



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA

**Estrutura e Dinâmica do
fitoplâncton e bacterioplâncton em cultivos de camarão no
Rio Grande do Norte-Brasil: Impacto sobre o ambiente
natural.**

MARGARIDA DE LOURDES MELO NELSON DOS SANTOS.

FEVEREIRO/2008

NATAL/RN

MARGARIDA DE LOURDES MELO NELSON DOS SANTOS

Estrutura e Dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em cultivos de camarão no Rio Grande do Norte-Brasil: Impacto sobre o ambiente natural.

**ORIENTADOR: Profa. Dra. IVANEIDE ALVES SOARES DA COSTA
DOL/CB/UFRN**

Natal-RN, 25 de fevereiro de 2008

Divisão de Serviços Técnicos
Catalogação da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Santos, Margarida de Lourdes Melo Nelson dos Santos.

Estrutura e dinâmica do fitoplânctone bacterioplâncton em cultivos de camarão no Rio Grande do Norte-Brasil: Impacto sobre o ambiente natural / Margarida de Lourdes Melo Nelson dos Santos. – Natal [RN], 2008.

139 F.

Orientador: Ivaneide Alves Soares da Costa.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Departamento de Oceanografia e Limnologia. Programa de Pós-graduação em Bioecologia Aquática.

1. Fitoplâncton – Dissertação. 2. Bacterioplâncton – Dissertação. 3. Eutrofização – Dissertação. 4. Viveiros de camarão – Dissertação. 5. Região tropical – Dissertação. I. Costa, Ivaneide Alves Soares da. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 5551.46 (043.3)



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA

Estrutura e Dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em cultivos de camarão no Rio Grande do Norte-Brasil: Impacto sobre o ambiente natural.

MARGARIDA DE LOURDES MELO NELSON DOS SANTOS

Esta dissertação, apresentada pela aluna **MARGARIDA DE LOURDES MELO NELSON DOS SANTOS** ao Programa de Pós-graduação em Bioecologia Aquática do Departamento de Oceanografia e Limnologia, do Centro de Bociências, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, foi julgada adequada e aprovada pelos Membros da Banca Examinadora, na sua redação final, para a conclusão do curso e obtenção do título de mestre em Bioecologia Aquática.

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA:

Profª. Dra. Ivaneide Alves Soares da Costa
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Profª. Dra. Magnólia Fernandes Florêncio Araújo
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Prof. Dr. Marcos Rogério Câmara
Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN

Prof. Dra. Andrea Tucci
Instituto de Botânica/SP

Natal/RN, 25 de fevereiro de 2008.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Roberto e Rosa, pela educação, incentivo e apoio e, em especial ao meu irmão, José Neto, pelo amor que nos une.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que me deu força e sabedoria para superar os obstáculos e realizar esta conquista.

À Universidade Federal do Rio Grande do Norte, ao Departamento de Oceanografia e Limnologia e ao Programa de Bioecologia Aquática pela oportunidade de realizar este mestrado.

Especialmente, a minha orientadora, Ivaneide, por ter acreditado em mim e aceitado me orientar e também pela paciência e atenção durante todo período de trabalho.

À Professora Magnólia por ter sido minha co-orientadora de coração.

À todos os amigos dos laboratórios LAMaQ e LEA por todos ensinamentos, auxílio nas dúvidas e amizade que construímos.

À Rosemberg, por ter me ajudado nas traduções e nas análises estatísticas.

À Marquele, Ana Paula e Liliane por terem se mostrado tão companheiras.

À turma 12 do Mestrado do DOL (Vinicius, Rafa, Dani “mãe”, Dany, Anita, Catinha, Rosemberg, Vanessa, Arthur, Aline e Augusto) pelos momentos de alegria quando pagamos as disciplinas.

À professora Eliane Marinho por não me deixar desistir de um sonho.

Ao professor Marcos Rogério, pelas valiosas sugestões na minha qualificação.

À CAPES pelo auxílio financeiro,

Ao professor Coca, pela ajuda nas análises estatísticas e a professora Renata Panosso pelas dicas na disciplina de estágio a docência.

À Dra. Andrea Tucci pela presença e contribuição na minha defesa.

Ao IDEMA (Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente) pelos dados fornecidos.

Ao Sr. João Maria Nasser dos Santos e todos os funcionários da fazenda Santa Luiza.

Ao amigo Francisco Carlos Trigueiro, por ter permitido realizar as coletas

em sua fazenda, especialmente a Lula, que me ajudou a coletar, a Adriano, que disponibilizou os dados do viveiro e ao Sr. Everaldo (motorista do DOL) que também participou de toda esta “diversão”.

À minha prima Zeldinha, por toda ajuda no Excel, minha tia Ana Jacyra, pelas palavras de ânimo, meus tios Ricardo e Sonali pelo computador e meu tio Eduardo, pela câmara digital que tanto me ajudou nas fotografias no microscópio.

Aos meus tios, Adolf e Dadá Müller, pela oportunidade de realizar o curso de mergulho autônomo.

Aos meus avós, José e Zelda, por todo amor.

Ao meu afilhado, João Victor, por alegrar a minha vida.

Ao meu padrinho, Paulo Freire pela torcida.

Aos amigos da especialização, Marcelo Borba e Mauricio Pessoa pelo incentivo constante, apesar da distância.

À Dilma Bezerra Fernandes de Oliveira, por ter me ajudado no meu crescimento profissional.

Aos amigos da UnP Andressa Lima, Fabiana Câmara e Paulo Araújo por me incentivarem a realizar este curso de mestrado.

As minhas amigas, por terem compreendido minha ausência durante este dois anos.

Enfim, a todos aqueles que aqui não citei, mas que de uma maneira ou de outra, me ajudaram nesta importante etapa de minha vida.

EPÍGRAFE

Água que nasce da fonte, Serena do mundo, e que abre o profundo grotão, Água que faz inocente riacho e deságua, na corrente do ribeirão, Águas escuras dos rios, Que levam a fertilidade ao sertão, Águas que banham aldeias, E matam a sede da população, Águas que caem das pedras, No véu das cascatas, Ronco de trovão, E depois dormem tranqüilas, No leito dos lagos, No leito dos lagos, Água dos igarapés, Onde Iara mãe d'água, É misteriosa canção, Água que o sol evapora, Pro céu vai embora, Virar nuvens de algodão, Gotas de água da chuva, Alegre arco íris sobre a plantação, Gotas de água da chuva, Tão tristes são lágrimas na inundação, Águas que movem moinhos, São as mesmas águas, Que encharcam o chão, E sempre voltam humildes, Pro fundo da terra... Terra, planeta água.

Guilherme Arantes (Planeta água)

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água doce localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

Tabela I. Variáveis físico-químicas no viveiro (n=8)	47
.....	
Tabela II. Espécies descritoras (Reynolds, 2002), dominantes e abundantes (Lobo e Leighton, 1986) e frequência de ocorrência das espécies (%) no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	55
Tabela III. Espécies descritoras (Reynolds, 2002), dominantes e abundantes (Lobo e Leighton, 1986) e frequência de ocorrência das espécies (%) no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	54
Tabela IV. Correlação entre as variáveis bióticas e abióticas no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	67
Tabela V. Teste <i>t</i> comparando as densidades dos grupos fitoplanctônicos, fósforo total e clorofila- <i>a</i> no rio Ceará-Mirim e viveiro, no período de estudo.....	68

CAPÍTULO II. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água salgada localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

Tabela I. Variáveis físico-químicas no Viveiro (n=17)	104
.....	
Tabela II. Espécies descritoras (Reynolds, 2002), dominantes e abundantes (Lobo & Leighton, 1986) e, frequência de ocorrência das espécies (%) no viveiro de água salgada no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	112
Tabela III. Espécies descritoras (Reynolds, 2002), dominantes e abundantes (Lobo & Leighton, 1986) e, frequência de ocorrência das espécies (%) no rio Jundiá no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	121
Tabela IV. Correlação entre as variáveis bióticas e abióticas no viveiro de água salgada, no período de coleta de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	124
Tabela IV. Teste <i>t</i> comparando as densidades dos grupos fitoplanctônicos, fósforo total e clorofila <i>a</i> no rio Jundiá e viveiro no período de estudo.....	125

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água doce localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

Figura 1. Localização da fazenda de camarão do viveiro de água doce no município de Ceará-Mirim/RN (Fonte= IDEMA)	40
Figura 2. Variação do nível da água no viveiro (a) , transparência (b), oxigênio dissolvido (c), temperatura (d), pH (e) e fósforo total (f) no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	46
Figura 3. Concentração de fósforo total no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	47
Figura 4. Média e desvio padrão da concentração de fósforo total no rio Ceará-Mirim e viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	48
Figura 5. Concentrações de Clorofila- <i>a</i> no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	48
Figura 6. Densidade do bacterioplâncton no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.	49
Figura 7. Densidade relativa do bacterioplâncton no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	50
Figura 8. Porcentagem dos táxons identificados no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	51
Figura 9. Densidade dos grupos fitoplanctônicos no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	52
Figura 10. Densidade relativa da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	53

Figura 11. Densidade de cianobactérias (Células.mL⁻¹) no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007 (a linha reta representa o valor máximo permitido (50.000 células.mL⁻¹) pela Resolução CONANA 357 de março de 2005.....	54
Figura 12. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	55
Figura 13. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	56
Figura 14. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	57
Figura 15. Concentração de clorofila-<i>a</i> no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	58
Figura 16. Médias e desvio padrão de clorofila-<i>a</i> no rio Ceará-Mirim e viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	58
Figura 17. Porcentagem dos táxons identificados no rio Ceará- Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	59
Figura 18. Variação da densidade de fitoplâncton no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	60
Figura 19. Densidade relativa do fitoplâncton no rio Ceará-Mirim no período de maio/2007 a setembro/2007.....	61
Figura 20. Densidade de cianobactérias (Células.mL⁻¹) no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007 (a linha reta representa o valor máximo permitido (50.000 células.mL⁻¹) pela Resolução CONANA 357 de março de 2005.....	62
Figura 21. Médias e desvio padrão dos grupos de fitoplâncton no rio Ceará-Mirim e viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	63

Figura 22. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	65
Figura 23. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	66
Figura 24. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.....	66

CAPÍTULO II. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água salgada localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

Figura 1. Localização da fazenda de camarão do viveiro de água salgada no município de Macaíba/RN (Fonte = IDEMA).....	95
Figura 2. Variação do nível da água no viveiro (a) , transparência (b),oxigênio dissolvido (c), temperatura (d), pH (e) e fósforo total (f) no viveiro de água salgada período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	103
Figura 3. Médias e desvio padrão do fósforo total no rio Jundiá e viveiro de água salgada no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.	105
Figura 4. Concentração de Clorofila <i>a</i> no viveiro de água salgada no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	106
Figura 5. Densidade do bacterioplâncton no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.	106
Figura 6. Densidade relativa do bacterioplâncton no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	107
Figura 7. Porcentagem dos táxons identificados no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	108
Figura 8. Variação da densidade de fitoplâncton no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	109
Figura 9. Densidade relativa da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	110

Figura 10. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	113
Figura 11. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	114
Figura 12. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	114
Figura 13. Média e desvio padrão da concentração de Clorofila <i>a</i> no rio Jundiaí e no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	115
Figura 14. Porcentagem dos táxons identificados no rio Jundiaí no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	116
Figura 15. Variação da densidade de fitoplâncton no rio Jundiaí, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	117
Figura 16. Densidade relativa do fitoplâncton no rio Jundiaí, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.	118
Figura 17. Médias e desvio padrão dos grupos de fitoplâncton no rio Jundiaí e viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	119
Figura 18. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiaí, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	122
Figura 19. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiaí, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	123
Figura 20. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiaí, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.....	123

