

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**VARIAÇÃO DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA E
FATORES FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA EM DOIS
SISTEMAS DE AQUICULTURA**

**Rodrigo Ney Millan
Biólogo**

**JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
2012**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**VARIAÇÃO DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA E
FATORES FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA EM DOIS
SISTEMAS DE AQUICULTURA**

Rodrigo Ney Millan

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Lúcia Helena Sipaúba Tavares

**Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de
Jaboticabal, como parte das exigências para a
obtenção do título de Doutor em Microbiologia
Agropecuária**

**JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL
Agosto de 2012**



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE JABOTICABAL
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS DE JABOTICABAL

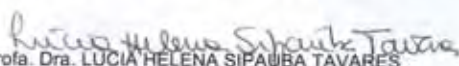
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

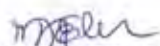
TÍTULO: VARIAÇÃO DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA E FATORES FÍSICO-QUÍMICOS DA
ÁGUA EM DOIS SISTEMAS DE AQUICULTURA

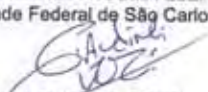
AUTOR: RODRIGO NEY MILLAN

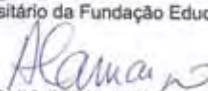
ORIENTADORA: Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

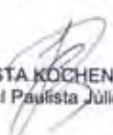
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM MICROBIOLOGIA
AGROPECUÁRIA, pela Comissão Examinadora:


Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES
CAUNESP


Profa. Dra. MÁRCIA NOÉLIA ELER
Universidade Federal de São Carlos


Prof. Dr. CLAUDINEI DA CRUZ
Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos - Unifeb


Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro


Prof. Dr. JOAO BATISTA KOCHENBORGER FERNANDES
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho / Centro de Aquicultura de Jaboticabal

Data da realização: 24 de agosto de 2012.

DADOS CURICULARES DO AUTOR

RODRIGO NEY MILLAN – nascido em 25 de dezembro de 1982, em Sertãozinho, São Paulo, é filho de Júlio Carlos Millan e Cássia Aparecida de Oliveira Millan. Formou-se Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) – UNESP, campus de Jaboticabal, SP, em janeiro de 2007. Foi bolsista de iniciação científica pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no período de dezembro de 2005 a novembro de 2006. Concluiu o curso de Mestrado, no Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) – UNESP, Campus de Jaboticabal, São Paulo, onde foi bolsista do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por um ano e meio e da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por seis meses, obtendo o título de Mestre em Aquicultura. Em março de 2009 ingressou no curso de Doutorado, no Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) – UNESP, Campus de Jaboticabal, São Paulo, onde foi bolsista da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

IDEOLOGIA

Tem dias em que quero ser rei
da pedra
do pedro
do pó.

Usar a coroa
da moeda sem cara
sem fundos
sem lastro.

Alastro a vontade
o reinado
cercado de arame farpado.

Tem dias em que quero ser rei
e faço de mim
a minha monarquia.
Dou liberdade a todos os súditos
mato o dragão da caverna
e num passe de mágica
caso-me com a princesa do reino vizinho.

Zé Luiz de Oliveira
Esparsos & Fragmentos

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares, minha orientadora de longa data, pelas oportunidades cedidas desde os tempos de graduação, proporcionando o meu desenvolvimento pessoal e profissional, com ideias, incentivos, exemplos e muito trabalho. Sua confiança, dedicação e ensinamentos foram cruciais para minha formação.

Aos meus ex-colegas de trabalho: Aline, Émerson, Leonardo e Samuel. Aos meus atuais colegas de laboratório: Fernanda Lima, Flávia, Cecília, Paula, Iara, Fernanda Borges, Anna, Bruno, Érica e Ana. Muitos ajudaram nas coletas de campo, outros em análises laboratoriais e todos com a amizade do dia-a-dia.

Ao Marinho, que deixou o pesque-pague à nossa disposição para efetuarmos as pesquisas e ao Tião e Lincon pelas informações de campo e assessoria durante as coletas.

À direção do CAUNESP, por ceder as estruturas do Centro para a realização das coletas.

Aos funcionários do CAUNESP, sempre prestativos a ajudar no que fosse necessário. Em especial ao “seu” Mauro, pelas informações de campo e Donizeti, nosso motorista de todas as coletas.

À Capes, pela bolsa de Doutorado concedida.

Aos meus pais, incentivadores e apoiadores incondicionais de minha trajetória acadêmica, exemplos de pessoas de bem e dedicação às necessidades da vida.

À minha noiva Natália, pelo amor, carinho e apoio durante todo este ciclo de formação, razão de minha alegria e amparo nos poucos momentos difíceis.

Ao tio Zé, que me indicou o caminho e a forma como deveria ser traçado, com respeito, reconhecimento e muito estudo.

Aos meus avós, Espéria, Victório (in memoriam), Carmem e Júlio, pelo exemplo de persistência na vida e dedicação às pessoas queridas.

Ao restante da minha primeira família, tio Cesar, tia Leni, Lucas, Laís, tia Fátima, tio Sérgio, Alex, Dani, Ana Laura, Aline, Édson e Duda, pelo carinho e amizade.

À minha segunda família, Cristina, Frank, Pedro, Áurea, Renata, Plínio, Isadora, Lorena, Júlio e Irani, em especial ao meu futuro sogro e sogra, pela alegria, companheirismo e carinho que sou tratado.

Aos meus companheiros de finais de semana: Bruna (minha irmã), Aluísio, Michelle, Bution, Viviane e Esquerda. Vocês sempre me trouxeram alegria e motivação!

À minha terceira família: Estrela Solar. Ponto de encontro de outros grandes amigos.

Todos vocês fizeram parte desta longa caminhada e proporcionaram motivos para que meus passos fossem sempre firmes. Agradeço a Deus, por ter chegado até aqui e por colocar vocês em meu caminho!

OBRIGADO!!!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vi
RESUMO.....	1
SUMMARY.....	2
CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	3
INTRODUÇÃO.....	3
REVISÃO DE LITERATURA.....	4
Aquicultura sustentável e seus desafios.....	4
Qualidade da água na aquicultura.....	9
Importância do fitoplâncton na aquicultura.....	14
Importância do zooplâncton na aquicultura.....	29
Tratamento de água na aquicultura.....	37
ÁREA DE ESTUDO.....	44
Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP).....	44
Pesque-pague.....	48
OBJETIVOS GERAIS.....	50
REFERÊNCIAS.....	51
CAPÍTULO 2 – MUDANÇAS NA QUALIDADE E COMUNIDADE PLANCTÔNICA DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO DE DOIS SISTEMAS AQUÍCOLAS ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE MACRÓFITAS.....	65
RESUMO.....	65
ABSTRACT.....	66
INTRODUÇÃO.....	67
MATERIAL E MÉTODOS.....	68
Área de estudo.....	68
Amostragem.....	70

Análise das amostras.....	70
Análise dos dados.....	71
RESULTADOS.....	72
DISCUSSÃO.....	76
CONCLUSÕES.....	80
REFERÊNCIAS.....	81
CAPÍTULO 3 - FORÇAS MOTRIZES DA DINÂMICA DE GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS EM DOIS ECOSSISTEMAS ARTIFICIAIS SUBTROPICAIS RASOS.....	
	85
RESUMO.....	85
ABSTRACT.....	86
INTRODUÇÃO.....	87
MATERIAL E MÉTODOS.....	88
Área de estudo.....	88
Amostragem.....	90
Análise das amostras.....	90
Análise dos dados.....	91
RESULTADOS.....	92
Fatores climáticos e variáveis limnológicas.....	92
Dinâmica do fitoplâncton.....	95
Índice Q.....	98
DISCUSSÃO.....	98
CONCLUSÕES.....	102
REFERÊNCIAS.....	103
CAPÍTULO 4 – RESPOSTA DO AGRUPAMENTO FUNCIONAL DE ROTIFERA À MUDANÇA DE ESTADO TRÓFICO EM ECOSSISTEMAS AQUÍCOLAS DE ÁGUA DOCE SUBTROPICAIS.....	
	107
RESUMO.....	107
ABSTRACT.....	108
INTRODUÇÃO.....	109

MATERIAL E MÉTODOS.....	110
Área de estudo.....	110
Amostragem.....	112
Análise das amostras.....	112
Cálculo da biomassa zooplancônica.....	113
Análise dos dados.....	114
RESULTADOS.....	114
DISCUSSÃO.....	118
CONCLUSÕES.....	122
REFERÊNCIAS.....	123
CAPÍTULO 5 – INFLUÊNCIA DE “WETLAND” CONSTRUÍDO E SISTEMA DE SOLO FILTRANTE NA DINÂMICA DOS GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS PRESENTES EM EFLUENTE DE DUAS PISCICULTURAS SUBTROPICAIS.....	126
RESUMO.....	126
ABSTRACT.....	127
INTRODUÇÃO.....	128
MATERIAL E MÉTODOS.....	130
Área de estudo.....	130
Amostragem.....	132
Análise das amostras.....	133
Análise dos dados.....	133
RESULTADOS.....	134
Índice Q.....	140
DISCUSSÃO.....	141
CONCLUSÕES.....	144
REFERÊNCIAS.....	145
CAPÍTULO 6 – IMPLICAÇÕES.....	150

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 Médias e desvios padrões das variáveis limnológicas nos período seco e chuvoso, onde: EP = entrada pesque-pague; SP = saída pesque-pague, EC = entrada CAUNESP, SC = saída CAUNESP.....	93
Tabela 2 Principais espécies fitoplanctônicas encontradas apresentando os grupos taxonômicos, funcionais e respectivos fator F, com base em REYNOLDS et al. (2002) e PÁDISÁK et al. (2009).....	96
Tabela 3 Número de gêneros encontrados ao longo do período de estudo nos diferentes pontos de coleta, onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.....	116
Tabela 4 Correlação não paramétrica de Spearman entre a relação guilda (RG) nos pontos amostrados e porcentagem de biomassa de Cladocera, Copepoda Calanoida e Copepoda Cyclopoida, onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.....	118
Tabela 5 Médias, desvios padrões e resultados do teste de Mann-Whitney dentro e entre os ecossistemas, onde: EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído; %ER = eficiência de remoção; ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas; SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas; U = resultado do teste de Mann-Whitney entre os ecossistemas.....	136
Tabela 6 Principais espécies fitoplanctônicas encontradas apresentando	

os grupos taxonômicos, funcionais e respectivos fatores	
F.....	138

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 Imagem de satélite do CAUNESP demarcando os locais de coleta (Fonte: Google Earth).....	44
Figura 2 Vista dos pontos de coleta no CAUNESP, onde: A = nascente, B = abastecimento, C = saída de água dos tanques e D = efluente. As setas indicam os pontos amostrados.....	46
Figura 3 Imagem de satélite do pesque-pague demarcando os locais de coleta (Fonte: Google Earth).....	49
Figura 4 Vista dos pontos de coleta no pesque-pague, onde: A = nascente, B = abastecimento, C = saída de água dos tanques e D = efluente. As setas indicam os pontos amostrados.....	51
Figura 5 Recorte do mapa do Brasil, com destaque na localização da cidade de Jaboticabal, mostrando a área onde foram amostrados os pontos de coleta, sendo: NP = nascente do CAUNESP, EC = entrada de água do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada de água do pesque-pague.....	69
Figura 6 Média (quadrados) e desvio padrão (barras verticais) das variáveis físicas e químicas da água, onde: NC = nascente do CAUNESP, EC = entrada do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada do pesque-pague, OD = oxigênio dissolvido, Cond. = condutividade. Letras iguais sobre as barras verticais indicam semelhança entre os pontos, verificada através de comparações múltiplas obtidas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (p<0,01).....	73
Figura 7 Abundância relativa temporal e espacial dos grupos fitoplanctônicos, onde: NC = nascente do CAUNESP, EC =	

	entrada do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada do pesque-pague.....	75
Figura 8	Abundância relativa temporal e espacial dos grupos zooplanctônicos, onde: NC = nascente do CAUNESP, EC = entrada do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada do pesque-pague.....	77
Figura 9	Recorte do mapa do Brasil, com destaque na localização da cidade de Jaboticabal, mostrando a área onde foram amostrados os pontos de coleta, sendo: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.....	89
Figura 10	Variação sazonal da precipitação e insolação entre os meses de março/09 a fevereiro/10.....	92
Figura 11	Variação sazonal do nitrato (NO ₃), nitrito (NO ₂), amônia (NH ₄) e fósforo total (PT) nos pontos amostrados, onde: EP = entrada pesque-pague; SP = saída pesque-pague, EC = entrada CAUNESP, SC = saída CAUNESP.....	94
Figura 12	Gráfico biplot da análise de componentes principais (ACP) envolvendo nove variáveis ambientais, onde: círculo preto = variáveis (NH ₄ = amônia, Temp = temperatura, Clo-a = clorofila-a, Alc = alcalinidade, OD = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade, PT = fósforo total, NO ₂ = nitrito, NO ₃ = nitrato), quadrado = pontos na chuva (EC C = entrada do CAUNESP no período chuvoso, SC C = saída do CAUNESP no período chuvoso, EP C = entrada do pesque-pague no período chuvoso, SP C = saída do pesque-pague no período chuvoso), losango = pontos na seca (EC S = entrada do CAUNESP no período seco, SC S = saída do CAUNESP no período seco, EP S = entrada do pesque-pague no período seco, SP S = saída do pesque-pague no período seco).....	95

Figura 13	Biomassa dos grupos funcionais fitoplanctônicos (mg.L-1) onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.....	97
Figura 14	Avaliação da condição ecológica de acordo com o índice Q para os períodos de seca e chuva, onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.....	99
Figura 15	Recorte do mapa do Brasil, com destaque na cidade de Jaboticabal, mostrando a área onde foram amostrados os pontos de coleta, sendo: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.....	111
Figura 16	Gráfico biplot da análise de componentes principais (ACP) envolvendo dez variáveis ambientais, onde: triângulo = variáveis (NH ₄ = amônia, Temp = temperatura, Clo-a = clorofila-a, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, OD = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade, PT = fósforo total, NO ₂ = nitrito, NO ₃ = nitrato), círculo = pontos de coleta.....	116
Figura 17	Média da relação guilda (RG) nos pontos amostrados, com minigráficos correspondendo à variação real nos 12 meses amostrados para cada ponto, apresentando linha de tendência polinomial de ordem três, onde: barras claras = Rotifera micrófago, barras escuras = Rotifera raptorial.....	117
Figura 18	Comparação da relação guilda (RG) e biomassa de Copepoda nas saídas de água do CAUNESP (SC) e saída de água do pesque-pague (SP).....	119
Figura 19	Recorte do mapa do Brasil, com ampliação para os pontos de coleta, mostrando desenho esquemático dos dois sistemas de tratamento, sendo: EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído, ESF= entrada do sistema de	

	solo filtrante sem plantas, SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas, C = <i>Cyperus giganteus</i>, T = <i>Typha domingensis</i>, E = <i>Eichhornia crassipes</i>, P = <i>Pontederia cordata</i>, retângulo quadriculado = pedras.....	131
Figura 20	Gráfico biplot da análise de componentes principais (ACP) envolvendo dez variáveis ambientais, onde: losango = variáveis (NH₄ = amônia, Temp = temperatura, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, OD = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade elétrica, PT = fósforo total, NO₂ = nitrito, NO₃ = nitrato, Alc = alcalinidade), quadrado = pontos de coleta (EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído; ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas; SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas).....	137
Figura 21	Abundância relativa dos grupos funcionais fitoplanctônicos nos pontos amostrados, onde: EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído; ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas; SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas.....	139
Figura 22	Avaliação da condição ecológica dos ecossistemas de acordo com o índice Q, onde: EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído, ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas, SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas.....	141

VARIAÇÃO DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA E FATORES FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA EM DOIS SISTEMAS DE AQUICULTURA

RESUMO - O trabalho objetiva avaliar a importância da comunidade planctônica associando à qualidade da água nos principais compartimentos das pisciculturas estudadas: água de abastecimento, cultivo de organismos aquáticos e efluente. Foram realizadas coletas mensais durante um ano em dois ecossistemas aquícolas: um centro de pesquisa em aquicultura (CAUNESP) e um pesque-pague, localizados nas coordenadas geográficas 21°15'S e 48°18'O, amostrando 4 pontos em cada estabelecimento: nascente, água de abastecimento após tratamento, saída do sistema e efluente final após tratamento. Procedeu-se análise física e química da água e da comunidade planctônica em todos os pontos amostrados. Verificou-se que a água de abastecimento dos dois sistemas aquícolas é de boa qualidade para o cultivo de organismos aquáticos e que a passagem da água de nascente pelo banco de macrófitas foi benéfica para a comunidade planctônica. O estudo confirmou que o ciclo hidrológico, regime alimentar dos organismos cultivados e disposição sequencial de tanques foram variáveis promotores de mudanças na comunidade planctônica. O agrupamento funcional aplicado ao fitoplâncton e Rotifera (relação guilda) respondeu satisfatoriamente às mudanças do grau de trofia ocorridas no ambiente, podendo ser utilizados para monitoria destes ambientes. Além disso, demonstra a importância da construção de um sistema de tratamento no efluente de pisciculturas, propiciando remoção de nutrientes e alteração da constituição planctônica, visando melhoria das condições limnológicas da água de escoamento para o ambiente.

Palavras-chave: água de abastecimento, fitoplâncton, grupos funcionais, qualidade de água, tratamento de efluente, zooplâncton

PLANKTONIC COMMUNITY AND PHYSICAL-CHEMICAL WATER FACTORS IN TWO FISH FARMS

SUMMARY - The importance of the plankton community associated to water quality in the main compartments of the fish farms such as, water supply, cultivation of aquatic organisms and effluent, is evaluated. The samplings' abiotic and biotic data were carried out monthly in two fish farms (21°15'S and 48°18'O) where four sampling points in each were evaluated, or rather, well, water supply after treatment, pre- and post-treatment wastewater. Analyses of the physical and chemical factors and of the plankton community in all the sampled points were undertaken. Results show that the water supply of the two fish farms indicated good water quality for the cultivation of aquatic organisms and that the passage of spring water through the macrophyte bank was beneficial to the plankton community. Current study confirmed that the hydrological cycle, the diet of cultured organisms and tank sequential disposal were factors that triggered changes in the plankton community. The functional group applied to phytoplankton and Rotifera (guild ratio) satisfactorily responded to changes in the environment's trophic level and may be used for the monitoring of environments. Furthermore, it demonstrated the importance of building a treatment system in fish farm effluents through the removal of nutrients and plankton, and aimed at improving the limnological conditions of runoff water into the environment.

Keywords: water supply, phytoplankton, functional groups, water quality, wastewater treatment, zooplankton

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

INTRODUÇÃO

A importância da aquicultura na economia mundial tem crescido anualmente, aumentando a demanda de consumo de organismos aquáticos pela população. A produção aquícola mundial aumentou de 1,7 milhões de toneladas em 1957 para 68 milhões de toneladas em 2008 (FAO, 2009).

O sucesso da produção de organismos aquícolas está relacionado à manutenção da qualidade da água de cultivo em estado adequado para o crescimento e desenvolvimento dos organismos.

Muitos estudos têm dado atenção ao monitoramento da qualidade de água nos diferentes ecossistemas, incluindo os aquícolas, já que a intensificação da produção de organismos aquáticos pode deteriorar a qualidade da água e promover morte destes organismos, trazendo graves prejuízos econômicos, sociais e ambientais.

Estudos limnológicos básicos em ecossistemas aquícolas são de extrema importância para o entendimento dos processos que podem ocasionar deterioração da qualidade da água, evitando todos os problemas anteriormente citados.

O monitoramento pode ser feito através das variáveis físicas e químicas bem como das espécies planctônicas encontradas no corpo hídrico, sensíveis às mudanças de qualidade de água, funcionando como um sensor ambiental. A utilização de agrupamento funcional para as espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas, levando em consideração aspectos ambientais e comportamentais destes organismos, pode aprimorar o monitoramento ambiental, através da identificação dos grupos associados a condições consideradas ruins para uma determinada situação, como a criação de organismos aquáticos em tanques e viveiros.

Além do monitoramento ambiental dentro dos ambientes aquícolas, deve-se levar em conta a água de abastecimento e o efluente gerado. Quando são detectados problemas com a qualidade da água de abastecimento e lançamento de efluentes,

medidas podem ser tomadas, como a utilização de macrófitas aquáticas, visando reduzir os compostos dissolvidos na água, evitando a eutrofização dos tanques, viveiros e corpo receptor.

Diante de tal problemática, este estudo foi conduzido em dois ambientes aquícolas, um comercial, de menor porte e outro de pesquisa, de maior porte. Ambos possuem o mesmo sistema de abastecimento de água, provindo de nascente e passando por um sistema de tratamento composto por macrófitas. Os tanques e viveiros são abastecidos de forma contínua e sequencial, fato que pode favorecer acúmulo de nutrientes no final dos sistemas, onde foram construídos “wetlands” para o tratamento do efluente.

O primeiro capítulo desta tese aborda os principais aspectos quanto à qualidade de água, designando a importância da observação da comunidade planctônica para o monitoramento, principalmente enfocando os grupos funcionais fitoplanctônicos e de Rotífera, apresentando possíveis soluções para que a atividade não prejudique o ambiente. Neste capítulo, também são caracterizados a área de estudo e os objetivos gerais.

Os capítulos 2, 3, 4 e 5 são compostos de artigos científicos. O capítulo 2 visa a comparar a qualidade da água e a comunidade planctônica dos dois sistemas de abastecimento, que utilizam macrófitas flutuantes e enraizadas. O capítulo 3 identifica as forças responsáveis pela dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos nos dois ecossistemas analisados. Já o capítulo 4 demonstra a resposta do agrupamento funcional de Rotífera às mudanças de estado trófico. Por fim, o capítulo 5 analisa os dois sistemas de tratamento de água que foram desenvolvidos à fim de melhorar as condições do efluente aquícola descartado ao ambiente, verificando padrões físicos, químicos e biológicos.

REVISÃO DE LITERATURA

Aquicultura sustentável e seus desafios

O crescimento global da população tem levado a um aumento dos requerimentos dos recursos hídricos, tanto para abastecimento público quanto propósitos industriais, navegação e produção de alimento (BORGES et al., 2010). Tendo em vista essa problemática, a aquicultura, que é uma atividade para produção de alimento em franca expansão, pode ser alternativa aos desafios criados pelo elevado crescimento populacional e competição por água, terra e outros recursos naturais (PIEDRAHITA, 2003).

Desde os anos 70 a produção aquícola global aumentou 40 vezes e a expectativa é de que quintuplique nos próximos 50 anos. Globalmente, destaca-se com grande importância econômica, produzindo proteína para o consumo humano e complementando a disponibilidade limitada dos estoques pesqueiros superexplorados (BOSMA & VERDEGEM, 2011). Artigos recentes realçam a importância de viveiros e tanques na provisão de habitat para suportar a biodiversidade de água doce (POULÍCHOVA et al., 2009).

Atualmente tenta-se praticar uma aquicultura sustentável, com a adoção de boas práticas de manejo globais e regionais. A meta das boas práticas de manejo é tornar a aquicultura um empreendimento ambientalmente responsável, considerando também o lado econômico e social. Vários indicadores para avaliar a eficiência e sustentabilidade no uso de recursos têm sido desenvolvidos, englobando parâmetros que incluem critérios sociais, econômicos e ecológicos (BOYD et al., 2007).

O manejo dos viveiros deve promover um equilíbrio entre processos de produção (anabolismo) e decomposição (catabolismo). O ambiente aquático promove alimento natural, espaço, abrigo e oxigênio, recebendo metabólitos dos organismos cultivados (fezes, amônia, gás carbônico, etc...), fitoplâncton, zooplâncton, bentos e outros organismos da comunidade microbial. A decomposição das fezes consome oxigênio, enquanto amônia e nitrito, potencialmente tóxicos, são liberados. Os produtores devem limitar os processos de decomposição, evitando uma massiva morte dos peixes, controlando a produção de organismos e adicionando oxigênio extra através de mecanismos físicos ou renovação de água (BOSMA & VERDEGEM, 2011).

O sucesso de um empreendimento aquícola depende da escolha de um local adequado para a implementação da atividade, além de alguns variáveis ambientais, especialmente qualidade e quantidade da água de abastecimento, do tipo de solo, topografia e clima (BOYD & QUEIROZ, 2004).

A aquicultura pode causar alguns impactos negativos ao ambiente, como: aumento da concentração de nutrientes, modificação da cadeia alimentar e balanço das comunidades, introdução de espécies exóticas, diminuição da biodiversidade e difusão de doenças (BORGES et al., 2010).

Em algumas propriedades aquícolas os peixes são alimentados de forma incorreta, e uma proporção da ração administrada não é consumida, aumentando a quantidade de matéria a ser decomposta e nutrientes dissolvidos na coluna de água.

Um dos compostos que podem sofrer incremento graças ao arraçoamento e fertilização inadequados é o nitrogênio, elemento essencial para o crescimento do fitoplâncton, sendo a amônia a forma mais eficiente de assimilação em baixa intensidade luminosa e o nitrato em alta (BUFFORD & PEARSON, 1998).

O nitrogênio é necessário para a síntese de proteínas e o fósforo é constituinte do DNA, RNA e importante na transferência de energia. Estes dois elementos são fundamentais para o crescimento dos organismos cultivados, sendo limitantes na maioria dos ecossistemas aquáticos e terrestres (CONLEY et al., 2009).

Compostos fosfatados encontrados no alimento afetam a disponibilidade de fósforo no ambiente, uma vez que ocorre grande perda quando a taxa de conversão alimentar é baixa (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

Pesquisas envolvendo o fenômeno de eutrofização nos anos 60 e 70 resultaram na quantificação e classificação da trofia do sistema (PARPAROV et al., 2010). O aumento da disponibilidade de nitrogênio e fósforo é fator primordial para elevar o grau de eutrofização das águas superficiais e a degradação dos ecossistemas aquáticos sendo importantes problemas ambientais em escala global e local (CHEN et al., 2010). A eutrofização dos ecossistemas de água doce afeta a saúde do ambiente, com mudança na diversidade e abundância de espécies planctônicas (BORGES et al., 2010).

A necessidade de se reduzir a quantidade de nutrientes que é disponibilizada pela ação humana nos corpos hídricos com a finalidade de evitar a eutrofização é de grande importância, mas os custos para tal ação são onerosos. O mais sensato é desenvolver estratégias de manejo adequadas para que a incorporação de nutrientes seja suficiente para o cultivo de organismos (CONLEY et al., 2009).

Para amenizar os problemas relacionados ao excesso de alimento na água nos dias atuais, a alimentação dos peixes é feita através de rações extruzadas, que possibilitam a visualização das sobras na coluna d'água e a fácil remoção, podendo-se controlar diariamente a quantidade que deve ser administrada para produção adequada (BOSMA & VERDEGEM, 2011).

Outro processo comum na produção de organismos aquáticos envolve a renovação diária de pelo menos 25% da água dos viveiros e tanques, melhorando o crescimento dos organismos, já que a renovação remove parte dos metabólitos nitrogenados dos peixes, eleva o pH e aumenta o oxigênio dissolvido, influenciando a comunidade planctônica (EL-SAYED et al., 2010).

Um dos problemas na produção de organismos aquáticos é a disponibilidade de oxigênio, elemento necessário para a respiração dos organismos e decomposição de detritos, uma vez que a adição de alimento aumenta a demanda por este gás. Durante as horas iluminadas ocorre produção excessiva de oxigênio pelas algas, sendo importante para suportar a respiração e decomposição no período sem luz (BOSMA & VERDEGEM, 2011).

Em um sistema aquícola de sucesso, deve-se priorizar o balanço entre a produção de organismos e a química da água. O primeiro se refere à produção de alimento natural em todos os níveis, que pode garantir suprimento de oxigênio e crescimento dos peixes. O segundo requer minimizar o acúmulo de metabólitos tóxicos e nutrientes (EL-SAYED et al., 2010).

É comum entre piscicultores a utilização de dejetos de animais produzidos em suas propriedades rurais para o enriquecimento da água e consequente aumento do alimento natural para os peixes (plâncton). Estes dejetos podem ser utilizados diretamente pelos peixes ou indiretamente pelo enriquecimento da água com

comunidades autotróficas e heterotróficas. Porém, quando estes dejetos são utilizados *in natura* podem trazer sérios prejuízos para a coluna de água, uma vez que utilizam oxigênio para a decomposição. Assim, a quantidade de dejetos que pode ser utilizada para enriquecimento é dependente da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e seu uso excessivo pode causar séria depleção de oxigênio dissolvido e resultar na produção de gases tóxicos como o CO₂, H₂S, NH₃, etc., além de poder disseminar doenças parasitárias (KAUR & ANSAL, 2010).

Outro problema enfrentado pela aquicultura é a densidade de estocagem dos organismos cultivados, uma vez que de acordo com BEVERIDGE (1996) cada quilograma de peixe cultivado promove cerca de 0,023 Kg de fósforo para o ambiente, onde a principal fonte de resíduo é o alimento não ingerido.

Com todas estas nuances apresentadas, a avaliação da eutrofização tem sido considerada um processo complexo, visto que muitas variáveis estão envolvidas, incluindo variáveis de causas (nitrato, nitrito, amônia e fósforo) e resposta (clorofila-*a*). Dada a complexidade dos processos, algumas ferramentas têm sido utilizadas, destacando-se a estatística multivariada englobando variáveis abióticas e bióticas. Uma ferramenta estatística multivariada muito utilizada em vários campos da ciência é a análise de componentes principais (ACP), que reduz as dimensões, extraindo um número de componentes principais de acordo com as intercorrelações das variáveis envolvidas. O método é mais aplicável quando altas correlações são observadas entre as variáveis. Além disso, a ACP não necessita de pré-requisitos como normalidade e homocedasticidade, raramente encontrados em dados ambientais, não sendo necessária a transformação dos dados que podem distorcer as informações originais (PRIMPAS et al., 2010).

A sustentabilidade ecológica na aquicultura, como em outros sistemas de produção de alimentos, é influenciada por uma série de riscos, como: alteração do habitat ou destruição, consumo excessivo de água doce, poluição orgânica e eutrofização, contaminação química com pesticidas e agentes terapêuticos, infecções, risco genético pelo escape de animais e introdução de espécies exóticas além da diminuição do estoque de espécies nativas (BOSMA & VERDEGEM, 2011).

Para vencer grande parte destes desafios criados para a construção de um empreendimento aquícola sustentável, o empreendedor deve empregar manejo adequado aos propósitos e região, além de conhecer e controlar os aspectos ecológicos, biológicos e sócio-econômicos envolvidos na atividade, que podem ser obtidos com estudos básicos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010a).

Qualidade da água na aquicultura

O sucesso de uma piscicultura está relacionado à qualidade da água utilizada para o cultivo dos organismos aquáticos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1998).

Os tanques e viveiros de piscicultura são ecossistemas dinâmicos, caracterizados pela baixa profundidade e fluxo contínuo de água, que afetam diretamente as variáveis limnológicas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010a). A profundidade ótima dos viveiros ou tanques varia de acordo com as espécies cultivadas, mas tradicionalmente se utiliza valores entre 0,6 e 1,5 metros (BOSMA & VERDEGEM, 2011). O fluxo contínuo de água é de extrema importância, pois transporta nutrientes, microrganismos, matéria orgânica e acrescenta oxigênio à coluna d'água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010a).

A qualidade da água é definida de acordo com parâmetros químicos, físicos e biológicos, sendo a análise extremamente complexa em virtude do grande número de variáveis e suas correlações. Desta forma, muitas pesquisas utilizam técnicas exploratórias multivariadas dos dados, como a análise de agrupamento (cluster) e componentes principais (ACP), que auxiliam na interpretação da complexa matriz de dados de qualidade de água (KUMAR & SINGH, 2010).

O pH da água é uma das principais variáveis aferidas pois influencia uma gama de processos físicos, químicos e biológicos, estando relacionado à biodisponibilidade de alguns nutrientes, metais e pesticidas (WILSON, 2011). O aumento dos valores de pH geralmente está associado ao aumento do processo fotossintético, através do consumo de gás carbônico. Como regra, sistemas artificiais rasos com fluxo contínuo

de água, apresentam pouca variação no pH e alcalinidade da água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

A maioria dos peixes tolera uma faixa de pH variando de 6,5 a 9,0, embora a toxicidade de alguns constituintes pode ser afetada pelas mudanças de pH na faixa citada. A variação do pH entre 6,0 e 6,5 também não é prejudicial aos peixes, a menos que a concentração de gás carbônico seja superior a 100 mg.L⁻¹. (BURTON JR. & PITT, 2002).

Uma variável abiótica importante quando se quer estudar o estado trófico de um ecossistema aquático é a quantidade de clorofila-a disponível na água, uma vez que esta variável é uma mensuração indireta da biomassa fitoplanctônica ativa, porém deve-se levar em conta que o conteúdo celular de clorofila é espécie-específico e depende do estado fisiológico da célula fitoplanctônica (GIORDANI et al., 2009).

Baixas concentrações de clorofila-a podem ser associadas ao baixo tempo de residência da água, uma vez que é dependente da permanência da biomassa fitoplanctônica no viveiro ou tanque de piscicultura (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

Tanques de piscicultura com fluxo contínuo de água recebem grande quantidade de material alóctone, como ração e fertilizantes, apresentando valores de condutividade elétrica ao redor de 100 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e, isso se deve ao efeito acumulativo provocado pelo fluxo contínuo de água e disposição sequencial de tanques, evidentemente devido ao baixo tempo de residência (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007; 2010a).

Outro fator de extrema importância para a qualidade da água em ambientes subtropicais é o período chuvoso, que no sudeste brasileiro, corresponde ao verão. Neste período são encontradas as maiores temperaturas, onde se observam as melhores condições para a prática aquícola, sendo intensificado o arraçamento e fertilização dos tanques e viveiros. Além disso, as chuvas afetam a dinâmica destes ecossistemas, transportando nutrientes e material alóctone para o corpo hídrico, alterando o aspecto visual e as condições físico-químicas da água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007).

Geralmente a fertilização dos tanques de piscicultura se dá através de resíduos de outras criações, como por exemplo, suinocultura, e podem trazer alguns prejuízos

para o ecossistema. Se a ração utilizada para alimentar os suínos conter cobre, este metal pesado será eliminado em grande proporção pelas fezes, que serão utilizadas na fertilização, disponibilizando metal pesado para a coluna de água (BOSMA & VERDEGEM, 2011). Outro problema sério é a presença de coliformes termotolerantes nos resíduos de suinocultura, que podem contaminar a água, o sedimento e o trato digestório dos peixes (AL HARBI, 2003). MACEDO et al. (2011) encontraram contaminação por coliformes termotolerantes na água dos viveiros do CAUNESP, principalmente no período chuvoso, onde ocorre maior introdução de resíduos e as elevadas temperaturas favorecem a rápida reprodução das bactérias.

Como todo animal heterotérmico, o apetite dos peixes varia ao longo do dia, em função da temperatura da água. Um aumento é esperado no consumo de ração pelos peixes quando a temperatura da água aumenta ao longo do dia. Hipoteticamente, se a alimentação é igualmente dividida em várias porções ao longo do dia, poderemos ter sobra nas horas mais frias e falta nas horas mais quentes. As sobras podem contribuir para a deterioração da qualidade da água, com perda econômica; o mesmo ocorrendo quando há falta de alimento (CALDINI et al., 2011).

Os tanques e viveiros de piscicultura recebem adição de ração diariamente e, quando o sistema é de fluxo contínuo de água associado à disposição sequencial, pode haver aumento da disponibilidade de nutrientes nos tanques subsequentes, prejudicando a qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010a).

Outro fator que afeta a limnologia dos tanques e viveiros de piscicultura é a densidade de estocagem de peixes; quanto maior a densidade, maior será os níveis de nutrientes e valores de condutividade elétrica na água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008). Além disso, cada espécie de peixe tem influência diferenciada na qualidade da água, dependente do nível trófico que ocupa, do comportamento alimentar e a capacidade de modificar o hábito alimentar quando a disponibilidade de determinado alimento se torna escassa (BOSMA & VERDEGEM, 2011).

Para crescimento e desenvolvimento adequado dos peixes tropicais, a concentração de oxigênio dissolvido deve ser mantida acima 4 mg.L^{-1} (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). A depleção de oxigênio dissolvido em tanques fertilizados é um dos

principais problemas, uma vez que durante a noite a taxa fotossintética é superada pela taxa respiratória, consumindo grande parte de oxigênio (EL-SAYED et al., 2010). BOYD (1990) acredita que a demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) obtida nos tanques de piscicultura está mais relacionada à respiração planctônica que a processos de decomposição. Já BRUNE et al. (2003) enfatiza que a capacidade de consumo de oxigênio contida em alimentos específicos para a aquicultura está em torno de 60% do peso seco do alimento, podendo variar significativamente com a quantidade de bactérias e matéria fecal presentes no sistema, ou seja, está mais relacionada à decomposição.

A transparência da água e a concentração de oxigênio dissolvido podem adicionar informações se ambientes muito eutróficos estão sendo considerados. Entretanto, estes parâmetros mostram tendências anuais e flutuações dependentes das condições locais, variação sazonal, circulação de água, bem como processos químicos e biológicos (PRIMPAS et al., 2010).

O estudo realizado por PEETERS et al. (2009) mostrou que as variáveis relacionadas ao regime de luz (transparência, clorofila-a e sólidos em suspensão) e nutrientes (fósforo total e relação N:P) foram as mais importantes para o monitoramento do ecossistema e que para um rápido inventário, o uso de modelo simples baseado meramente na transparência medida pelo disco de Secchi, pode servir como boa medida para a eutrofização especialmente se combinar informações adicionais como a quantidade de nutrientes disponível e algumas características bióticas.

Dentre os nutrientes encontrados dissolvidos na água, os mais importantes para definir padrões de qualidade de água são os compostos fosfatados e nitrogenados (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2011).

O nitrato é a forma de nitrogênio com maior prevalência em águas com concentração elevada de oxigênio dissolvido, sendo dependente da atividade biológica e o elemento final da nitrificação (NEOFITOU & KLAUDATOS, 2008). SIPAÚBA-TAVARES et al. (2010a) documentaram que concentrações superiores a $4,6 \text{ mg.L}^{-1}$ de oxigênio dissolvido favoreceram a predominância do nitrato e diminuição do nitrito.

A principal fonte de amônia em tanques de piscicultura é a excreção pelos peixes, que está diretamente relacionada à taxa de alimentação e o nível de proteína no alimento, uma vez que as proteínas ingeridas na dieta fornecerão nitrogênio para formar outras proteínas (músculos), produção de energia e excreção de amônia pelas brânquias. Outra fonte importante de amônia para os tanques de piscicultura é a difusão através do sedimento, que se caracteriza pela presença de matéria orgânica, com o acúmulo de algas mortas e material fecal produzido pelos peixes. A decomposição deste material decantado produz amônia, que se difunde do sedimento para a coluna de água (EL-SAYED et al., 2010).

A concentração de amônia deve ser monitorada constantemente, já que a amônia não ionizada (NH_3) é tóxica aos peixes em concentrações entre 0,2 a 2,0 mg.L^{-1} , sendo dependente do pH, predominando em valores acima de 9,0 (ALABASTER & LLOYD, 1982).

Existem dois processos que resultam na perda ou decomposição da amônia. A mais importante é a incorporação do composto pelas microalgas e plantas aquáticas. O outro processo é a nitrificação, onde as bactérias oxidam a amônia em dois passos: primeiramente é convertida para nitrito e posteriormente para nitrato. Visando estes dois processos básicos pode-se manejar os tanques e viveiros de piscicultura a fim de reduzir a concentração de amônia, mas a maioria das medidas não são praticáveis em tanques de grandes proporções, usados na aquicultura comercial. Dentre as medidas temos: reduzir ou deixar de fornecer alimentos por um período, aumentar a aeração, adicionar cal, fertilizar com fósforo, reduzir a profundidade do tanque, abastecer o tanque com água de boa qualidade, adicionar uma fonte de carbono orgânico, adicionar materiais de troca iônica e adicionar ácido (EL-SAYED et al., 2010).

