomassa não deve ser considerada.

Na aquicultura, o aumento nas concentrações e cargas dos nutrientes (como N e P) entre a entrada e saída representam as contribuições da atividade para o ambiente (Boyd *et al.*, 2007). No presente estudo a fertilização química por meio da aplicação do superfosfato simples e amônia, além da ração ofertada, foram os principais fatores que influenciaram a dinâmica do viveiro, sendo estes considerados como os principais responsáveis pelo aporte de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nos viveiros de produção de peixes e camarões (Boyd, 2003).

O manejo alimentar em viveiros aquícolas já foi amplamente discutido, no qual uma relação positiva entre a quantidade de ração ofertada e o incremento das concentrações de nitrogênio e fósforo na água foi revelada (Cole & Boyd, 1986; Baccarin & Camargo, 2005; Osti, 2009; Biudes *et al.*, 2011). No presente estudo, as maiores exportações de nutrientes foram observadas justamente no final do ciclo de engorda, associada às maiores quantidades de ração ($69 \text{ kg.ha por dia}^{-1}$) e biomassa de peixes por m^2 .

Por trabalharmos em um ambiente aquático controlado, como é o caso da aquicultura e para facilitar a comparação com as mais diversas formas de produção, correlacionamos aos dados de produção por unidade de área, às cargas de nutrientes exportados via efluente, como sendo este um método que pode ser utilizado para comparar diferentes sistemas de aquicultura.

A quantidade de água usada para a produção de um determinado organismo aquático varia dependendo da duração do ciclo de criação, da forma de produção e a taxa de renovação de água (Casillas-Hernández *et al.*, 2006). No presente estudo a duração do ciclo de criação de tilápia-do-nilo foi de 113 dias, com uma taxa de renovação da água média diária de 25,3% da área do viveiro.

Nesse contexto, para uma produção de 5.300 kg.ha^{-1} de tilápia-do-nilo, foram exportados para o corpo receptor por meio do efluente do viveiro de piscicultura uma carga total de $68 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ciclo}$ de NT, $17 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ciclo}^{-1}$ de NIT, $28 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ciclo}^{-1}$ de PT e $3800 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ciclo}^{-1}$ de MPS.

Em relação aos prejuízos ambientais ocasionados pela exportação de nutrientes, nossos resultados podem ser considerados como intermediários, quando comparados com outras espécies em sistemas semi-intensivo de produção (Tabela 2).

Os dados de Borges *et al.*, (2012), mostraram que sistemas destinados a criação de rã-touro (*Lithobates catesbeianus*), apresentaram os maiores valores de exportação de fósforo para o ambiente e que, quando relacionado com a produção, também é maior. Entretanto, deve-se lembrar que neste tipo de criação a quantidade de água é reduzido quando comparado com outros organismos como os camarões e peixes.

No presente estudo as exportações de nitrogênio para o ambiente foram inferiores quando comparados com a produção de diferentes espécies (Tabela 2). Contudo, quando tais resultados são padronizados pela produção de biomassa, obtemos valores inferiores aos observados por Casillas-Hernandez *et al.*, (2006) na criação de camarão marinho (*L. vannamei*); mas semelhantes quando comparados aos valores observados na produção de camarão marinho (*L. vannamei*) Prapaiwong & Boyd, (2012), e por sistemas de policultivo de tilápia-do-nylo (*O. niloticus*) e camarões de água doce (*M. rosenbergii*) (Araujo-Silva, 2009).

Em relação às exportações de fósforo para o ambiente, os resultados obtidos no presente estudo (Tabela 2) foram semelhantes aos observados por outros autores em diferentes produções. No entanto, é interessante notar que, quando os resultados são expressos em kg/ton (kg de nutriente (N ou P) por tonelada de organismo produzido), os nossos resultados são superiores aos observados em estudos com diferentes espécies produzidas, com exceção aos dados de Casillas-Hernandes *et al.*, (2006) e Borges *et al.*, (2012).

Tabela 2 Exportações de nitrogênio e fósforo para o ambiente, na aquicultura por diferentes espécies em sistema semi-intensivo de produção.

Espécies	Nitrogênio			Fósforo			Referências
	$\mu\text{g.L}^{-1}$	kg/ha/ciclo	kg/ton	$\mu\text{g.L}^{-1}$	kg/ha/ciclo	kg/ton	
<i>O. niloticus</i>	434	68	13	162	28	5	presente estudo
<i>Litopenaeus vannamei</i>	470	214	73	490	38	13	Casillas-Hernandes <i>et al.</i> , 2006
<i>L. vannamei</i>	5.850		14,9	360		1,2	Prapaiwong & Boyd, 2012
Policultivo tilápia x camarão	473	147	13,49	91	22,7	2,1	Araujo-Silva, 2011*
<i>Lithobates catesbeianus</i>				6.090	739,2	10,9	Borges <i>et al.</i> , 2012*

* resultados extraídos de dados não trabalhados dos referidos autores.

A partir dos resultados apresentados, consideramos que o método de produção, resultou no enriquecimento de nutrientes na água do viveiro, e como consequência resultou

no crescimento da comunidade fitoplanctônica e aliado a constante vazão de água de entrada e saída do sistema, proporcionou elevadas cargas de nutrientes e de biomassa fitoplanctônica despejadas no corpo receptor via efluente.

Os estudos anteriormente citados não estimaram a resposta da comunidade fitoplanctônica ao enriquecimento de nutriente do viveiro. Atenção deve ser dada a comunidade fitoplanctônica em consequências dos possíveis impactos que podem ser causados na biodiversidade local por meio das elevadas concentrações de biomassa e pela introdução de inóculos que após passar pelos empreendimentos aquícolas se tornam preocupantes do ponto de vista sanitário devido à produção de toxinas.

Os valores de biomassa fitoplanctônicas encontrados no efluente do viveiro de piscicultura são inferiores a aqueles obtidos por outros autores em ambientes eutróficos. Trabalhando em um lago urbano eutrófico (lago de Monte Alegre, SP), Rangel *et al.*, (2009), registraram concentrações de biomassa fitoplanctônica (entre 4-22 mg.L⁻¹), e atribuíram estes valores aos meses mais quentes do ano. Na aquicultura, podemos citar os experimentos de Beyruth & Tanaka, (2000) que ao avaliarem a produção semi-intensiva da tilápia-do-nilo em viveiros escavados, observaram valores da biomassa fitoplanctônica entre 21-87 mg.L⁻¹.

Com relação às classes fitoplanctônicas, estes mesmos autores atribuem os elevados valores de biomassa a ocorrência de espécies pertencentes aos grupos das Chlorococcales (Chlorophyceae) e Cyanobacteria, assim como o observado no presente estudo e documentado em diferentes sistemas de aquicultura (Xiao *et al.*, 2010; Mercante *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2013). No trabalho de Matsuzaki *et al.*, (2004) os autores mostraram que as cianobactérias não formaram o grupo com a maior riqueza de espécies em pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, porém várias das espécies encontradas são potencialmente tóxicas e podem levar riscos à saúde pública.

A elevada biomassa de cianobactérias (acima de 2 mg.L⁻¹), comumente observada na água de abastecimento e principalmente no efluente desse viveiro, é considerada por alguns autores com sendo uma concentração de risco aos organismos (i. g. peixes, aves e mamíferos) devido à toxicidade (Romo *et al.*, 2012), principalmente pela bioacumulação destas toxinas pelos peixes (Mohamed *et al.*, 2003).

Neste contexto, apesar de não termos registrado nenhuma floração, algumas cianobactérias consideradas potencialmente tóxicas foram identificadas nas amostras da água de abastecimento e efluente (*Aphanizomenon* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii*, *Synechococcus nidulans* e

Synechocystis aquatilis).

Nos ambientes aquáticos tropicais são registradas pelos menos 32 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, sendo as principais: *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa* que apresentam ampla distribuição, os gêneros *Microcystis* e *Dolichospermum* (*Anabaena*), apresentam o maior número de espécies potencialmente tóxicas, com sete e seis espécies, respectivamente (Sant'Anna *et al.*, 2008).

Alguns autores discutem que este fato pode não ser um problema para o consumo humano, uma vez que as cianotoxinas podem ser excretadas pelos peixes depois de efetuada a depuração do lote (Mohamed & Hussein, 2006). No entanto, outros autores discordam e mencionam que a microcistinas (toxina de cianobactéria) podem ser acopladas nas proteínas dos animais por meio de um aminoácido chamado de cisteína (presente nas proteínas dos seres vivos), formando assim uma ligação covalente com a proteína do organismo (Zilliges *et al.*, 2011). Magalhães *et al.*, (2001) constataram exatamente essa última questão, quando verificaram a bioacumulação de microcistinas em tilápias (*Tilapia rendalli*) que se alimentaram de cianobactérias tóxicas no Lago de Jacarepaguá e confirmaram a acumulação e persistência das microcistinas nos tecidos musculares mesmo depois do declínio da floração de cianobactérias.