SUMÁRIO

RESUMO.....	17
ABSTRACT.....	18
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	19
1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE A CARCINICULTURA.....	19
1.2 EUTROFIZAÇÃO	22
1.3 ECOLOGIA DE PLÂNCTON.....	23
Bacterioplâncton.....	24
Fitoplâncton.....	25
2.0 OBJETIVOS.....	28
2.1 Objetivo geral.....	28
2.2 Objetivos específicos (artigos I e II)	28
3.0 REFERÊNCIAS.....	29
4.0 RESULTADOS.....	34
 CAPÍTULO I. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água doce localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro	35
RESUMO.....	36
ABSTRACT.....	37
1.0 Introdução	38
2.0 Materiais e Métodos.....	39
2.1. Caracterização da área de estudo.....	39
2.2 Procedimento de amostragem.....	40
2.3 Variáveis físico-químicas.....	41
2.4 Variáveis Bióticas.....	41
2.4.1 Biomassa de Clorofila-<i>a</i>.....	41
2.4.2. Fitoplâncton	41
Composição.....	41
Quantificação das espécies e determinação da densidade.....	42

Espécies descritoras.....	43
Abundância relativa.....	43
Índices de diversidade.....	43
2.4.3. Bacterioplâncton.....	44
2.5 Análises Estatísticas.....	45
3.0 RESULTADOS.....	45
3.1 Variáveis físico-químicas no viveiro	45
3.2 Fósforo total no rio Ceará-Mirim (captação/drenagem).....	47
3.3 Variáveis bióticas no viveiro.....	48
3.3.1 Clorofila- <i>a</i>	48
3.3.2 Bacterioplâncton do viveiro.....	49
3.3.3. Comunidade fitoplanctônica no viveiro	51
Composição do Fitoplâncton	51
Densidade do Fitoplâncton	51
Contribuição relativa do Fitoplâncton	52
Densidade de cianobactérias (cél.mL ⁻¹) no viveiro.....	53
Espécies descritoras, dominantes, abundantes e frequência relativa do fitoplâncton no viveiro	54
Diversidade, equitabilidade e riqueza de espécies do Fitoplâncton	55
3.4 Variáveis bióticas no rio Ceará-Mirim (captação-drenagem)	57
3.4.1. Clorofila- <i>a</i>	57
3.4.2 Variação da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará-Mirim (captação-drenagem)	59
Composição do Fitoplâncton	59
Densidade do Fitoplâncton	59
Contribuição relativa do Fitoplâncton	60
Densidade de cianobactérias (cél.mL ⁻¹) no rio Ceará-Mirim	61
Comparação da densidade do fitoplâncton no rio Ceará-Mirim e viveiro	62
Espécies descritoras, dominantes, abundantes e frequência relativa do Fitoplâncton no rio Ceará-Mirim	63
Diversidade, equitabilidade e riqueza do Fitoplâncton no rio Ceará-Mirim	65

(captação-drenagem).....	
4.0 RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS	67
5.0 DISCUSSÃO	68
6.0 CONCLUSÃO.....	81
7.0 REFERÊNCIAS	82
CAPÍTULO II. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água salgada localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro	90
RESUMO.....	91
ABSTRACT.....	92
1.0 Introdução.....	93
2.0 Materiais e Métodos.....	94
2.1. Caracterização da área de estudo.....	94
2.2 Procedimento de amostragem.....	96
2.3 Variáveis físico-químicas.....	96
2.4 Variáveis bióticas.....	97
2.4.1. Biomassa de clorofila-<i>a</i>.....	97
2.4.2. Fitoplâncton	97
Identificação das espécies.....	97
Quantificação das espécies e determinação da densidade	98
Espécies descritoras.....	98
Abundância relativa	99
Índices de diversidade	99
2.4.3. Bacterioplâncton.....	100
2.5. Análises Estatísticas.....	100
3.0. RESULTADOS.....	101
3.1. Variáveis físico-químicas no Viveiro.....	101
3.2. Fósforo total no rio Jundiá (captação/drenagem).....	104
3.3 Variáveis bióticas no viveiro.....	105

3.3.1. Clorofila- <i>a</i>	105
3.3.2. Bacterioplâncton no viveiro	106
3.3.3. Comunidade fitoplanctônica no viveiro	107
Composição do Fitoplâncton.....	107
Densidade do Fitoplâncton.....	108
Contribuição relativa do fitoplâncton	109
Espécies descritoras, dominantes e abundantes no viveiro.....	110
Diversidade, Equitabilidade e Riqueza de espécies do Fitoplâncton no viveiro	113
.....	
3.4. Variáveis bióticas no rio Jundiaí (captação-drenagem).....	115
3.4.1 Clorofila- <i>a</i>	115
3.4.2. Variação da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiaí (captação/drenagem).....	115
Composição do fitoplâncton	115
Densidade do fitoplâncton.....	116
Contribuição relativa do fitoplâncton.....	117
Comparação da densidade do fitoplâncton no rio Jundiaí e viveiro	118
Espécies descritoras, dominantes, abundantes e freqüência relativa do Fitoplâncton no rio Jundiaí.....	119
.....	
Diversidade, Equitabilidade e Riqueza de espécies do Fitoplâncton no rio Jundiaí.....	122
.....	
4.0. RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	124
5.0 DISCUSSÃO.....	126
6.0 CONCLUSÃO	133
7.0. REFERÊNCIAS.....	135

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo estudar a estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em ciclos completos de cultivos de camarão (*Litopenaeus vannamei*), determinar os fatores ambientais responsáveis pelas mudanças estruturais destas comunidades. O estudo foi realizado em duas fazendas de camarão: uma de água salgada (Macaíba, RN) entre setembro de 2005 a fevereiro de 2006 e outra de água doce (Ceará Mirim, RN), durante o período de maio de 2007 a setembro de 2007. As coletas tiveram periodicidade semanal no viveiro de água salgada e quinzenal no viveiro de água doce. Foram determinadas clorofila-*a* e fósforo total e parâmetros ambientais foram medidos (pH, oxigênio dissolvido, salinidade, temperatura, transparência e nível da água). Análises quali-quantitativas do fitoplâncton e bacterioplâncton foram realizadas. Os índices ecológicos de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou foram calculados para a comunidade fitoplanctônica. A densidade bacteriana foi realizada por microscopia de fluorescência. Os dados foram analisados estatisticamente através da correlação de Pearson e teste *t*. No viveiro de água salgada e no ponto de captação-drenagem as clorofíceas foram dominantes (24 % -99%) e as diatomáceas tiveram maior riqueza. A espécie *Choricystis minor* foi a espécie de maior ocorrência (100%) e dominância (90-100%), mostrando-se bem adaptada a condições de altas temperaturas e salinidade e baixa transparência da água. Cianobactérias filamentosas como *Oscillatoria* sp., *Pseudoanabaena* sp. e *Phormidium* sp. foram constantes. A correlação negativa, entre o grupo clorofíceas e a transparência, e positiva, entre clorofila-*a* e salinidade, demonstrou que o fitoplâncton esteve bem adaptado à baixa transparência e elevada salinidade. O bacterioplâncton correlacionou-se negativamente com a salinidade e fósforo total. No viveiro de água doce, cianobactérias foram dominantes (>80%), apresentando algumas espécies produtoras de toxinas como *Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis*. A densidade de células de cianobactérias, os níveis de fósforo e clorofila-*a* excederam o valor máximo permitido pela legislação. Os valores médios do fósforo total nos ambientes estudados foram de 264 a 627 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e para clorofila-*a* foi de 22 a 182 $\mu\text{g.L}^{-1}$. As espécies do fitoplâncton foram selecionadas pela baixa disponibilidade de luz, alto pH, temperatura e elevada disponibilidade de fósforo total. O bacterioplâncton apresentou elevada densidade ($5,13 \times 10^7$ a $8,50 \times 10^7$ Bac.mL⁻¹). Os ambientes estudados (viveiros e rios) configuram elevado estado de trofia, com base nas altas concentrações de clorofila-*a* e fósforo total e dominância de cianobactérias. A composição de espécies nos viveiros e nos rios (ponto de captação/drenagem) foi semelhante, assim como altos valores de concentrações de fósforo e clorofila-*a*, evidenciando o efeito poluidor das descargas dos viveiros no ambiente natural.

Palavras-chave: Fitoplâncton, bacterioplâncton, eutrofização, viveiros de camarão, região tropical.

ABSTRACT

This work aimed to study the structure and dynamic of Phytoplankton and Bacterioplankton in a complete cycle of shrimp cultivation (*Litopenaeus vannamei*) and determine the environmental factors responsible for the structural changes of these communities. The study was realized in a saltwater shrimp farm (Macaíba, RN), between September/2005 and February/2006, and in a freshwater shrimp farm (Ceará Mirim, RN), between May/2007 and September 2007. The samplings were collected weekly in saltwater farm and every fifteen days in freshwater farm. Total phosphorus, chlorophyll *a* and environmental parameters (pH, dissolved oxygen, salinity, temperature, depth and water transparency) were measured. Qualitative and quantitative analysis of the phytoplankton and bacterioplankton were carried out. The Shannon-Wiener ecologic indexes of diversity and the Pielou equitability indexes were calculated to the phytoplankton. Bacterial density was determined by epifluorescence microscopy. The data were statistically analyzed by Pearson correlation and *t*-Test. Chlorophyceae were predominant in salt water and in the captation/drainage point (24 to 99%). Diatoms had higher wealth. The species *Choricystis minor* had the highest occurrence (100%) and dominance (90-100%), thus showing its adaptation to the high temperatures, salinity and low water transparency conditions. Filamentous Cyanobacteria like *Oscillatoria* sp., *Pseudoanabaena* sp. and *Phormidium* sp. had constant levels. The negative correlation between chlorophyceae and water transparency, and the positive correlation between chlorophyll *a* and salinity, showed that the phytoplankton was well adapted to the low transparency and to the high salinity. The bacterioplankton was negatively correlated with the total phosphorus and salinity. In freshwater, Cyanobacteria were predominant (>80%), presenting some producers of toxins species like *Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis*. Cyanobacterial density and total phosphorus and chlorophyll *a* concentrations exceeded the maximum value allowed by legislation. The means of total phosphorus varied from 264 to 627 $\mu\text{g.L}^{-1}$ and the means of chlorophyll *a* oscillated between 22 and 182 $\mu\text{g.L}^{-1}$. The phytoplankton species were selected by low availability of the light, high pH, temperature and high availability of total phosphorus. The bacterioplankton showed high densities ($5,13 \times 10^7$ to $8,50 \times 10^7$ Bac.mL⁻¹). The studied environments (ponds and rivers) presented a high level of trophic state based on the high concentrations of chlorophyll *a* and total phosphorus and cyanobacteria dominance. The composition of species in the ponds and rivers was similar, as well as high concentrations of total phosphorus and chlorophyll *a*, highlighting the pollution caused by the discharges of the farms in natural environment.

Key Words: Phytoplankton, Bacterioplankton, Eutrophization, Shrimp ponds, tropical region.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE A CARCINICULTURA

O cultivo racional de organismos aquáticos é uma prática antiga, com 4.000 a 5.000 anos de história, mas somente nos últimos 30 anos experimentou um significativo incremento, tornando-se a atividade agropecuária que mais cresce no mundo inteiro.

Nos últimos anos, a população mundial ultrapassou os 6 bilhões de habitantes, e, este incremento populacional, especialmente nos países mais pobres, vem pressionando a pesca e a aquicultura a aumentar a oferta de pescados, especialmente na Ásia e na América do Sul (Zimmermann, 2001; Lubchenco, 2003). A China detém atualmente o título de maior produtor de organismos aquáticos cultivados do mundo, seguida da Tailândia, Vietnã, Indonésia, Índia, Equador, México, Brasil, Bangladesh, Filipinas e outros 43 países de menor extensão. O grande diferencial entre Ocidente e Oriente está relacionado com a cultura social e as políticas governamentais de incentivo e apoio a esse setor (Rocha e Rocha, 2007). A América Latina, especialmente no Chile e Equador – países esses que assumem posição de liderança- produz em larga escala salmão, tilápia e carpas.