Na maioria das águas continentais, o fósforo é um fator limitante da produtividade, sendo apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 1998). Em piscicultura, a dinâmica do fósforo é controlada pelo arraçamento e fertilização dos tanques e viveiros. O arraçamento pode contribuir com o aumento do fósforo de duas maneiras: através da decomposição

do alimento não consumido e com o uso de ração com baixa conversão alimentar (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

De forma geral, os nutrientes disponibilizados pela degradação promovida pelas bactérias são incorporados pelo fitoplâncton. O zooplâncton e os peixes herbívoros consomem o fitoplâncton e pequenas partículas revestidas com bactérias, que também servem de alimento para os macroinvertebrados detritívoros bentônicos. Os peixes também podem consumir os organismos zooplanctônicos, mas a principal fonte de alimento natural é o fitoplâncton (EL-SAYED et al., 2010).

Com esta gama de variáveis atuando em um corpo hídrico é de grande importância estudos básicos da estrutura e função dos ecossistemas aquáticos sendo possível reconhecer as características chave para monitorar a qualidade das águas superficiais (CHEN et al., 2010).

O problema mais desafiador da hidroecologia teórica e aplicada é entender os princípios fundamentais da ecologia para a aplicação no desenvolvimento de manejos efetivos (PARPAROV et al., 2010).

Importância do fitoplâncton na aquicultura

A comunidade fitoplanctônica é composta por organismos fotoautotróficos responsáveis por grande parte da produção primária do planeta. O fitoplâncton é composto de diversas linhagens antigas de organismos eucarióticos e procarióticos. As células destes organismos podem sofrer transições entre uma ativa fase de crescimento onde a biomassa é aumentada (na ausência de perdas externas), e outra fase onde as células estão dormentes ou quiescentes, sofrendo reprodução sexual ou morte. Estas fases de transição representam o ciclo de vida do organismo. Isso significa que a população fitoplanctônica contém células que sofrem diferentes destinos, mostrando forte diferenciação na fisiologia e diferentes papéis funcionais, mesmo sendo identicamente quanto a genético (DASSOW & MONTRESSOR, 2011).

Os padrões de distribuição de microalgas de águas doces têm recentemente sido alvo de muitos estudos, especificamente investigando a abundância local e padrões de

ocupação regional das espécies, bem como a relação da similaridade de composição entre localidades, ressaltando a geografia e características ambientais (POULICHOVA et al., 2009).

Análises biológicas podem detectar possíveis alterações na qualidade da água, bem como as tendências ao longo do tempo que são refletidas na mudança de habitat ou natureza dos organismos aquáticos. O conhecimento da autoecologia e o estudo das comunidades biológicas, com a distribuição dos organismos e a abundância de espécies de uma determinada área amostrada, são variáveis importantes para serem levadas em conta quando se verifica a qualidade da água. Assim, devido a sua ampla distribuição espacial e temporal, as algas são importantes organismos para a verificação da qualidade da água (CHELLAPPA et al., 2009).

A comunidade fitoplanctônica difere comportamentalmente quanto à atividade fotossintética de acordo com a estrutura de tamanho da célula. Assim, estes organismos apresentam uma resposta integrada às perturbações ambientais e, conseqüentemente, a estrutura da comunidade pode ser um excelente indicador do estado trófico do corpo de água. Deve-se ressaltar também que a composição da comunidade planctônica influencia diretamente no funcionamento do ecossistema aquático (BORGES et al., 2010).

A absorção de luz específica do fitoplâncton modifica as propriedades ópticas dos corpos de água. Esta função vital inclui a habilidade de modular o campo de luz da sub-superfície e contribui para a fotossíntese. Esta propriedade tem papel fundamental na estimativa da quantidade de pigmentos, produção primária e outras variáveis ambientais aquáticas (LE et al., 2009).

O fitoplâncton atualmente é responsável por aproximadamente 50% da produção primária global e é classificado de acordo com o tamanho como: $< 2 \mu\text{m}$ – picoplâncton; $2\text{-}20 \mu\text{m}$ – nanoplâncton; $20\text{-}200 \mu\text{m}$ – micropoplâncton; $>200 \mu\text{m}$ – macropoplâncton. O tamanho das células fitoplanctônicas afeta funções fisiológicas e ecológicas, incluindo taxa metabólica (crescimento, fotossíntese, respiração), absorção de luz, difusão, assimilação e requerimento de nutrientes, taxa de sedimentação, abundância numérica máxima e taxa de herbivoria. O tamanho dos organismos e composição da comunidade

fitoplanctônica irá influenciar processos ao nível de indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas (FINKEL et al., 2010).

Isso implica que a variabilidade temporal, estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica são muito importantes para o metabolismo do ecossistema aquático, além disso, o fitoplâncton pode ser usado como ferramenta de monitoramento para determinar a qualidade da água e ajudar a entender as características e variações no ecossistema aquático (WANG et al., 2010). Espécies fitoplanctônicas em ambientes naturais ou construídos têm muito em comum. Em ambos os sistemas encontramos praticamente as mesmas espécies e habitats idênticos. Geralmente, tipos similares de algas ocorrem em lagos e reservatórios, e as várias respostas espécie-específicas de flutuações na disponibilidade de recursos e a severidade de processos são similares em todos os tipos de habitats (BECKER et al., 2010).

Mudança na composição e abundância do fitoplâncton pode ser o resultado de mudanças no ambiente, ocorrendo com frequência e intensidade diferente, podendo causar alterações nos aspectos qualitativos e quantitativos da biota. Por possuir respostas rápidas a tais mudanças, a comunidade fitoplanctônica pode funcionar como um sensor ambiental. De acordo com a frequência e intensidade das mudanças, aspectos qualitativos e quantitativos da biota podem ser modificados, selecionando espécies por meio de mecanismos como competição, promovendo a sobrevivência de espécies através de estratégias adaptativas (GEMELGO et al., 2009).

Em pisciculturas, a diversidade da comunidade planctônica está diretamente relacionada às condições de qualidade da água e variáveis climáticas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2011). A importância dos dados climatológicos para os estudos em limnologia já fora abordada em vários trabalhos (TUNDISI et al., 2010).

A precipitação pode descarregar nutrientes pela drenagem, introduzindo “novos nutrientes” para o corpo de água, aumentando a carga de nutrientes disponíveis para o crescimento fitoplanctônico. Os ventos afetam o material particulado, turbidez e o material planctônico vivo e não vivo; seu impacto depende da duração dos processos, profundidade e latitude. A turbulência gerada por estes variáveis, em suas várias escalas, estabelece o padrão de sucessão e distribuição espacial das comunidades.

Além disso, a radiação solar, associada aos regimes de chuva e vento, influencia os ciclos e eventos na estrutura vertical de ecossistemas de água doce em latitudes tropicais e subtropicais. Estas três variáveis podem propiciar a circulação contínua em ambientes pelágicos, sendo força fundamental na organização espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica (TUNDISI et al., 2010).

As algas que ocorrem em uma piscicultura são importantes porque podem afetar o ambiente, modificando a cor, cheiro, gosto, oxigênio dissolvido e turbidez (SEN & SONMEZ, 2006). Além disso, o crescimento do fitoplâncton pode regular os valores de pH em sistemas de água doce, aumentando esta variável quando o processo fotossintético supera a respiração e diminuindo quando só ocorre a respiração (WANG et al., 2007).

O fitoplâncton é um alimento natural aos peixes e pode ser manipulado em aquicultura através de técnicas de fertilização, onde o principal objetivo é promover o aumento da produtividade, utilizando fertilizantes orgânicos e inorgânicos. Os orgânicos servem principalmente de substrato para o crescimento da comunidade zooplanctônica e larvas de insetos; já os inorgânicos auxiliam no aumento de organismos responsáveis pela produtividade primária e propiciam condições para melhor qualidade de água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010b). O trabalho de SIPAÚBA-TAVARES et al. (2008) mostra a importância do plancton vivo para a alimentação dos peixes em fase inicial de crescimento.

As principais variáveis para o crescimento do fitoplâncton e acumulação de biomassa são disponibilidade de luz solar, carbono, fósforo e nitrogênio (WANG et al., 2011).

Em ambientes eutróficos, altas proporções de organismos fitoplanctônicos não comestíveis podem aumentar a acumulação de detritos, favorecendo o crescimento de bactérias e organismos zooplanctontes pequenos (CORGOSINHO & PINTO-COELHO, 2006).

Reservatórios artificiais rasos, como os tanques e viveiros de piscicultura, são extremamente dinâmicos, devido à ação do vento, precipitação e fluxo contínuo de água, apresentando comunidade planctônica com características peculiares devido ao

curto tempo de residência e ampla flutuação das características ambientais (NEGREIROS et al., 2009).

A sucessão da comunidade fitoplanctônica é determinada principalmente pelas interações e ciclos sazonais de variáveis químicas (nutrientes), biológicas (predadores) e físicas (tempo) na água. Para melhorar o entendimento dos ecossistemas aquícolas, é importante estudar a ligação entre as variáveis ambientais e a dinâmica do fitoplâncton. Atualmente, técnicas exploratórias multivariadas têm sido muito úteis no entendimento das interações entre as variáveis ecológicas que influenciam a comunidade planctônica em sistemas complexos como os aquícolas. Conhecendo as relações entre variáveis ambientais e variabilidade do plâncton com respeito à sazonalidade, podem ser desenvolvidos manejos mais eficazes para uma determinada região, a fim de melhorar a qualidade da água (WANG et al., 2007).

Segundo a hipótese do distúrbio intermediário, a diversidade das espécies é alta quando o distúrbio ocorre em uma frequência intermediária ou com intensidade intermediária (WEITHOFF, 2001). É consenso que diferentes níveis de distúrbio podem atuar diferentemente na organização da comunidade fitoplanctônica. Assim, a aplicação da hipótese do distúrbio intermediário pode contribuir para o entendimento das mudanças estruturais na comunidade, principalmente em regiões tropicais (LOPES et al., 2009). O problema de adotar a hipótese é que no campo fica difícil determinar com exatidão o momento do distúrbio, especialmente quando amostras são coletadas em rotina (WEITHOFF, 2001).

A classificação das espécies auxilia no entendimento da complexa natureza. Tal classificação é baseada principalmente na morfologia e recentemente tem recebido ajuda da genética. As espécies têm sido classificadas também quanto a sua propriedade funcional e estrutural, mas, sem o uso de características mensuráveis, tal classificação tem sua aplicação limitada (WEITHOFF, 2003).

A classificação taxonômica do fitoplâncton é baseada nos pigmentos, na composição da parede celular, sistema locomotor e estrutura morfológica e fisiológica da célula algal. A abordagem taxonômica tem a vantagem de que quase todas as espécies podem ser classificadas exclusivamente em um grupo. Entretanto, quando há

muitas características em comum entre as espécies de um grupo taxonômico pode haver ampla variedade nas propriedades-chaves que determinam o comportamento. Assim, organismos de grupos taxonômicos diferentes geralmente evoluíram com comportamentos similares, sugerindo que a divisão de espécies com características exclusivamente taxonômicas pode não ser a estratégia mais efetiva para a construção dos agrupamentos (MIELEITNER et al., 2008).

Existe também a classificação das espécies de acordo com o ciclo de vida. As classificações baseadas na estratégia de vida são promissoras, pois tentam agrupar as espécies fitoplanctônicas em um número limitado de grupos com comportamento similar. Um exemplo bem conhecido é a divisão das espécies com rápido crescimento (*r*) e competitivas (*k*). As espécies *r* tendem a ocorrer em curtos espaços de sucessão e as espécies *k* em mais longos estágios (MIELEITNER et al., 2008). Grandes espécies (estrategistas-*k*) as quais tem a vantagem de serem ineficientemente consumidas pelo zooplâncton (pequenos Cladocera e Rotifera) em ambientes ricos em nutrientes podem acumular larga biomassa em baixa demanda de fósforo, e ser mantida em alta quando os nutrientes se tornam escassos (BORGES et al., 2010).

A classificação das estratégias ecológicas das plantas propostas por GRIME (1977) é uma outra opção para ser usada em ficologia. O autor classificou espécies em três grupos, baseado nas respostas ao distúrbio e estresse (estrategistas C-R-S). Estrategistas-C são caracterizados por pequeno tamanho celular, alta susceptibilidade a predação zooplanctônica, alto potencial para índice de crescimento e baixa sedimentação. Estrategistas-R são caracterizados por elevado tamanho celular ou colonial, baixa susceptibilidade a predação zooplanctônica, alto potencial para índice de crescimento, alta sedimentação. Estrategistas-S são caracterizados por elevado tamanho celular ou colonial, baixa susceptibilidade a predação zooplanctônica, baixo índice de crescimento, baixa sedimentação (WEITHOFF et al., 2001). Desta forma, situações com baixa intensidade do distúrbio e baixa intensidade de estresse, tais como limitação por nutriente, as espécies dominantes são as competitivas, ou estrategistas-C. Quando há baixa intensidade do distúrbio e alto estresse ambiental, prevalecem espécies tolerantes ao estresse ou estrategistas-S. Os ruderais, ou estrategistas-R,

dominam quando há pouco estresse e alto distúrbio ambiental. Elevado estresse e distúrbio ambiental promovem dificuldade para a persistência de muitas espécies (WEITHOFF, 2003).

Este conceito foi transferido e adaptado para o fitoplâncton por REYNOLDS (1988), depois modificado (REYNOLDS, 1997) e tem sido utilizado para criar diretrizes que explicam a sucessão fitoplanctônica. Tem sido utilizado para comunidades naturais (HUSZAR & CARACO, 1998; MELO & HUSZAR, 2000; WEITHOFF et al., 2001) e experimentais (WEITHOFF et al., 2000). O termo “associação” é usado por ecólogos para agrupar espécies que possuem resposta similar a um conjunto de condições ambientais parecidas. Em água doce, a coexistência de espécies que apresentam requerimentos ecológicos similares ocorre frequentemente e tais grupos são denominados “grupos funcionais” (GEMELGO et al., 2009).

REYNOLDS (1980) estudou um conjunto de lagos no noroeste da Inglaterra e introduziu uma classificação funcional atribuindo 14 associações fitoplanctônicas a conjuntos de condições ambientais, tais como tamanho do lago, regime de mistura, nutrientes, luz e disponibilidade de carbono. Elas foram classificadas em grupos funcionais de acordo com atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos das espécies que podem potencialmente dominar ou co-dominar um corpo de água. Estes grupos são frequentemente polifiléticos e tem em comum o caráter adaptativo, baseado em atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos da espécie (BECKER et al., 2010). Passadas duas décadas, esta classificação foi refinada e atualizada no trabalho de REYNOLDS et al. (2002), englobando 31 associações onde os novos grupos foram criados com bases intuitivas. Subsequentemente, o esquema tem sido expandido para grupos representando um amplo número de lagos e condições ambientais. A última revisão encontrada em literatura dos grupos funcionais foi feita por PADISÁK et al. (2009), com reestruturação e criação de mais 7 grupos, totalizando 38, identificados por códigos alfa-numéricos de acordo com a sensibilidade e tolerância.

O esquema funcional para fitoplâncton fornece informações valiosas e complementares nas estratégias das algas, adaptações e tolerâncias para caracterizar e entender a dinâmica do fitoplâncton (BECKER et al., 2010).

Grupos funcionais são potencialmente mais previsíveis que espécies individuais ou gêneros em termos de suas respostas as condições de nutrientes e físico-químicas, assim, podem facilmente indicar o impacto que está ocorrendo (PASZTALENIEC & PONIEWOZIK, 2010).

As respostas de diferentes espécies fitoplanctônicas às condições ambientais similares podem diferir significativamente devido às distintas habilidades que caracterizam vantagem competitiva (MIELEITNER et al., 2008).

O conceito de diversidade funcional (DF) toca em outro aspecto da caracterização funcional de espécies e comunidades. DF reflete a multiplicidade funcional com relação a uma comunidade, ao invés da multiplicidade de espécies. Uma medida simples de DF é o número de tipos funcionais que ocorrem simultaneamente, análoga à riqueza de espécies, quando trata do nível específico. A seleção das características que vão definir a diversidade funcional é de crucial importância, pois todas as classificações subsequentes e cálculos das distâncias ecológicas vão depender dela. O crescimento líquido do fitoplâncton é a soma do crescimento intrínseco, sedimentação, perda por predação e outros fatores de perdas menos importantes. Assim, a seleção das características deve refletir estes três principais processos e devem ser facilmente mensuráveis (WEITHOFF, 2003). Este autor destaca seis características importantes:

Tamanho: com mais de 5 ordens de magnitude (picoplancton $< 1 \mu\text{m}^3$ a dinoflagelados $> 50.000 \mu\text{m}^3$), o tamanho pode influir na predação e superfície de absorção;

Fixação de nitrogênio: dá vantagem competitiva quando há falta de nitrogênio;

Demanda por sílica: aumenta o peso, aumentando a taxa de sedimentação;

Fagotrofia: a habilidade de ingerir bactérias serve como fonte adicional de nutrientes e energia;

Motilidade: organismos móveis podem migrar para regiões favoráveis e lutar contra a sedimentação. A falta de motilidade pode não ser desvantagem em

ambientes rasos, pois pode permitir que as diatomáceas fiquem sobre o sedimento e retirem grande parte dos nutrientes deste substrato (comportamento meroplânctico), sendo importante estratégia;

Forma: importante com respeito à susceptibilidade da predação pelo zooplâncton.

Esta seleção envolve parâmetro de fácil mensuração. Algumas destas propriedades são diretamente relevantes para a determinação da resposta, enquanto outras são determinantes para outras características, como comestibilidade, velocidade de sedimentação e taxa de crescimento. Entretanto, há outras propriedades importantes a serem consideradas, como afinidade por fosfato, temperatura e dependência de luz, que provavelmente não podem ser derivadas desses parâmetros de fácil mensuração (MIELEITNER et al., 2008).

O trabalho de MIELEITNER et al. (2008) propõe um outro método para identificar grupos funcionais, combinando informações empíricas da ocorrência de espécies fitoplanctônicas em corpos de água com conhecimento biológico destas espécies. A premissa principal foi que espécies que respondem de modo similar às condições ambientais podem ocorrer juntas em determinadas épocas do ano. Os grupos funcionais estabelecidos por esta análise foram muito semelhantes aos já descritos na literatura, entretanto, a abordagem deste trabalho adiciona importantes dados empíricos para a taxonomia e estratégia de vida.

Os grupos baseados na estratégia de vida não cobrem todos os aspectos que têm sido apontados como importantes para a resposta do fitoplâncton as mudanças ambientais (por exemplo: motilidade, requerimento de sílica) devido a grande diversidade fitoplanctônica, onde a proposição de modelos de predição para a resposta destas espécies as mudanças ambientais é muito difícil. Porém uma coisa é certa: considerar o fitoplâncton como um simples componente ambiental, com valores fixos, não trata de forma real a variabilidade observada na natureza. Desta forma, pesquisadores têm procurado identificar grupos funcionais de espécies, onde se espera ter respostas em comum a condições ambientais similares (MIELEITNER et al., 2008).

Com base no conceito de grupos funcionais, PADISÁK et al. (2006) desenvolveu o índice Q que classifica lagos em 5 classes quanto a qualidade da água. O índice Q foi desenvolvido para monitorar o estado ecológico de diferentes lagos de acordo com o requerido no “Water Framework Directive” (WFD). No WFD o fitoplâncton é um dos quatro elementos biológicos de qualidade requeridos para o monitoramento da qualidade das águas superficiais. De acordo com o WFD o monitoramento baseado no fitoplâncton deve incluir: composição de espécies, abundância de espécies ou biomassa e a frequência e intensidade de florações fitoplanctônicas. O WFD prescreve o monitoramento da qualidade das águas superficiais usando uma Razão Ecológica de Qualidade (REQ). A REQ é definida como uma relação entre o valor observado e uma condição de referência para um dado elemento ecológico. A condição de referência reflete um estado de distúrbio, correspondendo a uma pressão muito baixa. A directiva dá definições descritivas de cinco classes de estado ecológico (alto, bom, moderado, pobre ou ruim) (PASZTALENIEC & PONIEWOZIK, 2010).

A estrutura funcional, ou a distribuição de espécies com diferentes papéis ecológicos, foram identificadas como importante característica que pode prover elucidações adicionais sobre a dinâmica da comunidade planctônica (CHEN et al., 2010).

Tradicionalmente, a composição do fitoplâncton tem sido estudada considerando as variações de biomassa de classes taxonômicas maiores, entretanto, tal abordagem não reflete o funcionamento de um ecossistema, e para resolver este problema, atualmente são considerados os grupos funcionais (WANG et al., 2011).

O plâncton é sensível as mudanças ambientais com custo baixo para coletar, ambas características úteis em programas de monitoramento. Além disso, as amostras de plâncton podem ser armazenadas por longos períodos e não ocupam muito espaço. Porém, a quantificação é morosa (KANE et al., 2009).

As dificuldades para conhecer o número real de espécies são solucionadas com o auxílio de ferramentas estatísticas permitindo estimar o número de espécies por extrapolação (NOGUEIRA et al., 2008).

RANGEL et al. (2009) estudando as forças que governam a distribuição dos grupos fitoplanctônicos em um lago tropical raso sugere que a utilização dos grupos funcionais é mais adequada que a taxonômica, devido a diferença de tamanho, forma e fisiologia das células algais, utilizando esta classificação ao longo de todo o trabalho. Os autores observaram que durante o período seco, baixas biomassas fitoplanctônicas foram encontradas, devido a altas densidades de filtradores eficientes e grandes, como as *Daphnia* sp. e, que os flagelados apresentaram vantagem sobre as espécies não móveis, especialmente em períodos estratificados. A presença de euglena na água é um indício de alta quantidade de substâncias orgânicas (SEN & SONMEZ, 2006).

A predação e consequente redução na densidade de fitoplâncton em presença do zooplâncton foram verificados em vários ambientes. Porém alguns autores não consideram a predação pelo zooplâncton como um fator controlador; pelo contrário, muitos estudos tem descrito um aumento no fitoplâncton devido ao consumo seletivo feito pelo zooplâncton, resultando em aumento da densidade e biomassa de Cyanobacteria (BORGES et al., 2010).

Além de serem favorecidas pela baixa pressão de predação dos microcrustáceos, as Cyanobacteria são capazes de mudar sua posição na coluna de água podendo aumentar a turbidez e prejudicar outros grupos fitoplanctônicos (BORGES et al., 2010).

As Cyanobacteria são gram-negativas que apresentam fotólise para produção de oxigênio (fotossíntese), sendo organismos procariotos que tem sobrevivido e florescido na Terra pelos últimos dois bilhões de anos, com a criação do ambiente oxigênico. Podem sobreviver nos mais diferentes habitats, de oceanos a águas doces, solos a rochas, desertos à neve, fontes termais no Ártico e lagos Antárticos bem como na forma de endossimbiose em plantas, líquens e diversos protistas (RASTOGI & RAJESHWAR, 2009).

Cyanobacteria tem um importante papel, não somente por sua capacidade de rápida proliferação, mas também pelos efeitos no ambiente aquático e nos organismos (SEN & SONMEZ, 2006). Este grupo apresenta uma gama de metabólitos secundários com funções específicas para sobrevivência (RASTOGI & RAJESHWAR, 2009). Assim

as espécies de Cyanobacteria tem grande importância ecológica e em saúde pública, e devido a sua estratégia, elas excedem a taxa de crescimento de outras microalgas, algumas vezes tornando-se dominantes (MELO-MAGALHÃES et al., 2009).

A dominância de *Microcystis* sp. é resultado principalmente de sua habilidade de rápido movimento vertical, o qual permite a total exploração da coluna de água e obtenção das melhores condições de luminosidade. Já *Anabaena spiroides* apresenta dificuldade de movimento vertical, mas a presença de vacúolos intracelulares permite aos filamentos ficarem dentro da zona eufótica e beneficiar-se de altas concentrações de nutrientes (MELO-MAGALHÃES et al., 2009).

Devido à habilidade de fixação do nitrogênio usando a enzima nitrogenase, as Cyanobacteria são fontes de ampla gama de metabólitos tóxicos (cianotoxinas) que podem ser classificadas em cinco grupos com base em seu efeito biológico: hepatotoxinas, neurotoxinas, citotoxinas, dermatotoxinas, e toxinas com potencial irritação (lipopolissacarídeos), também atuando no trato gastrointestinal (RASTOGI & RAJESHWAR, 2009).

As toxinas contidas em algumas espécies podem inibir o potencial de competição e afetar a competição entre *Microcystis* sp. e outros organismos fitoplanctônicos (WANG et al., 2010).

A dinâmica de florações do fitoplâncton é dependente da interação de condições físicas, químicas e biológicas, favoráveis ao desenvolvimento da comunidade, resultando em um explosivo, auto-limitante e curto crescimento de uma ou poucas espécies, frequentemente produzindo coloração nos corpos de água (MELO-MAGALHÃES et al., 2009). As condições climáticas também podem afetar potencialmente as florações, onde são mais frequentes em estações mais quentes (WANG et al., 2010).

Conforme os corpos hídricos vão se tornando mais eutróficos, a diversidade fitoplanctônica tende a decrescer, permitindo, em um estágio mais avançado, a dominância de Cyanobacteria, microrganismos que podem ser responsáveis por produção de algumas toxinas (CHELLAPPA et al., 2009). Condições de hipereutrofia frequentemente estão associadas a florações de uma espécie algal (PADISÁK et al.,

2003). A dominância de Cyanobacteria em ambientes ricos em nutrientes tem sido associada a uma variedade de fatores: falta de turbulência, luz, alta temperatura, baixa concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido e elevada concentração de fósforo total dissolvido (YUAN et al., 2009). Dentre estes, o fósforo é considerado o principal nutriente limitante para crescimento da biomassa algal na maioria dos habitats de água doce (SCHINDLER et al., 2008). Outro fator que pode explicar o florescimento das Cyanobacteria é a associação que alguns destes organismos apresentam com bactérias, que ficam aderidas, uma vez que estes organismos podem ser importantes fontes bióticas de fósforo, ocorrendo uma interação mútua com relação à ciclagem deste composto (YUAN et al., 2009).

Em ecossistemas lênticos o principal sintoma da eutrofização é a proliferação excessiva de Cyanobacteria. Fixadoras de nitrogênio atmosférico estes organismos conseguem se proliferar rapidamente quando a disponibilidade de fósforo é alta. Mas este fenômeno é indesejado, pois estes organismos podem ser tóxicos, causar hipóxia e prejudicar a cadeia alimentar (CONLEY et al., 2009). A comparação entre a razão ótima N:P para células eucarióticas e Cyanobacteria mostrou que a formação de florações de Cyanobacteria requerem baixa relação N:P (MELO-MAGALHÃES et al., 2009).

Uma das maiores limitações para o entendimento e previsão da formação de florescimento de Cyanobacteria é a falta de habilidade em criar experimentos com condições controladas. A incubação pode provocar a formação de colônias menores, muitas vezes transformando-se em células simples. Assim, a formação de florescimento de cianobactérias é dependente de interações complexas de diversos fatores chaves. A dinâmica da comunidade fitoplanctônica em ecossistemas de águas doces naturais são regulados pela complexa interação entre as microalgas e muitas outras variáveis como a hidrodinâmica (descarte de água, fluxo e tempo de residência), ciclo de nutrientes e presença de predadores (WANG et al., 2010).

Observações de campo têm mostrado que a formação de florações de Cyanobacteria está geralmente relacionada à diminuição da abundância de grandes Cladocera e aumento de Rotífera, Copepoda e pequenos Cladocera. A formação de

colônias também representam um mecanismo de defesa contra a predação (WANG et al., 2010).

Algumas espécies fitoplanctônicas podem causar “off-flavor” nos peixes, onde a carne mostra-se impalatável ao consumidor, reduzindo a demanda. Estudos demonstram que o gosto de terra é principalmente causado por alguns metabólitos secundários que são excretados por Actinobacteria, Actinomicetos e Cyanobacteria na água, sendo os dois mais comuns o 2-metil-isoborneol (MIB) e a geosmina. Foi encontrado também que alguns gêneros de Bacillariophyta (*Melosira granulata*, *Synedra* sp., *Navicula* sp., *Nitzschia* sp.) e Chlorophyceae (*Scenedesmus* sp.) também podem causar “off-flavor” em peixes cultivados em tanques (XU et al., 2010).

Embora a seleção de espécies dominantes no fitoplâncton dependa de complexa e imprevisível combinação de variáveis, a variação anual de espécies dominantes pode ser prevista com alta probabilidade. Uma suposição inicial é que todas as espécies podem potencialmente crescer, mas seu estabelecimento e desenvolvimento são condicionados pela variedade de oportunidades oferecidas, o inóculo inicial e o crescimento alcançado, bem como os mecanismos de continuidade e a capacidade de sustentar a biomassa. Isso significa que as adaptações espécie-específicas podem ser seletivamente favorecidas em certos ambientes, onde a estrutura física do sistema e a disponibilidade de nutrientes são as mais importantes variáveis. Desta forma, traçar a trajetória das respostas às mudanças ambientais é uma das melhores formas de entender a mudança na função do sistema. Analisar como as mudanças geradas por variações ambientais impostas, tanto por agentes naturais quanto antropogênicos, revela importantes aspectos de tolerância e susceptibilidade da comunidade “normal” (KRUK et al., 2002).

A estrutura física do ambiente e a disponibilidade de nutrientes não são as únicas variáveis diretivas que governam a periodicidade da comunidade planctônica, mas são, direta ou indiretamente, as mais importantes variáveis que influenciam a composição geral do fitoplâncton. Isso significa que a sinergia entre o regime de mistura e nutrientes modificam a comunidade fitoplanctônica (BECKER et al., 2010). Os nutrientes são importantes variáveis abióticas que afetam as proliferações, porém,

condições eutróficas nem sempre são necessárias para que ocorram as florações (WANG et al., 2010).

O aumento da biomassa fitoplanctônica resultante da eutrofização dos ecossistemas provoca a substituição de espécies e redução da diversidade específica, modificando toda a rede trófica (MELO-MAGALHÃES et al., 2009). O acúmulo de nutrientes no sedimento com posterior suspensão influencia a estrutura da comunidade fitoplanctônica, assim como a presença e/ou ausência de peixes (WANG et al., 2010).

Chlorophyceae coloniais geralmente possuem um requerimento substancialmente maior que a maioria das Cyanobacteria e Bacillariophyceae quanto à luz (BECKER et al., 2010).

A dominância Bacillariophyceae está associada à alta taxa de crescimento quando comparada a outros grupos fitoplanctônicos, com preferência para ambientes eutróficos (MELO-MAGALHÃES et al., 2009).

Zooplâncton é um fator biótico que pode afetar a competição da comunidade fitoplanctônica. A adição de nutrientes e zooplâncton causaram mudança na comunidade fitoplanctônica, onde Cyanobacteria e Chlorophyceae tornaram-se os grupos mais dominantes (WANG et al., 2010).

Durante o desenvolvimento anual, o fitoplâncton passa por diversas mudanças com distintos estágios, podendo ocorrer períodos de estabilização da comunidade por períodos mais curtos ou mais longos (PADISÁK et al., 2003).

Em comunidades fitoplanctônicas geralmente é difícil de determinar se uma determinada fase em um determinado período pode ser considerada em estado de equilíbrio ou não, devido à falta de alguns dados químicos, frequência de amostragem insuficiente ou outra causa. Para proposição prática, pode-se considerar que uma fase está em equilíbrio quando: (1) uma, duas ou três espécies de algas contribuem com mais de 80% da biomassa total, (2) a existência ou coexistência de determinada espécie persiste por tempo suficiente (mais de uma ou duas semanas) e (3) durante determinado período a biomassa total não aumenta significativamente (SOMMER et al., 1986). Fases de equilíbrio em uma comunidade fitoplanctônica são relativamente raras.

Estudando 80 pequenos lagos, PADISÁK et al. (2003) observaram que somente 21% deles havia equilíbrio na comunidade.

Nas áreas de água doce, o número de espécies observadas por unidade de área em viveiros de piscicultura é superior aos lagos e rios. Além disso, a contribuição dos viveiros para a diversidade regional de um ecossistema de água doce é notavelmente elevada devido a espécies únicas e grande diferença na composição de espécies entre os viveiros. A comunidade planctônica é mais suscetível às modificações em viveiros devido à poluição química com consequente eutrofização da água (AKASAKA et al., 2010).

O controle das condições ambientais de um cultivo de peixes é frequentemente considerado como o principal fator para a melhoria da produção, sendo extremamente dependente do manejo adotado e do comportamento alimentar das espécies cultivadas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

Importância do zooplâncton na aquicultura

Na maioria dos ecossistemas aquáticos de água doce a estabilidade é baixa e a colonização pelo plâncton é feita em curtos períodos de tempo evolucionário e, consequentemente, a população local mostra elevada habilidade para preencher nichos ecológicos vazios (PINESE et al., 2012). Águas doces contêm uma fauna rica e diversa, com alguns grupos ocorrendo exclusivamente nestes ambientes (MAIA-BARBOSA et al., 2008).

A comunidade zooplanctônica de água doce é constituída principalmente por Cladocera, Copepoda e Rotifera (NEGREIROS et al., 2009). Esta comunidade se constitui em uma ferramenta sensível para monitorar as variações ambientais. Porém as informações disponíveis ainda não são suficientes para aperfeiçoar o manejo racional (ETILE et al., 2009). Grupos zooplanctônicos podem ser importantes indicadores para a qualidade da água, níveis de poluição e eutrofização, além de serem importantes fontes alimentares para a cadeia trófica (YIGIT, 2006). O tempo de geração do zooplâncton pode ser curto o suficiente para responder rapidamente ao estresse

agudo, e longo o suficiente para integrar o efeito de problemas crônicos (ETILE et al., 2009).

Somada às características anteriores, esta comunidade tem importância devido à fácil identificação, tornando-se útil quando a sensibilidade da comunidade pode ser determinada, baseada no tamanho do corpo ou classificação taxonômica (WHITMAN et al., 2004).

A maioria destes organismos possui dieta herbívora-detritívora, exercendo impacto na comunidade fitoplanctônica através da predação. Também constituem fonte de alimento para organismos em níveis tróficos superiores, como peixes planctófagos e invertebrados carnívoros (ETILE et al., 2009). Na atividade de cultivo de peixes a produção de plâncton é um fator de grande importância, uma vez que constitui o mais adequado alimento para peixes em fase jovem, especialmente Rotífera e Copepoda. A presença destes organismos na rede trófica pode permitir melhor desenvolvimento larval (NEGREIROS et al., 2009).

Todas as mudanças temporais que ocorrem em ecossistemas são complexas e podem ser responsáveis por padrões cíclicos de variações. Se o tempo de vida de um organismo é curto em relação às mudanças ambientais, são esperadas oscilações ou flutuações da densidade populacional (SARTORI et al., 2009).

Assim como em ecossistemas naturais, a comunidade zooplanctônica de tanques e viveiros de piscicultura é influenciada por variáveis ambientais, sendo dependente especialmente do pH, alcalinidade e temperatura, bem como a concentração de oxigênio dissolvido, nitrogênio, fósforo e amônia (NEGREIROS et al., 2009).

As chuvas podem desempenhar importante papel na variação da comunidade zooplanctônica, carregando material alóctone para o corpo hídrico e aumentando a circulação, consequentemente elevando a produtividade destes locais. Além disso, em alguns trechos das regiões tropicais, o período chuvoso apresenta os maiores valores de temperatura e, este fato, pode estar propiciando melhores condições para o desenvolvimento das espécies, uma vez que Cladocera e Copepoda têm maiores taxas

de desenvolvimento em condições de elevadas temperaturas (SIMÕES & SONODA, 2009).

Altos níveis de matéria orgânica por meio de um efeito cascata podem promover mudanças na composição taxonômica e diversidade da comunidade zooplanctônica (CORGOSINHO & PINTO-COELHO, 2006).

A comunidade zooplanctônica também pode ser fortemente influenciada pelo tempo de residência dos tanques e viveiros de piscicultura: onde ocorre baixo tempo de residência, encontramos poucas espécies zooplanctônicas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

Esta comunidade também depende da quantidade de alimento disponível no ambiente, onde as mais altas abundâncias zooplanctônicas foram observadas em corpos de água com grande quantidade de clorofila-a e baixa transparência (WHITMAN et al., 2004).

Espécies zooplanctônicas tendem a ter distribuição geográfica ampla, assim, diferenças locais em uma comunidade não é resultado da limitação de dispersão (WHITMAN et al., 2004). A distribuição de organismos pode ser regulada por variáveis ambientais locais e processos regionais, como a dispersão. Os mecanismos de dispersão ocorrem através do vento, fluxo de água, animais ou de ações antrópicas. A maioria dos organismos é restrita aos continentes, sendo algumas espécies altamente endêmicas para uma dada região. Algumas variáveis locais que influenciam a distribuição de espécies zooplanctônicas são: área do corpo hídrico, composição química, competição e abundância de predadores (HAVEL & SHURIN, 2004).

Outro fator que regula a riqueza de espécies é a variedade de alimento disponível (GREEN, 2003). Em geral, a comunidade zooplanctônica é negativamente afetada pela presença de Cyanobacteria em demasia na cadeia alimentar. A redução do crescimento populacional do zooplâncton está relacionada à morfologia destas algas, bem como a produção intracelular de metabólitos tóxicos intracelulares e a deficiência em nutrientes essenciais (BORGES et al., 2010). Estes autores encontraram em estudo que depois do estabelecimento de floração de Cyanobacteria, houve redução dos microcrustáceos, atribuída a dominância de Cyanobacteria colonial, com

grande tamanho e mucilagem, menos comestível e de difícil digestão, com presença de cepas tóxicas.

Em ambientes eutróficos a comunidade zooplanctônica é constituída principalmente por micro-zooplâncton (Rotifera, Protozoa e náuplio de Copepoda) (NEGREIROS et al., 2009).

A contínua substituição de espécies é uma das características mais marcantes do plâncton, sendo o tema de diversos estudos clássicos (SARTORI et al., 2009).

A diversidade de espécies zooplanctônicas em tanques de piscicultura geralmente é alta, principalmente quando se trata de Rotifera, e muitas espécies podem ser usadas como indicador de qualidade de água. A presença de peixes geralmente diminui a abundância de grandes organismos zooplanctônicos, especialmente Cladocera, favorecendo o aumento de espécies de tamanho diminuto, como os Rotifera (NEGREIROS et al., 2009).

Os Rotifera são caracterizados como organismos oportunistas, consumindo e assimilando uma ampla variedade de fontes alimentares, com alta taxa de renovação e tolerância às condições ambientais, resultando em uma comunidade com grande diversidade (BONECKER et al., 2009). A riqueza de espécies de Rotifera perífíticos pode ser reforçada pelo aumento de nichos, como na presença de macrófitas aquáticas (GREEN, 2003). Elevadas densidade de Rotifera tem sido associadas com a capacidade destes organismos de se adaptar rapidamente a ambientes instáveis ou perturbados, como os tanques de piscicultura, tornando-se fato comum nestes ambientes (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008).

Indivíduos do gênero *Keratella*, *Asplanchna* e *Conochilus* são geralmente abundantes e amplamente distribuídos, onde a preferência alimentar destes taxa pastadores inclui algas, diatomáceas e detritos, associados com protozoários e bactérias (WHITMAN et al., 2004).

Elevada abundância de Copepoda geralmente está associada a períodos de aumento do tempo de retenção da água. Isso pode estar relacionado ao fato destes organismos possuírem ciclo biológico longo e mais complexo (estrategistas-k), requerendo alta estabilidade ambiental (SARTORI et al., 2009). Estes mesmos autores

estabelecem em seu trabalho que os Copepoda-Cyclopoida *Thermocyclops minutus* e *T. decipiens* podem ser indicadores de estado trófico do sistema, onde o primeiro é característico de ambientes oligotróficos, com maior frequência nos períodos chuvosos. CORGOSINHO & PINTO-COELHO (2006) também fazem relação da colonização por espécies de Copepoda e o gradiente de trofia onde:

Argyrodiaptomus furcatus: característico de ambientes oligotróficos;

Thermocyclops decipiens: característico de ambientes meso-eutrófico;

Thermocyclops minutus: característico de ambientes oligotróficos.