Conclusões

O manejo efetuado para a criação de tilápia-do-nilo provoca aumento das cargas estimadas dos nutrientes (NKT, NIT, PT, MPS) e biomassa fitoplanctônica na água utilizada no viveiro;

A característica de exportação de nutrientes observadas para a produção de tilápia-do-nilo indica que os ambientes sofrem um processo de enriquecimento de nutriente e devido a continua renovação de água este pode se tornar um serio fator de risco aos corpos d'água;

Não foram observadas densidades que caracterizassem florações de cianobactérias no viveiro, no entanto, registramos a presença de inóculos de espécies de elevada importância do ponto de vista sanitário e esta aliada a constante vazão do sistema, mostra que uma maior preocupação deve ser dada ao efluente dos sistemas de aquicultura;

Referências

- APHA; AWWA; WPCF. (1998) Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 20 ed. Washington, D.C: APHA – American Public Health Association, AWWA – American Water Works Association, and WPCF – Water Pollution Control Federation, **1085**.
- Araújo-Silva, S.L. (2011) Qualidade da água e avaliação de efluente em sistema de policultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) e camarões (*Macrobrachium rosenbergii*). Dissertação (mestrado) Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento, São Paulo, **62**.
- Baccarin, A. E. & Camargo, A. F. M. (2005) Characterization and evaluation of the feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture, *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **48**(1), 81-90.
- Beyruth, Z. & Tanaka, F.M. (2000) Biovolume of the phytoplankton in aquaculture tropical ponds. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **27**(5), 689-695.
- Biudes, J.F.V. Camargo, A.F.M. & Henares, M.N.P. (2011) Impact of maintenance of *Macrobrachium rosenbergii* De Man, 1879 (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) broodstock on the water used in culture ponds. *Braz. J. Biol.*, **71**(4), 857-863.
- Borges, F.F. Amaral L.A. & De Stéfani M.V. (2012) Characterization of effluents from bullfrog (*Lithobates catesbeianus*, Shaw, 1802) grow-out ponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **24** (2), 160-166.
- Boyd, C.E. & Queiroz, J. (2001) Feasibility of retention structure, settling basins and best management practices in effluent regulation for Alabama Channel Catfish Farming. *Reviews in Fisheries Science*, Boca Raton, **9**(2), 43-67.
- Boyd, C.E. (2003) Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, **226**, 101-112.
- Boyd, C.E. Tucker, C. Mcnevin, A. Bostick, K. & Clay, J. (2007) Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, **15**, 327-360.
- Bueno, G.W. Feiden, A. Neu, D.H. Lui, T.A. Wachter, N. & Boscolo, W.R. (2012) Digestibilidade do fósforo em dietas como estratégia nutricional para redução de efluentes da tilapicultura. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, **64**(1), 183-191.
- Cao, L. Wang, W. Yang, Y. et al. (2007) Environmental Impact of Aquaculture and Countermeasures to Aquaculture Pollution in China. *Env. Sci. Pollut. Res.* **14**(7), 452-462.
- Cardozo, A.P. & Odebrecht, C. (2012) Effects of shrimp pond water on phytoplankton: importance of salinity and trophic status of the receiving environment. *Aquaculture Research*, 1–11.
- Casillas-Hernández, R. Magallón-Barajas, F. Portillo-Clarck, G. & Páez-Osuna, F. (2006) Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. *Aquaculture*, **258**, p. 289-298.
- Cole, B. & Boyd, C. (1986) Feeding rate, water quality, and channel Catfish: Production in ponds. *The Progressive Fish Culturist*, Alabama, **48**, 25-29.

- FAO. 2009. Article 9: Aquaculture Development. In: FAO - Code of Conduct for Responsible Fisheries. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/005/v9878e/v9878e00.htm#9>>. Acesso em: 15 abr.
- Felip, M. & Catalan, J. (2000) The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *Journal of Plankton Research*. **22**(1), 91–105.
- Garmendia, M. Revilla, M. Bald, J. Franco, J. *et al.* (2011) Phytoplankton communities and biomass size structure (fractionated chlorophyll “a”), along trophic gradients of the Basque coast (northern Spain). *Biogeochemistry*, **106**, 243–263.
- Golterman, H.L. Clyno, R.S. & Ohsntad, M.A.M. (1978) Methods for chemical analysis of fresh water. Blackwell, Boston. **214**.
- Harris, G.P. (1986) *Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation*, 1st edn. Chapman & Hall, London.
- Henares M.N.P., Camargo A.F.M., Biudes, J.F.V. & Valenti, W.C. (2011) Impacto da manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* na qualidade da água. *Bol. Inst. Pesca*, **37**(2), 183-190.
- Henry-Silva, G.G. (2005) Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo. Tese (Doutorado em Aquicultura), Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal, SP. **132**.
- Hillebrand, H. Dürselen, C.D. Kirschiel, D. Pollingher, U. & Zohary, T. (1999) Biovolume Calculation for pelagic and benthic Microalgae. *Journal of Phycology*, **35**, 403-424.
- Huszar, V.L.M. & Caraco, N.F. (1998) The relationship between phytoplankton composition and physical–chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological–functional descriptors in six temperate lakes. *Freshw. Biol.* **40**(4), 679-696.
- INAG IP (2011) Manual para a Avaliação da Qualidade Biológica da Água em Lagos e Albufeiras segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de Amostragem e análise para o Fitoplâncton. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, IP.
- Jacobsen, B.A. & Simonsen, P. (1993) Disturbance events affecting phytoplankton biomass, composition and species diversity in a shallow, eutrophic, temperate lake. *Hydrobiologia*, **249**, 9-14.
- Koroleff, F. (1976) Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.) Methods of seawater analysis. Weinheim. Verlag. Chemic. 117-181.
- Mackereth, J. F. H., Heron, J. & Talling, J. F. (1978) Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, **36**, 121.
- Magalhães, V.F., Soares, R.M. & Azevedo S.M.F.O. (2001) Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, **39**, 1077-85.
- Matsuzaki, M.M., Negrão, J.L. & Rocha, A.A. (2004) Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista de Saúde Pública*, **38**, 679-686.
- Mercante, C.T.J., Carmo C.F., Rodrigues C.J., Osti J.A.S., Mainardes Pinto C.S., Vaz-dos-Santos A.M., Tucci A. & Di Genaro A. (2011) Limnologia de viveiro de criação de

- tilápias do nilo: avaliação diurna visando boas práticas de manejo. *Bol. Inst. Pesca*, Sao Paulo, **37**(1), 73 – 84.
- Mohamed, Z. & Hussein, A.A. (2006) Depuration of microcystins in tilapia fish exposed to natural populations of toxic cyanobacteria: A laboratory study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **63**, 424–429.
- Mohamed, Z. et al. (2003) Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a microcystis bloom. *Environ Toxicol.*, **18**, 137– 41.
- Nogueira, M.G. & Matsumura-Tundisi, T. (1996) Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **8**, 149-168.
- Osti, J.A.S. (2009) *Caracterização da qualidade da água e avaliação do manejo e suas implicações sobre o cultivo de tilápias (Oreochromis niloticus)*. São Paulo. 60p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesca, APTA). Disponível em: http://www.pesca.sp.gov.br/dissertacoes_pg.php Acesso em: 18 dez. 2012.
- Ozday, G. & Jackson, A.R. (2006) Aquaculture Effluents: Perspectives on Best Management Practices. *Global Aquaculture Advocate*. **1**,1.
- Pistori, R.E.T. Henry-Silva, G.G. Biudes, J.F.V. & Camargo, A.F.M. (2010) Influence of aquaculture effluents on the growth of *Salvinia molesta*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, **22**, 179-186.
- Prapaiwong, N. & Boyd, C.E. (2012) Effects of Major Water Quality Variables on Shrimp Production in Inland, Low-Salinity Ponds in Alabama. *journal of the world aquaculture society*, **43**, 3.
- Rangel, L.M. Silva, L.H.S. Rosa, P. Roland, F. & Huszar, V.L.M. (2012) Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, **693**,13–28.
- Rangel, L.M., Silva, L.H.S., Arcifa, M.S., & Peticarrari, A. (2009) Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Braz. J. Biol.*, **69**(1), 75-85.
- Reckhow, K.H. Beaulac, M.N. & Simpson, J.T. (1980) Modeling phosphorus loading and Lake Response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients. Washington: U.S. Environmental Protection Agency. **224**.
- Reynolds, C.S. (1984). Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology*, **14**, 111-142.
- Romo, S. Soria, J. Fernandez, F. Ouahid, Y. & Barón-Solá, A. (2012) Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x.
- Salah, A.M., Fields, P.J. & Miller, A.W. (2005) Simulating uncertainty in mass balance modeling for fresh water Reservoirs; case study: Deer Creek Reservoir, Utah, USA. In: WINTER SIMULATION CONFERENCE. 2385-2394.
- Sant'Anna, C.L. Azevedo, M.T.P. Werner, V.R. Dogo, C.R., Rios, F.R. & Carvahó, R.L. (2008) Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*, **126**, 251-265.