A criação comercial de camarão marinho em águas doces ou oligohalinas no Brasil se expandiu rapidamente em 1994/95, quando o camarão-branco (*L. vannamei*) começou a ser produzido nos laboratórios de pós- larvas, uma vez que, essa espécie suporta grande variação de salinidade, ocupando assim, uma posição de destaque no ranking mundial dos produtores de camarão (Campos e Campos, 2006; Rocha e Rocha, 2007). O Brasil produz cerca de cem mil toneladas de organismos aquáticos cultivados, sendo o Nordeste responsável por 22,9% (Arana, 2004). Atualmente, o país é considerado líder na taxa de crescimento anual de camarão, com uma taxa de crescimento de 83% ao ano, passando da posição de 18º a 8º produtor no cenário mundial no período de 1997 a 2001, respondendo por 99% das exportações de camarão (Rocha e Rodrigues, 2002; Alfredo, 2005).

A região Nordeste do Brasil é responsável por 92% da produção total nacional, sendo os principais estados produtores o Rio Grande do Norte, Ceará, Bahia, Pernambuco, Paraíba e Piauí (Alfredo, 2005). Este crescimento acentuado deve-se também à introdução da espécie exótica *Litopenaeus vannamei* e ao domínio de tecnologias de produção a ela associado. As vantagens para o desenvolvimento dessa atividade incluem os benefícios locais, representados por um clima favorável e pela disponibilidade de áreas próximas aos estuários, o que facilita uma produção ininterrupta às fazendas de até 3 ciclos de 90 dias/ano, não sendo possível resultado como esses em regiões temperadas (Poersch *et al.*, 2006).

A carcinicultura no Rio Grande do Norte tem tido grande desenvolvimento nos últimos anos, posicionando o Estado entre os maiores produtores de camarão cultivado do país. As condições climáticas favoráveis e a disponibilidade de áreas para exploração justificam a evolução do cultivo desse crustáceo. Águas estuarinas do Estado são bastante usadas no abastecimento de fazendas de cultivo de camarões e podem apresentar salinidade variando de 0 ‰ a 30 ‰ (Wainberg e Câmara, 1998). Em área, o Rio Grande do Norte apresenta 82,99 hectares, correspondente a oito empreendimentos de água doce (0 ‰), e 11.163,18 hectares de fazendas de águas salobras e salgadas (IDEMA/RN).

A aqüicultura aponta como uma área da agropecuária que mais rendeu benefícios à população. Os benefícios sócio-econômicos da carcinicultura marinha, como por exemplo, incidem sobre dois aspectos principais: geração de receita e geração de empregos (Wainberg e Câmara, 1998; Zimmermann, 1998). Além disso, a produção de alimentos com elevado valor nutricional (rico em proteínas) também representa uma importante alternativa para suprir a demanda de alimentos de origem aquática diante do crescente aumento da população mundial e da diminuição de estoques pesqueiros (Arana, 2004).

Por outro lado, o desenvolvimento acelerado da criação de camarão tem causado conflitos, e recentemente, têm sido comprovados diversos impactos negativos ao meio ambiente. Dentre esses impactos estão a destruição dos manguezais, a introdução de espécies exóticas no ambiente natural e a poluição da água pelos efluentes dos viveiros, provocando eutrofização nos ecossistemas

adjacentes (Wainberg e Câmara, 1998). Arana (1999), diz que a substituição de manguezais por viveiros de cultivo de espécies marinhas resulta num grave impacto não só ambiental mas também social, pois ocorre transformação de ecossistemas terrestres em aquáticos. Quanto ao problema da introdução de espécies exóticas no ambiente, é sabido que causam poluição biológica, uma vez que escapes são inevitáveis, principalmente durante as despescas ou em desastres como grandes cheias. Atualmente, no litoral do RN, são capturados exemplares de *P. vannamei* nos estuários do rio Curimataú e na lagoa de Guaraíra (Wainberg e Câmara, 1998).

Os problemas associados ao ambiente e também à população humana causados pelos efluentes das fazendas de camarão tendem a se agravar à medida que ocorre a intensificação dos regimes de cultivo, principalmente em áreas onde é grande a concentração de viveiros de camarão, e a circulação e renovação das águas receptoras são insuficientes. Rejeitos não tratados, como ração não consumida e fezes de animal podem também contribuir para poluição, uma vez que essa poluição pode ser mais severa em corpos de água rasa e confinados e em áreas onde muitos viveiros estejam concentrados (Naylor *et al.*, 2000).

É relatado na literatura que a explosão da intensidade operacional de fazendas de camarão tem impactado a zona da costa da Tailândia, resultando na insustentabilidade dessa atividade (Dieberg, 1996); que a intensificação da aquicultura também afetou a qualidade da água através de impactos pelo aumento de carga de nutrientes e matéria orgânica, causando problemas similares às experiências existentes em países do norte ou do sudoeste da Ásia (Paez-Osuna *et al.*, 1998), e que na Tailândia e Taiwan o nível de fazendas parece ter excedido a capacidade de carga do ambiente local (Arana, 2004).

Além de afetar os ambientes naturais, tem-se observado em muitos países que a contaminação da água de cultivo por efluentes humanos possibilita a transmissão de enfermidades e bioacumulação de substâncias tóxicas nos organismos cultivados, fato esse que compromete a produção e qualidade do pescado (Arana, 2004).

Assim, o lançamento de efluentes pelas fazendas de camarão pode exceder

a capacidade assimilativa das águas receptoras, o que resulta em um efeito retroativo denominado autopoluição. Diminui, assim, a qualidade da água para as fazendas, pois ficam poluídas pelos próprios dejetos, resultando na deterioração do meio de cultivo (Wainberg e Câmara, 1998). O excesso de matéria orgânica e nutrientes promove a eutrofização dos ambientes aquáticos diminuindo a qualidade da água e fazendo com que o empreendimento da aquicultura torne-se bastante remoto (Arana, 2004).

Para Naylor *et al.*, (2000) os aquicultores têm um desafio pela frente de regular o efeito da poluição por nutrientes, uma vez que a diminuição da qualidade da água e altas densidades de estocagem promovem explosões de patógenos e um subsequente declínio da produtividade nos cultivos. Assim, é de extrema importância realizar um monitoramento da água proveniente de qualquer atividade, principalmente quando esta é lançada num corpo receptor e também coletada desse mesmo meio, pois assim tentam-se manter níveis seguros das variáveis biológicas características daquele ambiente.

1.2 EUTROFIZAÇÃO

Um dos principais aspectos a serem considerados na carcinicultura está relacionado às descargas de efluentes dos viveiros nos ambientes naturais, pois normalmente os viveiros possuem altos níveis de nutrientes que contaminam os ambientes naturais. De acordo com Esteves (1998), eutrofização é causada pelo aumento de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. A eutrofização consiste na produção excessiva de matéria orgânica em um ambiente aquático e pode levar ao desequilíbrio quando os processos de regeneração não conseguem dar conta do aumento da demanda por reciclagem de matéria orgânica (Ricklefs, 2003). A eutrofização é causada pelo aporte de esgotos e efluentes de terras agrícolas fertilizadas que alteram os ciclos naturais do ambiente aquático.

A eutrofização artificial é responsável pelo “envelhecimento precoce” dos ecossistemas, uma vez que consiste em um processo dinâmico com profundas

modificações qualitativas e quantitativas na comunidade aquática, nas condições físico-químicas da água e no nível de produção do sistema (Esteves, 1998). O processo de eutrofização nos ecossistemas aquáticos pode desencadear uma série de efeitos indesejáveis, que resultam em mudanças na qualidade da água como redução do oxigênio dissolvido, perdas na biodiversidade aquática, perdas das qualidades cênicas, morte intensiva de peixes e outros animais, aumento no crescimento de macrófitas aquáticas e na incidência de florações de microalgas e de cianobactérias (Tundisi, 1999).

A aqüicultura representa, em certos casos, um sério fator de poluição do ambiente, pois o que entra nas unidades de cultivo, por exemplo ração, fertilizantes e medicamentos, promove a eutrofização e conseqüentemente às florações de cianobactérias (Arana,2004; Buford, 1997).

Segundo Azevedo (1998), a comunidade fitoplanctônica responde rapidamente ao processo de eutrofização. Assim, é comum em viveiros de água doce a ocorrência de florações de cianobactérias, como conseqüência da superfertilização do cultivo. Ambientes eutrofizados propiciam condições adequadas para proliferação de cianobactérias e por conseqüência diminuição da qualidade da água (Buford, 1997). Isso representa um sério problema nesse tipo de atividade, uma vez que algumas espécies produzem metabólitos secundários, tais como geosmina e toxinas (neurotoxinas e hepatoxinas), que afetam a produção e a qualidade do pescado e podem afetar também a saúde humana. A geosmina confere sabor amargo ao pescado, reduzindo assim a produção e a sua qualidade. As toxinas contaminam a água e o pescado, causa, portanto, mortandade de organismos, podendo atingir o homem pela bioacumulação através da cadeia alimentar (Bittencourt-Oliveira e Molica, 2003). Além disso, a acumulação de hepatotoxinas em músculos de peixe pode ocorrer (Magalhães *et al.*, 2001), constituindo-se em importante via de contaminação das populações humanas. Intoxicações na população humana através do consumo oral de água contaminada por cepas de cianobactérias tóxicas já foram descritas em diversos países. Essas intoxicações incluem distúrbios hepáticos, neurológicos, gastrointestinais e reações alérgicas (Azevedo, 1998).

1.3 ECOLOGIA DE PLÂNCTON

O plâncton foi descoberto por Müller no século passado, ao filtrar água do mar através de uma fina rede de malha. As primeiras descobertas sobre o plâncton consideravam-no como sendo o conjunto de organismos que não dispõem de movimentos próprios capazes de se opor aos movimentos da água (Esteves, 1998). Atualmente, sabe-se que o plâncton é constituído por uma comunidade de organismos com poder limitado de locomoção, sendo ou não transportados passivamente pelas correntes ou movimentos de água e pode ser classificado em diferentes critérios como tamanho, habitat, tempo de permanência no ambiente pelágico e outros (Pereira e Soares-Gomes, 2002). Uma das formas de se classificar o plâncton é pelo tamanho, sendo denominado de mesoplâncton (de 200 μm a 2.000 μm), microplâncton, entre 20 μm e 200 μm , nanoplâncton, de 2,0 μm a 20 μm e Picoplâncton, entre 0,2 μm a 2,0 μm (Dussart, 1965; Sieburth *et al.*, 1978).

A comunidade planctônica é constituída por fitoplâncton, bacterioplâncton, zooplâncton e protozooplâncton, entre outros (Pereira e Gomes-soares, 2002). A importância do plâncton é atribuída à produção primária pelo fitoplâncton, ao papel do zooplâncton, na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Esteves, 1998) e à atividade decompositora do bacterioplâncton (Corliss, 2002).

O plâncton é fonte natural de alimento para muitos animais aquático e contém componentes básicos para o crescimento, o sustento e o desenvolvimento desses organismos. Considerando-se a superfície do ecossistema aquático como uma entrada para luz, calor, gases e nutrientes de que os componentes bióticos precisam, o desenvolvimento da comunidade planctônica vai depender de fatores químicos e físicos que atuam no sistema, os quais por sua vez são influenciados pela bacia hidrográfica, cobertura vegetal, uso do solo e atividades antrópicas (Tavares e Rocha, 2003).

Bacterioplâncton

As bactérias desempenham papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas do planeta (Raven *et al.*, 1996). Em ecossistemas pelágicos, as bactérias planctônicas heterotróficas são integrantes dos componentes funcional e estrutural na comunidade do plâncton (Simon *et al.*, 1998). São consideradas componentes-chave nas teias alimentares de ambientes aquáticos, principalmente devido à extraordinária diversidade de suas vias metabólicas. O fato de serem capazes de processar substratos orgânicos e inorgânicos com grande eficiência e versatilidade faz com que se tornem fundamentais na reciclagem da matéria e fluxo energético desses sistemas (Araújo, 2004; Hrenovic *et al.*, 2003; Moriaty, 1997).

Constituintes de detritos que integram a cadeia alimentar e servem como fonte de alimento a outros organismos aquáticos, as bactérias são organismos simples, de rápida multiplicação e que necessitam de poucos nutrientes para se desenvolver, multiplicando-se muito rapidamente (questão de minutos) em ambientes com grande quantidade de compostos orgânicos (Alberts *et al.*, 2002). Assim, evoluem rapidamente e isso contribui para a colonização de diversos habitats: aéreos, terrestres, aquáticos; alimentos; seres humanos; animais; entre outros.