Os Copepoda-Calanoida (como por exemplo, *A. furcatus*) são organismos planctônicos que apresentam um comportamento descontínuo de natação, um importante estímulo visual para as larvas de peixes. A maioria destes organismos é filtradora, mas ainda existe pouca informação sobre a preferência alimentar natural e os valores alimentares individuais das espécies presentes no fitoplâncton natural (SIPAÚBA-TAVARES & MATSUMURA-TUNDISI, 1984; PUELLO-CRUZ et al., 2009).

Os Cladocera são indicadores de ambientes oligotróficos, desempenhando importante papel na ecologia e qualidade da água, ocupando um nível trófico intermediário na cadeia alimentar (PUELLO-CRUZ et al., 2009; CHEN et al., 2010).

Diaphanosoma é o gênero mais amplo de Cladocera Ctenopoda, sendo particularmente comum em águas eutróficas, sugerindo favorecimento a sua proliferação em ambientes abundantes em alimento. Espécies de *Diaphanosoma* contrastam com a maioria das espécies, se não todos os outros taxa de Cladocera, quanto a preferência de tamanho dos itens alimentares, exclusivamente selecionando partículas pequenas, do tamanho da alga *Chlorella* sp. (HAN et al., 2011).

Cladocera tropicais apresentam desenvolvimento mais rápido (efeito da temperatura), baixo tempo de vida, baixo tempo de geração e o maior limiar alimentar dos taxa tropicais (HAN et al., 2011).

Ampla variedade de invertebrados emprega algum modo de reprodução assexuada, a qual permite propagação clonal e também evita o problema da obrigatoriedade de sempre estar presente no ambiente um indivíduo macho e outro fêmea. A maioria dos Rotifera e Cladocera apresentam reprodução partenogenética

(onde a formação de ovos não depende da fecundação). Desta forma, um único indivíduo pode dar origem a uma população (HAVEL & SHURIN, 2004).

A distribuição dos organismos aquáticos, e particularmente o plâncton, tem se mostrada heterogênea. A heterogeneidade espacial é comum em todos os ecossistemas, sendo o resultado de muitas interações físicas e processos biológicos. O estudo da fauna de água doce, especialmente zooplâncton, é complexo, devido às variações de fatores ambientais, físicos, geográficos, e químicos, envolvendo variáveis ecológicas intrínsecas e extrínsecas (MAJAGI & VIJAYKUMAR, 2009).

Os organismos zooplanctônicos apresentam migração vertical na coluna d'água. Os valores adaptativos para este comportamento, particularmente migração noturna, devem ser devido a maior visibilidade pelos predadores que ficam na superfície durante o dia, assim migrando para o fundo podem reduzir o risco de predação. Geralmente, espécies que apresentam este tipo de comportamento são grandes, sendo mais facilmente identificadas pelo predador. Para pequenas espécies o problema de ser detectado é menor, o que pode explicar espécies de Rotífera apresentarem distribuição homogênea (SILVA et al., 2009).

Zooplâncton pode ser um herbívoro muito eficiente, consumindo grande parte da população fitoplanctônica, migrando através da coluna de água (RANGEL et al., 2009). O tamanho do corpo expressa o requerimento energético de uma espécie e seu potencial para exploração dos recursos (TOKESHI & SCHMID, 2002).

Grande número de estudos abrangendo ampla variedade de ecossistemas e organismos sugerem que a riqueza de espécies tende a variar fortemente com a produtividade do ecossistema e heterogeneidade de habitats (MAJAGI & VIJAYKUMAR, 2009).

Diferentes índices, tais como o de significância cenótica (ISC) e Shannon-Weaver têm sido utilizados para examinar suas relações com o ambiente. Estes dois índices, um levando em conta informações estatísticas e outro a dominância, são utilizados para mensurar a diversidade em um ecossistema. A dominância dá mais peso a espécies comuns ou dominantes. Índices de informação estatística, como o índice de Shannon-Weaver, assumem que todas as espécies são representadas nas amostras e

são aleatoriamente amostradas, mostrando a diversidade da comunidade, sendo importante para analisar a flutuação sazonal (YIGIT, 2006).

BROWN et al. (2004) descreveu a teoria metabólica da ecologia (TME), baseados nos princípios da cinética bioquímica e termodinâmica das células. TME prediz que padrões da riqueza de espécies em uma escala espacial ampla resulta na dependência da taxa metabólica dos organismos em relação à temperatura. Associado a esta hipótese metabólica temos outras vertentes que argumentam que a taxa metabólica de um indivíduo pode ser entendida como um princípio biológico fundamental que dirige todos os processos individuais envolvidos com alocação de energia, como as atividades diárias, sobrevivência, reprodução e interações. Desta forma, o entendimento é muito importante para a ecologia, uma vez que através destas atividades os organismos interagem com outros organismos em um dado ambiente.

A hipótese de que a riqueza de espécies pode ser predita em função da temperatura é uma super-simplificação dos padrões de diversidade globais, porque não considera outros padrões ambientais. Devido ao fato dos organismos zooplanctônicos serem heterotérmicos e mostrarem ampla distribuição geográfica, eles se mostram apropriados para testar a hipótese de que a temperatura governa os padrões latitudinais da riqueza zooplanctônica. O trabalho de PINESE et al. (2012) provou que a TME apresenta baixo poder de previsão sobre a diversidade dos organismos zooplanctônicos.

Pela rápida resposta às mudanças ambientais, o grupo dos Rotifera tem mostrado ser excelente indicador de estado trófico de ambientes aquáticos e recentemente foi proposto um novo conceito de agrupamento funcional, com base na relação guilda (RG) (OBERTEGGER et al., 2011). A classificação de guildas alimentares é dependente da estratégia alimentar empregada por cada gênero de Rotifera. Os autores anteriormente citados referenciam que gêneros com mástax do tipo cardato, forcipato, incudato, uncinato ou virgato, mostrando ativa captura de itens alimentares selecionados, independente do tamanho da boca e do corpo onde o mástax tem a capacidade de triturar o alimento antes deste ser transferido para o restante do sistema digestório, são denominados raptoriais (*Asplanchnopus* sp., *Ascomorpha* sp.,

Asplanchna sp., *Cephalodella* sp., *Monommata* sp., *Poliarthra* sp., *Synchaeta* sp. e *Trichocerca* sp.); gêneros com mástax do tipo maleato, meleoramato ou ramato, apresentando coleta simultânea de vários itens alimentares de tamanho diminuto (15 a 20 µm), dependente do tamanho da boca, são denominados micrófagos (*Anuraeopsis* sp., *Beauchampiella* sp., *Brachionus* sp., *Colurella* sp., *Euchlanis* sp., *Filinia* sp., *Hexarthra* sp., *Kellicottia* sp., *Keratella* sp., *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Proales* sp. e *Proalinopsis* sp.). Esta abordagem permite integrar a classificação taxonômica, relação com o ambiente e processos do ecossistema.

O cálculo da relação guilda (RG) é designado da seguinte forma (OBERTEGGER et al., 2011):

$$RG = \sum (\text{biomassa raptorial} - \text{biomassa micrófago}) / \sum (\text{biomassa total Rotifera}).$$

Desta forma, os valores de RG variam de -1 a +1, onde valores menores do que zero indicam dominância de micrófagos, enquanto valores maiores do que zero indicam dominância de raptorais, podendo-se avaliar a dominância em um determinado local e associar a dados de estado trófico do sistema (OBERTEGGER & MANCA, 2011).

A aplicação de agrupamentos funcionais para classificar espécies de Cladocera e Copepoda pode ser tarefa complicada por fatores tais como as mudanças ontogenéticas da dieta. Muitas espécies zooplancônicas têm um complexo ciclo de vida envolvendo mudanças corporais ou na dieta. Enquanto este esquema reflete com precisão a similaridade de dietas de juvenis e adultos para a maioria dos Cladocera e Copepoda herbívoros, ele não reconhece mudanças na dieta predatória de Copepoda, que geralmente são herbívoros quando juvenis. Porém a exclusão dos juvenis (copepoditos, por exemplo) não muda o resultado qualitativo (FISCHER et al., 2001).

Predições das respostas dos grupos funcionais zooplancônicos às mudanças ambientais podem ser limitadas se não houver o conhecimento das respostas e interações inter e intra-específicas (FISCHER et al., 2001).

O papel do estado trófico na comunidade zooplancônica não foi claramente evidenciado e estudando a estrutura e a variabilidade da comunidade zooplancônica podem ser obtidas informações úteis para um manejo sustentável de ecossistemas (ETILE et al., 2009). Estes autores afirmam que examinando a variação da composição

da comunidade zooplanctônica de acordo com gradientes ambientais, pode-se elucidar o papel das variáveis bióticas e abióticas na organização da comunidade, que mostra variabilidade temporal e espacial.

Estudos com o comportamento do zooplâncton ainda não encontraram uma característica sintética e geralmente as variáveis que interferem na dinâmica temporal são analisadas individualmente (SARTORI et al., 2009).

Os ecossistemas altamente produtivos e vulneráveis necessitam ser manejados racionalmente para que possam continuar a desempenhar seus papéis ecológicos e sócio-econômicos (ETILE et al., 2009).

Tratamento de água na aquicultura

Sistemas aquícolas são caracterizados principalmente pela alta densidade de estocagem em uma área pequena, que limita a capacidade de auto-depuração, produzindo efluentes que podem causar eutrofização no ambiente receptor (LOPES et al., 2011).

A qualidade do efluente aquícola é determinada pela qualidade da água de abastecimento, o tipo de alimentação e quantidade fornecida aos organismos, os processos envolvendo o sedimento, a quantidade e o tipo de aeração, a duração do ciclo de cultivo e o tipo de unidade de produção. Dois tipos de entradas nos viveiros são discriminados: nutrientes e não-nutrientes. Nutrientes são aplicados na forma orgânica (alimento e fertilizante orgânico) e inorgânico (fertilizantes inorgânicos), com o intuito de aumentar a biomassa. Não-nutrientes incluem calagem, pesticidas, algicidas, floculantes e medicamentos. O efeito da alimentação na qualidade da água do efluente depende da conversão alimentar e da utilização de algum sistema de tratamento antes do descarte da água. A taxa de conversão alimentar é determinada por muitas variáveis, incluindo a qualidade e quantidade do alimento fornecido, densidade de peixes e a quantidade de alimento natural disponível no tanque (BOSMA & VERDEGEM, 2011).

O efluente de piscicultura geralmente possui baixas concentrações de poluentes quando comparado ao efluente doméstico (20 a 25 vezes mais diluído), porém o fluxo é maior e contínuo, propiciando fonte de resíduos para o ambiente (NAYLOR et al., 2003).

A remoção de nitrogênio do efluente aquícola é importante, visto que apresenta várias formas desta substância, principalmente amônia, que pode ser convertida pela ação microbiana a nitratos e nitritos (HAGOPIAN & RILEY, 1998). Amônia e nitrito em excesso podem ser tóxicos à vida aquática, enquanto nitrato pode ser associado com a eutrofização de ecossistemas aquáticos (GREGORY et al., 2012).

Recentemente, no Brasil, tem aumentado as atenções quanto à emissão de efluentes aquícolas, principalmente em virtude do crescimento anual desta atividade, que pode ser considerada poluidora, requerendo monitoramento e adequação da emissão. Existem muitas técnicas usadas diretamente ou indiretamente para a melhoria dos efluentes aquícolas. Os métodos adotados envolvem processos físicos, químicos e biológicos, frequentemente combinando os três. Entre os métodos indiretos pode ser citado a biorremediação, processo de suplementação microbiana, mais conhecida como bioadição, que é vista como alternativa viável. A bioadição é baseada na adição de simples ou complexas cepas bacterianas com ação sinérgica ou catalítica, endógena ou não, aumentando a capacidade de ciclagem de nutrientes (LOPES et al., 2011).

Entretanto, os métodos mais empregados para melhorar os destinos de efluentes aquícolas são: construção de “wetlands” artificiais, produção de algas e produção de culturas utilizando o sedimento como fertilizante. “Wetlands” podem reduzir o conteúdo de nitrogênio e fósforo entre 30 e 45% e a demanda bioquímica e química de oxigênio em 90%. Um problema para a construção de “wetlands” diz respeito ao preço da terra e ocupação de espaço, em regiões densamente populosas, mas que pode ser atenuado com a combinação de metas sociais como recreação, aumento da biodiversidade e recarga de aquíferos (BOSMA & VERDEGEM, 2011).

“Wetlands” construídos podem ser usados para o tratamento primário, secundário ou terciário de efluentes aquícolas, domésticos, águas pluviais, agrícolas e

industriais (KADLEC et al., 2000). A utilização destes sistemas é interessante, pois promove tratamento de água com baixo custo (VYMAZAL, 2007).

Os sistemas de tratamento vão de simples canais abertos sem vegetação até canais com complexa e estruturada disposição de macrófitas e substratos. Assim a importância da vegetação nestes sistemas de tratamento é frequentemente observada pela comparação de desempenho entre sistemas plantados e não plantados (MALTAIS-LANDRY et al., 2009)

O tipo de efluente pode ter influência crucial para a sobrevivência das plantas em “wetlands” construídos, assim, a escolha das macrófitas é uma importante etapa para a implementação destes sistemas de tratamento, uma vez que os organismos devem sobreviver à variabilidade dos efluentes (CALHEIROS et al., 2007). A escolha das diferentes espécies de macrófitas deve levar em conta algumas variáveis como profundidade das raízes, produtividade e tolerância ao elevado fluxo (BRIX, 1994).

Há muitas causas possíveis para a inibição do crescimento das macrófitas, como a presença de níveis tóxicos de contaminantes e deficiência de nutrientes para o desenvolvimento das plantas. Além disso, o pH do substrato pode influenciar o crescimento das plantas (CALHEIROS et al., 2007).

A diversidade de macrófitas é influenciada por muitos variáveis locais, como o estado físico químico da água, tipo de substrato, perfil e tamanho do viveiro (AKASAKA et al., 2010). Se bem monitorado, o uso de plantas aquáticas tem múltiplos usos benéficos na aquicultura, funcionando como biofiltro, alimento para peixes, reduzindo turbidez e no combate às florações de algas, competindo pelos nutrientes (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2003).

Variáveis como clima, tipo de macrófita e regime de nutrientes têm papel significativo na dinâmica de redução de nutrientes em “wetlands” construídos (VYMAZAL, 2005). Além disso, alguns compostos são mais facilmente assimiláveis que outros, como exemplo, a capacidade de remoção de fósforo pelas macrófitas tem sido descrita menor do que a de nitrogênio (BRIX, 1994).

O papel benéfico das macrófitas nem sempre é evidente, pois depende de uma série de parâmetros como tempo de retenção, tipo de vegetação, maturação das plantas e características do efluente (CALHEIROS et al., 2007).

Espécies de macrófitas são consideradas adequadas quando apresentam elevada taxa de crescimento, rápido estabelecimento em ambientes por propagação clonal, grande biomassa e tolerância às condições do ambiente onde se quer implementar o “wetland” (BRISSON & CHAZARENC, 2009).

As macrófitas podem contribuir para o tratamento de efluente de várias formas, como a sedimentação de sólidos em suspensão, promovendo aumento da área de superfície para o crescimento de microrganismos, removendo nutrientes e elementos-traços, além de aumentar a oxigenação (KADLEC et al., 2000).

“Wetlands” construídos contém grande quantidade de habitats microbiais devido à ampla variabilidade de condições encontradas. Esta grande variabilidade de habitats permitem que muitas diferentes vias de ciclagem de nutrientes possam existir, tornando estes ambientes tão eficientes na assimilação e processamento de resíduos (ERLER et al., 2011).

Em “wetlands” construídos dominados por macrófitas enraizadas, a ciclagem de nitrogênio e fósforo é fortemente influenciada pelos processos de sedimentação e oxigenação da rizosfera via transporte vascular (STOTTMEISTER et al., 2003). A ausência de macrófitas enraizadas promove redução do sedimento e favorece aumento de nutrientes dissolvidos na água devido à ressuspensão de partículas, favorecendo a proliferação excessiva de macrófitas flutuantes (SMOLDERS et al., 2010). A superpopulação de macrófitas flutuantes aumenta a anóxia no sedimento, através do sombreamento das microalgas, formando uma barreira física para a penetração de luz no corpo de água (KADLEC, 2008).

Nestes ambientes a amônia é nitrificada a nitrato que é subsequentemente utilizado, junto ao nitrato já existente na água, como aceptor de elétrons para a oxidação da matéria orgânica (TANNER et al., 2002). Sem a vegetação enraizada a capacidade de oxidação da matéria orgânica pode ser reduzida e uma possível

explicação para tal fato é que ocorre a redução na disponibilidade de carbono orgânico dissolvido (ERLER et al., 2011).

A disponibilidade de oxigênio é um fator importante na transformação dos nutrientes em “wetlands” construídos (ERLER et al., 2011). Esse elemento é fundamental para a nitrificação e subsequente disponibilidade de carbono para a desnitrificação biológica (POE et al., 2003). Nitrogênio pode ser removido através dos “wetlands” por inúmeras vias, incluindo nitrificação seguida por desnitrificação, assimilação em biomassa, mineralização de nitrogênio orgânico, volatilização e absorção de amônia (KAO et al., 2003). A desnitrificação é geralmente o principal mecanismo de remoção de nitrato em sistema de solo filtrante sem plantas (REILLY et al., 2000).

A vegetação é responsável pela adição indireta de oxigênio à água e subsequente oxidação da matéria orgânica (SCHOLZ & HEDMARK, 2010).

Os “wetlands” construídos podem melhorar a qualidade da água reduzindo a velocidade do corpo hídrico, aumentando a capacidade de sedimentação de partículas, e pela assimilação de nutrientes, promovendo locais de crescimento para a microbiota, tais como bactérias nitrificantes e desnitrificantes (CHEN, 2011).

Geralmente ocorre variação sazonal na remoção de nitrogênio e fósforo em “wetlands” (VOHLA et al., 2007). No verão, elevadas temperaturas estão associadas a menores valores de oxigênio dissolvido, aumentando a quantidade de amônia em “wetlands”, com diminuição da remoção (HU et al., 2010).

A sedimentação de partículas carregadas de fósforo e a assimilação pela vegetação são consideradas importantes processos para a retenção de fósforo em “wetlands”, porém este elemento pode ser disponibilizado ao ambiente via sedimento ou decomposição das macrófitas (ZHU et al., 2012).

O fósforo é absorvido tanto pelas folhas como pelas raízes e após sua absorção é translocado para todas as partes da planta. As macrófitas aquáticas submersas, emersas e com folhas flutuantes têm suas raízes localizadas na zona reduzida do sedimento. Nesta zona, o fósforo encontra-se excluído do metabolismo do ecossistema lacustre, quando ocorre uma camada oxidada na região superficial do sedimento. As

macrófitas enraizadas absorvem, portanto, o fósforo da camada reduzida do sedimento e o incorporam a sua biomassa, devolvendo-o por excreção e decomposição à coluna d'água (ESTEVES & CAMARGO, 1986).

Organismos fundamentais, as bactérias metabolicamente ativas apresentam forte propensão a aderir às superfícies, e estes biofilmes formados garantem relativa proteção ambiental, estabelecendo vantagens com relação às bactérias planctônicas. Assim, os biofilmes encontrados em "wetlands" (associados a rochas, solos, matéria orgânica em suspensão, etc...) são de extrema importância para a conversão e assimilação dos nutrientes dissolvidos na água (GREGORY et al., 2012). Técnicas moleculares têm aumentado o entendimento da microbiologia destes ambientes, mas ainda há grande caminho a ser trilhado para o completo entendimento dos processos envolvendo a remoção de compostos, como o nitrogênio (WAGNER et al., 2002). Trabalhos recentes encontraram que arqueias e bactérias anamnox (que realizam oxidação anaeróbia da amônia) apresentam importância na oxidação da amônia (FRANCIS et al., 2007).

A eficiência de remoção pode ser afetada por diversas variáveis, como temperatura, tempo de retenção hidráulica, chuvas e ventos (AKRATOS et al., 2009). As variáveis mais comumente utilizadas para verificar a eficiência de remoção dos "wetlands" são: sólidos totais suspensos, matéria orgânica, nitrogênio total, amônia, nitrato, fósforo total e orto-fosfato (BRISSON & CHAZARENC, 2009).

Outro fator que deve ser levado em conta para a instalação e manutenção de um "wetland" construído é o estágio de desenvolvimento das macrófitas. Em ambientes aquáticos a decomposição do material vegetal é geralmente mais rápido do que no terrestre e apresenta duas fases bem distintas, uma inicial rápida e uma segunda mais lenta. Na fase inicial rápida imperam os processos físicos e na segunda os processos biológicos. As principais variáveis que determinam a velocidade de decomposição do detrito são a temperatura, a concentração de nutrientes na água e a composição química inicial do detrito (ESTEVES & CAMARGO, 1986).

As macrófitas podem ser usadas para melhorar a qualidade da água dos tanques de piscicultura, cobrindo parte do espelho d'água com tais organismos, porém é

importante destacar que tanques de piscicultura são sistemas que trabalham no limite da capacidade suporte, promovendo ambiente adequado para o crescimento e desenvolvimento de plantas aquáticas, com grande quantidade de nutrientes e partículas em suspensão, devendo-se evitar o crescimento excessivo destes organismos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2003). Os autores anteriormente citados destacam que em sistemas eutróficos, como os viveiros de piscicultura, plantas aquáticas tendem a propagar rapidamente e cobrir toda a superfície do viveiro, principalmente devido à falta de manejo adequado, impactando negativamente estes sistemas. Entretanto, estas plantas reduzem eficientemente níveis de nitrato, condutividade, fósforo total e ortofosfato, indicando que quando são usadas com controle (25% da área do viveiro), elas podem evitar impacto negativo na qualidade da água, favorecendo a produção de peixes.

As macrófitas aquáticas dão suporte à abundante e diversificada fauna de invertebrados que possuem importante papel na transferência de energia e ciclagem de nutrientes na cadeia alimentar aquática. Espécies planctônicas não são significativamente correlacionadas com a área superficial das macrófitas. A presença destas espécies pode ser explicada pelo fato do banco de macrófitas atuar como refúgio da correnteza e predadores (LIMA et al., 2003). A presença de macrófitas aumenta a riqueza de espécies aquáticas, e isso é importante para o entendimento dos mecanismos que sustentam a diversidade em um viveiro, e pode ser utilizado para conservar a biodiversidade (AKASAKA et al., 2010).

Wetlands construídos para o tratamento de resíduos são rentáveis, podendo ser facilmente manipulados, com adaptabilidade elevada às variações de cargas e climáticas (NAYLOR et al., 2003).

HENRY-SILVA & CAMARGO (2006) mostraram que a qualidade da água do efluente de piscicultura melhorou após tratamento com macrófitas, diminuindo a quantidade de fósforo e nitrogênio dissolvidos na água, fato também observado por PAGGI & SIPAÚBA-TAVARES (2007).

O estudo desenvolvido por NAYLOR et al. (2003) envolvendo o tratamento de efluente de piscicultura com wetland construído concluiu que este tipo de tratamento é eficiente para a retenção de nutrientes advindo desta atividade.

O desenvolvimento de métodos para o tratamento de efluente aquícola é importante para garantir que o crescimento da atividade continue, obedecendo aos padrões de qualidade ambiental (GREGORY et al., 2012).

ÁREA DE ESTUDO

Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP)

Criado no ano de 1988 e situado na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, na cidade de Jaboticabal, nas coordenadas geográficas 21°15'S e 48°18'O, o Centro de Aquicultura (CAUNESP) ocupa 14 hectares, e em sua infraestrutura estão dispostos laboratórios, biblioteca, núcleo de informática, salas de estudo, de aula, de pesquisadores e de reuniões, além de viveiros, berçários e estufas, compreendidos em 79 tanques com fluxo contínuo de água, com renovação média diária de 5% (Figura 1).



Figura 1. Imagem de satélite do CAUNESP demarcando os locais de coleta (Fonte: Google Earth).

O sistema é composto por três setores: piscicultura, ranicultura e carcinicultura, onde o período de maior intensidade de produção de animais ocorre na estação

chuvosa, que conta com maiores temperaturas, favorecendo a reprodução das espécies cultivadas.

A piscicultura é composta por um conjunto de viveiros e tanques de fundo natural, compreendendo berçários e estufas para produção de alevinos, engorda e manutenção de reprodutores. As espécies mais cultivadas são: matrinxã (*Brycon cephalus*), pacu (*Piaractus mesopotamicus*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), piaçu (*Leporinus macrocephalus*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*), na densidade média de 0,25 kg.m², sendo esta última, alvo de maior atenção, com um laboratório especializado em pesquisa com reprodução e cultivo. Estes peixes são utilizados em diversos experimentos e o excesso da produção é colocado à venda para repor gastos com a produção.

O setor de ranicultura possui uma área de reprodução de 37 m², num total de sete tanques, um berçário com doze caixas d'água de 500 L, seis tanques para desenvolvimento de girinos (18 m²) e dois galpões de engorda de rã, *Lithobates catesbeianus*, um contendo oito baias de 12 m² cada e outro com 16 baias, cada uma com 3 m². Durante o período deste estudo, todo o efluente deste setor escoava para um dos viveiros maiores, passando para o restante do sistema. Atualmente há um projeto de Doutorado que está sendo desenvolvido no Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton visando à construção de um "wetland" para tratamento deste efluente.

O setor de carcinicultura conta com 18 tanques em sistemas fechados com capacidade para produzir 200.000 pós-larvas por mês, 20 tanques com circulação contínua de água e/ou sistemas fechados, com capacidade para produzir 70.000 juvenis por mês e 18 viveiros externos destinados à pesquisa com as espécies *Macrobrachium rosenbergii* e *M. amazonicum*.

A água utilizada no abastecimento de todo estes sistemas provêm de um conjunto de nascentes que é escoado para uma caixa de concreto (Figura 2A), que posteriormente deságua em um viveiro que funciona como estocagem. Este viveiro tem aproximadamente 2.816 m² e é dominado por macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*), não ocorrendo cultivo de peixes (Figura 2B),

de onde a água é escoada de forma contínua e sequencial para abastecimento do sistema.

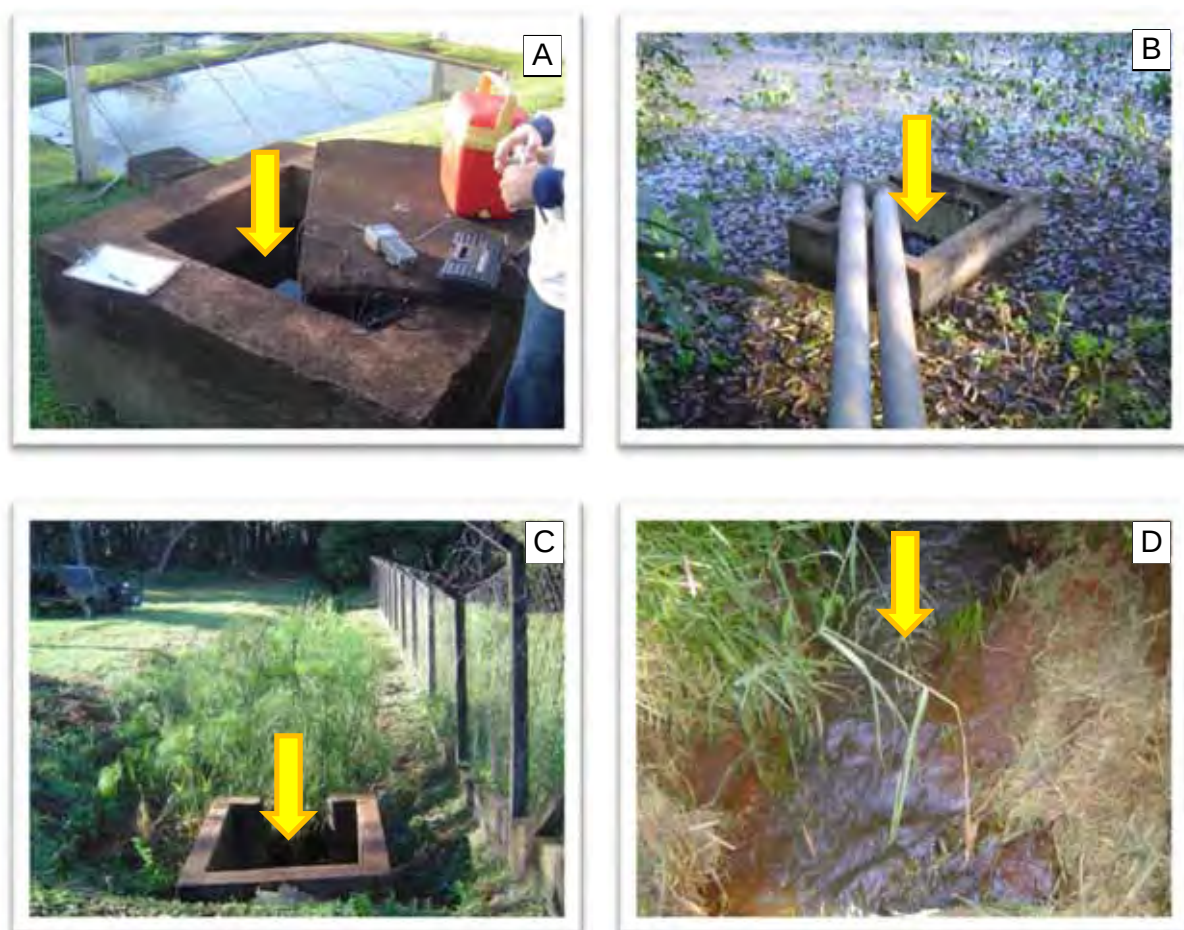


Figura 2. Vista dos pontos de coleta no CAUNESP, onde: A = nascente, B = abastecimento, C = saída de água dos tanques e D = efluente. As setas indicam os pontos amostrados.

Seis viveiros, apresentando tamanhos de 2.566 a 7.641 m², estão dispostos de forma sequencial e com abastecimento contínuo, onde a água de um passa para o outro sem tratamento prévio, adotando-se prática de criação semi-intensiva de organismos aquáticos para fins de pesquisa, com densidade de estocagem média de 1 peixe.m⁻². Estes viveiros recebem efluente de conjuntos de outros viveiros e tanques

menores. Somando-se todos os 79 tanques e viveiros, o CAUNESP conta com uma área total de espelho d'água de 36.195 m², com profundidade média de 1,50 m.

O efluente final do sistema deságua em um viveiro com 5.757 m², usada para estoque de peixes, onde eventualmente se abre a pesca para os funcionários da Universidade. Deste viveiro a água é escoada para um canal que foi transformado em um sistema de tratamento, sendo alvo de um estudo de longa duração de pesquisas do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton. Além da água proveniente da aquicultura, este “wetland” construído, recebe proveniente do escoamento superficial de chuva e resíduos da digestão de fezes de bovinos, suínos e aves processados em biodigestores tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo), proveniente do Departamento de Engenharia Rural.

O canal possui área total de 96,6 m², 71 m de comprimento, largura variando de 1 m a 2,8 m e profundidade máxima de 1 m. Está localizado sobre latossolo vermelho-escuro eutrófico com textura argilosa, onde a água escoava diretamente sobre o solo, coberto por cascalhos. Durante a última etapa de adequação deste sistema de tratamento, que compreendeu o estudo em questão, foram implantadas duas barragens com grade e pedras para contenção das plantas flutuantes e duas barragens somente com pedras próximo ao final do “wetland”, com a finalidade de diminuir o fluxo hidráulico e servir como substrato para crescimento da comunidade perifítica. A espécie de macrófita aquática *Cyperus giganteus* foi plantada nos primeiros 14 m de extensão; *Typha domingensis* ocupou outros 8 m de extensão; *Eichhornia crassipes* ficou contida entre as barragens, com 6 m de extensão; e *Pontederia cordata*, em 3 m de extensão do canal. As plantas foram dispostas nessa ordem no “wetland” de acordo com a capacidade de suporte e resistência ao fluxo d'água, observado em estudos anteriores, totalizando 48% de área plantada. O restante da área do “wetland” não foi plantado devido ao sombreamento por vegetação externa.

Neste sistema de tratamento, foram amostrados dois pontos, na água de escoamento do último tanque (início do “wetland” construído) (Figura 2C) e outro no efluente final, após a passagem da água pelo “wetland” construído (Figura 2D).

Pesque-pague

A Sociedade Espírita Irmãos Vicente (SEIV), fundada em 21 de setembro de 1971 na cidade de Jaboticabal-SP, tinha entre seus principais objetivos a criação de um Lar-Escola às crianças com problemas sociais e financeiros (SILVA et al., 1980).

Foi disponibilizado para a SEIV um terreno antes ocupado pela FEPASA, com área suficiente para atender às necessidades da obra e ótima localização, estando situado na Rodovia Paulo Donato Castellane, confrontando no seu lado direito com a Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV-UNESP-Jaboticabal), totalizando 96.000 m², onde foi fundado o “Lar do Caminho” e ao lado esquerdo, bairro residencial (SILVA et al., 1980).

Esta entidade é constituída de seis prédios, distribuídos da seguinte forma:

- Pavilhão onde residem as crianças e a administradora interna;
- Pavilhão utilizado como refeitório e área de lazer;
- Barracão;
- Casa utilizada como sala de aula e para guardar donativos;
- Casa do lavrador e seus familiares;
- Casa da lavadeira e seus familiares.

Conta com instalações pecuárias onde são criados cavalos, vacas, galinhas e patos, além de uma nascente e três tanques de piscicultura.

Com o intuito de aumentar a renda do Lar do Caminho, foi criado o pesque-pague, onde o lucro é utilizado para suprir as necessidades desta instituição social, podendo-se denominar esta atividade como “pesque-ajuda” (Figura 3).

Foram amostrados mensalmente quatro pontos de coleta no pesque-pague, no período de mar/2009 a fev/2010, sendo um na nascente, um na água de abastecimento, um na saída dos tanques e um no efluente (Figura 3). Posteriormente, parte da água é escoada ao córrego Jaboticabal e outra para irrigação de plantação de palmeiras, para colheita de palmito, em outra propriedade rural.



Figura 3. Imagem de satélite do pesque-pague demarcando os locais de coleta (Fonte: Google Earth).

A nascente é um local que não sofreu desmatamento, sendo rodeada por mata e protegida do assoreamento por uma caixa de concreto, desaguando em uma área alagável através de tubulação sub-aquática (Figura 4A). Esta área alagável é dominada pela macrófita enraizada *Typha domingensis*, por onde a água passa, sendo escoada até o primeiro tanque de piscicultura (Figura 4B). O local de abastecimento sofre impacto nos períodos de chuva, principalmente devido à urbanização dos arredores, ocorrida de forma mal planejada e indiscriminada, sem nenhuma preocupação relativa ao equilíbrio ambiental. Além disso, é uma área de acesso fácil às pessoas, que, por ventura, utilizam-na para depósito de lixo.

O tanque 1 apresenta área de 1.660 m^2 , volume de aproximadamente 2.490 m^3 sendo abastecido com água que sai diretamente da área alagável por tubulação. O tanque 2 apresenta área de 1.501 m^2 , volume de 2.251 m^3 , sendo o menor dos três tanques estudados e recebe água diretamente do tanque anterior, por tubulação, não sofrendo nenhum tipo de tratamento. O tanque 3 é o maior deles, com área de 1.850 m^2 , volume de 2.780 m^3 , sendo abastecido pelo tanque 2, por tubulação e sem tratamento. Todos os tanques apresentam fundo natural e profundidade média de $1,50 \text{ m}$. As espécies de peixes cultivadas são tambaqui (*Colossoma macropomum*) e traíra (*Hosplias malabaricus*) no tanque 1, tilápia (*Oreochromis niloticus*) e piaçu (*Leporinus obtusidens*) no tanque 2 e tilápia e patinga (*Piaractus brachypomus*) no tanque 3, na densidade de 3 peixe.m^{-2} . A alimentação da ictiofauna se dá por meio de ração comercial, contendo milho, soja e farinha de peixe (22% de proteína bruta), administrada duas vezes ao dia, totalizando 30 Kg , todos os dias no mesmo local.

A água que sai do tanque 3 é escoada através de um canal sinuoso, constituindo um sistema de solo filtrante com aproximadamente 400 m, até a rodovia de acesso Prof. Paulo Donato Castellane. Neste canal, foi escolhido um ponto de coleta logo no início, onde ocorre a descarga de água de todos os tanques (Figura 4C), e outro no final (Figura 4D).



Figura 4. Vista dos pontos de coleta no pesque-pague, onde: A = nascente, B = abastecimento, C = saída de água dos tanques e D = efluente. As setas indicam os pontos amostrados.

OBJETIVOS GERAIS

Os objetivos gerais do estudo foram:

- I- Verificar o efeito de um sistema de tratamento composto por macrófitas flutuantes e outro com enraizadas nas variáveis físicas e químicas além da comunidade planctônica da água de abastecimento de duas pisciculturas;
- II- Avaliar as variações temporais na composição da comunidade fitoplanctônica de duas pisciculturas utilizando a classificação funcional;
- III- Identificar os possíveis fatores responsáveis pelas mudanças sazonais na comunidade fitoplanctônica;
- IV- Verificar se a comunidade zooplanctônica pode ser utilizada para monitoramento do estado trófico de pisciculturas;
- V- Avaliar a dinâmica fitoplanctônica em dois sistemas de tratamento de efluente de piscicultura, um plantado e outro não;
- VI- Verificar a efetividade dos sistemas de tratamento de efluente das duas pisciculturas.

REFERÊNCIAS

- AKASAKA, M.; TAKAMURA, N.; MITSUHASHI, H.; KADONO, Y. Effects of land use on aquatic macrophytes diversity and water quality of ponds. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 909-922, 2010.
- AKRATOS, C. S.; PAPASPYROS, J. N. E.; TSIHRINTZIS, V. A. Total nitrogen and ammonia removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands: use of artificial neural networks and development of a design equation. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 586-596, 2009.
- ALABASTER, J. S.; LLOYD, R. **Water quality criteria for freshwater fish**. 2 ed. England: Butterworth Scientific, 1982. 315 p.

- AL-HARBI, A. H. Faecal coliforms in pond water, sediments and hybrid tilapia *Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus* in Saudi Arabia. **Aquaculture Research**, v. 34, n. 7, p. 517-524, 2003.
- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L. O.; HUSZAR, V. L. M. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water Research**, v. 44, p. 3345-3354, 2010.
- BEVERIDGE, M. C. M. **Cage Aquaculture**. Oxford: Fishing News Books, 1996. 346 p.
- BONECKER, C. C.; AOYAGUI, A. S. M.; SANTOS, R. M. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 529-537, 2009.
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; DIAS, J. D.; BONECKER, C. C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 649, p. 279-291, 2010.
- BOSMA, R. H.; VERDEGEM, M. C. J. Sustainable aquaculture in ponds: principles, practices and limits. **Livestock Science**, v. 139, p. 58-68, 2011.
- BOYD, C. E. **Water quality in ponds for aquaculture**. Alabama: Birmingham Publishing, 1990. 452 p.
- BOYD, C. E.; QUEIROZ, J. Manejo das condições do sedimento do fundo e da qualidade da água e dos efluentes de viveiros. In: CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALOSSO, D. M.; CASTAGNOLLI, N. **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. São Paulo: Tec Art, 2004. 26p.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C.; MCNEVIN, A.; BOSTICK, K.; CLAY, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. **Reviews in Fisheries Sciences**, v. 15, p. 327-360, 2007.
- BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 3923-3930, 2009.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

- BROWN, J. H.; GILLOOLY, J. F.; ALLEN, A. P.; SAVAGE, V. M.; WEST, G. B. Toward a metabolic theory of ecology. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1771-1789, 2004.
- BRUNE, D. E.; SCHWARTZ, G.; EVERSOLE, A. G.; COLLIER, J. A.; SCHWEDLER, T. E. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. **Aquacultural Engineering**, v. 28, p. 65-86, 2003.
- BURFORD, M. A.; PEARSON, D. C. Effect of different nitrogen sources on phytoplankton composition in aquaculture ponds. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 15, p. 277-284, 1998.
- BURTON-JR., G. A.; PITT, R. E. Storm effects handbook: a toolbox for watershed managers, scientists and engineers. Florida: Lewis Publisher, 2002.
- CALDINI, N. N.; REBOUÇAS, V. T.; CAVALCANTE, D. H.; MARTINS, R. B.; SÁ, M. V. C. Water quality and Nile tilapia growth performance under diferente feeding schedules. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 33, n. 4, p. 427-430, 2011.
- CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Constructed wetlands systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. **Water Research**, v. 41, p. 1790-1798, 2007.
- CHELLAPPA, N. T.; CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 241-251, 2009.
- CHEN, G.; DALTON, C.; TAYLOR, D. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 44, p. 465-481, 2010.
- CHEN, H. J. Surface-flow constructed treatment wetlands for pollutant removal: applications and perspectives. **Wetlands**, v. 31, p. 805-814, 2011.
- CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, F. E. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, p. 1014-1015, 2009.
- CORGOSINHO, P. H. C.; PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 182, p. 213-224, 2006.