- Sant'Anna, C.L. Gentil, R.C. & Silva, D. (2006) Comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo. *In: K.E. Esteves & C.L. Sant'Anna (org.). Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente saúde pública e manejo*. Rima, São Paulo, 49-62.
- Segura A.M. Kruk C., Calliari D. & Forth H. (2012) Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology*, DOI: [10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x).
- Stevenson, R.J. & Smol, J.P. (2003) Use of algae in environmental assessments. *In: J.D. Wehr & R.G. Sheath (eds.). Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic Press, San Diego, 775-804.
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **9**, 1-38.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (1991) *Limnological Analyses*. 2^o ed. New York: Springer-Verlang. **391**.
- Xiao, L. Ouyang, H. Li, H. Chen, M. Lin, Q. & Han, B. (2010) Enclosure Study on Phytoplankton Response to Stocking of Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a Eutrophic Tropical Reservoir in South China. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **95**, 428–439.
- Zaniboni Filho, E. Barbosa, N. & Gonçalves, S. (1997) Caracterização e tratamento do efluente das estações de piscicultura. *Revista UNIMAR, Brasil*, **19(2)**, 537-548.
- Zhao, S. Sun, Y. Lin, Q. & Han, B. (2013) Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and nutrients on the plankton community of a deep, tropical reservoir: an enclosure experiment. *Freshwater Biology*, **58**, 100–113.
- Zilliges, I, Kehr, J.C. Meissner, S. Ishida, K. Mikkat, S. et al. (2011) The cyanobacterial hepatotoxin microcystin binds to proteins and increases the fitness under oxidative stress conditions. *PLoS One*. [10.1371/journal.pone.0017615](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017615).

Capitulo IV

Qual é a importância das macrófitas aquáticas em *wetlands* construídas para o tratamento de efluente de piscicultura?

Resumo

Estudos que avaliam a eficiência de diferentes espécies de macrófitas no tratamento de um efluente específico podem indicar as espécies mais adequadas para serem utilizadas. Nossos objetivos foram: avaliar a influência de diferentes espécies de macrófitas aquáticas na remoção de nutrientes provenientes do efluente de viveiros de criação de tilápia-do-nylo e comparar entre as formas de vida das macrófitas aquáticas (flutuantes e emergentes), qual é a mais eficiente na remoção de nutrientes. O experimento foi conduzido durante 113 dias, em Jaboticabal, SP, Brasil. Foi estabelecida uma criação de engorda no sistema semi-intensivo de produção de tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*), com objetivos de gerar um efluente para realização de testes de sistemas de tratamento. Os tratamentos foram: 1-) sistema de tratamento sem substrato e com o aguapé (*Eichhornia crassipes*) (Ec); 2-) sistema de tratamento sem substrato e sem planta (WEc); 3-) sistema de tratamento com substrato e com a taboa (*Typha domingensis*) (Td); 4-) sistema de tratamento com substrato e sem planta (WTd). Ajustamos na entrada das wetlands construídas a vazão em $2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. Coletamos amostras de água nas entradas e saídas dos tanques experimentais. Analisamos: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez, com auxílio da sonda Horiba – U10, além das concentrações de fósforo total (PT), P-ortofosfato (P-PO₄) e Nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico total (NIT) e material particulado em suspensão (MPS). Calculamos as cargas de nutrientes da entrada e saída e posteriormente, as porcentagens de remoção dos nutrientes pelos sistemas de tratamento. Os valores médios de condutividade elétrica derivados dos sistemas com substrato foram maiores ($105,38 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) do que encontrados nos sistemas sem a presença de substrato ($70,39 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), provavelmente devido a liberação de íons do solo para a água. As taxas de remoção de PT e NKT pelos sistemas com taboa foram as maiores ($57\pm 13,35\%$ de PT e $34\pm 15,14\%$ de NKT), no entanto, removeram em média apenas 5% de PT e 3% de NKT a mais que os sistemas com solo e sem planta (controle). Os sistemas com aguapé apresentaram uma menor eficiência na remoção de PT e NKT da água do efluente de piscicultura, com remoção média de ($43\pm 9,17\%$ de PT e $27\pm 11,20\%$ de NKT), mas apresentaram uma taxa de remoção de 10% de PT e 17% de NKT a mais que os sistemas sem solo e planta (controle). Os resultados mostram a eficiência destes sistemas na remoção da carga dos nutrientes. Observa-se ainda, que os sistemas de tratamento apresentaram comportamentos diferentes entre os tipos de sistemas e as espécies de macrófitas utilizadas. Embora os sistemas com solos filtrantes e taboa tenham apresentado uma melhor porcentagem de remoção de nutrientes, a contribuição da taboa é inferior à contribuição do aguapé nos sistemas sem solos filtrantes.

Introdução

A aquicultura é uma atividade pecuária em expressiva evolução nos últimos anos, com incremento na produção de mais de 35 % na última década, superando as taxas de crescimento da bovinocultura, da avicultura e da suinocultura, com taxa de crescimento médio de 8,8% ao ano, atingindo 60 milhões de toneladas em 2010 (FAO 2012). (MPA 2010). No entanto, a aquicultura assim como qualquer outra atividade pecuária se não for adequadamente manejada pode causar danos ambientais (FAO 2009).

Os impactos da produção de organismos aquáticos nos ecossistemas naturais dependem das espécies cultivadas, do método de criação, do tipo de alimento fornecido e das práticas de manejo (CAO et al. 2007). Esses impactos podem ser causados principalmente pela geração de resíduos metabólicos, fezes e alimentos não consumidos (Macedo and Sipaúba-Tavares 2005). A necessidade de tratar o efluente da aquicultura visa atender às exigências das novas legislações e às pressões de órgãos ambientais e da própria sociedade (Boyd 2003).

Os sistemas de tratamento de efluentes que utilizam macrófitas aquáticas podem ser uma alternativa viável para os aquicultores. As principais vantagens destes sistemas são os baixos custos de instalação, fácil operação e manutenção relativamente simples (IWA 2000; Kivaisi 2001). Além disto, existem estudos que comprovam a eficiência destes sistemas na remoção de nutrientes de efluentes domésticos e industriais (IWA 2000; Cameron et al. 2003; Ran et al. 2004; Rousseau et al. 2004).

Nos sistemas de tratamento com macrófitas aquáticas, esses vegetais exercem importante papel na remoção de nutrientes por assimilação, além de fornecerem substrato para o desenvolvimento de microrganismos que atuam na mineralização da matéria orgânica e na absorção de nutrientes (Brix 1997). Destaca-se também que outros processos ocorrem nestes sistemas e contribuem para a remoção de nutrientes do efluente. Entre estes processos estão a sedimentação, precipitação química e transformações químicas (ex. amonificação e desnitrificação) (USEPA 2000; Braskerud 2002).

As diferentes espécies de macrófitas apresentam capacidade diferente de remoção de nutrientes do efluente. Esta capacidade depende de alguns fatores, que variam de espécie para espécie, tais como: produção de biomassa, capacidade de estocar nutrientes na biomassa, adaptação às condições climáticas locais e às características físicas e químicas do efluente tratado (Tanner 1996; Henry-Silva and Camargo 2006).

Macrófitas aquáticas de diferentes formas de vida e espécies vêm sendo utilizados nos sistemas de tratamento, sendo que as macrófitas emergentes e flutuantes são as formas

de vida mais utilizadas (Kivaisi 2001). Os sistemas de tratamento povoados com macrófitas emergentes necessitam de substrato para fixação da planta, que é composto por camadas de brita, cascalho, areia fina e areia abaixo de uma camada de solo (Lin et al. 2005). Por sua vez, os sistemas povoados com macrófitas flutuantes não necessitam de substrato para a fixação da planta.