A distribuição espacial e temporal das bactérias é afetada por processos físico-químicos como radiação solar, temperatura da água e disponibilidade de nutrientes (Hrenovic *et al.*, 2003; Vanderzant *et al.*, 1971).

No ambiente, elas possuem papel importante na decomposição de plantas e animais mortos, utilizando-os como fonte de alimento e promovendo a liberação de elementos químicos, que serão assimilados por plantas e animais, isso irá garantir a reciclagem contínua dos elementos vitais para manutenção da vida na Terra (Morita *et al.*, 2006). Em ambientes aquáticos estão presentes em água doce e salgada, contribuindo na biorremediação de óleo no mar e na água doce como biorremediadoras das toxinas presentes (Tortora *et al.*, 2000).

Em viveiros o aumento da densidade de cultivo tem resultado no aumento da biomassa orgânica. O aumento dessa biomassa, em viveiros de cultivo, resulta

em uma comunidade microbiana abundante. Essa comunidade exerce várias funções importantes na aquicultura, no que diz respeito à produtividade no ciclo de nutrientes, nutrição dos animais cultivados e qualidade da água e dos efluentes (Moriarty, 1997). Para Padilha (2005), a manutenção de uma microbiota adequada se reveste na importância do reaproveitamento de nutrientes (reciclagem) para a manutenção de boa qualidade da água de cultivo e para impedir a entrada ou condições de desenvolvimento de organismos patogênicos ao camarão cultivado. Vanderzant *et al.*, (1971), em viveiros de camarão-marrom (*Penaeus aztecus*), observaram que variações na diversidade da flora microbiana ocorrem devido a mudanças da temperatura, salinidade, oxigênio, atividade do fitoplâncton e pH. Portanto, entender a ciclagem de nutrientes e de suas relações com os fatores abióticos é de fundamental importância para a manutenção da qualidade da água na aquicultura e pode ser considerado requisito básico para o sucesso econômico do sistema produtivo (Mercante *et al.*, 2006).

Fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica é representada por organismos fotossintéticos, portanto limitados por luz e são representados pelos principais grupos - Bacillariophyta, Dinophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Cyanophyta (Buford, 1997; Schmiegelow, 2004). Por serem compostos por organismos clorofilados e constituírem a base da cadeia alimentar, representam a principal fonte de oxigênio e energia para os níveis tróficos do meio aquático (Sant'Anna *et al.*, 2006).

Variações espaciais e temporais de fatores climatológicos, hidrológicos, hidrodinâmicos, químicos e biológicos refletem no comportamento da comunidade fitoplanctônica (Hutchinson & Loffler, 1956). Tais aspectos envolvem a distribuição quali-quantitativa das comunidades, biomassa e produção primária (Esteves, 1998). A dinâmica e distribuição dos organismos fitoplanctônicos é consequência de complexas interações entre recursos ambientais, de que as espécies precisam e apresentam boa tolerância (Branco & Senna, 1996). Para

Padisák (1993), as algas são os principais produtores primários em lagos e também indicadoras de mudanças na qualidade da água. O fitoplâncton é extremamente sensível às mudanças ambientais, refletindo as mínimas alterações químicas e físicas da água, logo um excelente indicador da qualidade da água (Padisák, 1993; Buford, 1997). Neste sentido, numerosas investigações sobre a composição, diversidade, abundância, dominância do fitoplâncton e suas relações com nutrientes no ambiente proporcionam fundamentais informações sobre os ecossistemas e suas variações em relação à poluição (Pratt & Coler, 1976; Ludwig e Reynolds, 1988; Ferreira e Rocha, 1988; Branco & Senna, 1996; Huszar *et al.*, 2000 e Havens *et al.*, 2003). Em geral, mudanças na composição de espécies são reconhecidas por ser um desfecho cumulativo de respostas individuais diferentes na composição de espécies em eventos ambientais sazonais como aquecimento e resfriamento da água, mistura do vento, estratificação térmica, variação no fornecimento de nutrientes e atividade de herbivoria planctônica (Reynolds, 1998).

Variações ambientais, quando atuam com frequência e intensidades, podem provocar alterações na composição e abundância do fitoplâncton, apresentando perturbações, que podem modificar qualitativamente e quantitativamente a comunidade fitoplanctônica, selecionando espécies através de mecanismos competitivos e interferindo no processo natural de sucessão desta comunidade (Calijuri, 1999). A sucessão fitoplanctônica é um processo organizado de desenvolvimento da comunidade e que, não interrompido por forças externas, é unidirecional e, portanto, previsível (Odum, 1969). A sucessão e crescimento da comunidade fitoplanctônica sofrem mudanças com variações de alguns fatores físico-químicos como o aumento de luz, temperatura e concentrações de nutrientes no ambiente aquático (Mayer *et al.*, 1997; Yusoff *et al.*, 2002). Mudanças na composição de espécies do fitoplâncton podem ocorrer como resultado de influências alogênicas (externas) ou influências bióticas (autogênicas), havendo mudanças progressivas no ambiente (Reynolds, 1976).

O fitoplâncton de águas continentais, embora muito rico em espécie, exhibe frequentemente dominância (Stoermer, 1978). Atualmente, sabe-se que a dominância de cianobactérias filamentosas em lagos rasos tropicais está

tipicamente associada a condições eutróficas, como é relatado por Huszar *et al.*, 2000 e Havens *et al.*, 2003. Ao contrário, Schëffer *et al.*, (1997) acreditaram que essa dominância possa estar relacionada mais estreitamente à baixa luminosidade subaquática, característica de lagos eutróficos, do que propriamente a altas concentrações de nutrientes.

O fitoplâncton não só é importante na aqüicultura como fonte alimentar, mas ainda pode auxiliar na manutenção da qualidade da água, pois tem um papel fundamental no balanço de oxigênio, do dióxido de carbono e dos compostos nitrogenados, sobretudo da amônia (Arana, 2004). Assim, o conhecimento da composição fitoplanctônica de um determinado ecossistema é de extrema importância para caracterizar sua comunidade. Conhecer a comunidade fitoplanctônica é imprescindível para o desenvolvimento da carcinicultura, uma vez que é necessário que haja a caracterização e controle populacional dessa comunidade, visando obter estabilidade e um bom desenvolvimento no manejo do sistema.

Os estudos sobre interações existentes entre fitoplâncton e bacterioplâncton em sistemas tropicais eutróficos, por exemplo, têm-se intensificado nas últimas décadas. Portanto, conhecer a dinâmica do plâncton e suas relações com fatores abióticos possibilita a compreensão dos fatores que regulam o crescimento desta comunidade, gerando subsídios para o manejo dos ecossistemas aquáticos submetidos a atividades de carcinicultura.

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar a dinâmica das comunidades de fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiros de camarão (*Litopenaeus vannamei*) em água salgada e doce situados em ambientes tropicais eutrofizados durante um ciclo completo de cultivo.

2.2 Objetivos específicos (artigos I e II)

1. Conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica em um ciclo de cultivo completo em viveiros de água doce e salgada e nos seus respectivos pontos de captação/drenagem;
2. Comparar a comunidade fitoplanctônica, concentrações de clorofila-*a* e fósforo total nos viveiros e pontos de captação/drenagem de água, e relacioná-la a seu grau de trofia;
3. Determinar os fatores que influenciam as variações temporais e espaciais da comunidade fitoplanctônica e do bacterioplâncton nos viveiros e pontos de captação/drenagem;
4. Aplicar os índices de diversidade e equitabilidade do fitoplâncton para relacionar com o estado trófico dos ambientes estudados;
5. Avaliar a qualidade da água, com base nos parâmetros de densidade de cianobactérias, fósforo total, clorofila-*a*, oxigênio e pH dos viveiros e pontos de captação/drenagem, de acordo com a Resolução CONAMA 357 de 2005.

3.0 REFERÊNCIAS

ALBERTS, B., BRAY, D., JOHNSON, A., LEWIS, J., RAFF, M., ROBERYS, K & WATER, R. **Fundamentos da biologia celular- Uma introdução à biologia molecular da célula.** Porto alegre: Editora Artmed. 2002.

ALFREDO, J. **Manguezal ameaçado. Impactos sociais e ambientais da criação de camarão em cativeiro.** Brasília: Câmara dos deputados, 2005.

ARANA, L V. **Aqüicultura e desenvolvimento sustentável: subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento da aqüicultura brasileira.** Florianópolis: EDUFSC, 1999.

ARANA, L.V. **Princípios químicos de qualidade da água em aqüicultura: uma revisão para peixes e camarões.** 2 ed. (revisada e ampliada). Florianópolis: EDUFSC, 2004.

ARANA, L.V. **Fundamentos de Aqüicultura.** Florianópolis: EDUFSC, 2004.

ARAÚJO, M. F. F. **Ecologia do protozooplâncton, bacterioplâncton e virioplâncton em um sistema fluvial-lagunar do nordeste brasileiro** (Dissertação). São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2004.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para saúde pública. **Revista virtual de medicina.** Volume 1. n 3. Ano I. 1998.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., MOLICA, R. Cianobactérias invasoras. **Revista biológica Ciência e desenvolvimento.** Edição nº 30. Janeiro-junho 2003.

BICUDO, E. M., MENEZES, M. **Gêneros de algas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)** 2 edição. São Carlos: RiMa. 502p. 2006.

BRANCO, C. W. C., SENNA, P.A.C., Relations among heterotrophic bacteria, chlrophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brasil. **Hydrobiologia.** 337: 171-181. 1996.

BUFORD, M. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. **Aquaculture Research,** 28;351-360, 1997.

CALIJURI, M.C. A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP). **Tese de livre docência. USP.** - Escola de Engenharia de São Carlos. 1999.

CAMPOS, K.C., CAMPOS, R.T. Economic alternative for the new rural of the northeast of Brazil: fresh water shrimp farming. **Revista GEPEC**. Vol.10 n.2. p 40-53.2006.

CORLISS, J. O. Biodiversity and biocomplexity of the protists and an overview of their significant roles in maintenance of our biosphere. **Acta Protozoologica**, 41: 199- 219. 2002.

DIEBERG, F.E.; WORAPHAN K. Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. **Springer-Verlag**, New York, Inc.: Environmental Management, 20:649-666, 1996.

DUSSART, B.H. Les different categories de plancton. **Hydrobiologia**. 26:72-74. 1965.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1998.

FERREIRA, C.J. A., ROCHA, A.J.A. Estudo comparativo de comunidade fitoplanctônicas e o uso de diversidade como discriminador ambiental. **Acta Limnologica Brasiliensia**. Vol.11.447-468.1988.

HAVENS, K.E., JAMES, R. T., EAST, T.L., SMITH, V.H. N:P ratios, limitation and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. **Environmental Pollution**. 122. 379-390. 2003.

HRENOVIC, J., VILICIC, D., STILINOVIC, B. Influence of nutrients and salinity on heterotrophic and coliform bacteria in the shallow, Karstic Zrmanja estuary (eastern Adriatic sea). **Očka -Šubat**. 29-37.2003.

HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M., DOMINGOS, P.& SANT'ANNA, C.L. Cyanobacterial assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**. 424. 67-77.2000.

HUTCHINSON, G. E., LOFFER, H. The thermal classification of lakes. **Proceedings - National Academy Of Sciences**, v.42. p.84-86, 1956.

IDEMA/RN. Disponível em: < <http://www.idema.org.br/> > Acesso em 02/02/08.

LUBCHENCO, J. The blue revolution: A global ecological perspective. **World Aquaculture**. 2003.

LUDWIG, J.A., REYNOLDS, J.F. Statistical ecology. A primer on methods and computing. **A Wiley-Interscience publication**. 1988.

MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, 39:1077-1085.

MAYER, J., DOKULIL, M.Y., SALBRECHTER, M., BERGER, M., POSCH, T., PFISTER, G., KIRSCHNER, A.K.T., VELIMIROV, B., STEITZ, A., & Ulbricht, T. Seasonal successions and trophic relations between phytoplankton, zooplankton, ciliate and bacteria in a hypertrophic shallow lake in Vienna, Austria. **Hydrobiologia**. 342/343:165-174.1997.