- DASSOW, P. V.; MONTRESOR, M. Unveiling the mysteries of phytoplankton life cycles: patterns and opportunities behind complexity. **Journal of Plankton Research**, v. 33, n. 1, p. 3-12, 2011.
- EL-SAYED, A. B.; EL FOULY, M. M.; ABDEL-MAGUID, A. A. Green algae for improving nutritional and environmental status of fish ponds production. **Journal of American Science**, v. 6, n. 8, p. 47-55, 2010
- ERLER, D. V.; TAIT, D.; EYRE, B. D.; BINGHAM, M. Observations of nitrogen and phosphorus biogeochemistry in a surface flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 5359-5367, 2011.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998. 602 p.
- ESTEVEES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, p. 273-298, 1986.
- ETILE, R. N.; KOUASSI, A. M., AKA, M., N.; PAGANO, M.; N'DOUBA, V.; KOUASSI, N. J. Spatio-temporal variations of the zooplankton abundance and composition in a West African tropical coastal lagoon (Grand-Lahou, Côte d'Ivoire). **Hydrobiologia**, v. 624, p. 171-189, 2009.
- FAO. **The state of world fisheries and aquaculture 2008**. Roma: FAO, 2009.
- FINKEL, Z. V.; BEARDALL, J.; FLYNN, K. J.; QUIGG, A.; REES, T. A. V.; RAVEN, J. A. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. **Journal of Plankton Research**, v. 32, n. 1, p. 119-137, 2010.
- FISCHER, J. M.; FROST, T. M.; IVES, A. R. Compensatory dynamics in zooplankton community responses to acidification: measurement and mechanisms. **Ecological applications**, v. 11, n. 4, p. 1060-1072, 2001.
- FRANCIS, C. A.; BEMAN, J. M.; KUYPERS, M. M. M. New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation. **ISME Journal**, v. 1, n. 1, p. 19-27, 2007.
- GEMELGO, M. C. P.; MUCCI, J. L. N.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and

- Guarapiranga, São Paulo). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 4, p. 1001-1013, 2009.
- GIORDANI, G.; ZALDÍVAR, J. M.; VIAROLI, P. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 982-991, 2009.
- GREEN, J. Associations of planktonic and periphytic rotifers in a tropical swamp, the Okavabgo Delta, Southern Africa. **Hydrobiologia**, v. 490, p. 197-209, 2003.
- GREGORY, S. P.; DYSON, P. J.; FLETCHER, D.; GATLAND, P.; SHIELDS, R. J. Nitrogen removal and changes to microbial communities in model flood/drain and submerged biofilters treating aquaculture wastewater. **Aquacultural Engineering**, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.03.006>
- GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist**, v. 111, p. 1169-1194, 1977.
- HAGOPIAN, D. S.; RILEY, J. G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Aquacultural Engineering**, v. 18, p. 223-244, 1998.
- HAN, B.; YIN, J.; LIN, X.; DUMONT, H. J. Why is *Diaphanosoma* (Crustacea: Cnetopoda) so common in the tropics? Influence of temperature and food on the population parameters of *Diaphanosoma dubium*, and a hypothesis on the nature of tropical cladocerans. **Hydrobiologia**, v. 668, p. 109-115, 2011.
- HAVEL, J. E.; SHURIN, J. B. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 49, n. 4, p. 1229-1238, 2004.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency aquatic of macrophytes treat Nile Tilapia pond effluents. **Sciencia Agricola**, v. 63, p. 433-438, 2006.
- HU, L. M.; HU, W. P.; DENG, J. C.; LI, Q. Q.; GAO, F.; ZHU, J. G.; HAN, T. Nutrient removal in wetlands with different macrophytes structures in eastern Lake Taihu, China. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1725-1732, 2010.
- HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional approaches in six temperate lakes. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 1-18, 1998.

- KADLEC, R. H. The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing. **Ecological Engineering**, v. 33, p. 126-141, 2008.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R. Constructed wetlands for pollution control – processes, performance, design, and operation. **IWA Scientific and Technical Report nº 8**, Londres: IWA Publishing, 2000.
- KANE, D. D.; GORDON, S. I.; MUNAWAR, M.; CHARLTON, M. N.; CULVER, D. A. The planktonic index of biotic integrity (P-IBI): an approach for assessing lake ecosystem health. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 1234-1247, 2009.
- KAO, J. T.; TITUS, J. E.; ZHU, W. X. Differential nitrogen and phosphorus retention by five wetland plant species. **Wetlands**, v. 23, n. 4, p. 979-987, 2003.
- KAUR, V. I.; ANSAL, M. D. Efficacy of vermicompost as fish pond manure – Effect on water quality and growth of *Cyprinus carpio* (Linn.). **Bioresource Technology**, v. 101, p. 6215-6218, 2010.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 901-912, 2002.
- KUMAR, M.; SINGH, Y. Interpretation of water quality parameters for villages of Sanganer Tehsil, by using multivariate statistical analysis. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 2, p. 860-863, 2010.
- LE, C.; LI, Y.; ZHA, Y.; SUN, D. Specific absorption coefficient and the phytoplankton package effect in Lake Taihu, China. **Hydrobiologia**, v. 219, p. 27-37, 2009.
- LIMA, A. F.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; BINI, L. M.; TAKEDA, A. M. Composition and abundance of Cladocera (Crustacea) assemblages associated with *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth in the upper Paraná river floodplain. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 25, n. 1, p. 41-48, 2003.
- LOPES, M. R. M.; FERRAGUT, C.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton diversity and strategies in regard to physical disturbances in a shallow, oligotrophic, tropical reservoir in Southeast Brazil. **Limnetica**, v. 28, n. 1, p. 159-174, 2009.
- LOPES, R. B.; OLINDA, R. A.; SOUZA, B. A. I.; CYRINO, J. E. P.; DIAS, C. T. S.; QUEIROZ, J. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. S. Efficiency of bioaugmentation in the

- removal of organic matter in aquaculture systems. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 409-419, 2011.
- MACEDO, C. F.; AMARAL, L. A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Microbiology quality in continuous water flow fish ponds. Semina: **Ciências Agrárias**, v. 32, n. 2, p. 701-708, 2011.
- MAIA-BARBOSA, P. M.; PEIXOTO, R. S.; GUIMARÃES, A. S. Zooplankton in litoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 1069-1078, 2008.
- MAJAGI, S.; VIJAYKUMAR, K. Ecology and abundance of zooplankton in Karanja reservoir. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 152, p. 451-458, 2009.
- MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J. Effects of artificial aeration and macrophytes species on nitrogen cycling and gas flux in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 221-229, 2009.
- MELO, S.; HUSZAR, V. L. M. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research**, v. 22, p. 63-76, 2000.
- MELO-MAGALHÃES, E. M.; MEDEIROS, P. R. P.; LIRA M. C. A.; KOENING, M. L.; MOURA, A. N. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brasil, through studies of the phytoplanktonic community. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 271-280, 2009.
- MIELEITNER, J.; BORSUK, M.; BÜRG, H. R.; REICHERT, P. Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. **Aquatic Science**, v. 70, p. 30-46, 2008.
- NAYLOR, S.; BRISSON, J.; LABELLE, M. A.; DRIZO, A.; COMEAU, Y. Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 215-222, 2003.
- NEGREIROS, N. F.; ROJAS, N. E.; ROCHA, O.; SANTOS WISNIEWSKI, M. J. Composition, diversity and short-term temporal fluctuations of zooplankton communities in fish culture ponds (Pindamonhangaba), SP. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 785-794, 2009.

NEOFITOU, N.; KLAUDATOS, S. Effect of fish farming on the water column nutrient concentration in a semi-enclosed gulf of the eastern Mediterranean. **Aquaculture Research**, v. 39, n. 5, p. 482-490, 2008.

NOGUEIRA, I. S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, J. E.; SILVA, K. D. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**, v. 35, n. 2, p. 219-233, 2008.

OBERTEGGER, U.; MANCA, M. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. **Journal of Limnology**, v. 70, n. 2, p. 231-238, 2011.

OBERTEGGER, U.; SMITH, H. A.; FLAIM, WALLACE, R. L. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. **Hydrobiologia**, v. 662, p. 157-162, 2011.

PADISÁK, J.; BORICS, G.; FEHÉR, G.; GRIGORSZKY, I.; OLDAL, I.; SCHMIDT, A.; ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 157, p. 157-168, 2003.

PADISÁK, J.; BORICS, G.; GRIGORSZKY, L.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 1-14, 2006.

PADISÁK, J.; CROSSETI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

PAGGI, L. C.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Water quality evaluation through limnologic survey in a fish culture system in the Paranaíba region (Mato Grosso, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 463-472, 2007.

PARPAROV, A.; GAL, G.; HAMILTON, P.; KASPRZAK, P.; OSTAPENIA, A. Water quality assessment, trophic classification and water resources management. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 2, p. 907-915, 2010.

PASZTALENIEC, A.; PONIEWOZIK, M. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches. **Limnologica**, v. 40, p. 251-259, 2010.

PEETERS, E. T. H. M.; FRANKEN, R. J. M.; JEPPESEN, E.; MOSS, B.; BÉCARES, E.; HANSSON, L. A.; ROMO, S.; KAIRESALO, T.; GROSS, E. M.; DONK, E.; NÖGES, T.; IRVINE, K.; KORNIJÓW, R.; SCHEFFER, M. Assessing ecological quality of shallow lakes: does knowledge of transparency suffice? **Basic and Applied Ecology**, v. 10, p. 89-96, 2009.

PIEDRAHITA, R. H. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. **Aquaculture**, v. 226, p. 35-44, 2003.

PINESE, O. P.; CASSEMIRO, F. A. S.; PINESE, J. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Metabolic theory of ecology and diversity of continental zooplankton in Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 34, n. 1, p. 69-75, 2012.

POE, A. C.; PICHLER, M. F.; THOMPSON, S. P.; PAERL, H. W. Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff. **Wetlands**, v. 23, n. 4, p. 817-826, 2003.

POULÍCHOVA, A.; NEUSTUPA, J.; SPACHKVÁ, J.; SKALOUD, P. Distribution of epipelagic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. **Hydrobiologia**, v. 624, p. 81-90, 2009.

PRIMPAS, I.; TSIRTSIS, G.; KARYDIS, M.; KOKKORIS, G. D. Principal component analysis: development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European water framework directive. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 178-183, 2010.

PUELLO-CRUZ, A. C.; MEZO-VILLALOBOS, S.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, B.; VOLTOLINA, D. Culture of the calanoid copepod *Pseudodiaptomus euryhalinus* (Johnson 1939) with different microalgal diets. **Aquaculture**, v. 290, p. 317-319, 2009.

RANGEL, L. M.; SILVA, L. H. S.; ARCIFA, M. S.; PERTICARRARI, A. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 1, p. 75-85, 2009.

RASTOGI, R. P.; RAJESHWAR, P. S. Biotechnological and industrial significance of cyanobacterial secondary metabolites. **Biootechnology Advances**, v. 27, p. 521-539, 2009.

- REILLY, J. F.; HORNE, A. J.; MILLER, C. D. Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 1-2, p. 33-47, 2000.
- REYNOLDS, C. S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. **Holarctic Ecology**, v. 3, p. 141-159, 1980.
- REYNOLDS, C. S. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREEN, C. D. **Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 388-433.
- REYNOLDS, C. S. **Vegetation Processes in the Pelagic**. A Model for Ecosystem Theory. ECI, Oldendorf, 1997.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417-428, 2002.
- SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MORETTO, E. M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brasil): a three-year study. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 1, p. 1-18, 2009.
- SCHINDLER, D. W.; HECKY, R. E.; FINDLAY, D. L.; STANTON, M. P.; PARKER, B. R.; PATERSON, M. J.; BEATY, K. G.; LYNG, M.; KASIAN, S. E. M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, p. 11254-11258, 2008.
- SCHLOZ, M.; HEDMARK, A. Constructed wetlands treating runoff contaminated with nutrients. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 205, p. 323-332, 2010.
- SEN, B.; SONMEZ, F. A study on the algae in fish ponds and their seasonal variations. **International journal of Sciences & Technology**, v. 1, n. 1, p. 25-33, 2006.
- SILVA, F. A. R.; MIRANDA, L. H. D.; GUIMARÃES, N. M. **Novas propostas sociais para o Lar do Caminho**. 1980. Monografia - UNAERP, Faculdade de Serviço Social, Ribeirão Preto.

- SILVA, A. M. A.; MEDEIROS, P. R.; SILVA, M. C. B. C.; BARBOSA, J. E. L. Diel vertical migration and distribution of zooplankton in tropical Brazilian Reservoir. **Biotemas**, v. 22, n. 1, p. 49-57, 2009.
- SIMÕES, N. R.; SONODA, S. L. Estrutura da assembléia de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) em um reservatório do semi-árido Neotropical, Barragem de Pedra, Estado da Bahia, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 31, n. 1, p. 89-95, 2009.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Influência da luz, manejo e tempo de residência sobre algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura. **Biotemas**, v. 8, n. 4, p. 61-71, 1995.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Feeding in adult females of *Argyrodiaptomus furcatus* (Sars, 1901), Copepoda-Calanoidea, of Lobo Reservoir (Broa), São Carlos, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 15-23, 1984.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GOMIDE, F. B.; OLIVEIRA, A. Dynamic limnological variable studied in two fish ponds. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 2, n. 1, p. 90-96, 1998.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BARROS, A. F.; BRAGA, F. M. S. Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 25, n. 1, p. 101-106, 2003.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 643-649, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ALVAREZ, E. J. S.; BRAGA, F. M. S. Water quality and zooplankton in tanks with larvae of *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1949). **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 77-86, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 9-15, 2010a.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N.; AMARAL, A. A. Influence of management on plankton community of fishponds during the dry and rainy seasons. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 70-79, 2010b.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DONADON, A. R. V.; MILLAN, R. N. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 4, p. 845-855, 2011.

SMOLDERS, A. J. P.; LUCASSEN, E.; BOBBINK, R.; ROELOFS, J. G. M.; LAMERS, L. P. M. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulfur bridge. **Biogeochemistry**, v. 98, p. 1-7, 2010.

SOMMER, U.; GLIWICZ, M. W.; LAMPERT, W.; DUNCAN, A. A. The PEG model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. **Archiv fur Hydrobiology**, v. 106, p. 433-471, 1986.

STOTTMEISTER, U.; WIESSNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KASTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biootechnology Advances**, v. 22, p. 93-117, 2003.

TANNER, C. C.; KADLEC, R. H.; GIBBS, M. M.; SUKIAS, J. P. S.; NGUYEN, M. L. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands – influence of wastewater characteristics. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 499-520, 2002.

TOKESHI, M.; SCHMID, P. E. Niche division and abundance: an evolutionary perspective. **Population Ecology**, v. 44, p. 189-200, 2002.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PEREIRA, K. C.; LUZIA, A. P.; PASSERINI, M. D.; CHIBA, W. A. C.; MORAIS, M. A.; SEBASTIEN, N. Y. Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 815-824, 2010.

VOHLA, C.; ALAS, R.; NRUK, K.; BAATZ, S.; MANDER, U. Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal sub-surface flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 66-74, 2007.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 478-490, 2005.

- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.
- WAGNER, M.; LOY, A.; NOGUEIRA, R.; PURKHOLD, U. LEE, N.; DAIMS, H. Microbial community composition and function in wastewater treatment plants. **Antonie Van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 665-680, 2002.
- WANG, X.; LU, Y.; HE, G.; HAN, J.; WANG, T. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: a 5-year study. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 920-927, 2007.
- WANG, X.; QIN, B.; GAO, G.; PAERL, H. W. Nutrient enrichment and selective predation by zooplankton promote *Microcystis* (Cyanobacteria) bloom formation. **Journal of Plankton Research**, v. 32, n. 4, 457-470, 2010.
- WANG, L.; CAI, Q.; XU, Y.; KONG, L.; TAN, L.; ZHANG, M. Weekly dynamics of phytoplankton functional groups under high water level fluctuations in a subtropical reservoir-bay. **Aquatic Ecology**, v. 45, n. 2, p. 197-212, 2011.
- WEITHOFF, G.; LORKE, A.; WALZ, N. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in shallow eutrophic lake. **Oecologia**, v. 125, p. 91-100, 2000.
- WEITHOFF, G.; WALZ, N.; GAEDKE, U. The intermediate disturbance hypothesis – species diversity of functional diversity? **Journal of Plankton Research**, v. 23, p. 1147-1155, 2001.
- WEITHOFF, G. The concept of “plankton functional types” and “functional diversity” in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1669-1675, 2003.
- WHITMAN, R. L.; NEVERS, M. B.; GOODRICH, M. L.; MURPHY, P. C.; DAVIS, B. M. Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. **Ecological Indicators**, v. 4, p. 277-286, 2004.
- WILSON, P. C. **Water quality notes: pH**. University of Florida. IFAS Extension. 2011. Disponível em: <http://edis.ifas.ufl.edu>.

XU, L.; XIONG, B.; PAN, Y.; WANG, J.; CAO, H.; ZHAO, W. Relationship between concentrations of odorous compounds and biomass of phytoplankton and actinomycetes in freshwater ponds of Beijing, China. **Aquaculture International**, v. 18, p. 245-254, 2010.

YIGIT, S. Analysis of the zooplankton community by the Shannon-Weaver index in Lesikköprü dam lake, Turkey. **Tarım Bilimleri Dergisi**, v. 12, n. 2, p. 216-220, 2006.

YUAN, L.; ZHU, W.; XIAO, L.; YANG, L. Phosphorus cycling between the colonial cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* and attached bacteria, *Pseudomonas*. **Aquatic Ecology**, v. 43, p. 859-866, 2009.

ZHU, J.; HU, W.; HU, L.; DENG, J.; LI, Q.; GAO, F. Variation in the efficiency of nutrient removal in a pilot-scale natural wetland. **Wetlands**, v. 32, p. 311-319, 2012.

CAPÍTULO 2 – MUDANÇAS NA QUALIDADE E COMUNIDADE PLANCTÔNICA DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO DE DOIS SISTEMAS AQUÍCOLAS ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE MACRÓFITAS.

RESUMO – O sucesso da produção de organismos aquáticos está relacionado à água de abastecimento de boa qualidade e a utilização de macrófitas pode favorecer este requisito, pois retiram nutrientes e servem como abrigo e alimentação para o plâncton. O trabalho avaliou ao longo de um ano a qualidade da água de abastecimento e a comunidade planctônica de dois sistemas de abastecimento de piscicultura, onde um passa por banco de macrófitas composto por flutuantes livres e emergentes enraizadas (*Salvinia auriculata* e *Eichhornia azurea*, respectivamente) e o outro por macrófitas enraizadas (*Typha domingensis*). Houve redução do nitrato após a passagem pelas macrófitas dos dois sistemas; os demais nutrientes mantiveram-se constantes. Os grupos Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae apresentaram abundâncias relativas altas nos dois sistemas, com diminuição de Cyanobacteria após a passagem da água pelo banco de macrófitas, destacando-se o sistema com macrófitas flutuantes. Rotífera foram os organismos zooplanctônicos com maior representatividade nas entradas de água dos sistemas, com maior destaque para o sistema com macrófitas enraizadas. Outro grupo importante foi o dos Copepoda Cyclopoida, representados por *Thermocyclops decipiens*. Cladocera e Copepoda Calanoida apareceram somente no sistema com macrófitas flutuantes. O índice de estado trófico de Carlson modificado indicou ambientes oligotróficos, com maiores valores para as nascentes e menores para as entradas dos sistemas. A presença das macrófitas foi benéfica para a comunidade planctônica, tornando a água de abastecimento adequada para o uso em aquicultura, com melhores resultados encontrados no tratamento com macrófitas flutuantes.

Palavras-chave: fitoplâncton, macrófitas flutuantes, macrófitas enraizadas, zooplâncton

CHAPTER 2 – QUALITY CHANGES AND THE PLANKTONIC COMMUNITY OF SUPPLY WATER OF TWO AQUACULTURE SYSTEMS BY THE USE OF FLOATING AND ROOTED MACROPHYTES

ABSTRACT – Success in the production of water organisms is related to good quality water supply. The use of macrophytes may be an asset in such requirement. In fact, they remove nutrients and are a shelter and food for plankton. During one year current research evaluated the quality of the water supply and the plankton community of two supply systems of fish culture. Whereas one system passed through a bank of free-floating and emergent rooted macrophytes (*Salvinia auriculata* and *Eichhornia azurea*), the other passed through rooted macrophytes (*Typha domingensis*). Nitrate decrease occurred after the passage of water through the macrophytes of the two systems, but the other nutrients remained constant. Groups Bacillariophyceae and Zygnemaphyceae had relatively high abundance rates in both systems, with a decrease in Cyanobacteria after the water passage through the macrophyte bank, with special reference to the floating macrophyte system. Rotifers had the highest rates among zooplankton organisms in the systems' inlets, with special reference to the rooted macrophyte system. Cyclopoida Copepods, represented by *Thermocyclops decipiens*, were another relevant group. Cladocera and Calanoida Copepods only appeared in the floating macrophyte system. Modified Carlson's trophic state index showed oligotrophic environments with high rates for sources and low rates for the system's inlets. Macrophytes were beneficent to the plankton community and transformed the supply water for the use of aquaculture, with better results in the treatment of floating macrophytes.

Keywords: phytoplankton, floating macrophytes, fixed macrophytes, zooplankton

Introdução

Os viveiros de piscicultura são corpos de água construídos pelo homem onde são controlados o nível de água, quantidade e qualidade de peixes e alimentação. Estes ecossistemas podem estar sujeitos a rápidas mudanças, estando susceptíveis a imprevisíveis distúrbios externos aleatórios (POULÍCHOVA et al., 2009).

A fim de minimizar o impacto destes distúrbios nos viveiros de piscicultura, é fundamental a utilização de água de boa qualidade para o abastecimento, com baixos níveis de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), condutividade elétrica e DBO₅. Tais características possibilitam a colonização adequada da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica, diminuindo os problemas causados pela proliferação intensa destes microrganismos.

Para a adequação das condições físico-químicas e biológicas da água de abastecimento dos tanques de cultivo de organismos aquáticos pode-se utilizar plantas aquáticas (macrófitas), que funcionam como um biofiltro, auxiliando na remoção de nutrientes e turbidez, além de promover refúgio aos organismos planctônicos e barreira para o fluxo de água, aumentando o potencial de sedimentação de partículas suspensas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2003).

Muitos limnólogos desenvolveram índices para verificar as condições ecológicas dos ecossistemas aquáticos, incluindo o uso de simples parâmetros como: perda do oxigênio hipolimnético, produção primária, fósforo total, nitrogênio total, clorofila-a e transparência (KANE et al., 2009). Dentre estes índices, um dos mais empregados em literatura é o de WETZEL (1975), que classifica os corpos hídricos de acordo com a quantidade de fósforo total na água, indicando o grau de eutrofização.

Além destes índices, pode-se inferir a adequação da água que será utilizada para abastecimento de piscicultura analisando a estrutura da comunidade fito e zooplanctônica (PASZTALENIĆ & PONIEWOZIK, 2010).

A presença de Cyanobacteria é indesejada para esta finalidade, pois dados confirmam o efeito negativo destes microrganismos e suas toxinas no desenvolvimento e crescimento da comunidade zooplanctônica (BORGES et al., 2010), que desempenha

papel fundamental no funcionamento e produtividade de ecossistemas aquáticos através dos seu impacto na dinâmica de nutrientes e posição chave na cadeia trófica (ETILE et al., 2009). Existem outros impactos ecológicos importantes das Cyanobacteria, como a interferência no crescimento de outros grupos algais e a produção de potentes toxinas que podem trazer prejuízos à saúde dos peixes e humanos (RASTOGI & RAJESHWAR, 2009).

Assim, a comunidade fitoplanctônica pode variar em resposta a disponibilidade de nutrientes, enquanto que herbívoros e componentes de outros níveis tróficos são sensíveis tanto ao enriquecimento com nutrientes quanto interações bióticas intensificadas, que podem variar com o estado trófico (CHEN et al., 2010).

Este trabalho visa a verificar o efeito do sistema de tratamento aplicado à água de abastecimento em dois ambientes aquícolas, avaliando a alteração das variáveis físicas e químicas e comunidade planctônica, onde um utiliza u misto de macrófitas flutuantes livres e emergentes enraizadas e outro macrófitas enraizadas. Estes sistemas realmente melhoram a qualidade da água de abastecimento? Qual é mais eficaz?

Material e Métodos

Área de estudo

A pesquisa foi conduzida em uma microbacia na cidade de Jaboticabal, São Paulo, Brasil, nas coordenadas geográficas 21°15'S e 48°18'O, compreendendo o Centro de Aquicultura (CAUNESP) e um pesque-pague. O Centro de Aquicultura conta com 79 tanques com fluxo contínuo de água e disposição sequencial onde se pratica criação intensiva de organismos aquáticos para fins de pesquisa, com área total de 36.195 m² e profundidade média de 1,50 m. Localizado ao lado da Universidade, o pesque-pague conta com 3 tanques com fluxo contínuo de água e disposição sequencial onde se pratica cultivo intensivo de peixes para pesca esportiva, com área

total de 5.000 m² e profundidade média de 1,50 m. Estes dois sistemas deságuam no córrego Jaboticabal, afluente do Rio Mogi-Guaçu (Figura 5).

O abastecimento de água dos dois sistemas se dá de forma similar, onde a água da nascente passa por viveiros contendo banco natural de macrófitas. No CAUNESP várias nascentes foram canalizadas para uma caixa de cimento, sendo desviada para um viveiro com aproximadamente 2.816 m² dominado por macrófitas aquáticas flutuantes livres e emergentes enraizadas (*Salvinia auriculata* e *Eichhornia azurea* respectivamente), onde não há cultivo de peixes, e posteriormente a água é transferida para os viveiros subsequentes, de forma contínua e sequencial. No pesque-pague a nascente também foi canalizada para uma caixa de cimento e desviada para um viveiro de aproximadamente 1.225 m² onde há domínio de uma espécie de macrófita aquática enraizada (*Typha domingensis*), posteriormente esta água é transferida para os tanques de cultivo de peixes de forma contínua e sequencial (Figura 5).

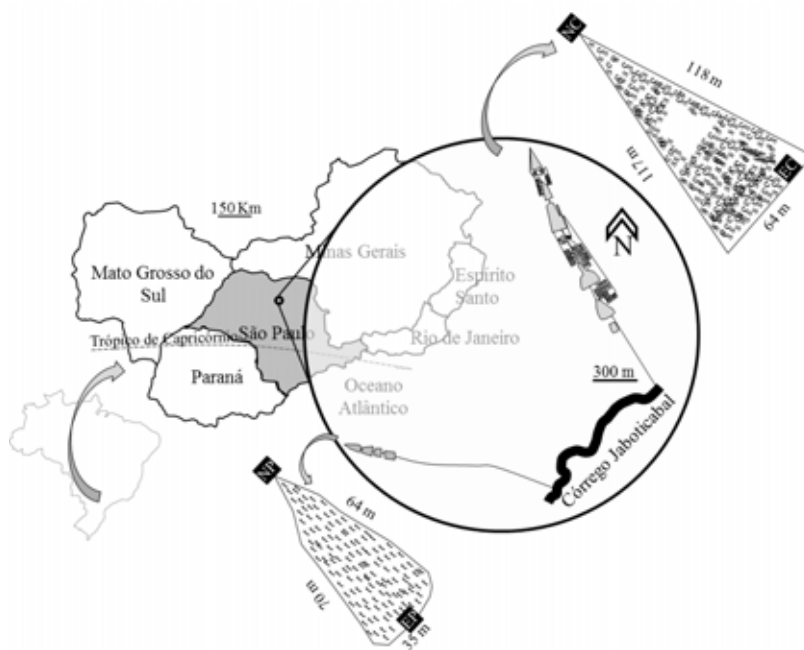


Figura 5. Recorte do mapa do Brasil, com destaque na localização da cidade de Jaboticabal, mostrando a área onde foram amostrados os pontos de coleta, sendo: NP = nascente do CAUNESP, EC = entrada de água do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada de água do pesque-pague.

Nos arredores da nascente do pesque-pague, ocorre influência da urbanização; já na do CAUNESP sofre influência de pastagens e criação de animais domésticos. Assim, os dois ambientes estudados podem sofrer influência negativa do entorno, contribuindo para o enriquecimento da água dos tanques, principalmente no período de elevada precipitação.

O clima da região é subtropical Cwc (PEEL et al., 2007), com inverno seco e verão chuvoso, apresentando temperatura e precipitação média anual de 22,2 °C e 1.424,6 mm, respectivamente.

Amostragem

Amostras de água foram coletadas na subsuperfície (0,10 m) com intervalos mensais entre os meses de março/2009 a fevereiro/2010. Os pontos de amostragem foram tomados na nascente e na água de abastecimento dos dois sistemas aquícolas. As amostras para análise de nutrientes foram estocadas em garrafas plásticas previamente limpas e posteriormente congeladas. Amostras para análise do fitoplâncton foram estocadas em frascos plásticos estéreis e fixadas com solução de lugol neutra. Para análise da comunidade zooplânctonica 10 litros de água foram filtrados em rede cônica com abertura de malha de 58 μ m. As amostras foram estocadas em frascos de polietileno, coradas com rosa de bengala e fixadas com formalina a 4%.

Temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade foram mensuradas com sonda multiparamétrica Horiba U-10. As amostras de água foram acondicionadas em garrafas plásticas.

Análise das amostras

Fósforo total (PT), ortofosfato (OP), nitrato (NO_3) e nitrito (NO_2) foram quantificados de acordo com GOLTERMAN et al. (1978). Amônia (NH_4) foi determinada de acordo com e KOLOREFF (1976). Clorofila-a foi determinada de acordo com

NUSCH (1980). A demanda bioquímica de oxigênio foi quantificada de acordo com BOYD & TUCKER (1998).

A análise quantitativa do fitoplâncton procedeu-se após sedimentação, utilizando-se câmara de Sedgewick-Rafter e microscópio Leica, modelo Leitz DMRB, com aumento de 200X (BICUDO & BICUDO, 2004), onde foram contados pelo menos 100 espécimes da espécie mais frequente ($p < 0,05$; LUND et al., 1958).

A análise quantitativa da comunidade zooplanctônica foi realizada com o auxílio de estereomicroscópio marca Wild Heerbrugg (50x) e microscópio óptico Leica modelo Leitz DMRB (1000x).

A contagem de organismos pertencentes aos grupos Cladocera e Copepoda foi realizada em placas quadradas de acrílico, utilizando-se toda a amostra. Para as formas juvenis destes organismos e Rotífera, subamostras de 1 mL foram contadas em câmaras de Sedgewick-Rafter, até atingir o número de 400 indivíduos da espécie mais abundante (BICUDO & BICUDO, 2004).

Análise dos dados

A média e o desvio padrão das variáveis físicas e químicas da água foram calculadas e plotadas em gráficos com o auxílio do software Statistica 8.0 (STATSOFT, 2007). Foram verificadas normalidade e homogeneidade das variâncias através dos testes de Lilliefors e Bartlett, ao nível de significância $\alpha = 0,05$ (SIEGEL, 1975). Diferenças entre os quatro pontos amostrados foram demonstradas através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

O índice de similaridade de Jaccard foi utilizado para avaliar similaridade ou diferença entre a comunidade planctônica das nascentes e saídas dos sistemas (MAGURRAN, 1991).

Os dados de quantificação dos organismos planctônicos foram transformados em porcentagem de abundância com a finalidade de descrever a representatividade dos principais grupos.

Resultados

A temperatura da água variou de 17 a 25 °C, sendo o maior valor médio encontrado na nascente do pesque-pague (NP) e os menores valores na entrada do CAUNESP (EC), apresentando diferença significativa ($p < 0,01$) entre os dois ecossistemas estudados. O pH esteve abaixo de 7,0, apresentando característica ácida nas nascentes (NC e NP) e entrada do pesque-pague. Após passagem da água pelas macrófitas encontradas no abastecimento do CAUNESP (*Salvinia auriculata* e *Eichhornia azurea*), houve tendência da diminuição do oxigênio dissolvido, com diferença significativa ($p < 0,01$) entre os pontos NC e EC; tal fato não foi observado após a passagem de água pelas macrófitas enraizadas no abastecimento do pesque-pague, porém, neste ecossistema, os níveis médios de oxigênio dissolvido mantiveram-se abaixo de 2 mg.L⁻¹. A condutividade elétrica manteve-se entre 20 e 60 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, apresentando diferença significativa ($p < 0,01$) entre as nascentes e as entradas de água (NC x EC e NP x EP), com tendência a aumentar após a passagem da água pelas macrófitas do CAUNESP e diminuir após a passagem de água pelas enraizadas do pesque-pague (Figura 6).

Dentre os nutrientes analisados o único que apresentou diferença significativa entre os pontos de amostragem foi o nitrato ($p < 0,01$), que variou de 200 a 900 $\mu\text{g.L}^{-1}$, onde os maiores valores foram encontrados na nascente do pesque-pague (NP), com brusca diminuição deste composto após a passagem da água pelas macrófitas enraizadas. A amônia e o fósforo total foram encontrados em baixas quantidades em todos os pontos, com discreto aumento após a passagem pelas macrófitas nos dois ecossistemas (Figura 6). Outros parâmetros, como ortofosfato, nitrito e clorofila-a foram avaliados ao longo do experimento, porém seus valores foram pouco relevantes para a descrição do ambiente, uma vez que se apresentaram em níveis baixos, com médias inferiores a 11,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Em todos os pontos amostrados a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) manteve-se abaixo de 4 mg.L⁻¹, apresentando diferença significativa ($p < 0,01$) entre a nascente e a entrada do pesque-pague (NP e EP, respectivamente). De forma geral, a

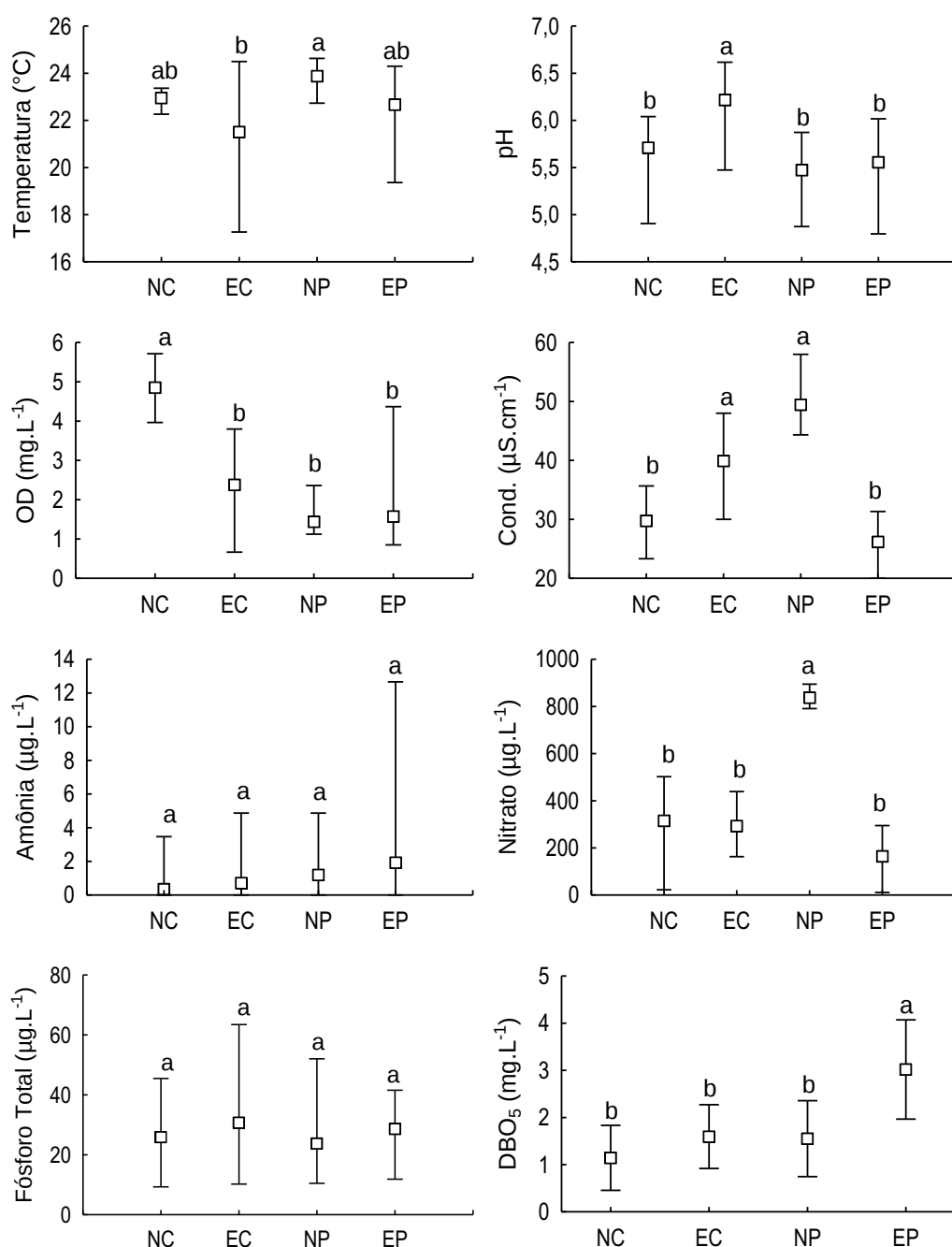


Figura 6. Média (quadrados) e desvio padrão (barras verticais) das variáveis físicas e químicas da água, onde: NC = nascente do CAUNESP, EC = entrada do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada do pesque-pague, OD = oxigênio dissolvido, Cond. = condutividade. Letras iguais sobre as barras verticais indicam semelhança entre os pontos, verificada através de comparações múltiplas obtidas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,01$).

DBO₅ tendeu a aumentar após a passagem da água pelas macrófitas dos dois ecossistemas (Figura 6).

Foram encontrados 29 taxa fitoplanctônicos na nascente do CAUNESP (NC) e 61 na nascente do pesque-pague (NP). Ocorreu diferença entre as duas nascentes quanto à abundância relativa destes grupos fitoplanctônicos, com predomínio de Zygnemaphyceae na nascente do CAUNESP (NC), representado principalmente pela espécie *Mougeotia floridana*, e de Bacillariophyceae e Chlorophyceae na nascente do pesque-pague (NP), representados pelos gêneros *Melosira* sp. e *Dictyosphaerium* sp., respectivamente. No ponto NC as Cyanobacteria foram aparentes apenas em dois meses (Abril e Outubro), representando menos de 10% da abundância relativa. No ponto NP este grupo apareceu de forma constante em todos os meses amostrados, com abundância relativa menor que 20% (Figura 7). O índice de similaridade para as espécies fitoplanctônicas encontradas nas nascentes foi baixo, com valor de 38,8.

Nas entradas de água dos sistemas, a diferença entre o número de taxa encontrados foi pequena (59 no ponto EC e 62 no EP), com índice de similaridade mais elevado (61,5). Os grupos Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae apresentaram abundâncias relativas altas, tanto na entrada de água do CAUNESP (EC) quanto do pesque-pague (EP), sendo representados pelos gêneros *Melosira* sp., *Mougeotia floridana* (EC) e *Spyrogira* sp. (EP). Chlorophyceae foi outro grupo de destaque no ponto EP, representado principalmente pela espécie *Dictyosphaerium pulchellum* (Figura 7).

Nos dois sistemas, ocorreu diminuição da contribuição de Cyanobacteria após a passagem da água pelo banco de macrófitas, com maior destaque para o sistema de abastecimento do CAUNESP, onde se encontra *Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*, apresentando diminuição em todos os meses analisados (Figura 7).