Os estudos com a utilização de sistemas com macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura são recentes. Destacam-se os desenvolvidos por Lin et al. (2002); Schulz et al. (2003); Lin et al. (2005); Henry-Silva and Camargo (2006); Henry-Silva and Camargo (2008) e Su et al. (2011). Estes trabalhos mostram que os sistemas com macrófitas aquáticas removem nutrientes do efluente de aquicultura e podem permitir a reutilização da água na atividade aquícola. No entanto, nestes trabalhos os autores avaliaram a eficiência da *wetland* como um todo e não a eficiência dos sistemas com e sem macrófitas aquáticas. O papel das macrófitas aquáticas nas *wetlands* e sua contribuição na remoção de nutrientes nestes sistemas de tratamento ainda não é um fato conhecido (Yang et al. 2007; Vymazal 2011). Desta forma, nós hipotetizamos que a presença de macrófitas aquáticas em *wetlands* construídas para o tratamento de efluentes de piscicultura melhora a eficiência de remoção de nutrientes e sólidos totais em suspensão.

Assim, objetivamos neste estudo; 1) mostrar a influência de macrófitas aquáticas flutuantes como a *Eichhornia crassipes* (aguapé) e emergentes como a *Typha domingensis* (taboa) na remoção de nutrientes e sólidos totais em suspensão de sistemas de tratamento de efluente de viveiro de criação de tilápia-do-nilo. 2) comparar entre as formas de vida das macrófitas aquáticas (flutuantes e emergentes), qual é a mais eficiente na remoção de nutrientes e sólidos totais em suspensão.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido durante 113 dias, entre os meses de março e junho de 2010, no Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) (21° 15'22"S e 48°18'48"W), Jaboticabal, SP, Brasil. Foi estabelecida uma criação de engorda no sistema semi-intensivo de produção de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), povoado com alevinos machos, sexualmente revertidos, com peso médio inicial de 17,5 g, na densidade de 3 peixes/m². O arraçoamento foi realizado duas vezes ao dia com ração extrusada (28% de proteína bruta). O viveiro possui área de 0,02 ha, volume de 220 m³, vazão da água de abastecimento ajustada em 38,66±8,54 L.min⁻¹, com o tempo de residência estimado de quatro dias. A criação foi mantida para gerar um efluente para realização de testes de sistemas de

tratamento do mesmo. Assim, o efluente do viveiro foi direcionado e distribuído por gravidade para os sistemas de tratamento (Figura 1).

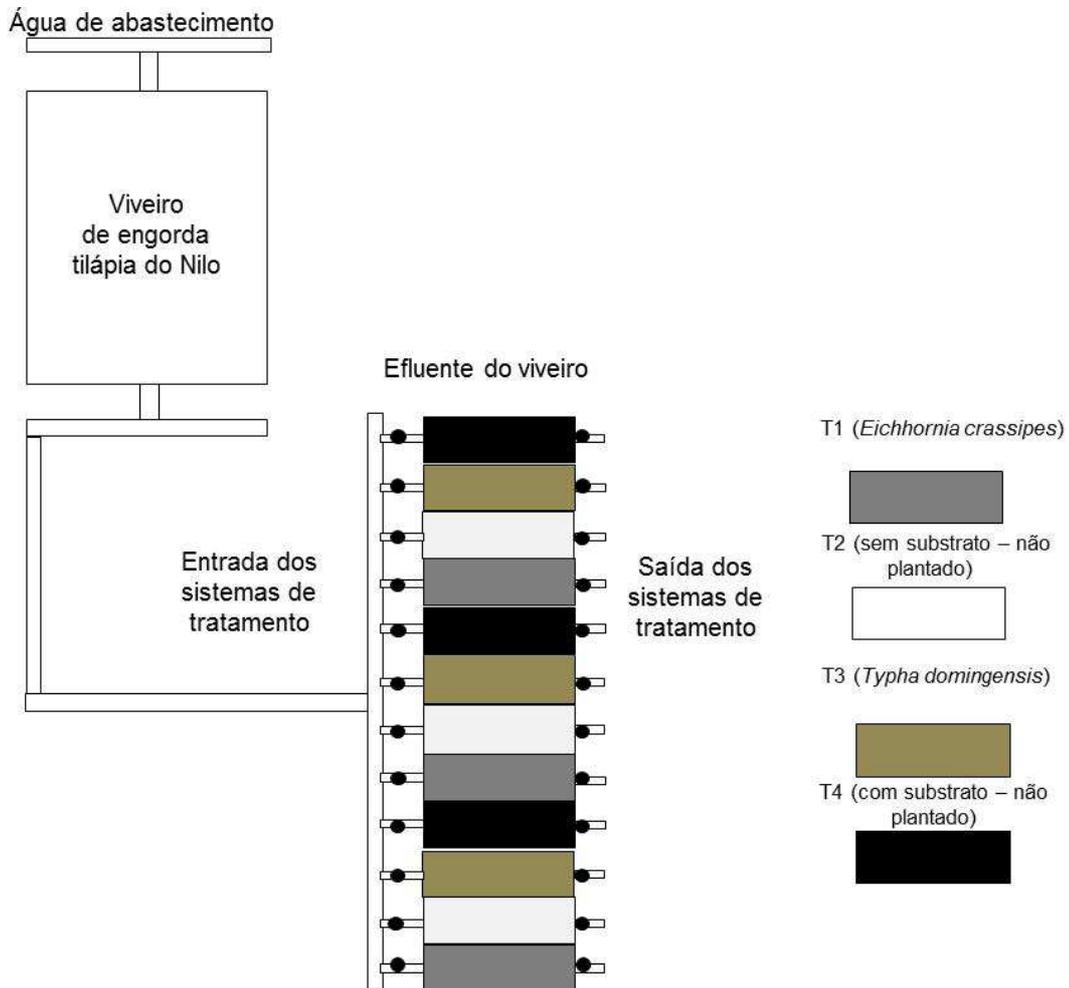


FIGURA 1. Diagrama esquemático do viveiro de piscicultura e o efluente direcionado aos sistemas de tratamento.

O delineamento experimental dos sistemas de tratamento foi inteiramente ao acaso com quatro tratamentos e três repetições. Os tratamentos foram: 1-) sistema de tratamento sem substrato e com o aguapé (*Eichhornia crassipes*) (Ec); 2-) sistema de tratamento sem substrato e sem planta (WEc); 3-) sistema de tratamento com substrato e com a taboa (*Typha domingensis*) (Td); 4-) sistema de tratamento com substrato e sem planta (WTd). O tratamento 2 foi utilizado para comparação com o tratamento 1 e o tratamento 4 para comparação com o tratamento 3. As 12 unidades experimentais foram constituídas por 1 tanque de fibra de vidro com 1,0 m de largura, 2,0 m de comprimento e 1,0 m de profundidade (Figura 2). Os tanques dos sistemas sem substrato (tratamentos 1 e 2) apresentavam nível de água de 80 cm. Os tanques dos sistemas com substrato (tratamentos

3 e 4) apresentavam uma camada superior de 20 cm de solo e camadas inferiores de areia grossa (20 cm), brita (20 cm) e cascalho (20 cm), totalizando 80 cm de profundidade do substrato. Abaixo dessas camadas foram instalados canos de PVC perfurados para o escoamento do efluente tratado (Figura 2).

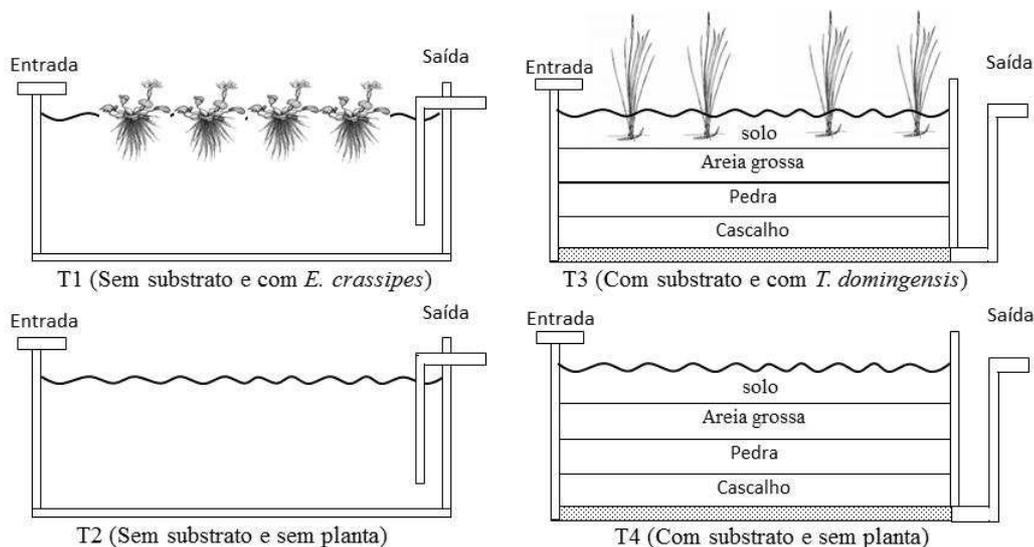


FIGURA 2. Sistemas de tratamento de efluentes utilizados no experimento.