MERCANTE, C. T. J., SILVA, D., COSTA, S.V. **Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana da São Paulo por meio de uso de variáveis abióticas e clorofila**. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo. (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006.

MORITA, M. T. J., MATTÉ, G. R., DROPA, M. AZEVEDO, V. M., METTÉ, M.H. **Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana da São Paulo por meio de uso de variáveis abióticas e clorofila**. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo. (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006.

MORIATY, D.J.W. The role of microorganisms in aquaculture ponds. **Aquaculture**. 151. 333-349. 1997.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**. VOL 408. 2000.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science*. 164. 262-270.1969.

PADILHA, P.J.M. **Efeito da utilização de probiótico sobre aspectos microbiológicos e parâmetros de qualidade da água e produtividade em viveiros de cultivo de camarão marinho *Litopenaeus vannamei***. (Dissertação). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

PADISÁK, J. Use of algae in water quality monitoring. In: **j. Salánki & V. Istvánovics** (eds). Limnological bases of lake management. Proc. of the ILEC/UNEP Training Course: 73-82.internatlake environm. Committee Foundation, Shiga.1993.

PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in México. **Marine Pollution Bulletin**. Vol. 36, N° 1, pp. 65-75. 1998.

POERSCH, L.; CAVALLI, R. O.; JÚNIOR-WASIELESKY, W.; CASTELLO, J.P.; PEIXOTO, S.R.M. Perspectiva para o desenvolvimento dos cultivos de camarões marinhos no estuário na lagoa de Patos, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria. V. 36, n. 4, p.1337-1347. 2006.

PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002.

PRATT, J. M. & COLER, R. A. A procedure for the routine biological evaluation as urban runoff in small rivers. **Water Research**, 10: 1019-1025. 1976.

RAVEN, Peter, H., EVERT, Ray, EICHHORN, Susan, E. **Biologia Vegetal**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 906p. 1996.

ROCHA, I. P., ROCHA, D. M. Carcinicultura: Produção, demanda e processo tecnológico com responsabilidade ambiental e compromisso social. **Revista das ABCC**. Ano 9 N° 1 p. 16 - 22. Setembro de 2007.

REYNOLDS, C. S. The Concept of ecology succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. **Verein. Limnol.** 23. 683-691. Stuttgart, 1988.

REYNOLDS, C. S. Succession and vertical distribution of phytoplankton in response to thermal stratification in a lowland mere, with special reference to nutrient availability. **Journal of ecology**. 64:529-551. 1976.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.

ROCHA, I. P., RODRIGUES, J. A. Carcinicultura brasileira em 2002. Disponível em:
< http://www.mcraquacultura.com.br/publicacoes/html/pub_17.htm > Acesso em: 10/11/07.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A.; MUR, L.R. and VAN NES, E. H. 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology** 78 (1): 272-282.

STOERMER, E. F. 1978. Phytoplankton assemblages as indicators of water quality in the Laurentian Great Lakes. **Transactions of the american microscopical society** 97(1):2-16.

SANTA'ANNA, C. L., GENTIL, R. C. SILVA, D. **Comunidade fitoplanctônica da região metropolitana de São Paulo. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo.** (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006

SCHIMIEGELOW, J. M. M. **O planeta azul: uma introdução às ciências marinhas.** Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

SIEBURTH, J.MCN.; SMETACEK, V. & LENZ, J. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of plankton and their relationship to plankton size Fractions. **Limnol. Oceanogr.** 23:1256 – 1263. 1978.

SIMOM, M. TILZER, M.M., MULLER, H. Bacterioplankton dynamics in a large mesotrophic lake: I. abundance, production and growth control. **Archiv für Hydrobiologie.** 143.4. 385-407. 1998.

TAVARES, L.H.S. ROCHA, O. **Produção de Plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos.** São Paulo: Rima, 106p. 2003.

TORTORA, G.J., FUNKE, B.R.& CASE, C.L.**Microbiologia.** 6° edição. Porto Alegre. Editora : Artes Médicas. 2000.

TUNDISI, J.G. 1999. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios.** São Carlos:
Instituto Internacional de Limnologia, São Carlos, SP, 24 pp.

VANDERZANT, C. NICKELSON, R. JUDKINS, P.W. Microbial flora of pond-reared brown shrimp (*Penaeus aztecus*). **American Society for microbiology.** V.21. n 5. 916-921.1971.

WAINBERG, A. A.; CAMARA, M. R. Carcinicultura no litoral oriental do Estado do Rio Grande do Norte. Brasil: interações ambientais e alternativas mitigadoras. In: **Anais da Aqüicultura Brasil** 98. Vol 2. Recife, 02 a 06 de novembro de 1998.

YUSOFF, F.M., ZUBAIDAH, M.S., MATIAS, H.B., KWAN, T.S. Phytoplankton succession in intensive marine shrimp culture ponds treated with a commercial bacterial product. **Aquaculture research.** 33269-278.2002.

ZIMMERMANN, S., Estado atual e tendências da moderna aqüicultura. **Fundamentos da moderna aqüicultura.** (Org:Heden Luiz Marques Moreira *et al*).Canoas: ULBRA, 2001.

4.0 RESULTADOS

CAPÍTULO I. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água doce localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

CAPÍTULO II. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água salgada localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

CAPÍTULO I

Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água doce localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo estudar a composição e densidade do fitoplâncton e bacterioplâncton em um ciclo completo de cultivo de camarão (*Litopenaeus vannamei*), comparar com o ponto de captação/drenagem e determinar os fatores ambientais responsáveis pelas mudanças estruturais destas comunidades. Amostras de água foram coletadas quinzenalmente em um ciclo completo no período de maio/2007 a setembro/2007 dentro do viveiro e no rio Ceará-Mirim (captação/drenagem). Variáveis como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, transparência, nível da água, além do fósforo total e clorofila-*a* foram medidas. Composição e densidade do fitoplâncton e bacterioplâncton foram estudadas. A estimativa da densidade bacteriana foi realizada por microscopia de fluorescência. As amostras de fitoplâncton foram preservadas com lugol acético, e a densidade foi determinada pelo método de Utermöhl. Índices de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou foram calculados para o fitoplâncton. O valor médio da transparência foi de 0,20m, do pH 9,9, do oxigênio dissolvido 9 mg.L⁻¹ e da temperatura 25,5°C. A média do fósforo total no viveiro foi de 430 µg.L⁻¹ e no rio Ceará Mirim foi de 264 µg.L⁻¹. A média da clorofila-*a* no viveiro foi de 182,9 µg.L⁻¹ e no ponto de captação/drenagem, 20,7 µg.L⁻¹. A densidade média do bacterioplâncton foi de 6,87 x 10⁷ (DP ± 1,15 x 10⁷), e as formas de cocos e bacilos contribuíram com 88% da densidade total. Foram identificados 30 táxons, distribuídos entre os grupos de cianobactérias (50%), clorofíceas (17%), diatomáceas (20%), dinoflagelados (3%) e euglenofícias (3%). No rio Ceará-Mirim 26 táxons foram identificados, sendo as cianobactérias o grupo dominante. A densidade do fitoplâncton variou de 3.519 a 23.071 ind.mL⁻¹ no viveiro e de 237 ind.mL⁻¹ a 1.359 ind.mL⁻¹ no rio. A densidade de células de cianobactérias excedeu o valor máximo permitido pela legislação. As cianobactérias contribuíram com 43,56% -99,62% da densidade total no viveiro e 24% -95% no rio, desenvolvendo intensas florações duradouras de taxons potencialmente tóxicos tais como *Microcystis* sp., *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon* sp. As espécies do fitoplâncton foram selecionadas pelas condições de baixa disponibilidade de luz, elevado pH, temperatura e fósforo total. O fitoplâncton correlacionou-se negativamente com o nível da água do viveiro, já as cianobactérias, positivamente com o pH. Os ambientes estudados foram considerados eutróficos, com base nas altas concentrações de clorofila-*a* e fósforo total e dominância de cianobactérias. A semelhança na composição de espécies, elevado nível de fósforo total e clorofila-*a* no viveiro e na captação/drenagem evidencia o efeito poluidor das descargas dos viveiros no ambiente natural. Esses resultados indicam a necessidade de monitoramento regular de cianobactérias em viveiros de camarão, tendo em vista o seu potencial risco à saúde humana.

Palavras-chave: viveiro de camarão, fitoplâncton, bacterioplâncton, cianobactérias, eutrofização.

ABSTRACT

This work aimed to study the composition and density of Phytoplankton and Bacterioplankton in a complete cycle of shrimp cultivation (*Litopenaeus vannamei*) comparing the farm to the river and determine the environmental factors responsible for the structural changes of these communities. Samplings were collected every fifteen days from May/2007 to September/2007 in the Ceará-Mirim River (capitation/drainage point). Temperature, pH, dissolved oxygen, salinity, water transparency, depth, total phosphorus and chlorophyll *a* were measured. Composition and density of phytoplankton were studied. Bacterial density was determined by epifluorescence microscopy. The phytoplankton samples were preserved in acetic lugol and the density was determinate by Utermöhl method. Shannon-Wiener ecologic indexes of diversity and the Pielou equitability indexes were calculated to the phytoplankton. Mean values of the variables were: water transparency = 0.20m; pH = 9.9; dissolved oxygen = 9 mg.L⁻¹; temperature 25.5°C; chlorophyll *a* = 182.9 µg.L⁻¹ (in pond) and 20.7 µg.L⁻¹ (in river). The mean of the bacterial density was 6.87 x 10⁷ (SD ± 1.15 x 10⁷). Cocci and bacilli bacteria contributed with 88% of total density. 30 taxa were identified and distributed among the groups of cyanobacteria (50%), chlorophyceae (17%), diatoms (20%), dinoflagellates (3%) and Euglenophyceae (3%). In Ceará Mirim River, 26 taxa were identified and cyanobacteria were predominant. The phytoplankton density ranged from 3.519 to 23.071 ind.mL⁻¹ in farm and ranged from 237 ind.mL⁻¹ to 1.359 ind.mL⁻¹ in river. The density of cyanobacteria cells exceeded the maximum value allowed by legislation. These organisms contributed with 43.56% - 99.62% of total density in farm and 24% - 95% in river, characterizing blooms of potentially toxic taxa such as *Microcystis* sp., *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon* sp. Phytoplankton species were selected by low availability of light, high pH, temperature and total phosphorus. The phytoplankton was negatively correlated with the depth and the cyanobacteria had a positive correlation with pH. The studied environments were considered eutrophic based on the high concentrations of chlorophyll *a* and total phosphorus and cyanobacteria dominance. The similar composition of species and the chlorophyll *a* and total phosphorus concentrations in the pond and river highlight the pollution caused by the discharges of the ponds in natural environment. These results indicate the necessity of the regular monitoring to cyanobacteria in shrimp farms, in view of the potential risk to human health.

Key Words: Shrimp ponds, Phytoplankton, Bacterioplankton, Cyanobacteria, Eutrophization.

1. Introdução

A expansão da aquicultura está diretamente associada à produção de biomassa protéica, mas infelizmente esta atividade acarreta o aumento de nutrientes no meio aquático, principalmente através dos efluentes de descargas dos viveiros que influenciam as características dos ambientes naturais (Arana, 2004; Mercante *et al.*, 2006).

Diversos estudos têm demonstrado que o processo de eutrofização influencia a estrutura e dinâmica das comunidades planctônicas e por isso esses estudos são importantes para melhor compreensão da dinâmica dos sistemas aquáticos (Buford, 1997; Pinto-Coelho, 1998; Trott e Alongi, 2000). De acordo com Margalef (1983), os organismos planctônicos funcionam como sensores refinados das variáveis ambientais e refletem muito bem a intensidade dessas variáveis no decorrer do tempo. É muito comum a ocorrência de florações de cianobactérias em lagos, lagoas e reservatórios em decorrência da eutrofização (Downing *et al.*, 2001).

O fitoplâncton, como organismo fotoautotrófico, é considerado o alimento base da dieta do camarão nos seus primeiros estágios de vida, pois contém elementos essenciais para o crescimento destes (Tavares e Rocha, 2003). Normalmente em viveiros, devido às técnicas de manejo, como oferta de ração, fertilização e baixo fluxo de água, ocorrem florações do fitoplâncton, principalmente de cianobactérias em cultivo de água doce.