Na nascente do CAUNESP (NC) foram encontrados 12 taxa zooplanctônicos (5 Cladocera, 2 Copepoda e 5 Rotifera), número bem inferior quando comparado à nascente do pesque-pague (NP), que apresentou 27 taxa (4 Cladocera, 2 Copepoda e 21 Rotifera).

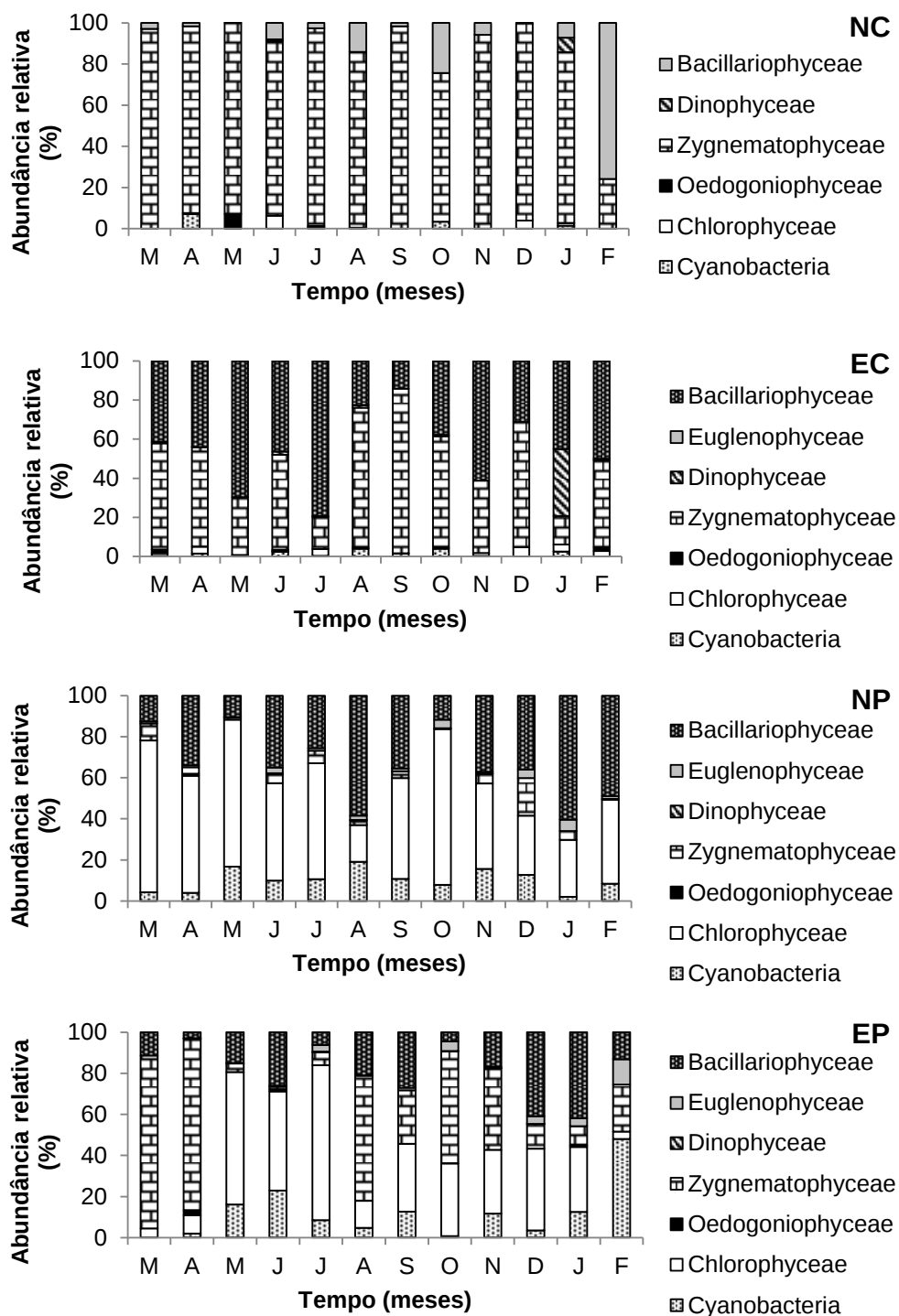


Figura 7. Abundância relativa temporal e espacial dos grupos fitoplanctônicos, onde: NC = nascente do CAUNESP, EC = entrada do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada do pesque-pague.

No ponto NC, quando havia presença de Cladocera não foi observado Rotifera. Os Rotifera estiveram associados à presença de Copepoda Cyclopoida ou apareceram dominando completamente a comunidade zooplanctônica. No ponto NP os Rotifera dominaram plenamente a comunidade zooplanctônica e de outubro a janeiro apareceram associados a baixas quantidades de Copepoda Cyclopoida (Figura 8). A similaridade destes dois pontos quanto à comunidade zooplanctônica mostrou-se baixa (21,2).

Nas entradas dos sistemas o número de taxa zooplanctônicas não foi tão discrepante, sendo encontrados 21 taxa no ponto EC (5 Cladocera, 2 Copepoda e 14 Rotifera) e 23 no EP (2 Cladocera, 2 Copepoda e 19 Rotifera), cujo valor do índice de Jaccard foi de 35,3.

Tanto nas nascentes (NC e NP) quanto nas entradas dos sistemas (EC e EP), ocorreu dominância de Rotifera, representando mais de 60% na entrada de água do CAUNESP e 90% na entrada de água do pesque-pague. Outro grupo de importante destaque foi o dos Copepoda Cyclopoida, principalmente no ponto EC, representado por *Thermocyclops decipiens*, contribuindo com até 80% da população. Cladocera e Copepoda Calanoida apareceram somente no CAUNESP, com baixa representatividade (Figura 8).

Discussão

A temperatura da água em viveiros artificiais rasos, como os deste estudo, é diretamente afetada pela radiação solar incidente (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008). Durante o período analisado, a temperatura da água em todos os pontos foi considerada adequada para o abastecimento de uma piscicultura, já que a temperatura adequada para cultivo de peixes tropicais gira em torno de 20 a 30°C, sendo as melhores entre 28 e 32°C (KUBTIZA, 1998). A diferença que ocorreu entre os dois ecossistemas analisados se deve ao sombreamento ocasionado pela vegetação circundante nas entradas dos sistemas (EC e EP).

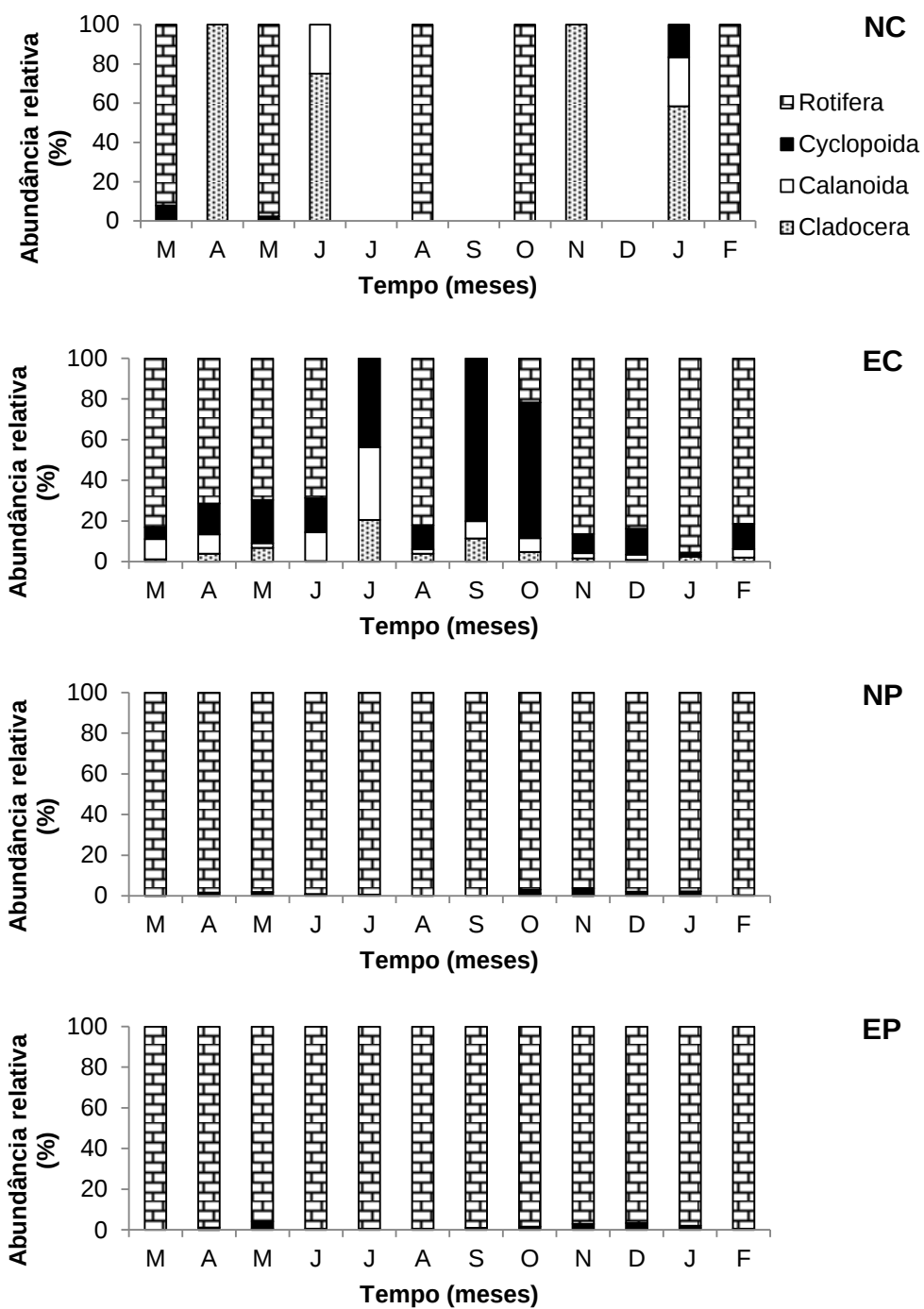


Figura 8. Abundância relativa temporal e espacial dos grupos zooplanctônicos, onde: NC = nascente do CAUNESP, EC = entrada do CAUNESP, NP = nascente do pesque-pague, EP = entrada do pesque-pague.

O pH ácido encontrado ao longo do estudo foi condizente aos valores publicados por SIPAÚBA-TAVARES et al. (2010), sendo característico da água de nascente da região. O baixo nível de oxigênio dissolvido na água é consequência da atividade respiratória das macrófitas, microalgas períficas associadas, microalgas planctônicas, e organismos zooplantontes, uma vez que as coletas foram realizadas nas primeiras horas com incidência de luz solar (7:30h), onde o corpo hídrico havia passado por longo período com a respiração suplantando a fotossíntese.

A passagem da água pelas macrófitas flutuantes promoveu aumento da condutividade elétrica, porém, para este ambiente, o fato não é preocupante, pois as concentrações ficaram abaixo de $50 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, considerada baixa. No pesque-pague, os níveis de condutividade elétrica foram elevados para a água proveniente da nascente (NP), ocorrendo diminuição após a passagem da água pelas macrófitas enraizadas, mostrando eficiência na redução desta variável.

Os elevados valores de condutividade elétrica associados aos de nitrato indicaram que a nascente do pesque-pague (NP) sofre influência da urbanização que ocorre no entorno. Porém a passagem da água tanto pelas macrófitas submersas deste ecossistema quanto pelas flutuantes do CAUNESP, favoreceu a melhoria da qualidade da água, evidenciada pelas baixas concentrações de nutrientes como o fósforo total, ortofosfato, amônia e nitrito. SIPAÚBA-TAVARES et al. (2010), encontraram valores similares para a variável nitrato na nascente do CAUNESP (NC), indicando que a concentração de nitrato neste ponto pode estar associada ao tipo de solo em que está situada a microbacia.

Outro fator que corrobora as boas condições físico-químicas da água de abastecimento do sistemas é a DBO_5 , que apresenta valores abaixo de $4 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$, limite estabelecido pela legislação para os ambientes aquícolas (BRASIL, 2005).

Ocorreu diferença quanto à abundância relativa fitoplanctônica das duas nascentes. Zygnemaphyceae, particularmente *Mougeotia floridana*, predominou na nascente do CAUNESP (NC), sendo organismo característico de águas ácidas (GRAHAN et al., 1996). BEYRUTH & PEREIRA (2002) verificaram que esta alga tem maior potencial de crescimento nos períodos quentes e chuvosos, estando associado

aos maiores teores de fósforo na água devido ao escoamento superficial, sendo importante bioindicador para a quantidade de fósforo total na água. Em todos os pontos amostrados, os valores de fósforo total ficaram abaixo de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$, padrão que pode representar condição meso-eutrófica (WETZEL, 1975).

Na nascente do pesque-pague (NP), ocorreu predomínio da Bacillariophyceae *Melosira* sp. e da Chlorophyceae *Dictyosphaerium* sp. O grupo Bacillariophyceae pode ser utilizado como um avaliador da qualidade da água, onde a presença do gênero *Melosira* sp. indica água oligotrófica, característica condizente ao encontrado para o ponto amostral em questão (KWANDRANS et al., 1998). O grupo Chlorophyceae é bem representado em ambientes aquícolas subtropicais, estando adaptado a amplo espectro de condições ambientais, fato que dificulta sua utilização como indicador de qualidade de água (FALCO & CALIJURI, 2002).

É importante que na água de abastecimento de sistemas aquícolas ocorra baixa representatividade de Cyanobacteria uma vez que organismos aquáticos cultivados em grande presença destas algas, podem apresentar gosto desagradável, conhecido como “off-flavor”, impactando a atividade econômica (ZHONG et al., 2011). Além disso, o florescimento deste grupo algal pode trazer outros problemas ambientais, como elevada turbidez, anoxia, morte de peixes e alteração na cadeia trófica, com potencial risco à saúde humana (LURLING & FAASSEN, 2012). Foi observada diminuição considerável deste grupo após a passagem da água pelas macrófitas dos dois sistemas analisados, com maior evidência para o abastecimento do CAUNESP, composto por macrófitas flutuantes (*Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*).

Após a passagem da água pelo banco de macrófitas do abastecimento do CAUNESP ocorreu aumento da participação relativa do grupo Bacillariophyceae. Já no outro sistema, onde as macrófitas eram enraizadas, ocorreu aumento da participação relativa de Zygnemaphyceae e Chlorophyceae. Para fins de cultivo de organismos aquáticos, o aumento da participação relativa destes grupos pode ser benéfico, uma vez que peixes herbívoros consomem principalmente organismos pertencentes a estes grupos, como apontado no estudo do conteúdo do trato digestório de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), onde os peixes maiores que 75 g consumiram mais algas

Chlorophyceae, enquanto peixes menores de 75 g consumiram mais Bacillariophyceae (ABDEL-TAWWAB, 2011).

Os organismos fitoplanctônicos são importantes para a cadeia trófica nos sistemas aquáticos. Para caracterizar a estrutura trófica de um ecossistema aquático, a composição, abundância, biomassa e diversidade dos organismos fitoplanctônicos são usados como indicadores de qualidade de água (MELO-MAGALHÃES et al., 2009).

A comunidade perifítica encontra-se aderida ao caule e raiz das macrófitas submersas, constituindo um recurso alimentar disponível para o zooplâncton. Outra importante fonte alimentar são os detritos orgânicos (MAIA-BARBOSA et al., 2008).

Os resultados obtidos sobre a comunidade zooplanctônica apontam que na água de abastecimento do CAUNESP, após a passagem pelo banco de macrófitas, houve aumento da participação relativa de Copepoda Calanoida e Cyclopoida, que pode ser explicado pela maior quantidade de raízes exposta aos organismos, uma vez que este ambiente está colonizado por macrófitas flutuantes, com maior complexidade de nichos ecológicos promovendo maiores recursos alimentares e refúgios da predação, aumentando a diversidade de organismos (MAIA-BARBOSA et al., 2008). Os Copepoda possuem elevado valor nutricional quando comparados a outras fontes de alimento vivo para larvas de peixes, uma vez que apresentam amplo espectro de tamanho, alta digestibilidade e nutrientes essenciais, permitindo melhor crescimento e desenvolvimento dos organismos cultivados (PUELLO-CRUZ et al., 2009).

No abastecimento do pesque-pague, ambiente colonizado por macrófitas enraizadas, não houve diferença na comunidade zooplanctônica entre a água que sai da nascente e a que passa pelo banco de macrófitas, sendo constituída quase que exclusivamente por Rotífera.

Conclusões

A água de abastecimento dos dois sistemas é de boa qualidade para o cultivo de organismos aquáticos.

A passagem da água de nascente por banco de macrófitas foi benéfica para as comunidades fito e zooplanctônicas, porém os melhores resultados foram observados no tratamento misto de macrófitas flutuantes livres e enraizadas emergentes.

Referências

- ABDEL-TAWWAB, M. Natural food selectivity changes with weights of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus), reared in fertilized earthen ponds. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 23, n. 1, p. 58-66, 2011.
- BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. S. L. The isolation of Rio Grande from Billings reservoir, São Paulo, Brazil: effects on the phytoplankton. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 28, n. 2, p. 111-123, 2002.
- BICUDO, C.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Rima, 2004.
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; DIAS, J. D.; BONECKER, C. C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 649, p. 279-291, 2010.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Massachusetts: Kluwer Academic Publisher, 1998.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357**, Diário da União de 17 de março de 2005.
- CHEN, G.; DALTON, C.; TAYLOR, D. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 44, p. 465-481, 2010.
- ETILE, R. N.; KOUASSI, A. M.; AKA, M. N.; PAGANO, M.; N'DOUBA, V.; KOUASSI, N. J. Spatio-temporal variations of the zooplankton abundance and composition in a West African tropical coastal lagoon (Grand-Lahou, Côte d'Ivoire). **Hydrobiologia**, v. 624, p. 171-189, 2009.
- FALCO, P. B.; CALIJURI, M. C. A. Longitudinal phytoplankton community distribution in a tropical reservoir (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, p. 27-37, 2002.

- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: BlackwellScientific Publications, 1978.
- GRAHAN, J. M.; ARANCIBIA-AVILE, P.; GRAHAN L. E. Physiological ecology of a species the filamentous green algae *Mougeotia* under acid conditions: light and temperature effects on photosynthesis and respiration. **Limnology and Oceanography**, v. 41, p. 253-262, 1996.
- KANE, D. D.; GORDON, S. I.; MUNAWAR, M.; CHARLTON, M. N.; CULVER, D. A. The planktonic index of biotic integrity (P-IBI): an approach for assessing lake ecosystem health. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 1234-1247, 2009.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASHOF, E.; KREMLING E. **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p. 117-181.
- KUBITZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes**. Jundiaí: ESALQ/USP, 1998, 60 p.
- KWANDRANS, J.; ELORANTA, P.; KAWECKA, B.; WOJTAN, K. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. **Journal of Applied Phycology**, v. 10, p. 193-201, 1998.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam: Elsevier Science B.V., 1998. 853 p.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the estimating algal number and the statistical bases of estimating by counting. **Hidrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.
- LURLING, M.; FAASSEN, E. J. Controlling toxic cyanobacteria: effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. **Water Research**, v. 43, n. 5, p.1447-1459, 2012.
- MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1991. 178 p.
- MAIA-BARBOSA, P. M.; PEIXOTO, R. S.; GUIMARÃES, A. S. Zooplankton in litoral Waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 1069-1078, 2008.

- MELO-MAGALHÃES, E. M.; MEDEIROS, P. R. P.; LIRA M. C. A.; KOENING, M. L.; MOURA, A. N. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brasil, through studies of the phytoplanktonic community. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 2, p. 271-280, 2009.
- NUSCH, E. A. Comparison on different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch Hydrobiol Beih Ergebn Limnology*, v. 14, p. 14-36, 1980.
- PASZTALENIEC, A.; PONIEWOZIK, M. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches. *Limnologica*, v. 40, p. 251-259, 2010.
- PEEL, M. C., FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrobiology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- POULÍCHOVA, A.; NEUSTUPA, J.; SPACHKVÁ, J.; SKALoud, P. Distribution of epipelagic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. *Hydrobiologia*, v. 624, p. 81-90, 2009.
- PUELLO-CRUZ, A.C.; MEZO-VILLALOBOS, S.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, B.; VOLTOLINA, D. Culture of the calanoid copepod *Pseudodiaptomus euryhalinus* (Johnson 1939) with different microalgal diets. *Aquaculture*, v. 290, p. 317-319, 2009.
- RASTOGI, R.P.; RAJESHWAR, P.S. Biotechnological and industrial significance of cyanobacterial secondary metabolites. *Biothechnology Advances*, v. 27, p. 521-539, 2009.
- SIEGEL, S. **Estatística Não-Paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BARROS, A. F.; BRAGA, F. M. S. Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 25, n. 1, p. 101-106, 2003.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ALVAREZ, E. J. S.; BRAGA, F. M. S. Water quality and zooplankton in tanks with larvae of *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1949). *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 1, p. 77-86, 2008.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 9-15, 2010.

STATSOFT, INC. STATISTICA (data analysis software system), version 8, 2007. www.statsoft.com.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia: W. B. Saunders Company, 1975.

ZHONG, F.; GAO, Y.; YU, T.; ZHANG, Y.; XU, D.; XIAO, E.; HE, F.; ZHOU, Q.; WU, Z. The management of undesirable cyanobacteria blooms in channel catfish ponds using a constructed wetland: contribution to the control of off-flavor occurrences. **Water Research**, v. 45, p. 6479-6488, 2011.

CAPÍTULO 3 - FORÇAS MOTRIZES DA DINÂMICA DE GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS EM DOIS ECOSISTEMAS ARTIFICIAIS SUBTROPICAIS RASOS

RESUMO – Em ambientes aquícolas artificiais rasos, como as pisciculturas, alguns fatores podem controlar a dinâmica fitoplanctônica, entre eles: regime pluvial, quantidade de nutrientes e disposição dos viveiros. Este trabalho analisa a dinâmica de grupos funcionais fitoplanctônicos ao longo de um ano em dois sistemas aquícolas (CAUNESP e pesque-pague), onde foram amostradas as entradas e saídas de água. Os dois sistemas contam com fluxo contínuo de água e disposição sequencial de viveiros, podendo culminar em acúmulo de nutrientes no efluente, refletindo na comunidade fitoplanctônica. O abastecimento dos dois sistemas contou com água de boa qualidade, com baixas quantidades de fósforo e amônia, que refletiu na predominância dos grupos funcionais N_A e T, caracterizando as entradas de água como oligo-mesotróficas. Nas saídas de água dos sistemas, os dois principais grupos funcionais encontrados foram o F e P, indicando aumento do grau de trofia dos sistemas. Através do índice Q, foi demonstrado que ocorreu diferença na qualidade da água nos períodos de seca e chuva. No regime de chuva ocorreu diminuição da qualidade da água de abastecimento, com aumento do grupo funcional F. Já no efluente a água de pior qualidade ocorreu no período seco, devido à contribuição dos grupos funcionais M, H1 e F, consequência do acúmulo de nutrientes propiciado pela disposição dos viveiros. O estudo confirmou a aplicabilidade da classificação funcional para o monitoramento da qualidade da água e que o ciclo hidrológico, quantidade de nutrientes e disposição de tanques afeta a dinâmica de grupos funcionais fitoplanctônicos em ecossistemas aquícolas tropicais rasos.

Palavras-Chave: aquicultura, carga de nutrientes, dinâmica fitoplanctônica, grupos funcionais, índice Q

CHAPTER 3 – DRIVING FORCES OF THE PHYTOPLANKTON FUNCTIONAL GROUPS IN TWO ARTIFICIAL SHALLOW TROPICAL ECOSYSTEMS

ABSTRACT – Several factors, such as rainfall, quantity of nutrients and layout of ponds, may control phytoplankton dynamics in shallow artificial aquaculture environments. Current research analyzes the dynamics of functional phytoplankton groups throughout the year in two aquaculture systems, CAUNESP and sports-fishing ponds, where entrance and exits were sampled. Both systems have a continuous flow of water and sequential ponds layout which may culminate in nutrient accumulation at the effluent with consequences for the phytoplankton community. The systems were provided with good water quality and low quantities of phosphorus and ammonia with consequences for functional groups N_A and T, and thus oligo-mesotrophic water entrances. Since F and P were the main functional groups at the systems' exits, an increase in the systems' trophic rates was indicated. Q index showed difference in water quality during the dry and rainy periods. A decrease in water supply occurred during the rainy season and an increase in functional group F. The opposite occurred at the effluent, with bad water quality during the dry season. This was due to functional groups M, H1 and F caused by the accumulation of nutrients provided by the ponds layout. Analysis confirmed the applicability of functional classification for water quality monitoring. It also confirmed that the hydrological cycle, nutrient quantity and ponds layout influence the phytoplankton functional groups in shallow tropical aquaculture ecosystems.

Keywords: aquaculture, functional groups, nutrient load, phytoplankton dynamics, Q index

Introdução

O fitoplâncton apresenta papel fundamental na estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos de água doce. Em muitos corpos de água, as algas contribuem com grande proporção da produtividade primária e podem exercer influência em outros componentes do ecossistema, como o zooplâncton, macrófitas e macroinvertebrados (PASZTALENIEC & PONIEWOZIK, 2010).

A qualidade e a quantidade de fitoplâncton, em determinado corpo hídrico, são influenciadas pela quantidade de nutrientes disponível na água. Em aquicultura, são utilizadas técnicas para fertilização de tanques e viveiros com o objetivo de aumentar a biomassa fitoplanctônica, que serve de alimento aos organismos aquáticos, bem como a utilização de arraçoamento. Porém, muitas vezes, estas técnicas são empregadas em excesso, podendo causar eutrofização das águas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010a). Estes autores ressaltam que a disposição sequencial de viveiros de aquicultura associada ao fluxo contínuo de água, pode acelerar o processo de eutrofização do sistema.

Elevados níveis de nutrientes na água (principalmente compostos nitrogenados e fosfatados) associados à alta intensidade luminosa, temperatura da água ao redor de 20°C e valores de pH entre 6 e 9 favorecem o aumento da multiplicação celular do fitoplâncton, podendo acarretar florescimentos algais (GEMELGO et al., 2009).

Outro fator que afeta a dinâmica do fitoplâncton em ecossistemas tropicais rasos de água doce é o regime pluvial, caracterizando períodos secos e chuvosos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010b).

O fitoplâncton tem sido utilizado como ferramenta para monitorar a qualidade da água (especialmente monitorando o impacto da eutrofização) e duas características básicas são fundamentais para a aplicação de diferentes índices: abundância e estrutura da comunidade. O índice de estado trófico de Carlson, de diversidade de Simpson e Shannon-Wiener são utilizados com frequência, mas não levam em consideração a competição entre as espécies e características adaptativas (PASZTALENIEC & PONIEWOZIK, 2010).

As espécies fitoplanctônicas apresentam estratégias adaptativas morfológicas e fisiológicas para sobreviverem em diferentes ambientes (REYNOLDS, 1998). Utilizando-se destes atributos, REYNOLDS et al. (2002) definiram diversos grupos funcionais que podem dominar ou co-dominar um dado ambiente. Estes grupos geralmente são polifiléticos e compartilham características adaptativas baseadas em atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos das espécies. Utilizando-se destes princípios, PADISÁK et al. (2006) criaram um índice de monitoramento ecológico, denominado índice Q. O último trabalho de revisão e aprimoramento dos grupos foi realizado por PADISÁK et al. (2009), sendo definidos 38 códons, identificados por códigos alfanuméricos.

Neste trabalho, dois sistemas aquícolas tropicais rasos foram estudados ao longo de um ano, compreendendo os períodos de seca e chuva. No regime de chuva, estes ecossistemas podem apresentar qualidade de água comprometida, devido ao escoamento superficial de nutrientes para os tanques e maior disponibilidade de alimento aos organismos aquáticos por se tratar de época de engorda de peixes, em que se intensifica a alimentação, influenciando a dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos. Além disso, a disposição sequencial de tanques e fluxo contínuo de água pode contribuir para a deterioração da qualidade da água dos efluentes, refletindo nos grupos funcionais fitoplanctônicos.

Este trabalho se propõe a avaliar as variações temporais na composição e biomassa do fitoplâncton em dois sistemas aquícolas subtropicais rasos, utilizando a classificação funcional de REYNOLDS et al. (2002) e identificar os possíveis fatores promotores destas mudanças. O trabalho também tem como objetivo verificar o estado ecológico dos sistemas por meio da aplicação do índice Q, baseado na classificação funcional. Esta abordagem é eficiente para o monitoramento da qualidade da água nestes ecossistemas?

Material e métodos

Área de estudo

A pesquisa foi conduzida em um microbacia na cidade de Jaboticabal, São Paulo, Brasil, nas coordenadas geográficas 21°15'S e 48°18'O, compreendendo o Centro de Aquicultura (CAUNESP) e um pesque-pague. O Centro de Aquicultura conta com 79 tanques com fluxo contínuo de água, sendo 6 variando de 2.306 a 9.231 m² com disposição sequencial onde se pratica criação semi-intensiva de organismos aquáticos para fins de pesquisa, com densidade de estocagem média de 1 peixe.m⁻², área total de espelho d'água de 36.195 m² e profundidade média de 1,50 m. Localizado ao lado da Universidade, o pesque-pague conta com 3 tanques com fluxo contínuo de água e disposição sequencial, variando de 1.501 a 1.850 m², onde se pratica cultivo intensivo de peixes para pesca esportiva, com densidade de estocagem de aproximadamente 3 peixe.m⁻², com área total de 5.000 m² e profundidade média de 1,50 m. Estes dois sistemas deságuam no córrego Jaboticabal, afluente do Rio Mogi-Guaçu (Figura 9).

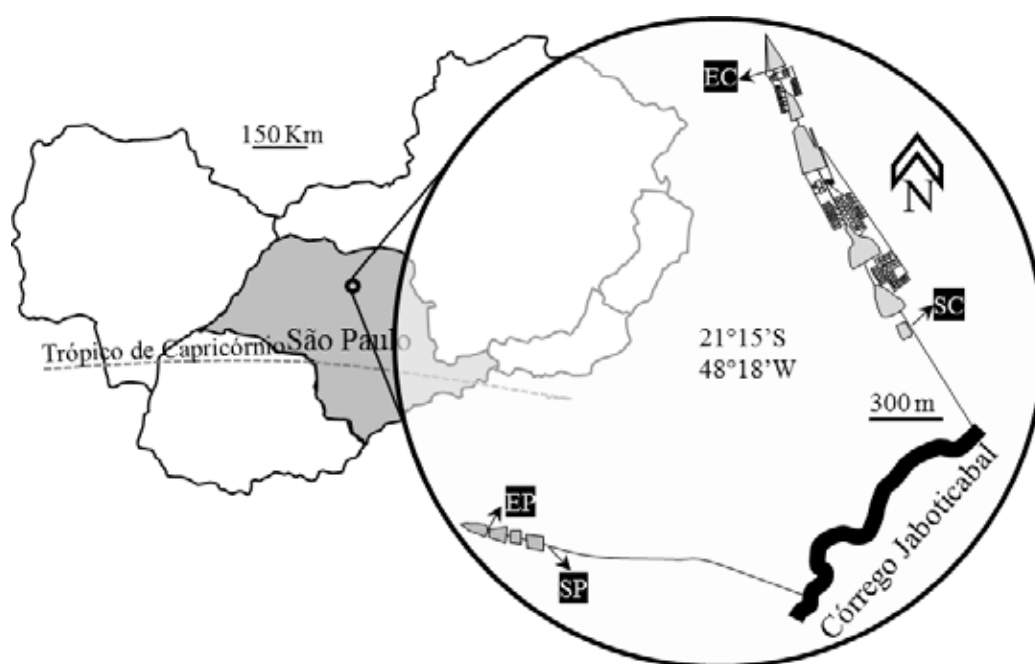


Figura 9. Recorte do mapa do Brasil, com destaque na localização da cidade de Jaboticabal, mostrando a área onde foram amostrados os pontos de coleta, sendo: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.

As principais espécies cultivadas nos dois sistemas são: *Colossoma macropomum* (tambaqui), *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo) e *Leporinus obtusidens* (piaçu). Para alimentar os animais, no CAUNESP foram disponibilizados 120 Kg de ração comercial diariamente, contendo milho, farelo de soja e farinha de peixe (28% de proteína bruta). No pesque-pague foram disponibilizados 30 Kg de ração diariamente, contendo milho, farelo de soja e farinha de peixe (22% de proteína bruta).

Nos arredores destes sistemas de criação de peixes, há plantações agrícolas e criação de animais domésticos, contribuindo para o enriquecimento da água dos tanques, principalmente no período de elevada precipitação.

O clima da região é subtropical Cwc (PEEL et al., 2007), com inverno seco e verão chuvoso, apresentando temperatura e precipitação média anual de 22,2 °C e 1424,6 mm, respectivamente.

Amostragem

Amostras de água para análise de nutrientes e fitoplâncton foram coletadas na subsuperfície (0,10 m) com intervalos mensais entre os meses de março/2009 a fevereiro/2010 nas entradas e saídas de água dos dois sistemas estudados. As amostras para análise de nutrientes foram estocadas em garrafas plásticas previamente limpas e posteriormente congeladas. Amostras para análise do fitoplâncton foram estocadas em frascos plásticos estéreis e fixadas com solução de lugol neutra.

Temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade foram mensuradas com sonda multiparamétrica Horiba U-10.

Dados de insolação e precipitação foram obtidos da Estação Agroclimatológica da Universidade Estadual Paulista.

Análise das amostras

Fósforo total (PT), nitrato (NO_3) e nitrito (NO_2) foram determinados espectrofotometricamente de acordo com GOLTERMAN et al. (1978), já a amônia (NH_4)

segundo KOLOREFF (1976). Clorofila-a foi determinada com a utilização de álcool etílico 90% a quente e posterior leitura em espectrofotômetro (663 e 760 nm) de acordo com NUSCH (1980). Sólidos em suspensão e demanda bioquímica de oxigênio foram quantificados de acordo com BOYD & TUCKER (1998).

A análise qualitativa dos organismos fitoplanctônicos realizou-se através de microscópio, tomando por base literatura especializada para identificação (BICUDO & MENEZES, 2006; BOURRELY, 1966; 1968; 1970; FRANCESCHINI et al., 2010).

A análise quantitativa do fitoplâncton procedeu-se após sedimentação, utilizando-se câmara de Sedgewick-Rafter e microscópio Leica, modelo Leitz DMRB, com aumento de 200X (BICUDO & BICUDO, 2004), onde foram contados pelo menos 100 espécimes da espécie mais frequente ($p < 0,05$; LUND et al., 1958).

Análise dos dados

O biovolume algal foi calculado utilizando-se as fórmulas das formas geométricas mais adequadas (HILLEBRAND et al., 1999), onde a massa fresca foi estimada de acordo com a seguinte proporção: $1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (WETZEL & LIKENS, 2000). As espécies que contribuíram com mais de 5% da biomassa total foram reunidas em grupos funcionais, utilizando os critérios de REYNOLDS et al. (2002) e mudanças propostas por PADISÁK et al. (2009).

Foi aplicado um índice de estado ecológico (índice Q) que leva em conta a participação relativa dos grupos funcionais na biomassa total, além de utilizar um fator (F) determinado para cada grupo funcional em cada tipo de corpo de água. Este índice varia de 0 a 5 e pode ser traduzido em cinco classificações ecológicas: 0-1 = ruim, 1-2 = tolerável, 2-3 = médio, 3-4 = bom, 4-5 = excelente (PADISÁK et al., 2006).

Análise de componentes principais (ACP) foi realizada no programa Statistica 8.0 (STATSOFT, 2007) para determinar mudanças temporais e espaciais das condições físico-químicas da água, sendo incluídas as variáveis temperatura (Temp), clorofila-a (Clo-a), alcalinidade (Alc), oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond), fósforo total (PT), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2) e amônia (NH_4).

Resultados

Fatores climáticos e variáveis limnológicas

O perfil de precipitação que ocorreu ao longo do estudo permite observar dois períodos definidos para a região: seco (média mensal de 77,5 mm) e chuvoso (média mensal de 231,3 mm). Durante o período seco, ocorreram os maiores valores de insolação, com média de 225 horas, já no chuvoso a média foi de 183 horas (Figura 10).

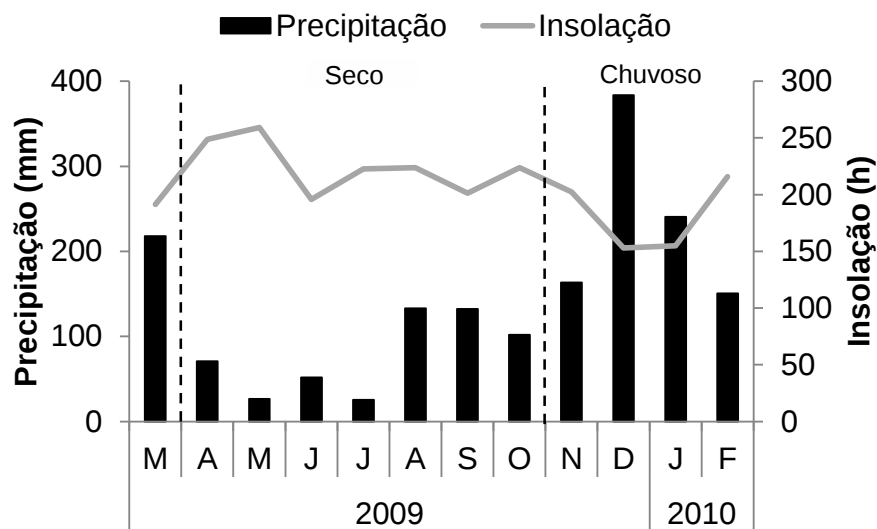


Figura 10. Variação sazonal da precipitação e insolação entre os meses de março/09 a fevereiro/10.

As variáveis físicas e químicas da água apresentaram variação sazonal. O pH apresentou maiores valores médios no período seco, variando de 5,7 a 7,3, tendendo à acidez. Seguindo o mesmo padrão, oxigênio dissolvido e condutividade variaram de 1,6 a 6,8 mg.L⁻¹ e 25,8 a 98,4 μS.cm⁻¹, respectivamente, sendo os menores valores encontrados na entrada do pesque-pague (EP) e os maiores na saída do CAUNESP

(SC). Temperatura, alcalinidade e clorofila-a apresentaram maiores valores médios no período chuvoso (Tabela 1).

Tabela 1. Médias e desvios padrões das variáveis limnológicas nos períodos seco e chuvoso, onde: EP = entrada pesque-pague; SP = saída pesque-pague, EC = entrada CAUNESP, SC = saída CAUNESP.

	EC		SC		EP		SP	
	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Temp. (°C)	19,8 ±2,0	23,9 ±0,4	21,9 ±2,4	27,4 ±0,6	21,6 ±1,6	24,2 ±0,2	22,4 ±1,2	25,1 ±0,8
pH	6,4 ±0,3	6,0 ±0,3	7,3 ±0,3	7,0 ±0,3	5,7 ±0,3	5,4 ±0,4	6,6 ±0,3	6,2 ±0,4
OD (mg.L ⁻¹)	2,9 ±0,7	1,7 ±0,5	6,8 ±0,6	5,4 ±0,6	1,6 ±1,1	1,5 ±0,5	4,2 ±0,8	3,6 ±0,8
Cond. (µS.cm ⁻¹)	40,7 ±6,2	38,7 ±4,6	98,4 ±13,8	85,5 ±11,2	25,8 ±4,5	26,7 ±2,2	56,4 ±6,6	54,8 ±12,8
Alc. (mg.L ⁻¹)	27,4 ±7,9	30,2 ±8,2	71,6 ±19,1	73,3 ±16,3	15,2 ±3,6	17,1 ±4,7	34,2 ±10,8	36,5 ±8,2
Clo-a (µg.L ⁻¹)	1,2 ±1,6	1,4 ±2,2	31,7 ±11,6	43 ±11,6	5,4 ±5,0	19,5 ±39,1	2,0 ±7,8	7,8 ±3,1

Temp. = temperatura; OD = oxigênio dissolvido; Cond. = condutividade; Alc. = alcalinidade; Clo-a = clorofila-a

A dinâmica de nutrientes na água também foi influenciada pela precipitação. Com referência às formas nitrogenadas, em geral, a água dos pontos de abastecimento (EP e EC) apresentaram maiores valores de nitrato, principalmente durante o período chuvoso, com média superior a 150 µg.L⁻¹. A concentração de nitrito nos pontos amostrados diminuiu com o início das chuvas, ficando abaixo de 7 µg.L⁻¹ no período chuvoso. Na água dos pontos de abastecimento, não foram encontradas grandes quantidades de amônia (abaixo de 13 µg.L⁻¹), diferente dos pontos de saída (SP e SC), onde se obteve concentrações acima de 170 µg.L⁻¹, apresentando distinção mínima entre os períodos. O fósforo total tende a ser maior na saída do CAUNESP (SC), principalmente durante o período chuvoso, ficando ao redor de 60 µg.L⁻¹ neste período. Observando a relação entre a quantidade de fósforo na saída e entrada dos sistemas, verificou-se que durante o período chuvoso esta relação tendeu a diminuir no pesque-pague e aumentar no CAUNESP (Figura 11).