Os tanques foram dispostos ao ar livre e a vazão do efluente proveniente do viveiro de tilápia-do-nylo, foi ajustada na entrada de cada um dos tanques, por meio de registros hidráulicos instalado na entrada de cada tanque em $2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. As amostras de água foram coletadas nas entradas e saídas dos tanques experimentais.

Os exemplares de aguapé e taboa utilizados nos experimentos foram coletados em represas e áreas alagadas na região próxima ao CAUNESP. Aproximadamente 80% da superfície dos tanques do sistema com aguapé foram inicialmente ocupados pela macrófita flutuante segundo recomendação de Wolverton (1979), o que corresponde à aproximadamente $5,0 \text{ kg de massa fresca}\cdot\text{m}^{-2}$ ($250 \text{ g de massa seca}\cdot\text{m}^{-2}$). Nos tanques do sistema com *T. domingensis*, os indivíduos foram plantados no substrato com uma distância de 15 cm entre um e outro.

As amostras de água foram coletadas quinzenalmente entre março e junho de 2010 ($n=9$), nas entradas e saídas das wetlands construídas ($n=24$). Analisamos as seguintes variáveis limnológicas: pH, condutividade elétrica (Cond), oxigênio dissolvido (OD) e turbidez (Turb), por meio, da sonda de multiparâmetros da marca Horiba – U10, além das concentrações de material particulado suspensão (MPS) APHA (1998), nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), N-nitrato e N-nitrito segundo métodos

descritos por Mackereth et al. (1978); N-amoniaco, por meio do método proposto por Koroleff (1976), para o nitrogênio inorgânico total (NIT) foi utilizado a soma da série inorgânica do nitrogênio; fósforo total (PT) e ortofosfato (P-PO₄), de acordo com Golterman et al. (1978).

As cargas dos nutrientes foram calculadas por meio do produto entre os valores de vazão (L/min.) e concentrações de nutrientes (µg/L) no afluente e no efluente das *wetlands* construídas, com a seguinte equação:

$$C = [N] * Q * 1440$$

Em que C = carga de NKT, NKD, NIT, PT, P-PO₄ ou MPS (mg dia⁻¹ ou g dia⁻¹), [N] = concentração da variável (mg L⁻¹ ou µg L⁻¹), Q = vazão de entrada das *wetlands* construídas (L/s).

Posteriormente, foram calculadas as porcentagens de remoção de NKT, NKD, NIT, PT, P-PO₄ ou MPS do efluente do viveiro de tilápia-do-nilo pelas *wetlands* construídas, seguindo a equação:

$$\%R = 100 - [(100 * CET) / CEV]$$

Em que %R = porcentagem de remoção da carga de NKT, NKD, NIT, PT, P-PO₄ ou MPS (mg dia⁻¹ ou g dia⁻¹), CET = carga da variável considerada no efluente das *wetlands* construídas (mg dia⁻¹ ou g dia⁻¹), CEV = carga da variável considerada no afluente das *wetlands* construídas (mg dia⁻¹ ou g dia⁻¹).

Aos valores médios (média das três repetições) de pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez e as cargas de NKT, NKD, NIT, PT, P-PO₄ ou MPS dos efluentes tratados pelos sistemas Ec, WEc, Td e WTd foi aplicada uma análise de componentes principais (ACP). Utilizamos a ACP para determinar a variabilidade dos dados ambientais em relação às coletas e aos sistemas de tratamento. Essa análise foi realizada com auxílio do programa PC-ORD versão 5.0 para Windows (McCune and Mefford 1997). Consideramos as variáveis com correlação significativa aquelas que apresentaram $r > 0,5$ com os eixos 1 e 2 da ordenação.

Foi aplicado aos dados da porcentagem de remoção das cargas de NKT, NIT, NKD, PT, P-PO₄ e MPS pelas *wetlands* construídas, a análise descritiva dos dados, após essa primeira fase foi aferida a normalidade dos dados, pelo teste de normalidade de Shapiro – Wilk, sendo consideradas amostras com origens normais aquelas que apresentavam $p > 0,05$. Atendida as premissas os dados foram submetidos à Análise de Variância com medidas repetidas (ANOVA-rm) para identificar diferenças significativas da porcentagem

de remoção de nutrientes por diferentes sistemas de tratamento e no tempo, quando encontrada diferenças significativas entre as médias, foi aplicado o teste de Tukey. O nível de probabilidade utilizado nos testes foi de 5%. Realizamos essa análise com o auxílio do pacote estatístico Statistica version 7.1 (StatSoft 2005).

Resultados

A ACP resumiu em seus dois primeiros eixos 53 % da variabilidade dos tratamentos sendo 30 % no primeiro eixo e 23 % no segundo eixo. O eixo 1 separou o efluente dos sistemas de tratamento com solos filtrantes (WTd e Td) dos sistemas de tratamento sem substrato (WEc e Ec). No lado positivo deste eixo, estão localizadas os sistemas de tratamento sem a presença de solos filtrantes (WEc e Ec), associadas com as maiores concentrações médias de OD e cargas de NKT e PT com (6,8 e 4,8 mg.L⁻¹ para OD; 947,84 e 809,39 mg.dia⁻¹ para NKT e 323,72 e 251,62 mg.dia⁻¹ para PT respectivamente), quando comparados com os tratamentos WTd e Td que apresentaram os menores valores médios com (3,6 e 3,9 mg.L⁻¹ para OD; 789,76 e 688,85 mg.dia⁻¹ para NKT e 217,38 e 178,50 mg.dia⁻¹ para PT respectivamente). O lado negativo do eixo 1 estão agrupados os sistemas de tratamento com substrato (WTd e Td) associados aos maiores valores de condutividade elétrica (102,30 e 112,51 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, respectivamente) e as maiores cargas de P-PO₄ (40,82 e 37,31 mg.dia⁻¹, respectivamente) (Tabela 1, Figura 3).

O eixo 2 separou os sistemas de tratamento com plantas (Ec e Td) dos sistemas sem plantas (WEc e WTd). Na parte superior da figura, estão agrupados os sistemas de tratamento com as macrófitas, além das duas primeiras amostragens dos sistemas com substrato (WTd e Td), associados com os maiores valores de STS (38,32 e 36,15 g.dia⁻¹, respectivamente) e turbidez (367,33 e 238,00 NTU, respectivamente), na parte inferior deste eixo estão agrupadas os sistemas de tratamento sem plantas (WTd e WEc) associados com as maiores cargas de NIT (323,96 e 304,81 mg.dia⁻¹, respectivamente) e NKD (414,29 e 374,61 mg.dia⁻¹, respectivamente) (Tabela 1, Figura 3).

TABELA 1. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis físicas e químicas da água do efluente dos sistemas de tratamento com os dois primeiros eixos de ordenação (n=9).

	Abreviações	Eixo 1	Eixo 2
pH	pH	0,322	0,250
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Cond	-0,644	0,206
Oxigênio dissolvido (mg/L)	OD	0,769	0,012
Turbidez (NTU)	Turb	-0,279	0,517
Nitrogênio kjeldahl total ($\text{mg}.\text{dia}^{-1}$)	NKT	0,577	-0,660
Fósforo total ($\text{mg}.\text{dia}^{-1}$)	PT	0,759	-0,002
Material particulado em suspensão ($\text{mg}.\text{dia}^{-1}$)	MPS	0,176	0,580
Nitrogênio Kjeldahl dissolvido ($\text{mg}.\text{dia}^{-1}$)	NKD	-0,261	-0,869
Nitrogênio inorgânico total ($\text{mg}.\text{dia}^{-1}$)	NIT	-0,200	-0,881
P-ortofosfato ($\text{mg}.\text{dia}^{-1}$)	P-PO4	-0,661	-0,118
	Explicabilidade	30 %	23 %