A comunidade fitoplanctônica ocupa a base da cadeia alimentar e é considerada bioindicadora das mudanças ambientais, apontando a direção dessas mudanças através da sua estrutura e função (Reynolds, 1988; Buford, 1997). O estudo da composição taxonômica do fitoplâncton e da sucessão dessa comunidade no espaço e tempo proporciona informações básicas sobre o ecossistema. Para Ferreira e Rocha (1988), a ação antropogênica reflete na variação da comunidade sendo percebida pela riqueza, abundância, diversidade e dominância. A concentração de alguns nutrientes, como nitrogênio e fósforo, pode explicar o padrão de distribuição das espécies fitoplanctônicas, uma vez que o fósforo é

reconhecido como principal elemento controlador da biomassa do fitoplâncton (Huszar *et al.*, 2006; Havens *et al.*, 2003).

Por outro lado a importância das bactérias nos ecossistemas aquáticos está relacionada à decomposição da matéria orgânica e a remineralização dos nutrientes nos processos biogeoquímicos (Simon *et al.*, 1998; Moriaty, 1997). Além da fundamental importância nos ciclos biogeoquímicos, as bactérias também podem ter participação expressiva na assimilação de matéria orgânica dissolvida e na transferência de carbono orgânico particulado para os níveis tróficos superiores (Azam *et al.*, 1983; Sherr & Sherr, 1988). Segundo Gocke e Rheinheimer (1988), investigações que combinam aspectos estruturais e funcionais da ecologia dos microorganismos aquáticos têm sido realizadas em grande número, em águas costeiras e lagos.

Neste sentido, este trabalho teve como objetivo estudar a composição e densidade do fitoplâncton e bacterioplâncton em um ciclo completo de cultivo de camarão (*Litopenaeus vannamei*), comparar como ponto de captação/drenagem e determinar dentre os fatores ambientais estudados, aqueles responsáveis pelas mudanças estruturais dessas comunidades.

2.0 Materiais e Métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em uma fazenda comercial de camarão *Litopenaeus vannamei*, com água de característica doce (0 ‰), que capta e descarga água do rio Ceará- Mirim. Esta fazenda situa-se no município de Ceará-Mirim (5° 37' 38,4" S e 35° 19' 20" W), a aproximadamente 28 km de Natal/RN (figura 1). A atividade da carcinicultura iniciou-se nesta região no final da década de 90, e desde então o crescente desenvolvimento de tal atividade na costa potiguar tem exercido forte influência sobre os ecossistemas costeiros (IDEMA, 2004). Atualmente, o grau de eutrofização dos rios Potengi e Ceará-Mirim são nítidos exemplos desse tipo de influência. O rio Ceará-Mirim mesmo não sendo tão utilizado como área de

criação de camarão, já não mais apresenta quase nenhuma capacidade para suportar futuros empreendimentos nem dejetos (SEMARH, 2005).

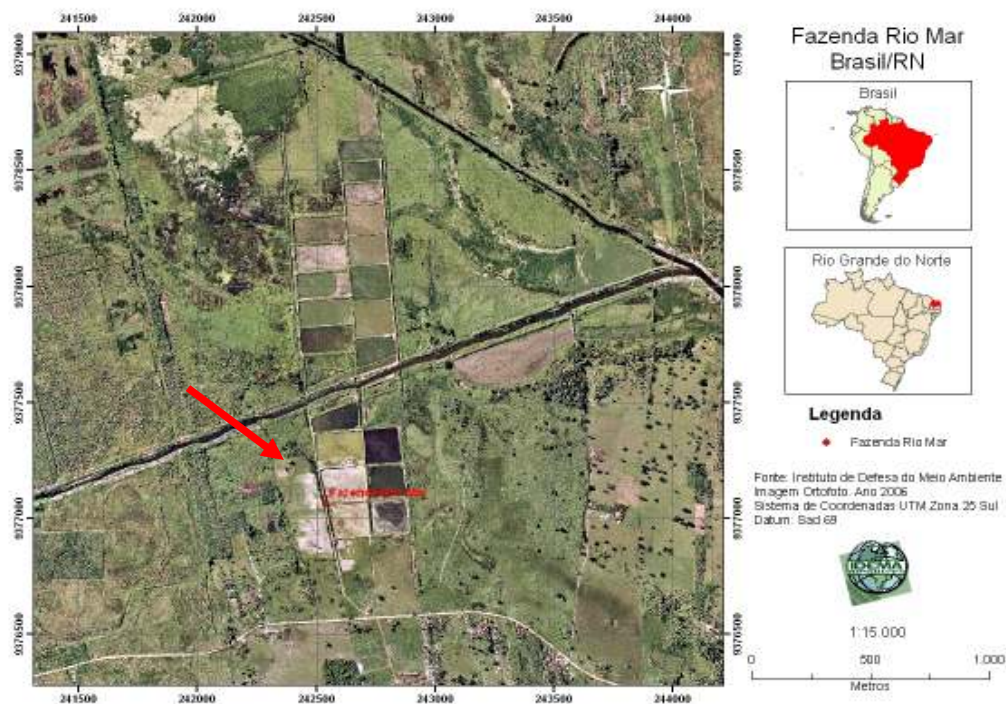


Figura 1. Localização da fazenda de camarão do viveiro de água doce no município de Ceará-Mirim/RN (Fonte: IDEMA).

2.2 Procedimento de amostragem

As coletas foram realizadas quinzenalmente no período de maio a agosto de 2007, totalizando 8 unidades amostrais no viveiro e 9 no ponto de captação/drenagem. O viveiro possui 2,5 hectares e 1,50 metros de profundidade e foi povoado em 17 de abril de 2007 com 600.000 pós-larvas, oriundas do laboratório Vannamei, com densidade de 24 camarões/m². A periodicidade amostral foi determinada com base no curto tempo de geração do fitoplâncton.

Foram coletadas amostras integradas visando a obtenção de uma amostra mais representativa de um ambiente aparentemente heterogêneo. Amostras integradas na coluna de água do viveiro foram obtidas com um tubo PVC alcançando toda essa coluna em três pontos distintos: comporta de abastecimento, comporta de drenagem e centro do viveiro. As amostras de água foram misturadas

no balde para coletas de subamostras para análise de fitoplâncton, clorofila-*a* e nutrientes. As variáveis ambientais foram medidas em todas as unidades amostrais nos viveiros. O bacterioplâncton foi coletado diretamente na comporta de saída do viveiro.

As amostras da captação/drenagem também foram coletadas com tubo PVC e integradas para retirar alíquotas para as análises físico-químicas e biológicas.

2.3 Variáveis físico-químicas

Os parâmetros físico-químicos como temperatura e oxigênio dissolvido foram medidos pela sonda HANNA Oxy-Check instruments. O pH foi medido através da sonda PHTEK; a salinidade da água, através do salinômetro; o nível de água do viveiro, através de uma régua milimetrada e a transparência, com o disco de Secchi. Técnicas de manejo do viveiro, como oferta de ração, calagem e troca da água foram observados para verificar possíveis influências na distribuição do fitoplâncton.

A determinação do fósforo total foi feita por colorimetria pelo método do ácido ascórbico após digestão das amostras em persulfato de potássio. Foi realizada a leitura em espectrofotômetro no comprimento de onda de 880 nm (APHA, 2000).

2.4 Variáveis Bióticas

2.4.1 Biomassa de Clorofila-*a*

As concentrações de clorofila-*a* foram determinadas espectrofotometricamente a 665 nm e 750 nm de comprimento de onda, após extração do pigmento com etanol concentrado por aproximadamente 20 horas (Marker *et. al.*, 1980; Jaspersen & Christoffersen, 1988).

2.4.2. Fitoplâncton

Composição

A análise qualitativa foi realizada com amostras coletadas em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20 μm) e fixadas com formol a 4%. Material vivo também foi analisado. As populações foram identificadas, sempre que possível, em nível infragenérico, utilizando técnicas apropriadas para análise das características morfológicas e morfométricas, com microscópio óptico dotado com contraste de fase, filtros e equipamento fotográfico. Os sistemas de classificação adotados para as cianobactérias foram o de Komárek & Anagnostidis (1998) para o grupo Chroococcales, Anagnostidis & Komárek (2005) para Oscillatoriales e Komárek & Anagnostidis (1989) para Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton foram utilizadas as obras de Round (1971) para clorofíceas, Simonsen (1979) para diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos.

Quantificação das espécies e determinação da densidade

Para a análise quantitativa do fitoplâncton retiraram-se 300 mL da amostra integrada no balde e esta foi fixada com lugol-acético a 1%. A quantificação seguiu o método de Utermöhl (1958) usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). A contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) foi feita em transectos horizontais e verticais, contados em campos alternados, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% seguindo o critério de Lund *et. al.* (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra, e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de, no mínimo, 100 indivíduos de espécies mais abundantes e pela curva de estabilização das espécies, obtida a partir do surgimento de espécies novas.

Os resultados foram expressos em densidade (org.mL^{-1}) e calculados de acordo com a fórmula de Weber (1973):

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

Onde: n = número de indivíduos efetivamente contados;

s = área do campo em mm³ no aumento de 40X;

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação em mm

F = fator de correção para mililitro (10³ mm³/ 1 mL)

A densidade de células de cianobactérias foi estimada pela média de células presentes na contagem de 30 indivíduos (colônias ou filamentos).

Espécies descritoras

As espécies foram classificadas como descritoras quando apresentavam valores acima de 5% da densidade total do fitoplâncton (Reynolds, 2002).

Abundância relativa

As espécies foram classificadas como dominantes e abundantes segundo o critério de Lobo & Leighton, que definiu como dominantes as espécies consideradas com valores entre 50% a 100% da densidade total do fitoplâncton e como abundantes aquelas com valor maior que a média da densidade total. Além disso, foi calculada a frequência de ocorrência das mesmas.

Índice de diversidade (H')

A diversidade foi determinada pelo índice de diversidade de Shannon - Wiener (Shannon & Weaver, 1963), de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{Onde } H' = - \sum_{i=1}^n p_i \text{ LOG}_2 p_i.$$

Sendo $p_i = n_i/n$

n = número de indivíduos de cada táxon na amostra .

n = número de indivíduos na amostra.

O índice de equitabilidade foi avaliado de acordo com Pielou (1964), segundo a fórmula:

$$J' = H' / \log_2 S$$

Onde H' = diversidade da amostra.

S = número de táxons na unidade amostral.

A riqueza (R) do fitoplâncton foi considerada como número total de táxons encontrados em cada unidade amostral.

2.4.3 Bacterioplâncton

Amostras de 30 mL foram coletadas em frasco estéril na comporta de saída do viveiro e fixadas com 1 mL de formol filtrado a 2% (concentração final). Para contagens bacterianas houve filtrações das amostras do viveiro e se utilizaram subamostras de 2 ml, que foram coradas com 200µl de laranja de acridina por cinco minutos e filtradas em filtros de policarbonato escuro (Millipore), com poro de 0,2 µm. Para se obter uma melhor distribuição de células bacterianas utilizou-se uma membrana de acetato de celulose com poro de 0,45 µm (Poretics). Os filtros foram montados entre lâmina e lamínula, com uso de óleo de imersão não fluorescente. A contagem foi feita em um microscópio de epifluorescência com um aumento de 1250x (Olympus IX70). Pelo menos 300 bactérias foram contadas em 10 a 20 campos microscópicos e classificadas em cocos, bacilos, espirilos e víbrios. Os cálculos foram baseados na metodologia de Simon e Azam (1989), Norland (1993) e Posh *et al.* (2001). A densidade bacteriana foi calculada de acordo com:

$$N \text{ Bac.mL}^{-1} = \frac{Z}{X} \times \frac{A}{a \times V}$$

Onde:

Z= Número de bactérias da amostra

X= Número de campos contados

A= Área de filtração (198,6)

a = Área contada

V= Volume filtrado.