A análise de componentes principais (ACP) utilizando 9 variáveis abióticas reteve 84% da variabilidade dos dados nos primeiros dois eixos (eixo 1 = 65%; eixo 2 = 19%;

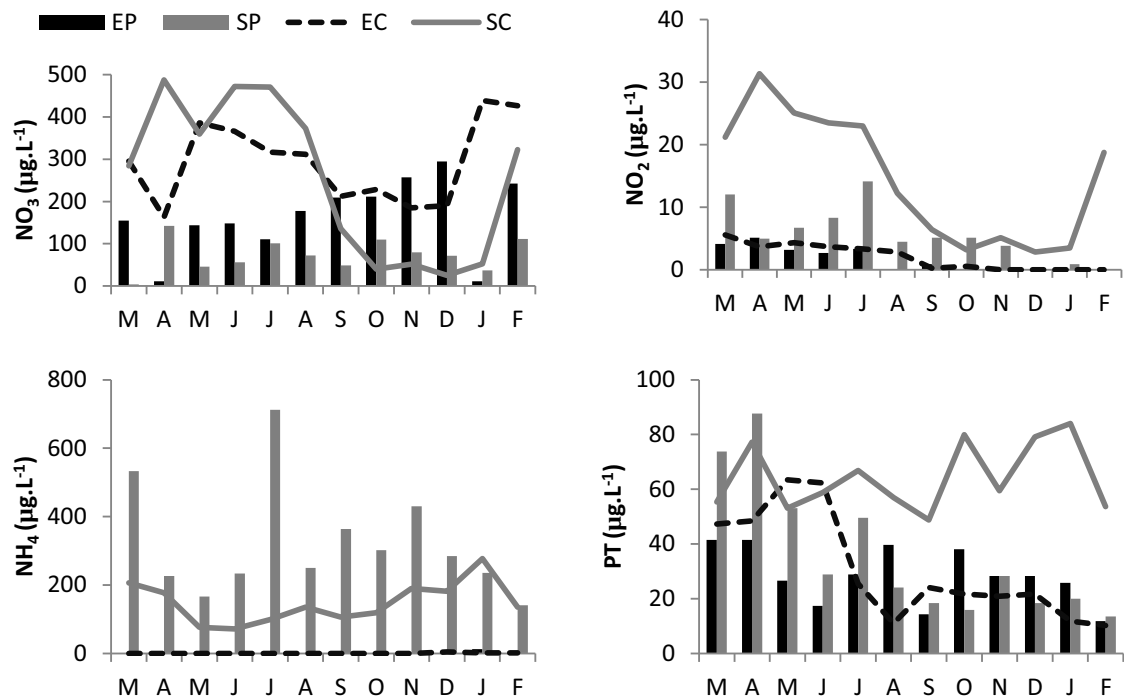


Figura 11. Variação sazonal do nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), amônia (NH₄) e fósforo total (PT) nos pontos amostrados, onde: EP = entrada pesque-pague; SP = saída pesque-pague, EC = entrada CAUNESP, SC = saída CAUNESP.

Figura 12). As variáveis mais importantes para a ordenação do eixo 1 foram pH (-0,92), condutividade (-0,99), alcalinidade (-0,98), oxigênio dissolvido (-0,97), clorofila-a (-0,78), nitrito (-0,93) e fósforo total (-0,95), ficando estas variáveis agrupadas no lado negativo do eixo 1, associadas ao ponto SC (saída do CAUNESP), tanto na seca quanto na chuva. Oposto a esta situação, encontram-se os pontos referentes às entradas de água, tanto do CAUNESP quanto do pesque-pague, que se posicionaram do lado positivo do eixo 1. Assim, este primeiro componente principal é um indicador do estado trófico, onde os pontos situados à direita do eixo 1 são oligotróficos e os à esquerda eutróficos. Para o eixo 2, nitrato (-0,93) e amônia (0,76) foram as variáveis mais importantes para a ordenação, ficando associados aos pontos EC S (entrada do CAUNESP no período seco) e SP (tanto no período seco quanto chuvoso),

respectivamente, sendo o segundo componente principal o reflexo da adição de amônia na água pelos organismos cultivados (Figura 12).

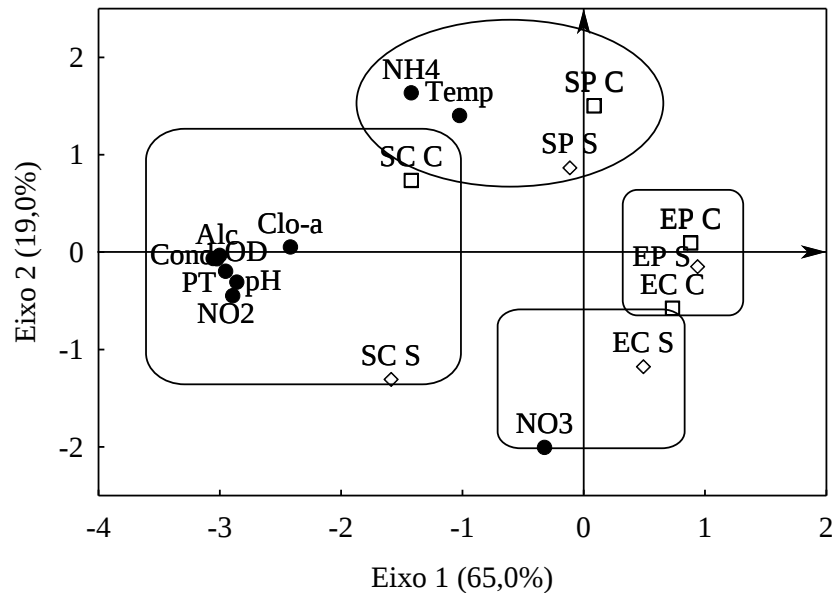


Figura 12. Gráfico biplot da análise de componentes principais (ACP) envolvendo nove variáveis ambientais, onde: círculo preto = variáveis (NH_4 = amônia, Temp = temperatura, Clo-a = clorofila-a, Alc = alcalinidade, OD = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade, PT = fósforo total, NO_2 = nitrito, NO_3 = nitrato), quadrado = pontos na chuva (EC C = entrada do CAUNESP no período chuvoso, SC C = saída do CAUNESP no período chuvoso, EP C = entrada do pesque-pague no período chuvoso, SP C = saída do pesque-pague no período chuvoso), losango = pontos na seca (EC S = entrada do CAUNESP no período seco, SC S = saída do CAUNESP no período seco, EP S = entrada do pesque-pague no período seco, SP S = saída do pesque-pague no período seco).

Dinâmica do fitoplâncton

As 88 espécies algais identificadas fizeram parte de 7 categorias taxonômicas principais. As 24 espécies descritoras (>5% da biomassa total) foram integrantes de 12 grupos funcionais (Tabela 2).

Tabela 2. Principais espécies fitoplanctônicas encontradas apresentando os grupos taxonômicos, funcionais e respectivos fator F, com base em REYNOLDS et al. (2002) e PÁDISÁK et al. (2009).

Grupo Funcional	Espécie Fitoplanctônica	Grupo Taxonômico	Fator F
N _A	<i>Bambusina brebissonii</i> (Kützing) Kützing	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Groenbladia</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Hyalotheca dissiliens</i> (Brébisson) Ralfs	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Netrium digitus</i> (Brébisson) Ralfs	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Pleurotaenium trabecula</i> (Ehrenberg) Nägeli	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Spirogyra</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Spondylosium</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Staurostrum</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Staurodesmus</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Zygnema</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
P	<i>Melosira</i> sp.	Bacillariophyceae	5
P	<i>Closterium</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
T	<i>Mougeotia floridana</i> Transeau	Zygnemaphyceae	5
F	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	Chlorophyceae	3
F	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	Chlorophyceae	3
G	<i>Eudorina</i> sp.	Chlorophyceae	4
L _O	<i>Peridinium</i> sp.	Dinophyceae	5
MP	<i>Desmidium</i> sp.	Zygnemaphyceae	3
MP	<i>Surirella</i> sp.	Bacillariophyceae	3
X1	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	Chlorophyceae	3
W1	<i>Lepocinclis</i> sp.	Euglenophyceae	2
M	<i>Microcystis</i> sp.	Cyanobacteria	0
H1	<i>Anabaena</i> sp.	Cyanobacteria	1
S1	<i>Limnothrix</i> sp.	Cyanobacteria	0

O grupo mais representativo nas entradas dos sistemas foi o N_A, composto por algas Zygnemaphyceae, com maior densidade no período seco. Outro grupo com destaque nas entradas foi o F, representado por algas Chlorophyceae, com baixa densidade no período seco, mostrando picos no início da estação chuvosa. O grupo P apresentou picos de biomassa em ambos os períodos, sendo representado

principalmente pela Bacillariophyceae *Melosira* sp. Mais grupos funcionais apareceram nas amostras das entradas, porém com baixa representatividade (LO, G, H1, M e W1). Uma diferença que ocorre com relação aos grupos funcionais das entradas de água dos sistemas estudados é a presença do grupo T, representado pela Zygnemaphyceae *Mougeotia floridana*, com maior biomassa no ponto EC em ambos os períodos climáticos (Figura 13).

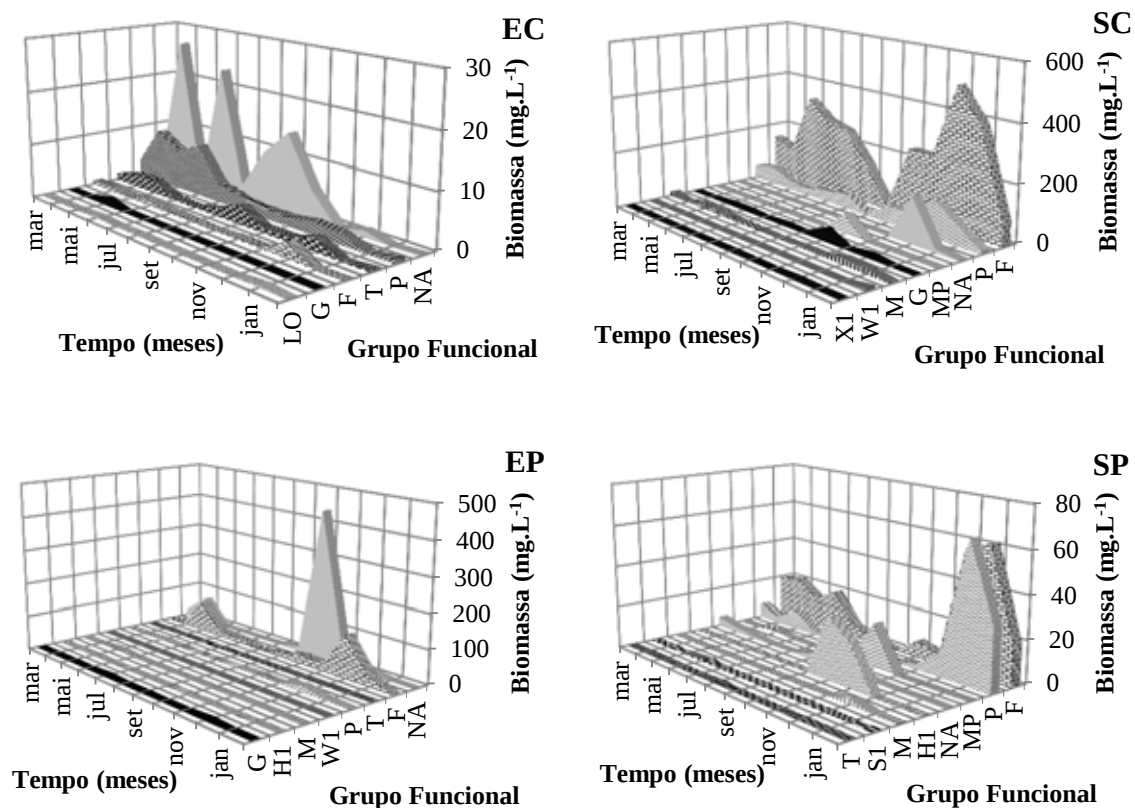


Figura 13. Biomassa dos grupos funcionais fitoplanctônicos (mg.L⁻¹) onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.

Com relação às saídas dos sistemas, os grupos funcionais F e P foram os mais representativos. O grupo F tendeu a diminuir no período seco e aumentar no período

chuvoso, porém a biomassa do ponto SC foi muito superior à do ponto SP, chegando a atingir 300 mg.L^{-1} no período seco e 500 mg.L^{-1} no chuvoso, sendo em média 10 vezes maior no primeiro ponto que no segundo. Já o grupo P manteve-se constante ao longo do período seco, com aumento no período chuvoso nos dois pontos. Outras semelhanças entre estes pontos foi um pico do grupo funcional MP, representando por *Desmidiium* sp. e *Surirella* sp., no mês de outubro (final da seca) e relativo aumento do grupo M, representado por *Microcystis* sp., no período chuvoso. Outros grupos funcionais apareceram, porém com baixa representatividade (Figura 13).

Fato preocupante para a água de saída do pesque-pague (SP) foi o pico de biomassa do grupo H1, representado pela Cyanobacteria *Anabaena* sp., no final do período seco, chegando a atingir 40 mg.L^{-1} (Figura 14).

Índice Q

De acordo com este índice, os sistemas de abastecimento, representados pelos pontos EC e EP, apresentaram condições ecológicas variando de boa à excelente (entre 3 e 5), com melhores situações no período seco, principalmente no ponto EC. A condição ecológica dos pontos de saída de água dos dois sistemas (SC e SP) ficou classificada como boa (entre 3 e 4), com qualidade inferior no período seco, apresentando-se no limite entre boa e média (Figura 14).

Discussão

Ecossistemas artificiais, como os viveiros de aquicultura, são sistemas com relativo controle das entradas e saídas de água, quantidade de animais aquáticos cultivados e quantidade e qualidade de alimentos fornecidos para estes seres vivos. Estes ecossistemas podem estar sujeitos a rápidas mudanças, estando susceptíveis a imprevisíveis distúrbios externos aleatórios, como a quantidade de chuva (POULÍCHOVA et al., 2009). Os distúrbios podem ser ainda maiores quando o

empreendimento é construído em local com alto escoamento superficial, principalmente próximo a plantações e criações de animais domésticos.

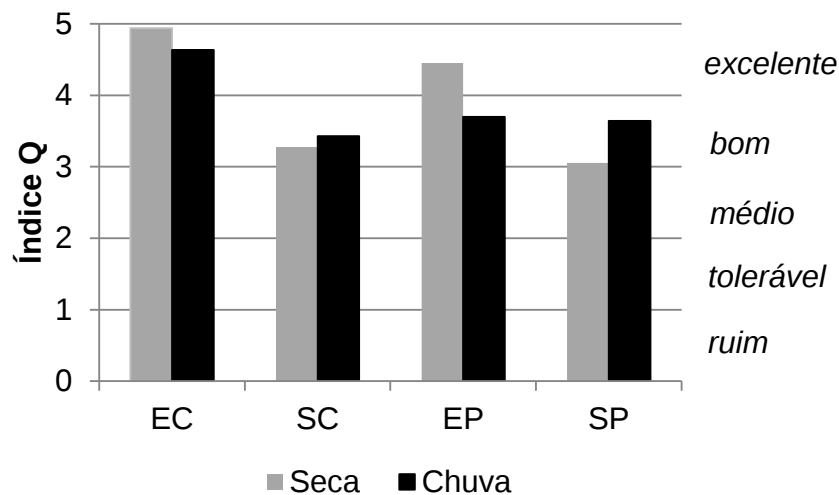


Figura 14. Avaliação da condição ecológica de acordo com o índice Q para os períodos de seca e chuva, onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.

Mudanças nas propriedades físicas e químicas da água influenciam diretamente os organismos aquáticos, principalmente o fitoplâncton (RANGEL et al., 2009). As algas existentes na água de empreendimentos aquícolas são importantes porque podem afetar a qualidade da água, modificando a cor, cheiro, gosto, oxigênio dissolvido e turbidez (SEN & SONMEZ, 2006).

A água de entrada dos dois sistemas apresentaram ótimas condições para o abastecimento e sucesso dos empreendimentos, com baixas quantidades de fósforo e amônia. O grupo funcional N_A , descrito por SOUZA et al. (2008) como algas Zygnemaphyceae adaptadas a ambientes com alta circulação, condições oligo-mesotróficas e encontradas em baixas latitudes, predominou na água de abastecimento dos dois sistemas, principalmente no período seco, acompanhando os picos de nitrato.

A presença do grupo funcional T ao longo de todo o ano na entrada do CAUNESP (EC) indica que é uma água clara com alta intensidade luminosa

(REYNOLDS et al., 2002). As faixas de pH e temperatura encontradas neste trabalho estão em concordância com o que foi descrito por GRAHAM et al. (1996) para o bom crescimento do gênero *Mougeotia* (único componente do grupo funcional T neste trabalho) que se caracterizou por águas ácidas e temperatura ao redor de 25 °C.

O grupo funcional F, responsável pela elevada biomassa fitoplanctônica encontrada na saída do CAUNESP (SC), foi representado pelas algas *Dictyosphaerium pulchellum* e *Kirchneriella lunaris*, ambas pertencentes à classe Chlorophyceae, que são indicativas de ambiente meso-eutrófico com grande circulação (REYNOLDS et al., 2002). Além disso, este grupo funcional requer alta luminosidade e pH próximo a neutralidade para crescimento ótimo (MOURA et al., 2007), condições cumpridas por este ponto.

Outro grupo funcional com destaque nos dois pontos de saída (SC e SP) foi o P, representado pela Bacillariophyceae *Melosira* sp., grupo adaptado a ambientes com circulação contínua de água e eutróficos (MOURA et al., 2007; SOARES et al., 2007). Bacillariophyceae esteve presente ao longo de todo o período amostral, com aumento significativo deste grupo no início do período chuvoso, indicando que possivelmente a água dos dois pontos, neste período, esteve com maior carga de nutrientes disponível, principalmente na saída do CAUNESP (SC), caracterizando água eutrófica, com aumento da quantidade de amônia e fósforo e diminuição do nitrato. O aumento destes nutrientes no período chuvoso está relacionado ao maior incremento de ração, devido ao período de engorda dos peixes, além da resuspensão do sedimento e escoamento de material alóctone. Essas características puderam suplantam o aparecimento do grupo funcional M, composto pela Cyanobacteria *Microcystis* sp., reforçando ainda mais a eutrofia do sistema (CROSSETTI & BICUDO, 2005).

Os dois sistemas estudados apresentam disposição sequencial de tanques e fluxo contínuo de água, assim a água de um tanque é passada para outro sem tratamento, o que pode prejudicar a sua qualidade e, conseqüentemente, alterar de forma drástica a comunidade fitoplanctônica, promovendo condições adequadas para florescimento de Cyanobacteria (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010b).

No final do período seco (outubro), nos dois pontos de saída, foi constatado aumento da biomassa da Zyemaphyceae *Desmidium* sp. e Bacillariophyceae *Surirella* sp., pertencentes ao grupo funcional MP, fato atribuído ao aumento da circulação de água causado pelo início das chuvas e, por se tratar de ambiente raso, acarreta aumento de material particulado suspenso na água (PADISÁK et al., 2006; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007). Ainda neste período, ocorreu diminuição de nitrato e fósforo total e aumento de amônia na saída do pesque-pague (SP), favorecendo a proliferação do grupo H1, composto pela Cyanobacteria *Anabaena* sp., característica de ambientes eutróficos e tolerante à deficiência de nitrogênio (REYNOLDS et al., 2002). A proliferação de Cyanobacteria em viveiros de aquicultura deve ser evitada, pois algumas cepas são capazes de produzir potentes toxinas hepatotóxicas, que se acumulam na musculatura, fígado e vísceras de peixes, podendo trazer sérios riscos aos consumidores (SEMYALO et al., 2011).

Este estudo mostrou o padrão de sucessão fitoplanctônica nos períodos de seca e chuva em dois ecossistemas artificiais rasos na região tropical utilizando classificação baseada em grupos funcionais. Atualmente, muitos estudos em ecossistemas aquáticos de água doce tem utilizado como base esta abordagem funcional (MOURA et al., 2007; GEMELGO, et al., 2009; RANGEL et al., 2009), porém poucos são os estudos em ecossistemas aquícolas, atividade em franco crescimento.

Estudos baseados em grupos funcionais fitoplanctônicos oferecem informações valiosas e complementares sobre as estratégias, adaptações e tolerâncias das microalgas, ajudando a entender a dinâmica do fitoplâncton nos diversos ambientes (BECKER et al., 2010). Os resultados deste estudo indicaram que a classificação funcional pode ser aplicada a ecossistemas aquícolas de água doce subtropicais, sendo os fatores promotores de sucessão a pluviosidade e o manejo alimentar adotado para o cultivo de animais aquáticos.

Trabalhos recentes para o monitoramento da qualidade da água tem utilizado o índice Q, baseado nos grupos funcionais, em diversas regiões e ambientes aquáticos de água doce, como por exemplo o trabalho de CROSSETTI & BICUDO (2008) em ecossistema tropical raso, BECKER et al. (2009) em reservatório subtropical e BECKER

et al. (2010) em reservatório de clima mediterrâneo. Nenhum trabalho até o momento envolve a aplicação deste índice em ecossistemas aquícolas, e sua utilização pode ser importante devido à sensibilidade à ocorrência de espécies fitoplanctônicas indesejadas, auxiliando no monitoramento da qualidade da água.

A aplicação do índice Q nos ecossistemas abordados neste trabalho indicou água de excelente qualidade para abastecimento dos tanques de cultivo de animais aquáticos no período seco, com diminuição da qualidade para boa no período chuvoso, devido à contribuição do grupo funcional F, indicando que o sistema de abastecimento sofre influência do entorno da bacia, com aumento da concentração de nitrato, porém não deixa de ser água de qualidade para o abastecimento. Já no efluente ocorreu o contrário, com água de qualidade inferior no período seco, ficando no limite entre o bom e o médio, devido à influência dos grupos funcionais M, H1 e F, consequência do acúmulo de nutrientes ocasionado pelo sistema de fluxo contínuo e disposição sequencial de viveiros, possivelmente devido ao maior tempo de residência da água nos tanques durante este período.

Conclusões

As tendências reveladas neste estudo indicam que para os ecossistemas aquícolas subtropicais envolvendo cultivo de organismos aquáticos, o ciclo hidrológico é determinante para a dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos, assim como o regime alimentar e disposição sequencial de tanques associada ao fluxo contínuo de água.

O estudo confirmou a aplicabilidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos para o monitoramento da qualidade de água destes ecossistemas, auxiliando na complementação de informações sobre tais grupos e caracterizando a dinâmica do fitoplâncton. Além disso, o índice Q, mostrou-se eficaz e sensível às mudanças ocorridas ao longo do tempo de estudo, indicando o estado trófico e ecológico dos sistemas estudados.

Referências

- BECKER, V.; HUSZAR, V. L. M.; CROSSETTI, L. O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 628, p. 137-151, 2009.
- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑES, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L. O.; HUSZAR, V. L. M. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water Research**, v. 44, p. 3345-3354, 2010.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Rima, 2004.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos: Rima, 2006.
- BOURRELY, P. **Les algues D'eau douce: les algues vertes**. Paris: Éditiones N. Boubée & Cie., 1966.
- BOURRELY, P. **Les algues D'eau douce: les jaunes et brunes – Chrysophycées, Phéophycées, Xantophycées et deatomées**. Paris: Éditiones N. Boubée & Cie., 1968.
- BOURRELY, P. **Les algues D'eau douce: Euglénies, Péridiniens, algues rouges et algues blues**. Paris: Éditiones N. Boubée & Cie., 1970.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1998.
- CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Graças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 541, p. 71-85, 2005.
- CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Graças Pond): the assemblage index application. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 161-173, 2008.
- FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; REVIERS, B.; PRADO, J. F.; RÉZIG, S. H. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. São Paulo: Artmed Editora S.A., 2010.

- GEMELGO, M. C. P.; MUCCI, J. L. N.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 4, p. 1001-1013, 2009.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: BlackwellScientific Publications, 1978.
- GRAHAM, J. M.; ARANCIBIA-AVILA, P.; GRAHAM, L. E. Physiological ecology of a species of the filamentous green alga *Mougeotia* under acidic conditions: light and temperature effects on photosynthesis and respiration. **Limnology and Oceanography**, v. 41, n. 2, p. 253-262, 1996.
- HILLEBRAND, H.; DÜRSELES, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424, 1999.
- KOROLEFF, F. 1976. Determination of nutrients. In: GRASHOF, E.; Kremling E. **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, p. 117-181, 1976.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the estimating algal number and the statistical bases of estimating by counting. **Hidrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.
- MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, E. W.; TOLEDO ARRUDA NETO, J. D. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasiliensis**, v. 21, n. 3, p. 641-648, 2007.
- NUSCH, E. A. Comparison on different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch Hydrobiol Beih Ergebn Limnology**, v. 14, p. 14-36, 1980.
- PADISÁK, J.; BORICS, G.; GRIGORSZKY, L.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 1-14, 2006.
- PADISÁK, J.; CROSSETI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

- PASZTALENIC, A.; PONIEWOZIK, M. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches. **Limnologica**, v. 40, p. 251-259, 2010.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrobiology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- POULÍCHOVA, A.; NEUSTUPA, J.; SPACHKVÁ, J.; SKALOUD, P. Distribution of epipelagic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. **Hydrobiologia**, v. 624, p. 81-90, 2009.
- RANGEL, L. M.; SILVA, L. H. S.; ARCIFA, M. S.; PERTICARRARI, A. Driving forces of diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 1, p. 75-85, 2009.
- REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11-26, 1998.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V. L. M.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417-428, 2002.
- SEMYALO, R.; ROHRLACK, T.; KAYIIRA, D.; KISITO, Y. S.; BYARUJALI, S.; NYAKAIRU, G.; LARSSON, P. On the diet of Nile tilapia in two eutrophic tropical lakes containing toxin producing cyanobacteria. **Limnologica**, v. 41, p. 30-36, 2011.
- SEN, B.; SONMEZ, F. A study on the algae in fish ponds and their seasonal variations. **International Journal of Sciences & Technology**, v. 1, n. 1, p. 25-33, 2006.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 643-649, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N.; AMARAL, A. A. Influence of management on plankton community of fishponds during the dry and rainy seasons. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 70-79, 2010a.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N.; SANTEIRO, R. M. Characterization of a plankton community in a fish farm. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 60-69, 2010b.

SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). **River Research and Applications**, v. 23, n. 7, p. 678-714, 2007.

SOUZA, M. B. G.; BARROS, C. F. A.; BARBOSA, F. A. R.; HAJNAL, E.; PADISÁK, J. The role of atelomixis in phytoplankton assemblages replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 211-224, 2008.

STATSOFT, INC. **STATISTICA** (data analysis software system), version 8. www.statsoft.com, 2007.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**, 3 ed. New York: Springer-Verlag New York Inc., 2000.

CAPÍTULO 4 – RESPOSTA DO AGRUPAMENTO FUNCIONAL DE ROTIFERA À MUDANÇA DE ESTADO TRÓFICO EM ECOSISTEMAS AQUÍCOLAS DE ÁGUA DOCE SUBTROPICAIS

RESUMO – Em ecossistemas aquícolas de água doce, é importante o controle do grau de eutrofização da água, uma vez que pode afetar a produção e a qualidade dos organismos cultivados. Alguns organismos presentes no corpo hídrico, como os Rotifera, podem funcionar como sensores do grau de eutrofização e o monitoramento desta comunidade pode auxiliar na tomada de medidas para melhorar as condições de cultivo. Este trabalho analisa a resposta de grupos funcionais de Rotifera à mudança de estado trófico em dois ecossistemas aquícolas constituindo uma microbacia (CAUNESP e pesque-pague), onde ambos apresentam fluxo contínuo de água e disposição sequencial de viveiros, acarretando acúmulo de nutrientes ao longo do sistema. Os grupos funcionais foram delimitados pela forma de aquisição de alimento, dividindo os Rotifera em micrófagos e raptoriais, sendo possível a aplicação de um índice denominado relação guilda (RG). O estudo mostrou que os Rotifera raptoriais predominaram em locais mais eutróficos e os micrófagos em oligotróficos, indicando que a utilização da relação guilda como ferramenta de monitoramento de qualidade de água em ambientes aquícolas de água doce pode ser considerada adequada.

Palavras-chave: classificação funcional, eutrófico, oligotrófico, relação guilda

CHAPTER 4 – RESPONSE OF ROTIFERA FUNCTIONAL GROUPS TO CHANGING TROPHIC STATE AT SUBTROPICAL ECOSYSTEMS OF FRESHWATER AQUACULTURE

ABSTRACT – Control of water eutrophication rates in fresh water aquaculture ecosystems is important since it influences the production and quality of cultivated organisms. Certain organisms in the water bodies, such as Rotifers, may function as eutrophication rate sensors and the monitoring of the community may be a help in improving culture conditions. Current research analyzes the response of functional groups of Rotifers to changes in the trophic state of two aquaculture ecosystems which constitute a micro-basin, CAUNESP and sports-fishing ponds, with a continuous flow of water and sequential ponds outlay, comprising an accumulation of nutrients along the system. Functional groups were limited according to food acquisition with two subdivisions of microphagous and raptorial Rotifers. A guild ratio (GR) index may be applied. Research showed that whereas raptorial Rotifer were prevalent in more eutrophic sites, microphagous Rotifer predominated in oligotrophic ones. The use of GR as a tool for water quality monitoring is highly adequate in fresh water aquaculture environments.

Keywords: eutrophic, functional classification, guild ratio, oligotrophic

Introdução

O objetivo da ecologia de comunidades é encontrar regras gerais que governam as comunidades de plantas e animais (OBERTEGGER & MANCA, 2011). Prever os efeitos das mudanças ambientais em ecossistemas é um dos maiores desafios na ecologia (FISCHER et al., 2001). Para prever possíveis respostas ecológicas às perturbações é importante o entendimento dos processos ecológicos fundamentais que governam as mudanças compensatórias entre espécies similarmente funcionais. A dinâmica compensatória das espécies zooplanctônicas depende das respostas espécie-específicas frente às perturbações e às forças das interações competitivas entre as espécies (IVES, 1995).

A eutrofização refere-se ao enriquecimento nutricional dos corpos de água, principalmente com nutrientes essenciais como fósforo e nitrogênio, que pode afetar a constituição da comunidade zooplanctônica, com aumento de abundância e biomassa, sendo considerada forte efeito perturbador (CORGOSINHO & PINTO-COELHO, 2006).

Em sistemas aquícolas subtropicais, frequentemente os Rotifera são os organismos que apresentam a maior riqueza específica e abundância na comunidade zooplanctônica (NEGREIROS et al., 2009) constituindo importante componente da rede alimentar aquática (MIRACLE et al., 2007). Os Rotifera reagem mais rapidamente que outros grupos zooplanctônicos às mudanças na qualidade da água, devido ao seu curto período de desenvolvimento (estrategista-r), sendo considerado o grupo com maior resistência às mudanças físicas e químicas que ocorrem no ambiente aquático (SARTORI et al., 2009).

Diante destas afirmativas, este grupo pode ser utilizado como indicador de estado trófico de ambientes aquáticos. Recentemente, foi proposto um novo conceito de agrupamento funcional, com base na relação guilda (RG), onde os Rotifera planctônicos são estruturados em dois grupos (raptorais e micrófagos), baseados na aquisição e processamento do alimento, podendo ser avaliada a dominância entre eles. Assim, a relação guilda permite integrar a classificação taxonômica, relação com o ambiente e processos do ecossistema (OBERTEGGER et al., 2011).

Outros componentes da comunidade zooplanctônica, como os Cladocera e Copepoda podem exercer competição pelo alimento e pressão de seleção sobre os Rotífera, modificando a estrutura da comunidade (OBERTEGGER & MANCA, 2011). Estes dois grupos de organismos também são influenciados pela constituição físico-química da água e pela quantidade de alimento (CORGOSINHO & PINTO-COELHO, 2006).

Estas circunstâncias sugerem que a relação guilda pode ser útil para o estudo da influência das mudanças das condições ambientais na comunidade de Rotífera, como por exemplo: seca versus chuva, oligotrofia versus eutrofia e pressão de seleção exercida pela predação (OBERTEGGER et al., 2011).

A intensificação das práticas aquícolas para que se obtenha maior produtividade de organismos aquáticos pode trazer consequências catastróficas para o ambiente quando mal manipulada, podendo refletir na morte dos organismos cultivados devido ao comprometimento da qualidade da água. Como prevenção, o monitoramento da qualidade da água deve ser empregado, podendo ser utilizadas técnicas químicas com alto custo e produção de resíduos, ou bioindicadores, com menor custo e menos impacto ambiental.

Este trabalho enfoca o estudo de dois ambientes aquícolas, com diferenças de estado trófico em função do manejo adotado, provocando acúmulo de nutrientes de forma subsequente ao longo dos ecossistemas, uma vez que o abastecimento se dá por fluxo contínuo de água e disposição sequencial de viveiros, que pode ocasionar modificação na estrutura da comunidade zooplanctônica.

Será que a relação guilda pode ser uma ferramenta útil para o monitoramento do estado trófico de ecossistemas aquícolas?

Material e métodos

Área de estudo

A pesquisa foi conduzida em um microbacia na cidade de Jaboticabal, São Paulo, Brasil, nas coordenadas geográficas 21°15'S e 48°18'O, compreendendo o Centro de Aquicultura (CAUNESP) e um pesque-pague, compreendendo o Centro de Aquicultura (CAUNESP) e um pesque-pague. O Centro de Aquicultura conta com 79 tanques com fluxo contínuo de água e disposição sequencial onde se pratica criação intensiva de organismos aquáticos para fins de pesquisa, com área total de 36.195 m² e profundidade média de 1,50 m. Localizado ao lado da Universidade, o pesque-pague conta com 3 tanques com fluxo contínuo de água e disposição sequencial onde se pratica cultivo intensivo de peixes para pesca esportiva, com área total de 5.000 m² e profundidade média de 1,50 m. Estes dois sistemas deságuam no córrego Jaboticabal, afluente do Rio Mogi-Guaçu (Figura 15).

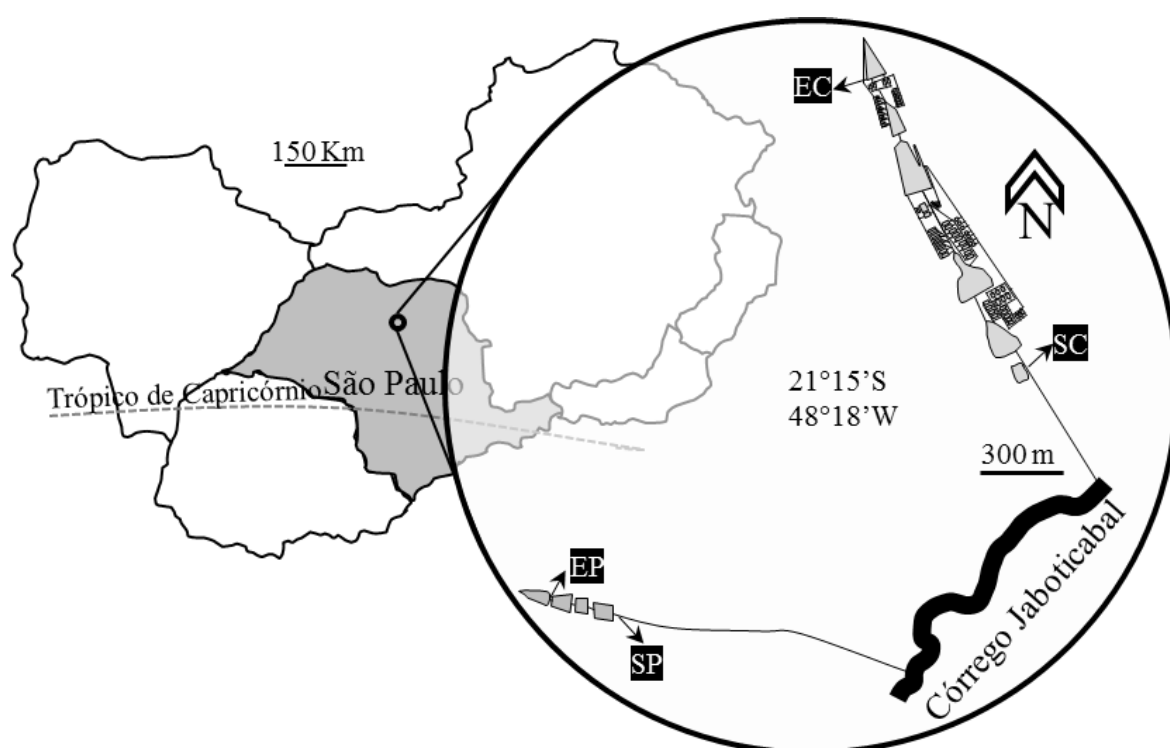


Figura 15. Recorte do mapa do Brasil, com destaque na cidade de Jaboticabal, mostrando a área onde foram amostrados os pontos de coleta, sendo: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.

Nos arredores destes sistemas de criação há culturas agrícolas e criação de animais domésticos, contribuindo para o enriquecimento da água dos tanques, uma vez que os dois locais foram construídos em áreas de escoamento, com forte influência na qualidade da água, principalmente nos períodos de alta precipitação.

O clima da região é subtropical (tipo Cwc, PEEL et al., 2007), com inverno seco e verão chuvoso, apresentando temperatura e precipitação média anual de 22,2 °C e 1424,6 mm, respectivamente.

Amostragem

Amostras de água foram coletadas na subsuperfície (0,10 m) com intervalos mensais entre os meses de março/2009 a fevereiro/2010 nas entradas e saídas dos sistemas. As amostras para análise de nutrientes foram estocadas em garrafas plásticas previamente limpas e posteriormente congeladas. Temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água foram mensuradas com sonda multiparamétrica Horiba U-10.

Amostras para análise do zooplâncton foram obtidas na subsuperfície (0,10 m) com auxílio de garrafa de Van Dorn, sendo filtrados 10 litros de água em rede cônica com abertura de malha de 58 µm. As amostras foram estocadas em frascos de polietileno, coradas com rosa de bengala e fixadas com formalina a 4%.

Análise das amostras

Fósforo total (PT), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂) e a amônia (NH₄) foram determinados espectrofotometricamente de acordo com GOLTERMAN et al. (1978) e KOLOREFF (1976). Clorofila-a foi extraída com álcool 90% e quantificada a 663 e 750 nm (NUSCH, 1980). Demanda bioquímica de oxigênio foi quantificada de acordo com BOYD & TUCKER (1998), onde as amostras foram incubadas por cinco dias.

As análises qualitativas e quantitativas da comunidade zooplânctônica procederam com o auxílio de estereomicroscópio marca Wild Heerbrugg (50x) e

microscópio óptico Leica modelo Leitz DMRB (1000x). Para identificação taxonômica, bibliografia especializada foi utilizada (KOSTE, 1978; SEGERS, 1995; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SILVA & MATSUMURA-TUNDISI, 2005).

A contagem de organismos pertencentes aos grupos Cladocera e Copepoda foi realizada em placas quadradas de acrílico, utilizando-se toda a amostra. Para as formas juvenis destes organismos e Rotifera, subamostras de 1 mL foram contadas em câmaras de Sedgewick-Rafter, até atingir o número de 400 indivíduos da espécie mais abundante (BICUDO & BICUDO, 2004).