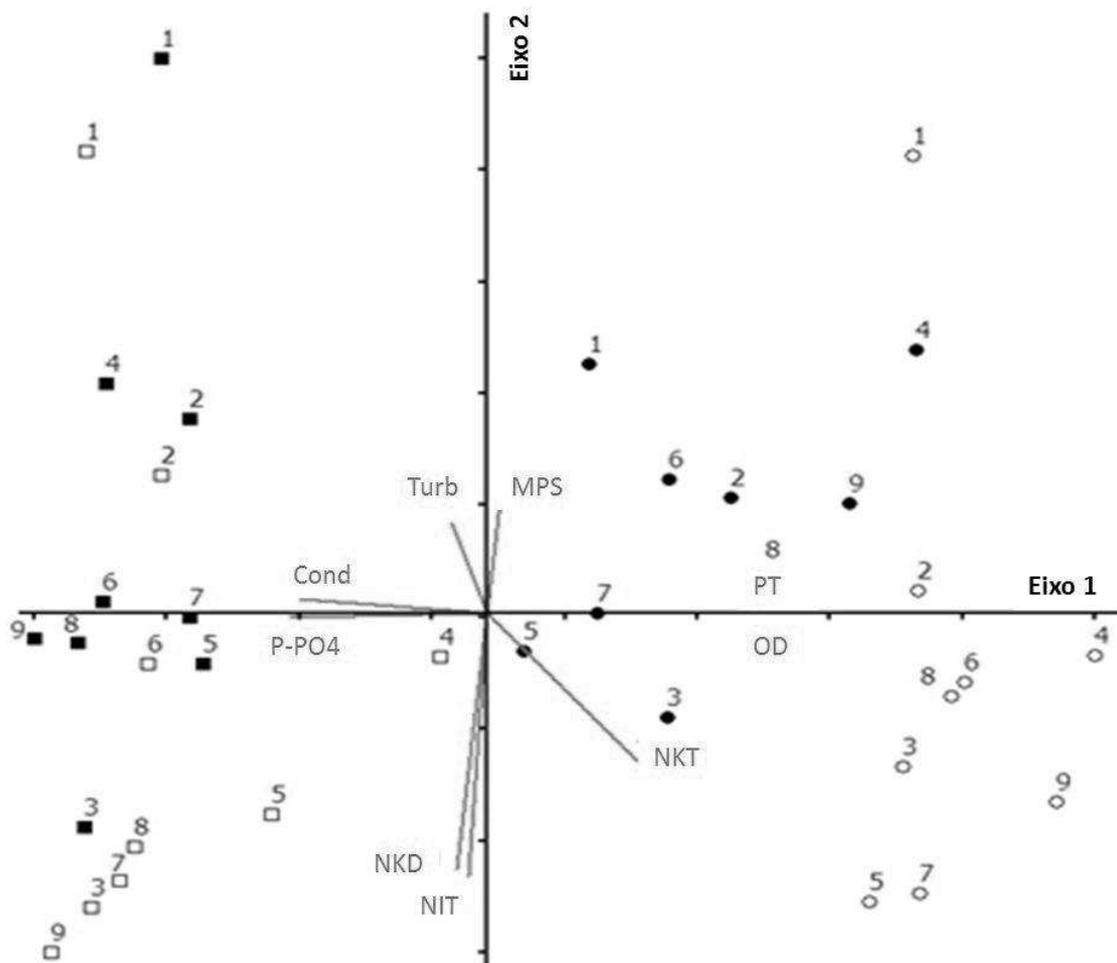


FIGURA 3. Ordenação biplot para a Análise de Componentes Principais (ACP), nas quais as unidades correspondem aos efluentes dos sistemas de tratamento: sem substrato e sem planta (○), sem substrato e com aguapé (*Eichhornia crassipes*) (●), com substrato e sem planta (□), com substrato e com taboa (*Typha domingensis*) (■). Abreviações das variáveis ambientais são apresentadas na Tabela 1.

Entre todos os sistemas de tratamento WEc, Ec, WTd e Td ocorreram diferenças significativas nas porcentagens de remoção das cargas de NKT, NIT, NKD, PT e STS entre os tratamentos, no tempo e na interação entre os tratamentos e o tempo. Para as cargas de P-PO₄ não foram encontradas diferenças significativas na interação entre os tratamentos e o tempo (Tabela 2).

As *wetlands* construídas com solos filtrantes (WTd e Td) foram significativamente mais eficientes após a primeira coleta na remoção de NKT entre os tratamentos e a interação entre os tratamentos e o tempo, apresentando as melhores porcentagens médias de remoção de NKT (32 e 36%) respectivamente, obtendo remoção máxima de 40 e 50 % de NKT no final do experimento para WTd e Td respectivamente.

Os sistemas sem solos filtrantes apresentaram menor porcentagem média de remoção de NKT (27% Ec e 8% WEc); no entanto, as *wetlands* construídas com aguapé (Ec) removeram em média 10% a mais que os sistemas sem substrato e sem planta (WEc). Os sistemas com a taboa (Td) melhoraram, em média, apenas 3 % quando comparadas com os sistemas com substrato e sem planta (WTd) (Tabela 2, Figura 4).

As *wetlands* construídas sem substrato e com aguapé (Ec) foram significativamente mais eficientes na remoção de NIT e NKD após a primeira coleta entre os tratamentos e a interação entre os tratamentos ao longo do tempo, apresentando remoção média de (33 e 31 % respectivamente) quando comparado com os sistemas WTd, Td e WEc que removeram em média (10, 12 e 17% de NIT respectivamente) e (11, 16 e 16% de NKT respectivamente). No entanto, não houve diferença significativa na melhora da eficiência de remoção de NIT e NKD, quando comparados sistemas plantados e sistemas não plantados (Tabela 2, Figura 4).

As WC com solos filtrantes (WTd e Td) mostraram-se mais eficientes para a remoção de PT entre os tratamentos, com remoções médias de 52 e 58 % respectivamente, alcançando no final do experimento remoções de até 72 % nos sistemas com Td e 63 % nos sistemas com WTd, no entanto, estes resultados não diferiram estatisticamente ao longo das coletas dos sistemas com aguapé que apresentaram remoção média de 43 %, com porcentagem de remoção nas últimas duas coletas de 54 % do PT.

As WC que tiveram o maior efeito da planta na remoção do PT foram os sistemas com aguapé Ec, com remoção média de 17 % a mais que se comparado com a WEc, sendo que a WC com Td obteve uma melhora de apenas 5 % quando comparadas com a WTd (Tabela 2, Figura 4).

Sistemas com aguapé foram significativamente mais eficientes ao longo do tempo na remoção de P-PO₄ quando comparadas com os outros tratamentos, apresentando taxas de remoção de até 58 % no final do experimento, com remoção média de 48 %, seguido pelos sistemas sem substrato e sem planta (WEc) com 26 %, (Td) com 15 % e (WTd) com 7 % de remoção. A utilização dos sistemas com aguapé melhorou em média 22 % a eficiência dos ST na remoção deste nutriente, sendo que a Taboa melhorou em média 8 % a eficiência do sistema em relação ao controle (WTd) (Tabela 2, Figura 4).

TABELA 2. Análise de variância com medidas repetidas (ANOVA-rm) aplicada as porcentagens de remoção de fósforo total, P-ortofosfato, material particulado em suspensão, nitrogênio inorgânico total, nitrogênio Kjeldahl total e nitrogênio Kjeldahl dissolvido nos diferentes tratamentos (Solos filtrantes, Taboa, Sem substrato e aguapé) ao longo do tempo. GL (graus de liberdade), MS (média), F e p (probabilidade).

Fatores	Fósforo total				G L	P-ortofosfato		
	GL	MS	F	P		MS	F	P
Intercept	1	4111,48	12859,17	< 0,01	1	2146,52	685,83	< 0,01
Tratamentos	3	24,52	76,67	< 0,01	3	95,31	30,45	< 0,01
Erro	7	0,32			8	3,13		
Tempo	8	5,08	37,56	< 0,01	8	6,12	4,29	< 0,01
Tempo * Tratamentos	24	0,39	2,90	< 0,01	24	1,60	1,12	NS
Erro	56	0,14			64	1,43		

Fatores	Material particulado em suspensão				G L	Nitrogênio inorgânico total		
	GL	MS	F	P		MS	F	P
Intercept	1	593447,9	13239,77	< 0,01	1	39573,68	377,14	< 0,01
Tratamentos	3	541,9	12,09	< 0,01	3	2498,72	23,81	< 0,01
Erro	8	44,8			8	104,93		
Tempo	8	3547,5	71,40	< 0,01	8	528,20	6,02	< 0,01
Tempo * Tratamentos	24	703,0	14,15	< 0,01	24	160,95	1,81	< 0,03
Erro	64	49,7			64	87,71		

Fatores	Nitrogênio Kjeldahl total				GL	Nitrogênio Kjeldahl dissolvido		
	GL	MS	F	P		MS	F	P
Intercept	1	2282,42	62798,08	< 0,01	1	1686,41	1232,13	< 0,01
Tratamentos	3	12,74	350,50	< 0,01	3	27,98	20,44	< 0,01
Erro	6	0,04			8	1,37		
Tempo	8	12,47	61,98	< 0,01	8	13,76	12,38	< 0,01
Tempo * Tratamentos	24	0,54	2,70	< 0,01	24	3,11	2,80	< 0,01
Erro	48	0,20			64	1,11		

Os sistemas de tratamento foram igualmente eficientes na remoção do MPS, sendo que nas primeiras duas coletas os sistemas sem substrato (WEc e Ec) foram significativamente mais eficientes quando comparados com os sistemas com substrato (WTd e Td), não havendo diferença significativa da remoção de MPS após a quarta coleta entre os tratamentos, no entanto, a presença do aguapé melhorou o sistema em 11 % na remoção de MPS em relação ao seu controle (WEc), já nos sistemas com solos filtrantes, não houve diferença entre os sistemas plantados e não plantados na remoção dos MPS.