2.5 Análises Estatísticas

Os resultados foram analisados usando estatística descritiva através dos cálculos de média e desvio padrão. Uma análise de correlação linear entre variáveis bióticas e abióticas do viveiro também foi calculada. A associação entre essas variáveis se estabeleceram por correlação linear simples com coeficiente de Pearson (r) considerando o $p \leq 0,05$ para que as correlações fossem consideradas significativas. Também foi realizado um teste *t* para verificar se havia diferença significativa entre as densidades dos grupos fitoplanctônicos, fósforo total e clorofila-*a* no rio e no viveiro, levando em consideração um nível de significância de $\alpha < 5\%$. As análises descritas foram realizadas através do programa STATISTICA 7.0.

3.0 RESULTADOS

3.1 Variáveis físico-químicas no viveiro

A salinidade no período estudado foi de 0 ‰, mantendo-se constante em todo o ciclo. O nível de água no viveiro manteve-se praticamente constante com variações entre 1,45 e 1,57 m (figura.2a). A transparência média no viveiro foi de 0,20 m (DP \pm 0,033 m), mantendo-se constante durante todo o período de estudo. Valor mínimo de 0,17 m foi registrado em 13/09/2007 (final do ciclo de cultivo) e máximo de 0,28 m em 03/08/2007 (figura. 2b) .

A média das concentrações de oxigênio dissolvido no período de estudo foi de 7,14 mg. L⁻¹ (DP ± 1,17 mg.L⁻¹), sem grandes variações durante o período estudado. Em 04/07/2007 foi registrado valor mínimo de 5,23 mg.L⁻¹ e, em 08/05/2007, valor máximo de 9 mg.L⁻¹ (figura. 2c).

A temperatura média durante o ciclo de cultivo foi de 26,39 °C (DP ± 0,97 °C). Temperatura máxima (27,7 °C) foi registrada em 08/05 e 05/06/2007 e mínima de 24,8 °C em 19/06/2007 (figura. 2d).

O pH médio do viveiro manteve-se sempre alcalino durante o estudo (9,98 ± 0,81), com mínimo de 8,8 em 19/06/2007 e máximo de 11 em 16/07/2007 (figura. 2e).

O fósforo total apresentou média 430 µg.L⁻¹ (DP ± 291) com mínimo de 200 µg.L⁻¹ em 08/05/2007 (início do estudo) e máximo de 1106,6 µg.L⁻¹ em 13/09/2007 (último dia de coleta) (figura. 2f). As medidas das variáveis físicas e químicas são mostradas na tabela I.

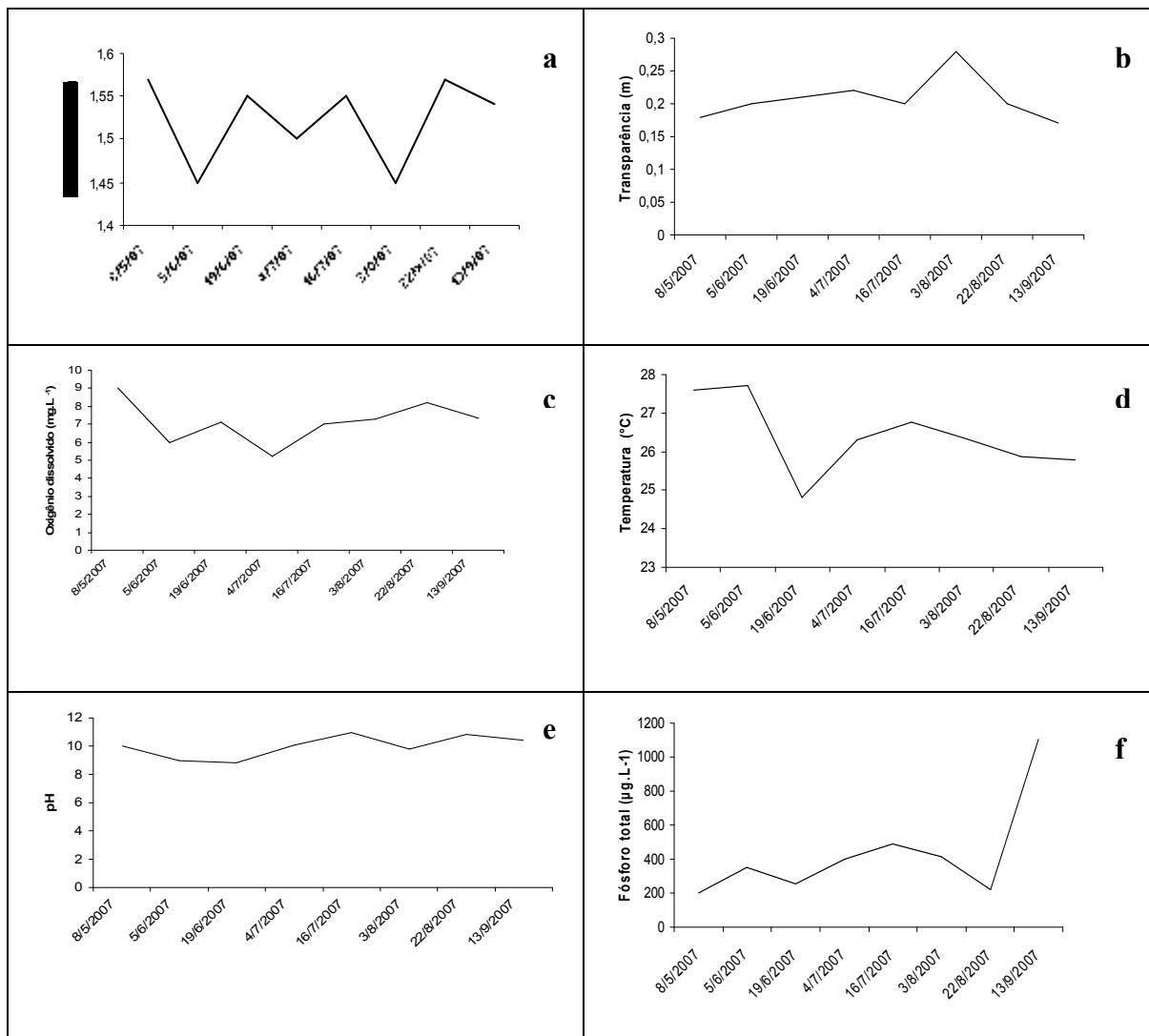


Figura 2. Variação temporal do nível da água no viveiro (a), transparência (b), oxigênio dissolvido (c), temperatura (d), pH (e) e fósforo total (f) no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Tabela I. Variáveis físico-químicas no viveiro (n=8).

Variáveis ambientais	Mínimo	Máximo	Média	DP
Salinidade (‰)	0	0	0	0
Nível da água do viveiro (m)	1,45	1,57	1,52	0,049
Transparência (m)	0,17	0,28	0,20	0,033
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,23	9	7,14	1,17
Temperatura (°C)	24,8	27,2	26,4	0,97
pH	8,8	11	9,9	0,81
Fósforo total (µg.L ⁻¹)	200	1106,6	430	291

3.2 Fósforo total no rio Ceará-Mirim (captação/drenagem)

No rio Ceará-Mirim, o fósforo total apresentou média 264 µg.L⁻¹ (DP ± 55,21) com mínimo de 203 µg.L⁻¹ (17/09/2007) e máximo de 368 µg.L⁻¹ em 13/09/2007 (figura 3). A média das concentrações de fósforo total do viveiro (430 µg.L⁻¹) foi maior do que a registrada na captação/drenagem (figura 4).

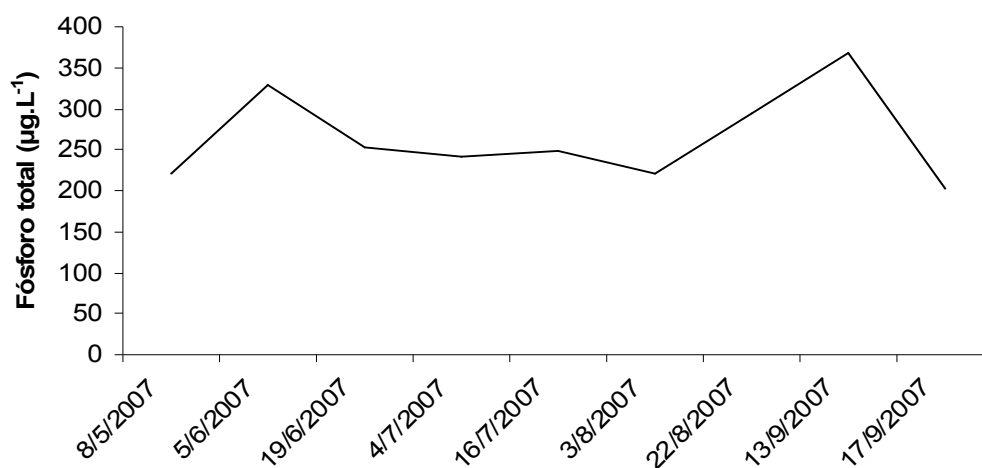


Figura 3. Concentração de fósforo total no rio Ceará-Mirim no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a

setembro/2007.

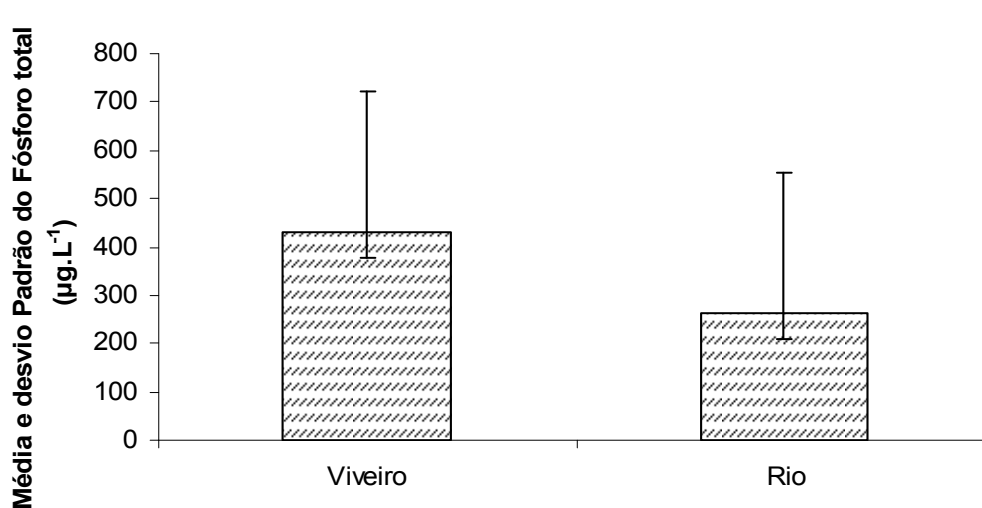


Figura 4. Média e desvio padrão da concentração de fósforo total no rio Ceará-Mirim e viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

3.3 Variáveis bióticas no viveiro

3.3.1 Clorofila- *a*

A clorofila-*a* apresentou média de 182 µg.L⁻¹ (DP ± 99 µg.L⁻¹) com mínimo de 76,7 µg.L⁻¹ em 19/06/2007 e máximo de 327 µg.L⁻¹ em 22/08/2007. As concentrações de clorofila-*a* foram bastante elevadas durante todo o cultivo, com considerável aumento a partir de 16/07/2007 (figura 5).