Cálculo da biomassa zooplanctônica

A biomassa dos grupos zooplanctônicos foi calculada de acordo com a equação alométrica proposta por MCCAULEY (1984):

$$B = a \times L^b$$

Onde: B = biomassa em µg; L = comprimento em mm; a e b = coeficiente alométrico específico para cada táxon analisado: *Daphnia ambigua* (a = 6,59 e b = 2,29 (CASTILHO-NOLL & ARCIFA, 2007); *Diaphanosoma birgei* (a = 5,22 e b = 1,73 e *Bosmina hagmani* (a = 11,93 e b = 2,68) (MAIA-BARBOSA & BOZELLI, 2005); Cyclopoida (a = 4,18 e b = 2,64), Calanoida (a = 6,81 e b = 2,11), náuplius (a = 1,64 e b = 0,57) e Rotifera (a = 1,2 e b = 3,0) (CORGOSINHO & PINTO-COELHO, 2006).

Relação Guilda (RG)

A classificação de guildas alimentares é dependente da estratégia alimentar empregada por cada gênero de Rotifera. Este estudo seguiu a classificação adotada por OBERTEGGER et al. (2011), onde: gêneros com mástax do tipo cardato, forcipato, incudato, uncinato ou virgato, mostrando ativa captura de itens alimentares selecionados, independente do tamanho da boca e do corpo, pois o mástax tem a capacidade de triturar o alimento antes deste ser transferido para o restante do sistema digestório, foram denominados raptorais (*Asplanchnopus* sp., *Ascomorpha* sp., *Asplanchna* sp., *Cephalodella* sp., *Monommata* sp., *Poliarthra* sp., *Synchaeta* sp. e *Trichocerca* sp.); gêneros com mástax do tipo maleato, meleoramato ou ramato,

apresentando coleta simultânea de vários itens alimentares de tamanho diminuto (15 a 20 µm), dependente do tamanho da boca, foram denominados micrófagos (*Anuraeopsis* sp., *Beauchampiella* sp., *Brachionus* sp., *Colurella* sp., *Euchlanis* sp., *Filinia* sp., *Hexarthra* sp., *Kellicottia* sp., *Keratella* sp., *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Proales* sp. e *Proalinopsis* sp.).

O cálculo da relação guilda (RG), seguindo os mesmos procedimentos do autor acima citado, foi designado da seguinte forma:

$$RG = \sum (\text{biomassa raptorial} - \text{biomassa micrófago}) / \sum (\text{biomassa total Rotifera}).$$

Desta forma, os valores de RG variam de -1 a +1, onde valores menores do que zero indicam dominância de micrófagos, enquanto valores maiores do que zero indicam dominância de raptorais, podendo-se avaliar a dominância em um determinado local e associar a dados de estado trófico do sistema.

Análise dos dados

Análise de componentes principais (ACP) foi realizada para verificar a ocorrência de variação das condições físico-químicas da água entre os pontos amostrados, sendo incluídas as variáveis temperatura (Temp), clorofila-a (Clo-a), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond), fósforo total (PT), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂) e amônia (NH₄).

Com o auxílio do mesmo programa computacional acima citado, foi realizada análise de correlação não paramétrica de Spearman entre a RG e porcentagem de biomassa de Cladocera, Copepoda Calanoida e Copepoda Cyclopoida, a fim de verificar a interferência destes grupos sobre a RG.

Todas as análises foram realizadas com o auxílio do software Statistica 8.0 (STATSOFT, 2007).

Resultados

O pH apresentou maiores valores médios na saída do CAUNESP (SC = 7,1) e menores na entrada do pesque-pague (EP = 5,6), sendo que de modo geral, as entradas apresentaram menores valores médios que as saídas. O mesmo padrão foi seguido pelas variáveis oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura, nitrito, amônia e fósforo total. No ponto SC, clorofila-a ($36,4 \mu\text{g.L}^{-1}$), DBO_5 ($6,7 \text{ mg.L}^{-1}$) e nitrito ($14,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) foram encontradas com concentrações em geral duas vezes maiores do que os outros pontos amostrados. As maiores concentrações de amônia foram encontradas nas saídas dos dois sistemas, porém a saída do pesque-pague (SP) superou a do CAUNESP (SP), com concentrações médias de 323,3 e 148,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

A análise de componentes principais (ACP), utilizando as 10 variáveis abióticas acima referidas, reteve 94,2% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos (eixo 1 = 74,5%; eixo 2 = 19,7%). As variáveis mais importantes para a ordenação do eixo 1 foram pH (-0,93), condutividade (-0,99), DBO_5 (-0,98), oxigênio dissolvido (-0,98), clorofila-a (-0,85), nitrito (-0,99) e fósforo total (-0,98), ficando estas variáveis agrupadas no lado negativo do eixo 1, sendo este primeiro componente principal um indicativo do estado trófico. Para o eixo 2, nitrato (-0,97) e amônia (0,83) foram as variáveis mais importantes para a ordenação, sendo o segundo componente principal o reflexo da adição de amônia na água pelos organismos cultivados (Figura 16).

Ao longo do período estudado foram encontrados 5 gêneros de Cladocera, 1 gênero de Copepoda Calanoida, 1 gênero de Copepoda Cyclopoida e 21 gêneros de Rotífera. No ponto EC foram encontrados 11 gêneros de Rotífera (6 raptoriais), enquanto que na saída (SC), foram encontrados 17 gêneros (8 raptoriais). O outro sistema estudado apresentou na água de abastecimento (EP) 13 gêneros de Rotífera, onde 5 eram raptoriais, enquanto na saída do pesque-pague (SP) foram amostrados 15 gêneros, dos quais 6 eram raptoriais (Tabela 3). Entretanto, nem todos os taxa estiveram presentes em todas as amostras.

A água de abastecimento do pesque-pague (EP) apresentou apenas um pico de Rotífera raptorial ao longo do período amostrado, prevalecendo neste ponto organismos micrófagos. Padrão semelhante foi observado na saída deste sistema (SP), porém com predominância maior de picos de Rotífera raptorial, no início e fim das amostragens. No

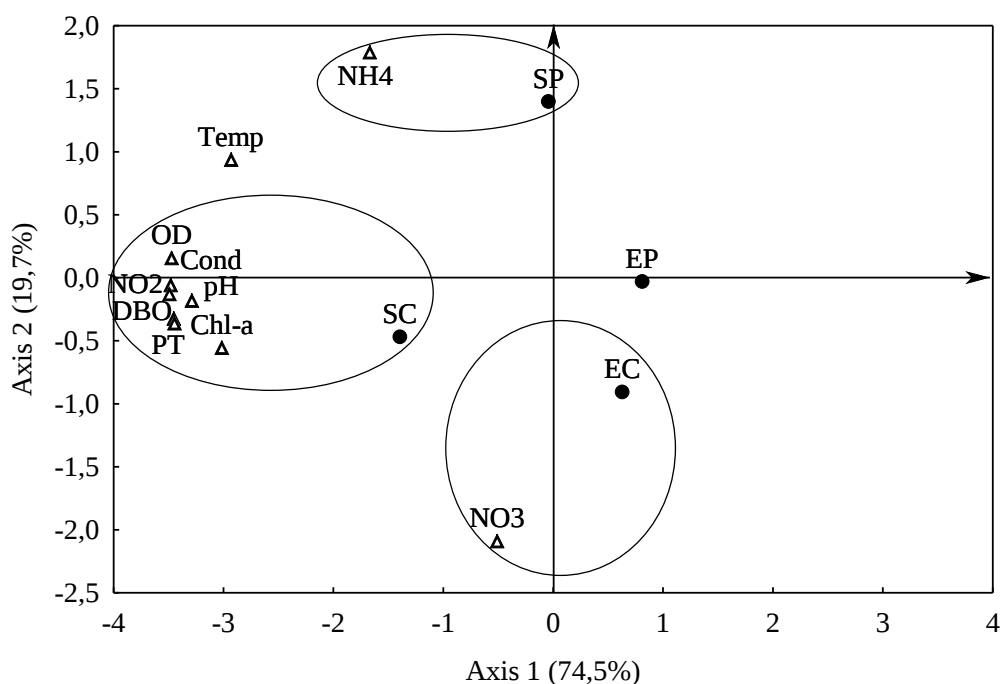


Figura 16. Gráfico biplot da análise de componentes principais (ACP) envolvendo dez variáveis ambientais, onde: triângulo = variáveis (NH_4 = amônia, Temp = temperatura, Chl-a = clorofila-a, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, OD = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade, PT = fósforo total, NO_2 = nitrito, NO_3 = nitrato), círculo = pontos de coleta.

Tabela 3. Número de gêneros encontrados ao longo do período de estudo nos diferentes pontos de coleta, onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.

	EC	SC	EP	SP
Cladocera	4	4	2	5
Calanoida	1	1	1	1
Cyclopoida	1	1	1	1
Rotifera	11	17	13	15

CAUNESP foi detectada tendência de aumento dos Rotifera raptorial com o passar do tempo. Estes organismos apareceram de forma mais discreta na entrada do sistema (EC), e sobressaíram sobre os micrófagos em todo o período amostral na saída do sistema (SC). Assim, analisando de forma geral a relação guilda (RG), no pesque-pague, os Rotifera micrófagos prevaleceram sobre os raptoriais; já no CAUNESP, os raptoriais foram predominantes, principalmente na saída de água deste sistema (Figura 17).

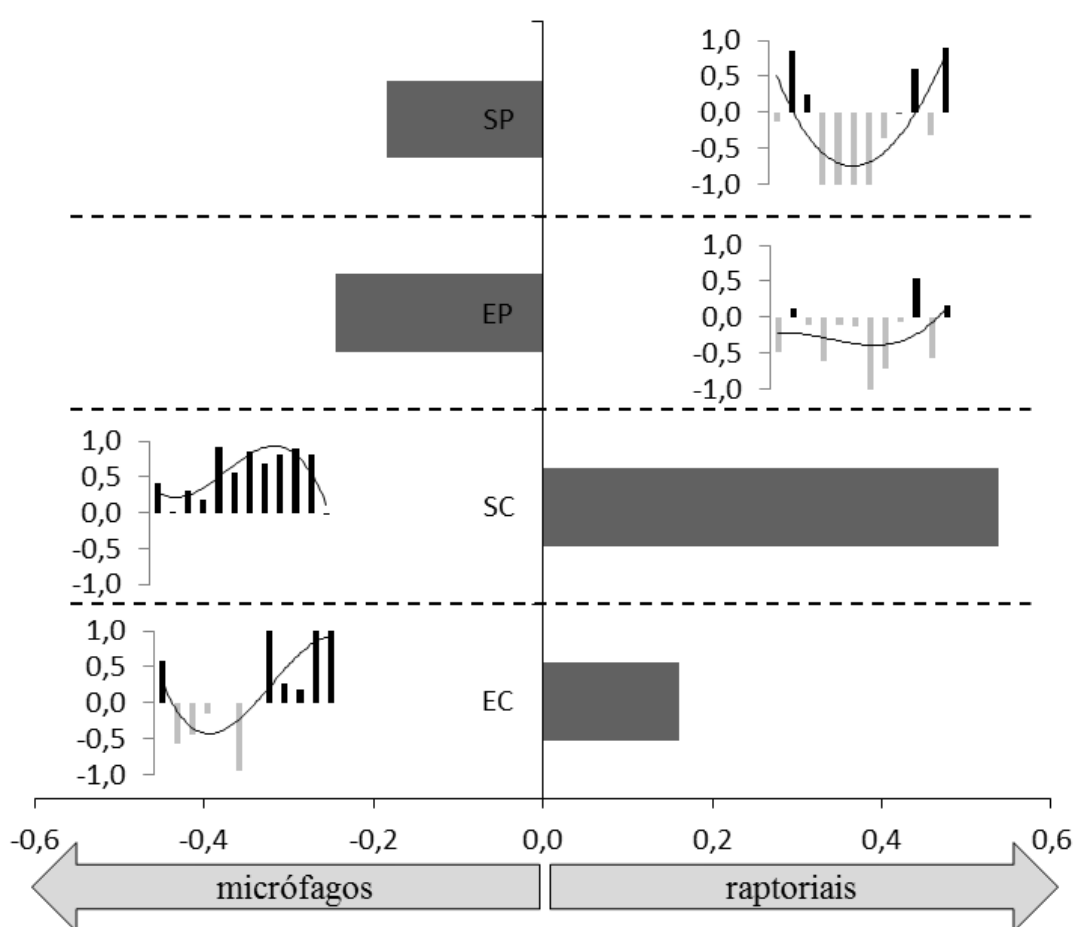


Figura 17. Média da relação guilda (RG) nos pontos amostrados, com minigráficos correspondendo à variação real nos 12 meses amostrados para cada ponto, apresentando linha de tendência polinomial de ordem três, onde: barras claras = Rotifera micrófago, barras escuras = Rotifera raptorial.

Após aplicação da correlação não paramétrica de Spearman foi observada correlação negativa significativa ($p < 0,05$) na saída do CAUNESP (SC) entre a relação guilda e Copepoda Calanoida. Na saída do outro sistema (SP) foi observada outra correlação negativa significativa ($p < 0,05$) entre a relação guilda e Copepoda Cyclopoida. As demais correlações mostradas na Tabela 4 não apresentaram correlação significativa ($p > 0,05$).

Tabela 4. Correlação não paramétrica de Spearman entre a relação guilda (RG) nos pontos amostrados e porcentagem de biomassa de Cladocera, Copepoda Calanoida e Copepoda Cyclopoida, onde: EC = entrada do CAUNESP, SC = saída do CAUNESP, EP = entrada do pesque-pague, SP = saída do pesque-pague.

Relação Guilda	Cladocera	Calanoida	Cyclopoida
EC	-0,01	0,41	-0,52
SC	-0,03	-0,61	0,26
EP	0,59	-0,38	-0,57
SP	-0,53	0,58	-0,67

Com base nestas correlações encontradas, observou-se que na saída do CAUNESP (SC), ponto mais eutrófico dos dois sistemas, quando diminuiu a porcentagem de biomassa de Copepoda Calanoida, houve aumento da relação guilda (RG), ou seja, predomínio de Rotifera raptorial. Na saída do pesque-pague (SP), ponto com maior concentração de amônia, foi observada relação guilda positiva (predomínio de Rotifera raptorial) quando a porcentagem de biomassa de Copepoda Cyclopoida diminuiu (Figura 18).

Discussão

Em ecossistemas artificiais de água doce subtropicais, como os aquícolas, o grupo dos Rotifera é o que apresenta a maior quantidade de representantes quando comparado aos outros organismos que podem constituir a comunidade zooplanctônica (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010). Assim, o estudo deste grupo e a interação com outros elementos da comunidade zooplanctônica podem nos fornecer importantes informações sobre o estado trófico dos sistemas estudados. Geralmente trabalhos com comunidades biológicas apresentam dados extensos e difíceis de interpretar, sendo fundamental o uso de algumas estratégias para melhor compreensão do ecossistema.

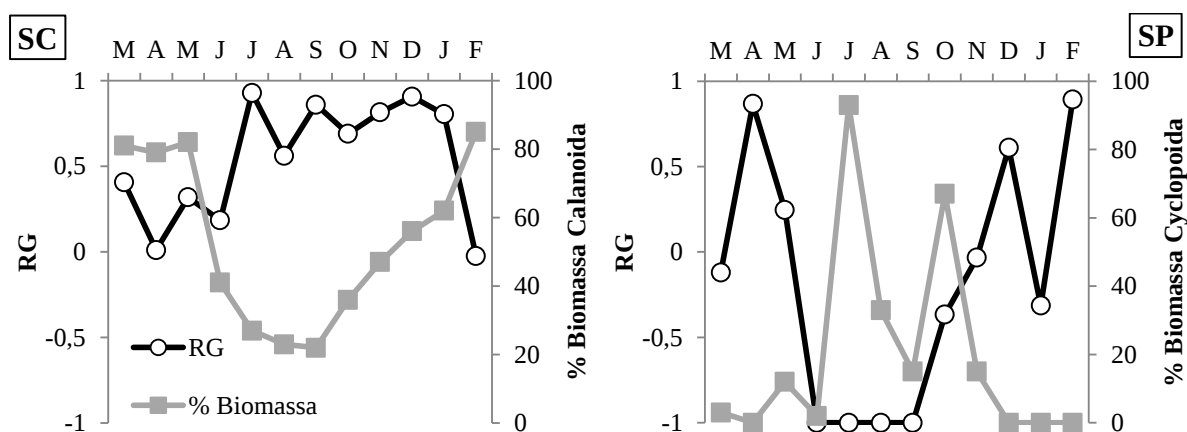


Figura 18. Comparação da relação guilda (RG) e biomassa de Copepoda nas saídas de água do CAUNESP (SC) e saída de água do pesque-pague (SP).

A relação guilda, estratégia utilizada neste trabalho para estudar o grupo dos Rotifera, em um primeiro momento, pode ser considerada simplista, levando em conta as variadas fontes de alimento das quais os Rotifera sobrevivem. Porém, uma classificação baseada na alimentação requer conhecimento da disponibilidade de alimento de um determinado ambiente, que pode se tornar uma tarefa difícil. A RG, classificação baseada na tendência alimentar, torna-se uma alternativa para a categorização, promovendo informações da estratégia alimentar que prevalece em uma comunidade de Rotifera (OBERTEGGER et al., 2011).

O grau de trofia de um ecossistema pode ser inferido de acordo com alguns parâmetros físico-químicos da água, dentre eles, clorofila-*a*, DBO₅ e condutividade elétrica, variáveis que indiretamente refletem a quantidade de algas, bactérias e matéria orgânica no corpo hídrico. Observando estes parâmetros dos dois sistemas aquícolas estudados e a variação da comunidade de Rotifera, foi encontrado um padrão: quanto maior o grau de trofia do sistema maior a tendência de dominância de Rotifera raptorais. Com maior disponibilidade de alimento nos pontos eutróficos, os Rotifera raptorais, que apresentam seletividade alimentar, preferindo partículas de maior tamanho, tendem a dominar a comunidade de Rotifera, já que os micrófagos não exercem seletividade alimentar, ingerem múltiplos itens alimentares não maiores que 15 a 20 µm e, conseqüentemente, consomem alimentos de baixa qualidade nutricional que restaram no ambiente (POURRIOT, 1977).

Os dados deste trabalho apontam que apesar do domínio de Rotifera raptorial em ambientes eutróficos, estes não foram capazes de prevalecer em grande quantidade quando houve competição com microcrustáceos, no caso deste trabalho os Copepoda, tanto Calanoida quanto Cyclopoida. O estudo de OBERTEGGER et al. (2011), mostrou tendências indicativas de que os Rotifera raptorais foram capazes de competir pelo alimento com microcrustáceos (no caso, Cladocera) que utilizavam a mesma fonte alimentar. A competição com os Copepoda foi prejudicial aos Rotifera raptorais, talvez porque os Copepoda tenham capacidade maior de domínio do nicho ecológico ocupado por Rotifera raptorial que os Cladocera.

Assim, mesmo quando havia grande disponibilidade de alimento aos Rotifera raptorais, com altas quantidades de algas e bactérias na água, a competição exercida pelos Copepoda pelo mesmo nicho ecológico fez com que essa comunidade declinasse, entrando em equilíbrio com os Rotifera micrófagos, que podem se alimentar de pequenas partículas de ambientes eutróficos, especialmente as bactérias (PEJLER, 1983).

Argyrodiaptomus furcatus, Copepoda Calanoida encontrado neste trabalho, é um organismo com dieta variada, constituída principalmente por Bacillariophyceae e Chlorophyceae, com tamanho variando de 20 a 200 µm, indicando amplo espectro

alimentar, que pode ser uma vantagem adaptativa, uma vez que estes organismos exercem seleção quando há abundância de alimento com elevada qualidade nutricional, discriminando alimento de baixa qualidade (RIETZLER et al., 2002). Estudos laboratoriais também comprovaram a seletividade alimentar exercida por este Calanoida, onde as bactérias podem ser utilizadas como fonte adicional de alimento, pelo tamanho diminuto e abundância em ambientes eutróficos (SIPAÚBA-TAVARES & MATSUMURA-TUNDISI, 1984). Estes autores apontam que *A. furcatus* apresenta maior predominância na comunidade zooplancônica quando a concentração de amônia está ao redor de $200 \mu\text{g.L}^{-1}$, pH neutro e elevada concentração de oxigênio dissolvido, como ocorre na saída do CAUNESP (SC).

Na saída do pesque-pague (SP), foram observadas as maiores concentrações médias de amônia, fato que é apontado como indicativo da degradação da qualidade da água (LANDA et al., 2007). Corroborando as condições físico-químicas da água, neste ponto foi encontrada a espécie de Copepoda Cyclopoida *Thermocyclops decipiens*, considerada indicadora de águas eutróficas (SILVA, 2011). Esta espécie parece ter domínio ainda maior sobre o nicho ecológico ocupado por Rotífera raptorial, uma vez que estando presente em grande proporção, a quantidade de Rotífera raptorial decresceu acentuadamente.

A entrada de água do CAUNESP (EC) apresentou as maiores quantidades de nitrato, que refletiu em uma leve dominância dos Rotífera raptoriais sobre os micrófagos. Analisando os nutrientes e variáveis físicas e químicas que estão associados a este ponto, nota-se que apresenta água de boa qualidade para o abastecimento de uma piscicultura, porém, esta deve ser monitorada, pois nos períodos de alta pluviosidade pode ocorrer escoamento de nutrientes para o sistema de abastecimento, e somados à elevada carga de nitrato, pode comprometer todo o ecossistema.

A entrada de água do pesque-pague (EP) foi o ponto amostrado com melhor qualidade de água, apresentando dominância dos Rotífera micrófagos sobre os raptoriais.

A característica funcional das espécies descreve como elas respondem ao ambiente, e, o reconhecimento de qual característica funcional está presente na comunidade, favorece a possibilidade de prever como a comunidade responderá as mudanças das condições ambientais e entender de modo mais amplo o papel da biodiversidade (NORBERG, 2004).

Na comunidade zooplanctônica, os papéis tróficos são bem representados, onde o tempo de geração individual é curto o suficiente para que eles respondam rapidamente ao estresse agudo e longo o suficiente para apresentarem efeitos integrados de problemas crônicos, fazendo com que estes organismos sejam representantes favoráveis como indicador da qualidade de água de um ecossistema aquícola (WHITMAN et al., 2004).

Com base nesses atributos, a utilização de ferramentas que envolvam os Rotífera, como a relação guilda (RG), pode ser de grande valia para ecossistemas aquícolas, devido à praticidade, baixo custo e sensibilidade às mudanças do grau de trofia do sistema.

Conclusões

Este estudo demonstrou que mudanças no grau de trofia de ecossistemas aquícolas subtropicais refletem na comunidade de Rotífera. Os pontos com qualidade da água comprometida apresentaram dominância de Rotífera raptorial; já os com água de boa qualidade foram dominados por Rotífera micrófago, indicando que a relação guilda (RG) pode ser considerada ferramenta adequada para o monitoramento da qualidade de água nestes ecossistemas.

Porém, quando esta ferramenta for utilizada para monitoramento da qualidade da água deve-se levar em conta a competição dos Rotífera com os Copepoda, uma vez que mostrou interferência na relação guilda.

Referências

- BICUDO, C.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Rima, 2004.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Massachussetts: Kluwer Academic Publisher, 1998.
- CASTILHO-NOLL, M. S. M.; ARCIFA, M. S. Length-weight relationships for zooplanktonic species of a tropical Brazilian lake: Lake Monte Alegre. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 93-100, 2007.
- CORGOSINHO, P. H. C.; PINTO-COELHO, R. M. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 2, p. 213-224, 2006.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997.
- FISCHER, J. M.; FROST, T. M.; IVES, A. R. Compensatory dynamics in zooplankton community responses to acidification: measurement and mechanisms. **Ecological Applications**, v. 11, n. 4, p. 1060-1072, 2001.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: BlackwellScientific Publications, 1978.
- IVES, A. R. Predicting the response of populations to environmental change. **Ecology**, v. 76, n. 3, p. 926-941, 1995.
- KOSTE, W. **Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta**. Berlim: Gebriider Bernträger, 1978.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASHOF, E. ; KREMLING, E. **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Wenhein, p. 117-181, 1976.
- LANDA, G. G.; BARBOSA, F. A. R.; RIETZLER, A. C.; MAIA-BARBOSA, P. M. *Thermocyplops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 695-705, 2007.

- MAIA-BARBOSA, P. M.; BOZELLI, R. L. Length-weight relationships for five cladoceran species in na amazonian lake. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 2, p. 303-308, 2005.
- MCCAULEY, E. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: DOWING J. A.; RIGLER, F. H. **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**. Londres: Blackwell, 1984.
- MIRACLE, M. R.; ALFONSO, M. T.; VICENTE, E. Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a Mediterranean shallow lake: a mesocosm experimete. **Hydrobiologia**, v. 593, p. 77-94, 2007.
- NEGREIROS, N. F.; ROJAS, N. E.; ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEVSKI, M. J. Composition, diversity and short-term temporal fluctuations of zooplankton communities in fish culture ponds (Pindamonhangaba), SP. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 785-794, 2009.
- NORBERG, J. Biodiversity and ecosystem functioning: a complex adaptive systems approach. **Limnology and Oceanography**, v. 49, n. 4, p. 1269-1277, 2004.
- NUSCH, E. A. Comparison on different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch Hydrobiol Beih Ergebn Limnology**, v. 14, p. 14-36, 1980.
- OBERTEGGER, U.; MANCA, M. Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. **Journal of Limnology**, v. 70, p. 231-238, 2011.
- OBERTEGGER, U.; SMITH, H. A.; FLAIM, G.; WALLACE, R. L. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. **Hydrobiologia**, v. 662, p. 157-162, 2011.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrobiology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- PEJLER, B. Zooplanktic indicators of trophy and their food. **Hidrobiologia**, v. 101, p. 111-114, 1983.
- POURRIOT, R. Food and feeding habits of Rotifera. **Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie**, v. 8, p. 243-260, 1977.

- RIETZLER, A. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa reservoir (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 1, p. 93-105, 2002.
- SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MORETTO, E. M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brasil): a three-year study. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 1, p. 1-18, 2009.
- SEGERS, H. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta). In: DUMONT, H. J. F. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Netherlands: SPB Academic, 1995.
- SILVA, W. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 521-531, 2005.
- SILVA, W. M. Potential use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as trophic state indicators in tropical reservoirs. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 511-521, 2011.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Feeding in adult females of *Argyrodiaptomus furcatus* (Sars, 1901), Copepoda-Calanoida, of Lobo Reservoir (Broa), São Carlos, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 15-23, 1984.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N.; R. SANTEIRO, R. M. Characterization of a plankton community in a fish farm. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 60-69, 2010.
- STATSOFT, INC. **STATISTICA** (data analysis software system), version 8. www.statsoft.com, 2007.
- WHITMAN, R. L.; NEVERS, M. B.; GOODRICH, M. L.; MURPHY, P. C.; DAVIS, B. M. Characterization of lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. **Ecological Indicators**, v. 4, p. 277-286, 2004.

CAPÍTULO 5 – INFLUÊNCIA DE “WETLAND” CONSTRUÍDO E SISTEMA DE SOLO FILTRANTE NA DINÂMICA DOS GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS PRESENTES EM EFLUENTE DE DUAS PISCICULTURAS SUBTROPICAIS

RESUMO – O estudo foi conduzido em dois ecossistemas aquícolas pertencentes à mesma microbacia, enfocando a influência dos sistemas de tratamento (“wetland” construído no CAUNESP e solo filtrante sem plantas no pesque-pague) na constituição da comunidade fitoplanctônica, analisada através do agrupamento funcional das espécies. No “wetland” construído ocorreu maior aporte de nutrientes, possivelmente comprometendo a capacidade de retenção deste sistema de tratamento, onde a maior taxa foi para a DBO₅, com 10,8%. No sistema com solo filtrante a taxa de remoção foi maior, retendo 51,0% do fósforo total e 82,6% da amônia. O grupo funcional F, constituído pelas Chlorophyceae *Dictyosphaerium pulchellum* e *Kirchneriella lunaris*, foi o mais representativo em ambas as entradas dos sistemas, seguido pelo grupo funcional P. Ocorreu diminuição do número de grupos funcionais na saída dos dois sistemas, após passagem pelos tratamentos, onde foram retidos grupos como S1, H1 e W1, que são indicativos de águas eutróficas. Além disso, o índice Q, que utiliza os grupos funcionais, indicando o estado ecológico do sistema, tendeu a ter melhores valores após a passagem pelos tratamentos, principalmente na saída do sistema com solo filtrante sem planta, onde variou de bom a excelente. Com base nos dados tanto o “wetland” construído quanto o sistema com solo filtrante são potencialmente aplicáveis para o tratamento de efluente de piscicultura, garantindo melhora na qualidade da água.

Palavras-chave: aquicultura, efluente, fitoplâncton, índice Q.

CHAPTER 5 – INFLUENCE OF CONSTRUCTED WETLAND AND UNPLANTED SOIL FILTER SYSTEMS IN THE DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON FUNCTIONAL GROUPS IN THE EFFLUENT OF TWO SUBTROPICAL FISHFARM

ABSTRACT – Current analysis was conducted in two aquaculture ecosystems belonging to the same microbasin and focuses on the influence of two treatment systems (an artificial wetland built at CAUNESP and filtrating soil without plants in a fee-fishing system) on the constitution of the phytoplankton community analyzed through the species' functional grouping. The great number of nutrients present in the wetland may have impaired the retention capacity of the treatment system with 10.8% as the highest rate for DBO₅. On the other hand, the removal system was higher in the filtrating soil system and retained 51.0% of total phosphorus and 82.6% of ammonia. The functional group F, made up of Chlorophyceae *Dictyosphaerium pulchellum* and *Kirchneriella lunaris*, was the most representative in both inlet systems, followed by functional group P. The number of functional groups in the outlet of the two systems decreased after the passage of treatments, where S1, H1 and W1, characteristic of eutrophic waters, were retained. Further, the Q Index, which uses the functional groups and which shows the system's ecological conditions, had better rates after the passage through treatments. This was especially confirmed at the system's outlet with plant-less filtrating soil, varying from good to excellent. Data show that the artificial wetland and the filtrating soil system are potentially applicable for the aquaculture effluent treatment and guarantee an improvement in water quality.

Keywords: aquaculture, wastewater, phytoplankton, Q index.

Introdução

A aquicultura, assim como outros sistemas de produção animal, gera resíduos. A alimentação é a principal fonte de desperdício e também responsável pela maior parte do impacto ambiental na aquicultura (ROQUE D'ORBCASTEL et al., 2009), pois a quantidade e a qualidade dos resíduos excretados pelos peixes dependem da ingestão, digestão e metabolismo dos compostos alimentares (BUREAU & HUA, 2010). Nesse sistema de produção, o espaço de vida dos animais ocorre junto à área de excreção, provocando deterioração na qualidade da água dos tanques e viveiros (LOSORDO et al., 1999). Assim, altas densidades de estocagem de peixes e elevada taxa de alimentação resultam em altas cargas de resíduos, causando eutrofização nos tanques e conseqüentemente, aumento da comunidade fitoplanctônica, podendo aumentar a ocorrência de Cyanobacteria (ZIMBA & GRIMM, 2003).

A qualidade da água dos efluentes de sistemas aquícolas é muito importante quando se considera os aspectos ambientais da produção de organismos aquáticos, pois os impactos causados pelos efluentes destes sistemas são significativos sobre o meio ambiente e recursos naturais (SCHENONE et al., 2011), causando eutrofização e outros efeitos deletérios nos corpos d'água receptores (KONNERUP et al., 2011). Por esse motivo, sistemas de produção de organismos aquáticos requerem a implantação de estratégias de baixo custo para a mitigação do impacto causado pelos efluentes, como o tratamento da água dos tanques e viveiros através do uso de "wetlands", construídos ou naturais (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002; 2008; TILLEY et al., 2002; SCHOLZ, 2006; SINDILARIU et al., 2009; KONNERUP et al., 2011).

Os nutrientes, a matéria orgânica e os sólidos em suspensão são reduzidos em "wetlands" através de uma combinação de características físicas, químicas e processos biológicos, incluindo sedimentação, precipitação, adsorção, assimilação pelo tecido das plantas e transformações microbianas (KUMAR & ZHAO, 2011). Esses sistemas também podem reduzir a densidade da comunidade fitoplanctônica, principalmente as Cyanobacteria, por meio de três formas: (1) remoção de nutrientes (SINDILARIU et al., 2009), evitando o acúmulo excessivo de nutrientes nos tanques, viveiros e mananciais;

(2) diretamente através de filtração (KUANG et al., 2000), que ocorre principalmente para as formas coloniais e filamentosas; (3) ou então pela mistura de água pela descarga de água tratada, podendo reduzir o excessivo crescimento de algas e formação de florações de Cyanobacteria (VISSER et al., 1996).

Para sobreviver aos diferentes ambientes, as espécies que compõem o fitoplâncton apresentam estratégias adaptativas, tanto morfológicas quanto fisiológicas, estando aptas a preencher todos os habitats aquáticos (KRUK et al., 2011).

Ao interpretar dados referentes a uma dada comunidade fitoplanctônica é necessário levar em conta as características do ambiente a que esta comunidade está inserida, bem como a resposta das algas às variações ambientais. Usando dados fisiológicos e morfológicos do fitoplâncton, REYNOLDS et al. (2002) reuniram as espécies em grupos funcionais, que podem dominar ou co-dominar um dado ambiente.

Os grupos funcionais criados, na maioria das vezes, são polifiléticos, compartilhando características adaptativas, baseadas na morfologia, fisiologia e atributos ecológicos das espécies (BECKER et al., 2009). Até o presente momento, a classificação funcional conta com 38 grupos, que são identificados por códigos alfa-numéricos, de acordo com a sensibilidade e tolerância (PADISÁK et al., 2009).

Baseados na classificação funcional, PADISÁK et al. (2006) criaram um índice (Q) que demonstra a qualidade do ambiente aquático, qualificando-o em cinco níveis, levando em conta o peso dos grupos funcionais na biomassa fitoplanctônica total, que é definido de acordo com o tipo de corpo d'água, mostrando ser uma ferramenta promissora para o monitoramento do estado ecológico.

Pouca atenção tem sido dada para as relações entre variáveis ambientais abióticas e bióticas em sistemas de tratamento biológico de efluentes (THULLEN et al., 2008). Neste estudo, foi avaliada a dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos em dois tratamentos de efluente de aquicultura, sendo um "wetland" construído com macrófitas aquáticas e um sistema de solo filtrante sem plantas, baseada na auto-ecologia dos grupos e adaptação aos diferentes sistemas de tratamento de efluente aquícola, aplicando-se também o índice de estado ecológico.

Material e métodos

Área de estudo

A pesquisa foi conduzida em um microbacia na cidade de Jaboticabal, São Paulo, Brasil, nas coordenadas geográficas 21°15'S e 48°18'O, compreendendo o Centro de Aquicultura (CAUNESP) e um pesque-pague, compreendendo o Centro de Aquicultura (CAUNESP) e um pesque-pague. O Centro de Aquicultura conta com 79 tanques com fluxo contínuo de água, sendo 6 variando de 2.566 a 7.641 m² com disposição sequencial onde se pratica criação semi-intensiva de organismos aquáticos para fins de pesquisa, com densidade de estocagem média de 1 peixe.m⁻², área total de espelho d'água de 36.195 m² e profundidade média de 1,50 m. Localizado ao lado da Universidade, o pesque-pague conta com 3 tanques com fluxo contínuo de água e disposição sequencial, variando de 1.501 a 1.850 m², onde se pratica cultivo intensivo de peixes para pesca esportiva, com densidade de estocagem de aproximadamente 3 peixe.m⁻², com área total de 5.000 m² e profundidade média de 1,50 m. Estes dois sistemas deságuam no córrego Jaboticabal, afluente do Rio Mogi-Guaçu (Figura 19).

As principais espécies de peixes cultivadas nos dois sistemas são: *Colossoma macropomum* (tambaqui), *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo) e *Leporinus obtusidens* (piaçu). Durante o período experimental, para alimentar os animais, no CAUNESP foram utilizados 130 Kg de ração comercial diariamente, contendo milho, soja e farinha de peixe (28% de proteína bruta). No pesque-pague foram utilizados 30 Kg de ração diariamente, contendo milho, soja e farinha de peixe (22% de proteína bruta).

Nos arredores destes sistemas de criação, há plantações agrícolas e criação de animais domésticos, contribuindo para o enriquecimento da água dos tanques, principalmente, nos períodos de alta precipitação.

Dois sistemas de tratamento de efluente foram utilizados neste estudo, um "wetland" construído com macrófitas aquáticas (WC), no efluente final do sistema aquícola do CAUNESP e um sistema de solo filtrante sem plantas (SF), no efluente final do pesque-pague.

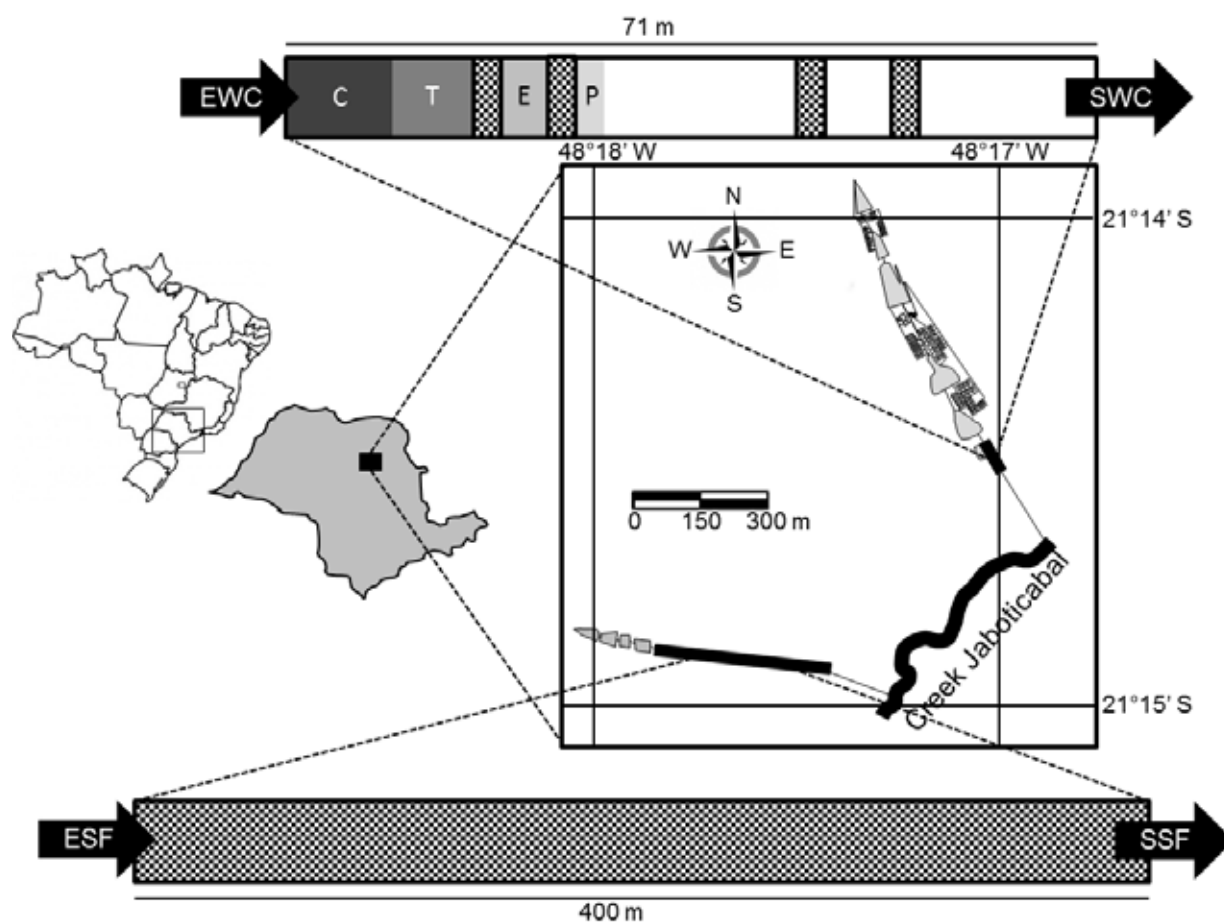


Figura 19. Recorte do mapa do Brasil, com ampliação para os pontos de coleta, mostrando desenho esquemático dos dois sistemas de tratamento, sendo: EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído, ESF= entrada do sistema de solo filtrante sem plantas, SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas, C = *Cyperus giganteus*, T = *Typha domingensis*, E = *Eichhornia crassipes*, P = *Pontederia cordata*, retângulo quadriculado = pedras.