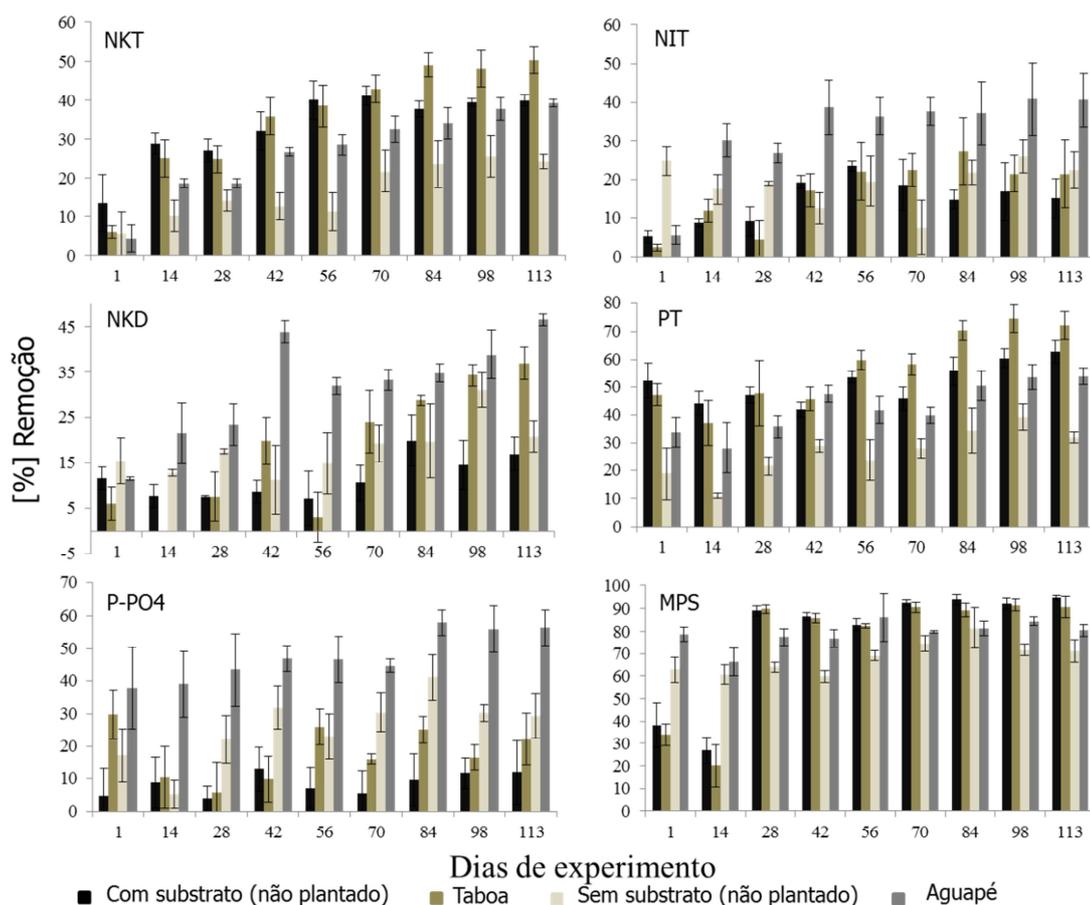


FIGURA 4. Taxas de remoção de nutrientes em função do tempo para as wetlands plantadas e não plantadas; NKT – nitrogênio Kjeldahl total; NKD – nitrogênio Kjeldahl dissolvido; NIT – nitrogênio inorgânico total (= soma de nitrato, nitrito e amônia); PT – fósforo total; P-PO4 – P-ortofosfato e MPS – material particulado em suspensão.

Discussão

No presente estudo, observamos que as macrófitas aquáticas aumentam a eficiência de remoção de nitrogênio, fósforo e material particulado dos efluentes de criação de tilápia, corroborando o observado por Naylor et al. (2003). Além disso, observamos diferenças em eficiência de remoção entre os sistemas, no tempo e para diferentes variáveis.

Nas duas primeiras amostragens os STs com substrato (WTd e Td) reportaram os maiores valores de turbidez e MPS, estes valores estão possivelmente relacionados ao maior tempo de maturação que estes sistemas precisam quando comparados com sistemas sem substrato. Os valores médios de condutividade elétrica encontrados nos sistemas com solos filtrantes foram maiores ($105,38 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) do que encontrados nos sistemas sem a presença de solos filtrantes ($70,39 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), provavelmente devido a liberação de íons do solo para a água. A concentração média de oxigênio dissolvido do efluente dos sistemas sem substrato foi reduzida em 12 % em relação a concentração média obtida no seu

afluente, enquanto que os sistemas com solos filtrantes reduziram em 43 % o OD em relação ao afluente. Em sistemas de tratamento com solos filtrantes Sindilariu et al. (2009) observaram uma diminuição de 79 % no OD em relação ao afluente, Henry-Silva and Camargo (2008), constataram uma diminuição de 33 % no OD do efluente de sistemas plantados com aguapé e atribuiu estes valores ao sombreamento da coluna d'água e a decomposição da matéria orgânica aderida ao sistema radicular do aguapé. No entanto, estas concentrações reduzidas de OD podem não ser um problema ao corpo d'água receptor, pois se o efluente tratado passar por uma queda de água rapidamente vai incorporar oxigênio.

As melhores porcentagens de remoção de NKT e PT foram observados nos sistemas com solos filtrantes (WTd e Td) com 33 e 36 % para o NKT e 52 e 57 % para o PT respectivamente. Vymazal and Kröpfelová (2008), em sistemas de tratamento com fluxo horizontal, reportaram 59,8% de remoção de NKT do efluente de agricultura. Shulz et al. (2003) trabalhando com diferentes tempos de retenção hidráulica para o tratamento de efluente de criação de truta, reportou remoção entre 20,6% e 41,8 % para NT e 49,0 e 68,5% para PT. As principais vantagens dos sistemas com solos filtrantes quando comparados com sistemas por sedimentação como nos sistemas (WEc e Ec), estão relacionadas aos processos físicos de sedimentação e adsorção de detritos ao substrato (Kumar and Zhao 2011).

Os sistemas com solos filtrantes mesmo apresentando melhor porcentagem de remoção de NKT e PT, a contribuição da macrófita aquática (taboa) (3 % para o NKT e 5 % para o PT) foi inferior à contribuição do aguapé nos sistemas sem solos filtrantes. Estes sistemas com aguapé mesmo apresentando uma menor eficiência da remoção de NKT e PT (27 e 43 % respectivamente), apresentaram uma maior contribuição média ao sistema (10 % para o NKT e 17 % para o PT). A menor contribuição da Taboa para os sistemas com solos filtrantes pode ser explicada pelo fato que nestes sistemas as plantas geralmente não apresentam grande efeito sobre a remoção de sólidos suspenso, indicando que a retenção de sólidos suspensos e nutrientes é principalmente por meio de processos abióticos (Vymazal 2011) como a precipitação e a adsorção das partículas pela rede de biofilme microbiano aderido às raízes e ao substrato (Brix 2007).

Os resultados observados neste estudo para os sistemas com solos filtrantes foram semelhantes aos encontrados por Vymazal (2011), que concluiu que a quantidade de nutrientes sequestrados pela biomassa de macrófitas aquáticas emergentes não ultrapassou a 5 % e Vymazal (2004), trabalhando com sistemas plantados com *Phragmites australis*,

observou que a quantidade de fósforo removida pela biomassa da planta não foi superior a 5%.

Sabe-se que as formas inorgânicas são mais facilmente absorvidas pelos vegetais, de fato nos tratamentos com aguapé foram observadas as maiores remoções de NIT, NKD e P-PO₄ (41, 47 e 58 % respectivamente) em comparação com o sistema não plantado (WEC) e os outros tratamentos (TD e WTD). A eficiência dos sistemas com macrófitas flutuantes está relacionada à capacidade das plantas absorverem e estocarem nutrientes em sua biomassa. Essa capacidade proporciona o aumento da biomassa vegetal, o que representa umas das principais características no aumento da eficiência do sistema de tratamento (Henry-Silva and Camargo 2008).