O “wetland” construído no CAUNESP recebe além da água proveniente da aquicultura, água de escoamento superficial de chuva durante a estação chuvosa e resíduos da digestão de fezes de bovinos, suínos e aves processados em biodigestores tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – Reator Anaeróbico de Fluxo

Ascendente com Manta de Lodo), proveniente do Departamento de Engenharia Rural. O canal possui área total de 96,6 m², 71 m de comprimento, largura variando de 1 m a 2,8 m e profundidade máxima de 1 m. Está localizado sobre latossolo vermelho-escuro eutrófico com textura argilosa, onde a água escoia diretamente sobre o solo, coberto por cascalhos. Foram implantadas duas barragens com grade e pedras para contenção das plantas flutuantes e duas barragens somente com pedras próximo ao final do wetland, com a finalidade de diminuir o fluxo hidráulico e servir como substrato para crescimento da comunidade perifítica. A espécie de macrófita aquática *Cyperus giganteus* foi plantada nos primeiros 14 m de extensão; *Typha domingensis* ocupou outros 8 m de extensão; *Eichhornia crassipes* ficou contida entre as barragens, com 6 m de extensão; e *Pontederia cordata*, em 3 m de extensão do canal. As plantas foram dispostas nessa ordem no “wetland” de acordo com a capacidade de suporte e resistência ao fluxo d’água, observado em estudos anteriores, totalizando 48% de área plantada. O restante da área do “wetland” não foi plantado devido ao sombreamento por vegetação externa (Figura 19).

No pesque-pague, foi aberto um canal com aproximadamente 400 m de extensão, 3 m de largura e profundidade máxima de 0,4 m para o escoamento da água utilizada nos viveiros até outra propriedade agrícola, onde ocorre a presença de cascalho e poucas macrófitas (não identificadas), definindo-se como uma comunidade esparsa e natural (Figura 20).

O clima da região é subtropical (tipo Cwc, PEEL et al., 2007), com inverno seco e verão chuvoso, apresentando temperatura e precipitação média anual de 22,2 °C e 1424,6 mm, respectivamente.

Amostragem

Amostras de água foram coletadas na subsuperfície (0,10 m) com intervalos mensais entre os meses de março/2009 a fevereiro/2010 nas entradas e saídas dos sistemas de tratamento. As amostras para análise de nutrientes foram estocadas em garrafas plásticas previamente limpas e posteriormente congeladas. Amostras para

análise do fitoplâncton foram estocadas em frascos plásticos estéreis e fixadas com solução de lugol neutra. Temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água foram mensuradas com sonda multiparamétrica Horiba U-10.

Análise das amostras

Fósforo total (PT), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2) e a amônia (NH_4) foram determinados espectrofotometricamente de acordo com GOLTERMAN et al. (1978) e KOLOREFF (1976). Clorofila-a foi extraída com álcool 90% e quantificada a 663 e 750 nm (NUSCH, 1980). Demanda bioquímica de oxigênio foi quantificada de acordo com BOYD & TUCKER (1998), onde as amostras foram incubadas por cinco dias.

A análise qualitativa dos organismos fitoplanctônicos realizou-se através de microscópio, tomando por base literatura especializada para identificação (BOURRELY, 1966; 1968; 1970; BICUDO & MENEZES, 2006; FRANCESCHINI et al., 2010).

A análise quantitativa do fitoplâncton procedeu-se após sedimentação, utilizando-se câmara de Sedgewick-Rafter e microscópio Leica, modelo Leitz DMRB, com aumento de 200X (BICUDO & BICUDO, 2004), onde foram contados pelo menos 100 espécimes da espécie mais frequente ($p < 0,05$; LUND et al., 1958).

Análise dos dados

A eficiência de remoção de compostos pelos dois sistemas foi calculada com os dados de concentração de nutrientes, através dos valores das entradas do sistema em comparação com as saídas, através da equação:

$$E_r = [(F_e - F_s) / F_e] \times 100$$

onde, E_r é a eficiência de remoção em %, F_e é a concentração de entrada do nutriente em $\mu\text{g.L}^{-1}$ e F_s é a concentração de saída do nutriente em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

O biovolume algal foi calculado utilizando-se as fórmulas das formas geométricas mais adequadas (HILLEBRAND et al., 1999), onde a massa fresca foi estimada de acordo com a seguinte proporção: $1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (WETZEL & LIKENS, 2000). As espécies que contribuíram com mais de 5% da biomassa total foram reunidas em grupos funcionais, utilizando os critérios de REYNOLDS et al. (2002) e mudanças propostas por PADISÁK et al. (2009).

Foi aplicado um índice de estado ecológico (índice Q) que leva em conta a participação relativa dos grupos funcionais na biomassa total, além de utilizar um fator (F) determinado para cada grupo funcional em cada tipo de corpo de água. Este índice varia de 0 a 5, e pode ser traduzido em cinco classificações ecológicas: 0-1 = ruim, 1-2 = tolerável, 2-3 = médio, 3-4 = bom, 4-5 = excelente (PADISÁK et al., 2006). Este índice foi originalmente proposto para monitorar o estado ecológico de diferentes tipos de lagos baseado em critérios do “Water Framework Directive” (2000) proposto pela Comunidade Europeia. Segundo os autores, este índice pode ser utilizado em qualquer parte do planeta, uma vez que não há limitação geográfica para sua aplicação.

Para a análise das variáveis abióticas foram utilizados os testes de Lilliefors e Bartlett e análise de resíduos para verificação da normalidade e homogeneidade das variâncias, ao nível de significância $\alpha = 0,05$. Foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney para comparação entre entrada e saída dos sistemas bem como comparação entre os sistemas (SIEGEL, 1975).

Análise de componentes principais (ACP) foi realizada no programa Statistica 8.0 (STATSOFT, 2007) para determinar mudanças espaciais das condições físico-químicas da água, sendo incluídas as variáveis pH, temperatura (Temp), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), alcalinidade (Alc), oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond), fósforo total (PT), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2) e amônia (NH_4).

Resultados

A temperatura da água não apresentou diferença significativa ($p>0,05$) entre os sistemas e entre os pontos amostrados em cada efluente. As variáveis pH, oxigênio dissolvido e nitrato, apresentaram aumento após a passagem da água pelo sistema de solo filtrante sem plantas; já amônia e fósforo total diminuíram. Todas estas variáveis mostraram diferença significativa ($p<0,05$) entre a entrada do sistema de solo filtrante sem plantas (ESF) e saída (SSF) (Tabela 5).

Todos os parâmetros de qualidade da água diferiram entre os sistemas avaliados ($p<0,05$), com exceção da amônia. Somente essa variável apresentou concentrações mais elevadas na ESF, quando comparada com a EWC. Para todos os outros parâmetros, a média observada no “wetland” construído foi maior do que no sistema de solo filtrante sem plantas (Tabela 5).

A eficiência de remoção dos principais compostos relacionados à qualidade da água pelos dois sistemas foi avaliada através das características dos pontos de entrada e saída de cada um. No sistema de solo filtrante sem plantas a remoção foi sempre mais eficiente do que no “wetland” construído, com exceção da DBO_5 . Para ambos os sistemas, não houve remoção de nitrato, enquanto nitrito foi reduzido apenas no sistema de solo filtrante sem plantas, com 44,6% de eficiência de remoção. Amônia e fósforo total apresentaram remoção de 82,6% e 51,0% no sistema de solo filtrante sem plantas e 2,9% e 4,7% no construído, respectivamente. Já em termos de remoção de matéria orgânica (DBO_5), 10,8% foi removido no “wetland” construído e 1,4% no sistema de solo filtrante sem plantas (Tabela 5).

A análise de componentes principais (ACP) utilizando 10 variáveis abióticas reteve 98,5% da variabilidade original dos dados nos dois primeiros eixos (eixo 1 = 74,4% e eixo 2 = 24,1%). As variáveis mais importantes para a ordenação do eixo 1 foram temperatura (-0,79), pH (-0,87), condutividade elétrica (-0,98), alcalinidade (-0,99), DBO_5 (-0,98), nitrato (-0,98), nitrito (-0,96) e fósforo total (-0,92), ficando estas variáveis agrupadas do lado negativo do eixo 1, sendo este primeiro componente principal um indicativo do estado trófico, onde os pontos posicionados do lado negativo

Tabela 5. Médias, desvios padrões e resultados do teste de Mann-Whitney dentro e entre os ecossistemas, onde: EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído; %ER = eficiência de remoção; ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas; SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas; U = resultado do teste de Mann-Whitney entre os ecossistemas.

Variáveis físicas e químicas	EWC	SWC	%ER	ESF	SSF	%ER	U
Temperatura (°C)	24,2 ±3,4 ^{NS}	23,9 ±3,4 ^{NS}	-	23,5 ±1,8 ^{NS}	22,5 ±1,9 ^{NS}	-	NS
pH	7,1 ±0,3 ^{NS}	7,4 ±0,4 ^{NS}	-	6,4 ±0,4*	6,9 ±0,5*	-	*
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,2 ±0,9 ^{NS}	6,2 ±0,8 ^{NS}	0,2	4,0 ±0,9*	6,4 ±0,8*	-	**
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	93,0 ±14,9 ^{NS}	95,5 ±13,8 ^{NS}	-	55,8 ±10,1 ^{NS}	45,3 ±11,2 ^{NS}	18,8	*
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	72,3 ±18,8 ^{NS}	72,0 ±18,5 ^{NS}	0,4	35,2 ±10,3 ^{NS}	32,8 ±10,0 ^{NS}	6,7	*
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	6,7 ±1,6 ^{NS}	5,9 ±1,5 ^{NS}	10,8	2,5 ±0,7 ^{NS}	2,4 ±2,2 ^{NS}	1,4	*
Amônia (µg.L ⁻¹)	148,3 ±60,5 ^{NS}	143,9 ±80,0 ^{NS}	2,9	323,3 ±164,8*	56,4 ±21,8*	82,6	NS
Nitrato (µg.L ⁻¹)	256,1 ±184,2 ^{NS}	268,5 ±177,2 ^{NS}	-	73,3 ±38,4**	118,0±50,1**	-	*
Nitrito (µg.L ⁻¹)	14,7 ±10,2 ^{NS}	18,9 ±10,2 ^{NS}	-	5,5 ±4,4 ^{NS}	3,0 ±3,3 ^{NS}	44,6	*
Fósforo total (µg.L ⁻¹)	64,4 ±12,4 ^{NS}	61,4 ±22,6 ^{NS}	4,7	36,0 ±24,5*	17,6 ±21,5*	51,0	*

Caracteres sobrescritos às médias apontam o resultado da análise estatística dentro dos ecossistemas.

NS: não significativo; *: p<0,05; **: p<0,01.

-: Não houve remoção.

apresentam pior qualidade de água. Para o eixo 2, amônia (0,96) e oxigênio (-0,82) foram as variáveis mais importantes para a ordenação, sendo o segundo componente principal um indicativo do incremento de amônia pela excreta dos peixes no lado positivo do eixo e a desamonificação no lado negativo (Figura 20).

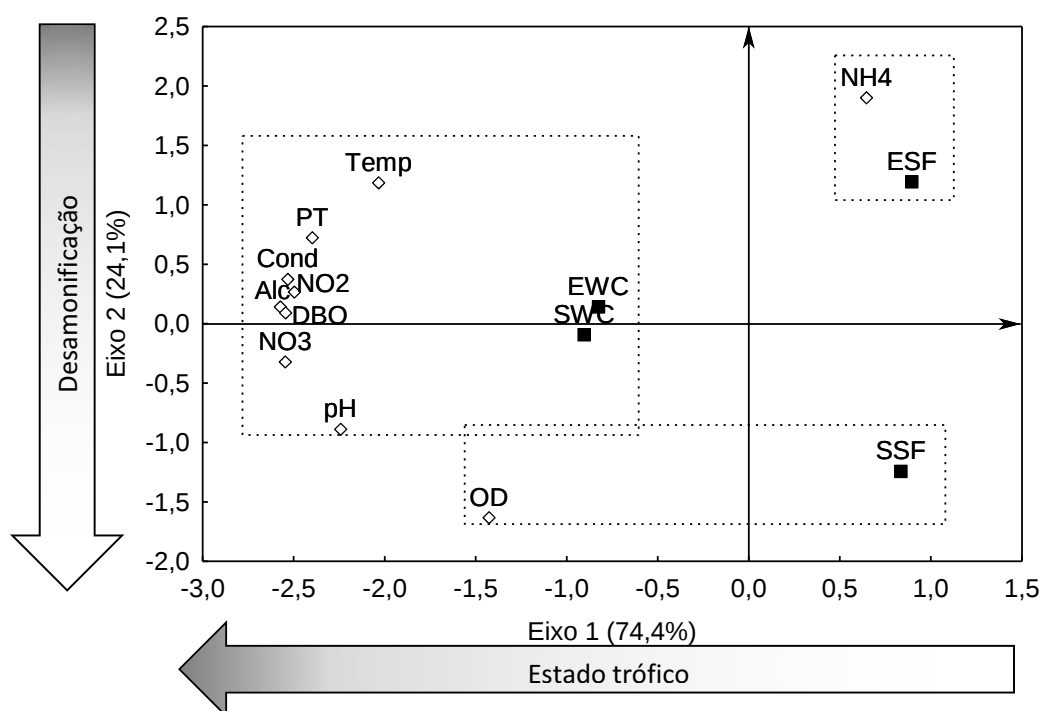


Figura 20. Gráfico biplot da análise de componentes principais (ACP) envolvendo dez variáveis ambientais, onde: losango = variáveis (NH_4 = amônia, Temp = temperatura, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, OD = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade elétrica, PT = fósforo total, NO_2 = nitrito, NO_3 = nitrato, Alc = alcalinidade), quadrado = pontos de coleta (EWC = entrada do "wetland" construído, SWC = saída do "wetland" construído; ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas; SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas).

Foram identificadas 11 espécies fitoplanctônicas descritoras (>5% da biomassa total) no "wetland" construído, que se alocaram em 8 grupos funcionais. No sistema de solo filtrante sem plantas 12 foram as espécies descritoras, distribuídas também em 8 grupos funcionais. No total, foram identificadas 18 espécies descritoras, constituindo 11 grupos funcionais (Tabela 6).

Na entrada do “wetland” construído (EWC) o principal grupo funcional fitoplanctônico encontrado foi o F, representado pelas algas Chlorophyceae *Dictyosphaerium pulchellum* e *Kirchneriella lunaris*, variando de 55 a 83% da abundância relativa. Outro grupo importante na constituição da comunidade deste ponto foi o P, constituído pela Bacillariophyceae *Melosira* sp. e Zygnemaphyceae *Closterium* sp. , variando de 8 a 34% (Tabela 6, Figura 21).

Tabela 6. Principais espécies fitoplanctônicas encontradas apresentando os grupos taxonômicos, funcionais e respectivos fatores F.

Grupo Funcional	Espécie Fitoplanctônica	Grupo Taxonômico	Fator F
N _A	<i>Groenbladia</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Netrium digitus</i> (Brébisson) Ralfs	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Spirogyra</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Staurostrum</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
N _A	<i>Zygnema</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
P	<i>Closterium</i> sp.	Zygnemaphyceae	5
P	<i>Melosira</i> sp.	Bacillariophyceae	5
T	<i>Mougeotia floridana</i> Transeau	Zygnemaphyceae	5
F	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	Chlorophyceae	3
F	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	Chlorophyceae	3
F	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	Chlorophyceae	3
G	<i>Eudorina</i> sp.	Chlorophyceae	4
MP	<i>Desmidium</i> sp.	Zygnemaphyceae	3
MP	<i>Surirella</i> sp.	Bacillariophyceae	3
X1	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	Chlorophyceae	3
W1	<i>Lepocinclis</i> sp.	Euglenophyceae	2
M	<i>Microcystis</i> sp.	Cyanobacteria	0
H1	<i>Anabaena</i> sp.	Cyanobacteria	1
S1	<i>Limnothrix</i> sp.	Cyanobacteria	0

Na saída do “wetland” construído (SWC), os grupos com maiores representações continuaram os mesmos do ponto de entrada, porém o grupo F foi acrescido da alga Chlorophyceae *Oocystis lacustris*. Neste ponto, observa-se aumento da contribuição relativa do grupo P, sendo exclusivamente presente no mês de maio, quando no mês subsequente ocorreu pico da Cyanobacteria *Microcystis* sp., constituinte do grupo funcional M (Tabela 6, Figura 21).

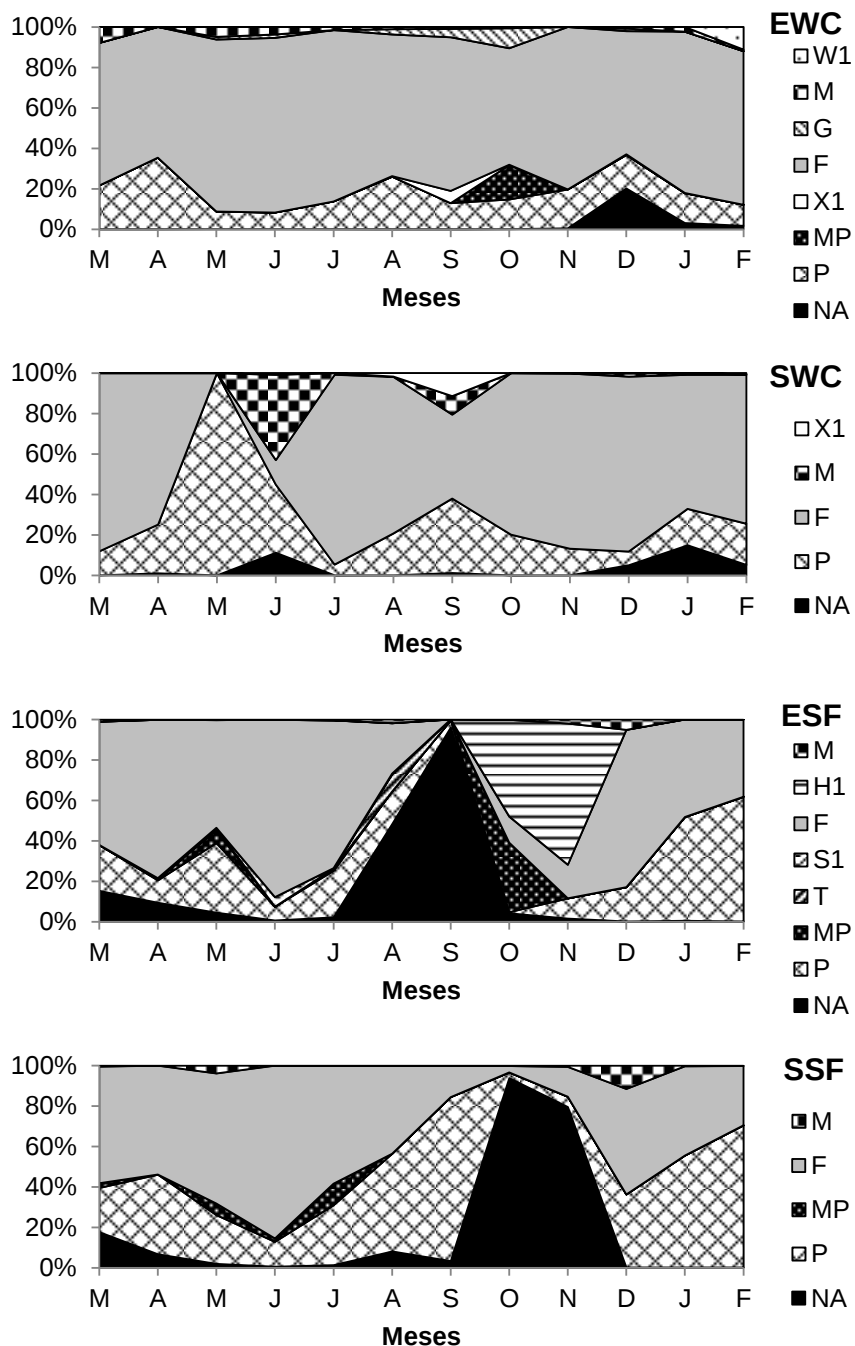


Figura 21. Abundância relativa dos grupos funcionais fitoplancônicos nos pontos amostrados, onde: EWC = entrada do “wetland” construído; SWC = saída do “wetland” construído; ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas; SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas.

Comparando o número de grupos funcionais presentes em EWC e SWC, foi observado diminuição dos grupos funcionais na saída do “wetland” construído, onde não estiveram presentes os grupos W1, G e MP (Tabela 6, Figura 21).

Quanto aos grupos funcionais fitoplanctônicos no ponto ESF, houve grande participação do grupo funcional F, porém não foi tão dominante quanto na entrada do “wetland” construído (EWC). Outros grupos mostraram-se importantes na constituição da comunidade fitoplanctônica no ponto ESF, como o P (composto pela Bacillariophyceae *Melosira* sp.) e o N_A (composto pelas Zygnemaphyceae *Groenbladia* sp, *Netrium digitus*, *Spirogyra* sp.). O grupo funcional H1, composto pela Cyanobacteria *Anabaena* sp., apresentou picos nos meses de outubro e novembro, chegando a atingir 68% da abundância relativa, logo após o maior pico do grupo N_A (Tabela 6, Figura 21).

No ponto SSF apresentou diminuição dos grupos funcionais, quando comparado ao ponto anterior, não aparecendo os grupos H1 (cuja composição já foi descrita), S1 (composto pela Cyanobacteria *Limnothrix* sp.) e T (composto pela Zygnemaphyceae *Mougeotia floridana*). Neste ponto, repetiu-se a importância na constituição da comunidade fitoplanctônica dos grupos funcionais F, P e N_A, assim como no ponto anterior (ESF) (Tabela 6, Figura 21).

Índice Q

Foi aplicado um índice baseado nos grupos funcionais fitoplanctônicos para comparação entre os quatro pontos amostrados nos dois ecossistemas. O fator F utilizado como peso para cada grupo funcional identificado é mostrado na Tabela 2.

No “wetland” construído este índice indicou condição ecológica variando de média a excelente (entre 2 e 5) e em geral a saída do sistema (SWC) apresentou melhores condições. O mesmo foi observado para o sistema de solo filtrante sem plantas, que apresentou condição ecológica variando de boa a excelente após a passagem pelo sistema.

Os resultados mais negativos para este índice foram observados nos meses de outubro e novembro na entrada do sistema de solo filtrante sem planta, onde chegou a

apontar qualidade tolerável. Em geral, a saída do sistema de solo filtrante sem plantas apresentou melhores condições ecológicas do que a saída do “wetland” construído (Figura 22).

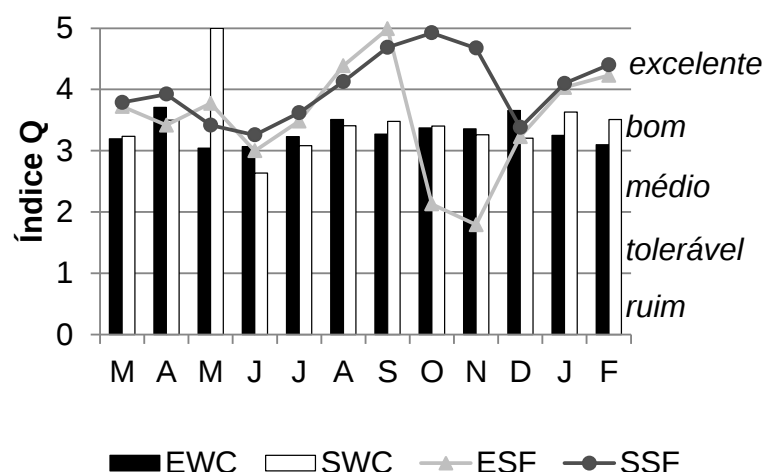


Figura 22. Avaliação da condição ecológica dos ecossistemas de acordo com o índice Q, onde: EWC = entrada do “wetland” construído, SWC = saída do “wetland” construído, ESF = entrada do sistema de solo filtrante sem plantas, SSF = saída do sistema de solo filtrante sem plantas.

Discussão

Formas de tratamento biológico, como no caso dos “wetlands”, com diferentes fluxos hidráulicos, vegetação e condições de sedimento podem ocorrer naturalmente ou serem construídos, em diversas localidades (KADLEC & WALLACE, 2009). Os dois sistemas avaliados neste estudo sofreram os mesmos regimes climáticos, pois estão localizados em uma única microbacia, apresentando médias semelhantes de temperatura da água. No entanto, o fluxo hidráulico do “wetland” construído é mais elevado do que o sistema de solo filtrante sem plantas, devido principalmente à maior área de produção aquícola, de onde a maior parte da água é proveniente, além deste

sistema receber afluxo de água de escoamento de chuva e de além do aporte da entrada de resíduos de biodigestores.

O desempenho da eficiência de sistemas de tratamento biológico depende de diversas variáveis, como a qualidade e quantidade de efluente a ser tratado, e atividades químicas, físicas e biológicas particulares a cada sistema (GREENWAY & WOOLLEY, 2001; GREENWAY 2003). Devido a isso o “wetland” construído para o tratamento da água proveniente da aquicultura apresentou baixa eficiência de remoção, com apenas 2,9% para amônia, 4,7% para fósforo total e 10,8% para DBO₅, pois as concentrações das variáveis provenientes da entrada foram mais elevadas quando comparada à entrada do sistema de solo filtrante sem plantas. Assim, embora a absorção pelas plantas seja considerada a principal forma de remoção de nutrientes em “wetlands” (GOTTSCHELL et al., 2007), o sistema constituído predominantemente por solo apresentou maior efeito na melhora da qualidade de água, apresentando maiores taxas de remoção de amônia (82,6%), fósforo total (51%) e nitrito (44,6%).

Alguns estudos evidenciaram que a presença de macrófitas podem melhorar a remoção de compostos por meio de sedimentação, filtragem, assimilação de nutrientes, oxigenação e mecanismos de fixação microbiana (NERALLA et al., 2000; SOTO et al., 1999; VYMAZAL, 1999; MERLIN et al., 2002; KARATHANASIS et al., 2003), enquanto outros não detectaram diferença significativa entre sistemas plantados e não plantados (TANNER et al., 1995; BALDIZON et al., 2002). Porém comparações entre diferentes estudos são difíceis, pois utilizam diversos tipos de substratos, taxas de fluxo hidráulico e concentrações de poluentes distintos (KARATHANASIS et al., 2003), como o caso desta pesquisa, pois embora os dois sistemas estejam localizados na mesma microbacia, ambos possuem características distintas de tamanho, fluxo hidráulico e concentração de compostos, influenciando a eficiência de remoção de cada um.

Já para a avaliação da comunidade fitoplanctônica, não foram observadas grandes variações entre os sistemas. O grupo funcional F foi o mais representativo em todos os pontos amostrados. Em sua constituição encontra-se as microalgas Chlorophyceae *Dictyosphaerium pulchellum*, *Kirchneriella lunaris* e *Oocystis lacustris*, todas características de ambientes meso-eutróficos (REYNOLDS et al., 2002). A

repetição deste grupo funcional ao longo de todo período amostral com elevada representatividade em todos os pontos, pode ser indício de que este grupo é característico de efluente de piscicultura, uma vez que sistemas aquícolas com fluxo contínuo de água recebem grandes quantidades de materiais alóctones, como ração e fertilizantes, com consequente aumento do grau de trofia (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010).

Outro grupo com destaque foi o P, constituído pela Bacillariophyceae filamentosa *Melosira* sp., encontrada em águas agitadas com certo grau de eutrofização (MOURA et al., 2007). No ponto SWC no mês de maio, o grupo P foi o único representante da comunidade fitoplanctônica, associado ao aumento da quantidade de fósforo e diminuição das formas nitrogenadas. No mês subsequente, ocorre aumento da concentração de nitrato, criando condições favoráveis a proliferação de Cyanobacteria, constituinte do grupo funcional M, assim como observado por BORGES et al. (2010) em uma piscicultura tropical.

No “wetland” construído as macrófitas presentes no meio promoveram modificação da estrutura da comunidade fitoplanctônica, com desaparecimento dos grupos W1, G e MP no final do sistema (SWC), principalmente algumas Euglenophyceae constituintes do grupo W1 e Chlorophyceae coloniais do grupo G que tenderam a se alocar próximo às macrófitas aquáticas (REYNOLDS, 2006).

A representante do grupo funcional W1 neste trabalho foi a Euglenophyceae *Lepocinclis* sp., característica de viveiros de piscicultura ricos em matéria orgânica. *Eudorina* sp., Chlorophyceae de hábito colonial e vida livre, foi a integrante do grupo G, vivendo em ambientes ricos em nutrientes (REYNOLDS et al., 2002). O desaparecimento destes dois grupos no ponto SWC, após a passagem da água pelas macrófitas, demonstra efeito positivo deste sistema sobre a qualidade da água. O grupo MP foi constituído pela Zygnemaphyceae *Desmidium* sp. e Bacillariophyceae *Surirella* sp., ambas tipicamente de ambientes rasos e agitados (PADISÁK et al., 2006), como a entrada do “wetland” construído (EWC).

O grupo funcional N_A é constituído por Zygnemaphyceae unicelulares e filamentosas, adaptadas a ambientes oligo-mesotróficos (SOUZA et al., 2008). O

aumento da representatividade deste grupo ao passar pelo sistema de solo filtrante sem plantas indica que houve melhoria da qualidade da água e das condições ecológicas. Essa melhora pode ser comprovada pela diminuição do número dos grupos funcionais no ponto SSF, onde desapareceram os grupos H1 e S1, compostos por Cyanobacteria.

O índice Q determinou de modo preciso o estado ecológico tanto do “wetland” construído quanto no sistema de solo filtrante sem plantas, demonstrando que na maior parte do período analisado a água de entrada e saída dos sistemas apresentaram boa condição ecológica. Houve decréscimo acentuado da qualidade do sistema em Junho no ponto SWC, quando Cyanobacteria foi representativa com decréscimo acentuado quando houve presença mais representativa de Cyanobacteria, onde o índice caiu para médio. O mesmo foi observado em Outubro e Novembro na entrada do sistema de solo filtrante sem plantas (ESF), sendo considerado tolerável.

O índice Q leva em conta a preferência dos grupos funcionais fitoplanctônicos por certas características dos habitats, tornando-se muito sensível à ocorrência das espécies (PADISÁK et al., 2006). A falta de identificação das espécies fitoplactônicas pode permitir erro quando se avalia qualidade da água, desta forma, usando o índice para monitorar qualidade pode permitir uma visão real do estado ecológico, principalmente em ecossistemas com características especiais, que podem sofrer eutrofização por manejo inadequado (BECKER et al., 2009).

Conclusão

O sistema de tratamento construído apresentou menores taxas de remoção de nutrientes, possivelmente por receber grande aporte de nutrientes.

Nas saídas dos dois sistemas, os grupos funcionais fitoplanctônicos encontrados foram basicamente os mesmos, com diferenças quanto às entradas, apresentando diminuição da incidência de espécies que podem indicar eutrofização, fato comprovado com os melhores valores do índice Q nos pontos de saída.

Tanto “wetlands” construídos quanto sistema com solo filtrante sem plantas apresentam capacidade de melhora do efluente de sistemas aquícolas, sendo recomendado o uso para tratamento da água que irá escoar no corpo receptor.

Referências

- BALDIZON, M. E.; DOLMUS, R.; QUINTANA, J.; NAVARRO, Y.; DONZE, M. Comparison of conventional and macrophyte-based systems for the treatment of domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 45, p. 111-116, 2002.
- BECKER, V.; HUSZAR, V. L. M.; CROSSETI, L. O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 628, p. 137-151, 2009.
- BICUDO, C.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Rima, 2004.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos: Rima, 2006.
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; DIAS, J. D.; BONECKER, C. C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 649, p. 279-291, 2010.
- BOURRELY, P. **Les algues D'eau douce: les algues vertes**. Paris: Éditiones N. Boubée & Cie., 1966.
- BOURRELY, P. **Les algues D'eau douce: les jaunes et brunes – Chrysophycées, Phéophycées, Xantophycées et deatomées**. Paris: Éditiones N. Boubée & Cie., 1968.
- BOURRELY, P. **Les algues D'eau douce: Euglénies, Péridiniens, algues rouges et algues blues**. Paris: Éditiones N. Boubée & Cie., 1970.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Massachussetts: Kluwer Academic Publisher, 1998.
- BUREAU, D. P.; HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. **Aquaculture Research**, v. 41, n. 5, p. 777–792, 2010.

- FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; REVIERS, B.; PRADO, J. F.; RÉZIG, S. H. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. São Paulo: Artmed Editora S.A., 2010.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: BlackwellScientific Publications, 1978.
- GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecological Engineering**, v. 29, p. 154–163, 2007.
- GREENWAY, M. Suitability of macrophytes for nutrient removal from surface flow constructed wetlands receiving secondary treated sewage effluent in Queensland, Australia. **Water Science and Technology**, v. 48, p. 121–128, 2003.
- GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed wetland in Cairns, Australia. **Water Science and Technology**, v. 44, p. 303–320, 2001.
- HILLEBRAND, H.; DÜRSELES, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424, 1999.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Florida: CRC, Boca Raton, 2009.
- KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 157–169, 2003.
- KONNERUP, D.; TRANG, N. T. D.; BRIX, H. Treatment of fishpond water by recirculating horizontal and vertical flow constructed wetlands in the tropics. **Aquaculture**, v. 313, n. 1-4, p. 57-64, 2011.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASHOF, E. ; KREMLING E. **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, p. 117-181, 1976.
- KRUK, C.; PEETERS, E. T. H. M.; VAN NES, E. H.; HUSZAR, V. L. M.; COSTA, L. S.; SCHEFFER, M. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 1, p. 110-118, 2011.

- KUANG, Q. J.; WU, Z. B.; XIA, Y. C. Studies on the removal efficiency of algae by constructed wetland. **Acta Hydrobiologica Sinica**, v. 24, n. 6, p. 655-658, 2000.
- KUMAR, J. L. G.; ZAO, Y. Q. A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 400-406, 2011.
- LOSORDO, T. M.; MASSER, M. P.; RAKOCY, J. E. Recirculating aquaculture tank production systems: a review of component options. **SRAC** (Publication no. 453), 1999.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the estimating algal number and the statistical bases of estimating by counting. **Hidrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.
- MERLIN, G.; PAJEAN, J.L.; LISSOLO, T. Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous areas. **Hydrobiologia**, v. 469, p. 87-98, 2002.
- MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, E. W.; TOLEDO ARRUDA NETO, J. D. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasiliensis**, v. 21, n. 3, p. 1-19, 2007.
- NERALLA, S.; WEAVER, R. W.; LESIKAR, B. J.; PERSYN, R. A. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 19-25, 2000.
- NUSCH, E. A. Comparison on different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch Hydrobiol Beih Ergebn Limnology**, v. 14, p. 14-36, 1980.
- PADISÁK, J.; BORICS, G.; GRIGORSZKY, I.; SORÓCZKI-PINTÉR, É. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 1-14, 2006.
- PADISÁK, J.; CROSSETI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrobiology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.

- REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University Press, Cambridge, 2006.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V. L. M.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417-428, 2002.
- ROQUE D'ORBCASTEL, E.; BLANCHETON, J. P.; AUBIN, J. Towards environmentally sustainable aquaculture: comparison between two trout farming systems using life cycle assessment. **Aquacultural Engineering**, v. 40, n. 3, p. 113–119, 2009.
- SCHENONE, N. F.; VACKOVA, L.; CIRELLI, A. F. Fish-farming water quality and environmental concerns in Argentina: a regional approach. **Aquaculture International**, v. 19, n. 5, p. 855-863, 2011.
- SCHOLZ, M. **Wetland systems to control urban runoff**. Amsterdam: Elsevier, 2006.
- SIEGEL, S. **Estatística Não-Paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.
- SINDILARIU, P. D.; BRINKER, A.; REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 711-722, 2009.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FAVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal Biology**, v. 62, n. 4-a, p. 713-723, 2002.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 261-265, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 9-15, 2010.
- SOTO, F.; GARCIA, M.; DE LUIS, E.; BECARES, E. Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 241-247, 1999.

- SOUZA, M. B. G.; BARROS, C. F. A.; BARBOSA, F. A. R.; HAJNAL, E.; PADISÁK, J. The role of atelomixis in phytoplankton assemblages' replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 211-224, 2008.
- STATSOFT, INC. **STATISTICA** (data analysis software system), version 8. www.statsoft.com, 2007.
- TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands: removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms. **Water Research**, v. 29, p. 17-26, 1995.
- THULLEN, J. S.; NELSON, S. M.; CADE, B. S.; SARTORIS, J. J. Macrophyte decomposition in a surface-flow ammonia-dominated constructed wetland: rates associated with environmental and biotic variables. **Ecological Engineering**, v. 32, p. 281–290, 2008.
- TILLEY, D. R.; BADRINARAYANAN, H.; ROSATI, R.; SON, J. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v. 26, n. 2, p. 81–109, 2002.
- VISSER, P.M.; IBELINGS, B.W.; VAN DER VEER, B.; KOEDOOD, J.; MUR, L.R. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. **Freshwater Biology**, v. 36, n. 2, p. 435-450, 1996.
- VYMAZAL, J. Removal of BOD in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: Czech experience. **Water Science and Technology**, v. 40, p. 133-138, 1999.
- WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (WFD). Directive 2000/60/ec of the European Parliament and of the Council 22.12.2000. **Official Journal of the European Communities**, v. 327, p. 1-72, 2000.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**, 3 ed. New York: Springer-Verlag New York Inc., 2000.
- ZIMBA, P. V., GRIMM, C. C. A synoptic survey of musty/muddy odor metabolites and microcystin toxin occurrence and concentration in southeastern USA channel catfish (*Ictalurus punctatus* Rafinesque) production ponds. **Aquaculture**, v. 218, n. 1-4, p. 81-87, 2003.

CAPÍTULO 6 – IMPLICAÇÕES

O crescimento da atividade aquícola no Brasil gera necessidade de estudos básicos em limnologia de viveiros, que norteiam o desenvolvimento da atividade e possibilitam inovações tecnológicas para o monitoramento ambiental e controle de efluentes.

O sucesso de um empreendimento aquícola está relacionado à adequação da água que abastecerá os tanques e viveiros, não devendo estar isenta de nutrientes e plâncton, nem apresentá-los em demasia. Nos ambientes aquícolas abordados neste estudo, a passagem da água das nascentes por bancos de macrófitas antes de abastecer os tanques e viveiros, foi benéfica para o propósito a que se destina, aumentando as espécies planctônicas favoráveis ao cultivo e equilibrando os nutrientes dissolvidos.

A forma com que tanques e viveiros são abastecidos é determinante para o sucesso dos empreendimentos. Quando esta se dá de forma contínua e sequencial, a água deve ser constantemente monitorada, a fim de prever e evitar possíveis prejuízos, pois os nutrientes tendem a se acumular ao longo do sistema.

Na região de estudo, o período de intensificação da atividade ocorre associado ao período chuvoso, e quando o estabelecimento é manipulado de forma incorreta, pode ocorrer morte dos organismos cultivados, pois o arraçoamento neste período se dá de forma mais intensa, podendo haver sobras e associar-se aos materiais carregados pelas chuvas para dentro dos tanques e viveiros, ocasionando eutrofização.

O monitoramento da qualidade ambiental dos tanques e viveiros de cultivo pode ser feito através da análise das comunidades fito e zooplanctônicas, onde cianobactérias e rotíferos raptoriais devem ser evitados, pois indicam grau de trofia elevado.

Para adequação dos efluentes aquícolas lançados ao ambiente, é recomendada a construção de sistemas de tratamento, visando à diminuição das cargas de nutrientes e espécies planctônicas indicadoras de eutrofização, sendo necessário um estudo básico do sistema para implementação de tratamento pertinente.