Conclusões e recomendações

Os resultados mostram o potencial de eficiência dos sistemas de tratamento na remoção da carga dos nutrientes NKT, NKD, NIT, PT, P-PO₄ ou MPS, entretanto, apresentaram comportamentos diferentes entre os sistemas e as espécies de macrófitas utilizadas. Embora os sistemas com solos filtrantes e taboa tenham apresentado melhor porcentagem de remoção de nutrientes, a contribuição da taboa foi inferior à contribuição do aguapé nos sistema sem solos filtrantes.

Os sistemas de tratamento com solos filtrantes apesar de serem mais eficientes para a remoção de nutrientes de efluente de piscicultura são mais onerosos por que utilizaram grandes quantidades de substratos e precisam de maior atenção em relação ao manejo, enquanto que os sistemas por sedimentação e aguapé são mais rentáveis para pequenos produtores por apresentarem baixo custo de implantação e operação e serem de fácil utilização e manutenção, visto que a retirada de plantas livres flutuantes como o aguapé é mais simples quando comparadas com as macrófitas aquáticas emergentes, especialmente devido a parte subterrânea existente nestes sistemas.

Literatura citada

- APHA – American Public Health Association.** 1998. Standart methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington. 1220p.
- Boyd, C.E.** 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226:101-112.
- Braskerud, B.C.** 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 18:351–370.
- Brix, H.** 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.* 35:11-17.

- Brix, H., T. Koottatep, and C. H. Laugesen.** 2007. Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands. *Water Science Technology* 56(3): 69–74.
- Cao, L., W.Wang, Y. Yang, C. Yang, Z. Yuan, S. Xiong, and J. Diana.** 2007. Environmental Impact of Aquaculture and Countermeasures to Aquaculture Pollution in China. *Env. Sci. Pollut. Res.* 14(7): 452-462.
- Cameron, K., C. Madramootoo, and C. Kinsley.** 2003. Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface wetland. *Water Res.* 37: 2803-2812.
- FAO.** 2009. Article 9: Aquaculture Development. In: *FAO - Code of Conduct for Responsible Fisheries*. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/005/v9878e/v9878e00.htm#9>>. Acesso em: 15 abr. 2009.
- FAO.** 2012. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2012*. Rome. 209 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/icalog/inter-e.htm>>.
- Golterman, H. L., R. S. Clyno, and M. A. M. Ohsntad.** 1978. Methods for chemical analysis of fresh water. Blackwell, Boston. 214p.
- Henry-Silva, G. G. and A. F. M. Camargo.** 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Sci. Agric.* 63:433-438.
- Henry-Silva, G.G. and A. F. M. Camargo,** 2008. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *R. Bras. Zootec.* 37(2): 181-188.
- IWA - International Water Association.** 2000. Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation. IWA Publishing, London. 156p.
- Kivaisi, A.K.** 2001. The potencial for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.* 16: 545-560.
- Koroleff, F.** 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.) *Methods of seawater analysis*. Weinheim. Verlag. Chemic. pp.117-181.
- Kumar, J.L.G. and Y. Q. Zhao.** 2011. A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *Journal of Environmental Management*, London 92: 400-406.
- Lin, Y. F., Jing, D. Y. Lee, and T. W. Wang.** 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, Amsterdam 209: 169-184.
- Lin, Y. F., S. R. Jing, D. Y. Lee, Y. F. Chang, Y. M. Chen, and K. C. Shih.** 2005. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environ. Pollut.* 134: 411–421.
- Macedo, C. F. and L. H. Sipaúba-Tavares.** 2005. Variações de nutrientes e estado trófico em viveiros sequenciais de criação de peixes. *Acta Scientific*, Maringá 27(3): 405-411.
- Mackereth, F.I.F., J. Heron, and J. F. Talling.** 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. Freshwater Biological Association London. 121 p.
- McCune, B. and J.J. Mefford.** 1997. PC-ord. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon MjM Software Design, 47p.

- Naylor, S., J. Brisson, M. A. Labelle, A. Drizo, and Y. Comeau.** 2003. Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate. *Water Sci. Technol.* 48(5): 215–222.
- Ran, N., M. Agami and G. Oron.** 2004. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Res.* 38: 2241-2248.
- Rousseau, D.P.L., P.A. Vanrolleghem, and N. Pauw.** 2004. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecol. Eng.* 23: 151–163.
- Sindilariu, P.D., A. Brinker, and R. Reiter.** 2009. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering* 35(5): 711-722.
- Su, Y. M., Y. F. Lin, S. R. Jing, and P. C. Lucy Hou.** 2011. Plant growth and the performance of mangrove wetland microcosms for mariculture effluent depuration. *Marin Pollution Bulletin*, 62, 1455-1463. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.015>.
- Schulz, C., J. Gelbrecht, and B. Rennert.** 2003. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture* 217: 207-221.
- StatSoft, Inc.** 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Tanner, C.C.** 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.* 7: 59-83.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency.** 2000. Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/010, Cincinnati. 166p.
- Vymazal, J.** 2004. Removal of phosphorus in constructed wetlands with sub-surface flow in the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4: 657–670.
- Vymazal, J. and L. Kropfelova.** 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, Dordrecht.
- Vymazal, J.** 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia* 674: 133-156. doi:10.1007/s10750-011-0738-9
- Yang, Q., Z. H. Chen, J. G. Zhao and B. H. Gu.** 2007. Contaminant removal of domestic wastewater by constructed wetland: effects of plant species. *J Integra Plant Biol.* 49: 437–46.
- Wolverton, B.C.** 1979. Engineering design data for small vascular aquatic plant wastewater treatment systems. In: Proc. Conf. Aquaculture Systems for Wastewater Treatment. EPA Office of Municipal Pollution Control, Washington. pp.179-192.

Conclusões Gerais

Capítulo II - A utilização da comunidade fitoplanctônica foi um bom discriminador de diferentes condições ambientais de viveiro de piscicultura. A criação de tilápia-do-nilo utilizada no presente estudo acarretou a um aumento nas concentrações de nutrientes e que aliada ao método de produção levou a modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica. O viveiro de piscicultura apresentou flora fitoplanctônica bem diversificada, no que diz respeito a sua composição taxonômica, e quanto aos grupos morfofuncionais, de forma que as classes Chlorophyceae e Cyanobacteria apresentaram elevados números de táxons e abundâncias. Atribuímos à instabilidade do sistema, a presença de espécies com pequenas dimensões celulares e adaptadas a estágios de transição dos ecossistemas (Grupos I e IV). Os decréscimos da temperatura do ar e água observados no final do ciclo de engorda favoreceram o predomínio de espécies de diatomáceas (Grupo VI). Não detectamos dominância de espécies de cianobactérias dos grupos III e VII, espécies com estruturas especializadas (p. ex. aerótopos, mucilagem, heterócitos etc.) comumente observadas nos ambientes destinados à aquicultura. A utilização da classificação GFBM (Grupos Funcionais Baseados na Morfologia) proposto por Kruk *et al.*, (2010) foi um critério de classificação da comunidade que se mostrou sensível às variações de dinâmica de manejo do viveiro de criação de tilápia-do-nilo. Recomendamos o uso dos GFBM, devido a sua habilidade em predizer ou explicar a ocorrência de grupos potencialmente nocivos e, conseqüentemente, é uma ferramenta promissora para a compreensão e gestão de ambientes aquáticos estáveis, como é o caso da aquicultura.

Capítulo III - O acréscimo de nutrientes se mostrou como uma boa ferramenta para avaliação/quantificação do impacto de empreendimento aquícola. Visto que a aplicação deste método indicou a influência da atividade mesmo sem detalhar os processos

internos envolvidos, sendo este modelo adequado para adoção de medidas mitigadoras, considerando desta forma, a razão entre a carga de nutrientes e a produção de organismos por área, possibilitando a comparação entre os diferentes organismos aquícolas produzidos (p. ex. camarão, peixe, rã etc.). Com relação à comunidade fitoplanctônica não foram observadas densidades que caracterizassem florações de cianobactérias no viveiro, mas registramos a presença de inóculos de espécies de elevada importância do ponto de vista sanitário e esta aliada a constante vazão do sistema, mostra que uma maior preocupação deve ser dada ao efluente dos sistemas de aquicultura.

Capítulo IV - O desempenho das *wetlands* construídas no tratamento do efluente de tilápia-do-nylo mostrou que esta tecnologia é apropriada para as remoções de nutrientes e material particulado em suspensão deste efluente. Os resultados desta pesquisa mostraram que quando comparados os sistemas plantados são mais eficientes na remoção dos nutrientes e material particulado em suspensão que sistemas não plantados. Embora os sistemas como solos filtrantes e taboa tenham apresentado uma melhor porcentagem de remoção de nitrogênio total, fósforo total e material particulado em suspensão, a contribuição da taboa é inferior à contribuição do aguapé nos sistemas sem solos filtrantes.