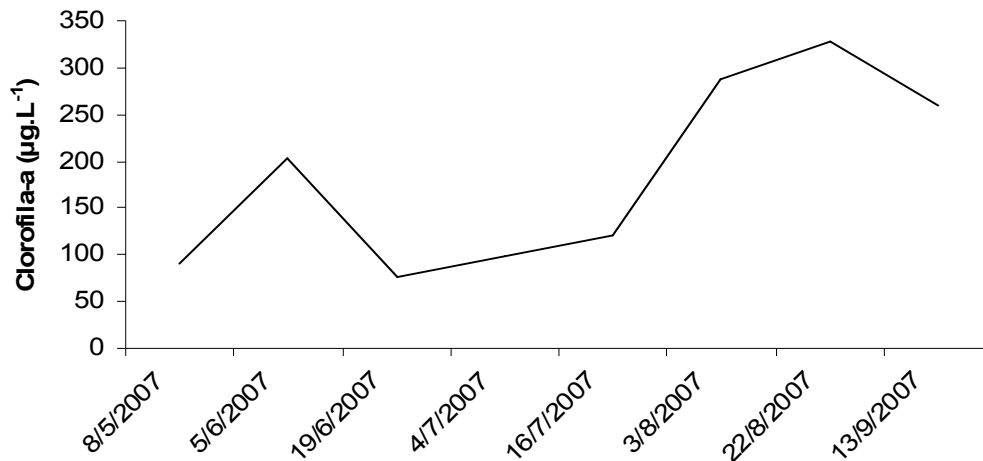


Figura 5. Concentrações de Clorofila-*a* no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

3.3.2 Bacterioplâncton do viveiro

A densidade das diferentes formas das bactérias heterotróficas durante o período estudado é demonstrada na figura 6. A densidade média de bactérias heterotróficas totais foi de $6,87 \times 10^7$ (DP $\pm 1,15 \times 10^7$), apresentando pouca variação semanal com mínimo de $5,13 \times 10^7$ em 16/07/2007 e máximo de $8,50 \times 10^7$ no ultimo dia de estudo (13/09/2007). A densidade média de cocos foi de $4,35 \times 10^7$ (DP $\pm 6,70 \times 10^6$) e dos bacilos foi de $1,72 \times 10^7$ (DP $\pm 4,14 \times 10^6$). Os vibrios apresentaram densidade média de $3,42 \times 10^6$ (DP $\pm 2,56 \times 10^6$) e os espirilos, de $3,48 \times 10^5$ (DP $\pm 4,45 \times 10^5$).

Os cocos e bacilos foram os grupos dominantes em todas as unidades amostrais, contribuindo com 88,6% da densidade total do bacterioplâncton. A contribuição relativa de cocos durante o período estudado foi de 63,57% e a dos bacilos, 25,07 % (figura 7).

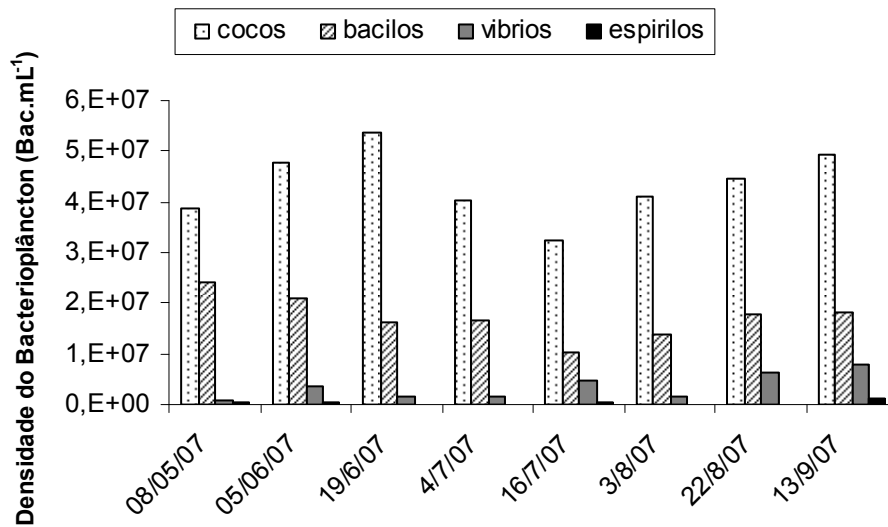


Figura 6. Densidade do bacterioplâncton no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

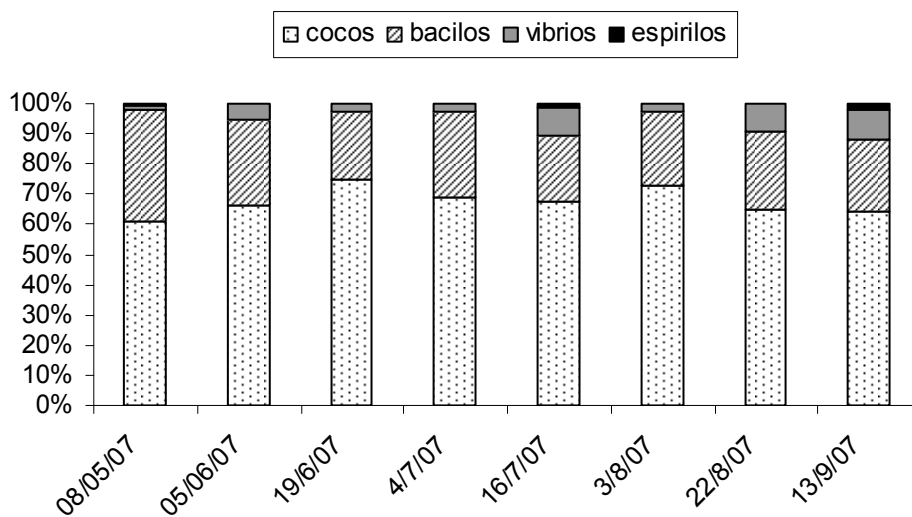


Figura 7. Densidade relativa do bacterioplâncton no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

3.3.3. Comunidade fitoplanctônica no viveiro

Composição do Fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica foi representada por 30 táxons, distribuídos entre os grupos de cianobactérias (15), clorofíceas (5), diatomáceas (6), dinoflagelados (1), euglenofíceas (1) e outros não identificados (2). As cianobactérias representaram 50% do total de espécies identificadas, sendo o grupo com maior número de táxons, enquanto as diatomáceas e clorofíceas representaram 20% e 17%, respectivamente (figura 8).

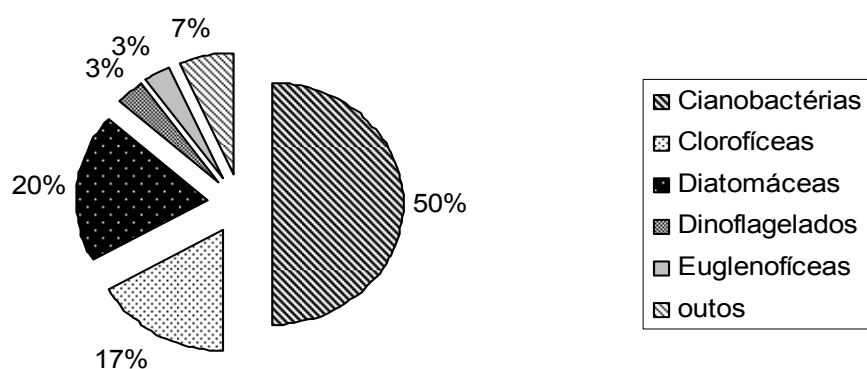


Figura 8. Porcentagem de contribuição dos táxons identificados no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Densidade do Fitoplâncton

A densidade do fitoplâncton no período estudado variou de 3.519 ind.mL⁻¹ (22/08/2007) a 23.071 ind.mL⁻¹ (19/06/2007), com média de 10.099 ind.mL⁻¹. Maiores densidades ocorreram em 19/06/2007 e 16/07/2007.

Cianobactérias foram o grupo dominante quantitativamente, com densidade variando de 2.822 ind.mL⁻¹ a 20.621 ind.mL⁻¹, mantendo-se constante durante o

cultivo, com exceção de dois picos registrados: um em 19/06 e outro em 16/07/2007. As diatomáceas e clorofíceas apresentaram baixas densidades durante o período de estudo, variando de 35 ind.mL⁻¹ a 1.400 ind.mL⁻¹ e 70 ind.mL⁻¹ a 1.330 ind.mL⁻¹, respectivamente. As euglenofíceas apresentaram densidades de 154 ind.mL⁻¹ (04/07/2007), 490 ind.mL⁻¹ (16/07/2007) e 102 ind.mL⁻¹ em 22/08/2007. Dinoflagelados estiveram presentes apenas em 04/07/2007, com 330 ind.mL⁻¹ (figura 9).

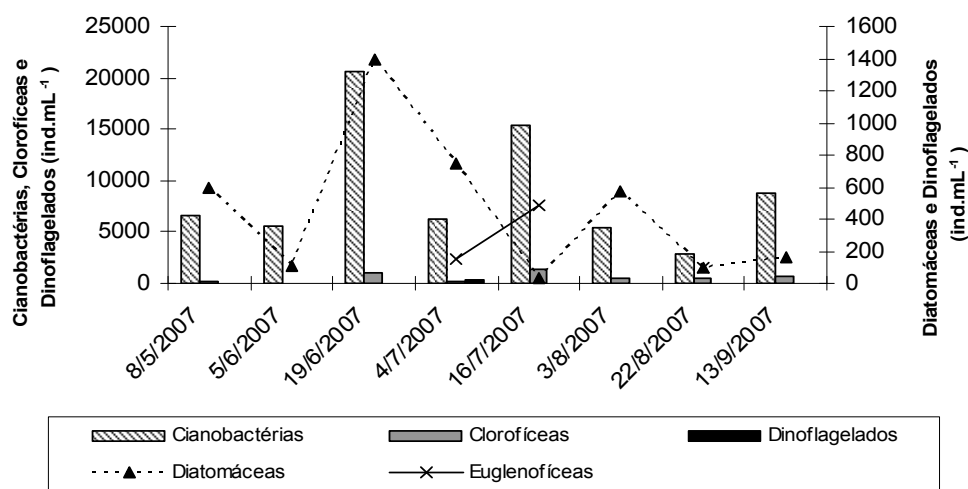


Figura 9. Densidade dos grupos fitoplanctônicos no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Contribuição relativa do Fitoplâncton

A contribuição relativa das cianobactérias durante o período de estudo foi maior que 80% do total de fitoplâncton. Na comparação, a contribuição relativa das clorofíceas e diatomáceas foi bem menor com 6% e 5%, respectivamente. Houve um pequeno aumento da contribuição das clorofíceas no final do estudo a partir de 16/07/2007. As diatomáceas apresentaram maior contribuição em 08/05, 04/07 e 03/08/2007. Os dinoflagelados e as euglenofíceas não apresentaram contribuição significativa durante o estudo (figura 10).

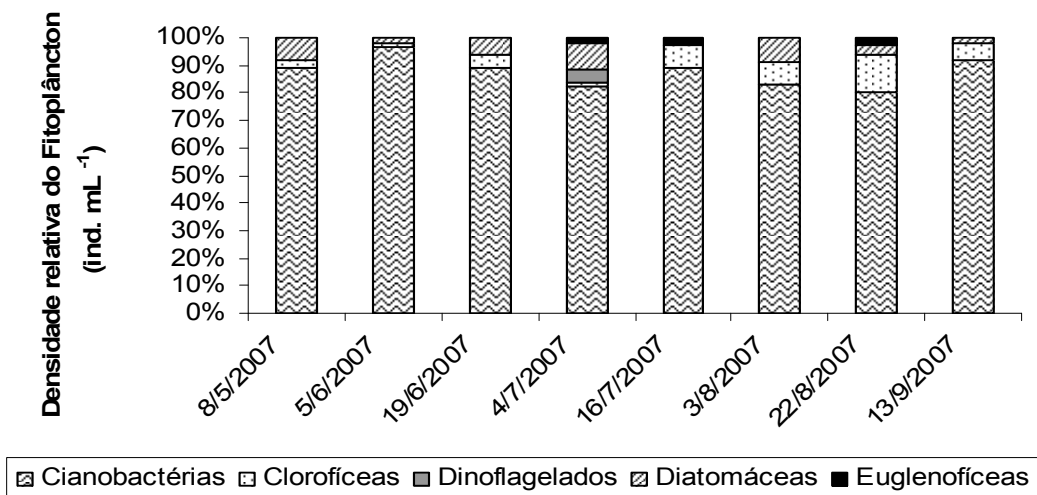


Figura 10. Densidade relativa da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Densidade de cianobactérias (cél.mL⁻¹) no viveiro

A densidade de células de cianobactérias variou entre 153.113 cel.mL⁻¹ e 710.133 cel.mL⁻¹ no viveiro. Esses valores estão acima do valor máximo fixado pela resolução CONAMA 357, que permite 50.000 células.mL⁻¹ para água doce de classe 2 (figura 11).

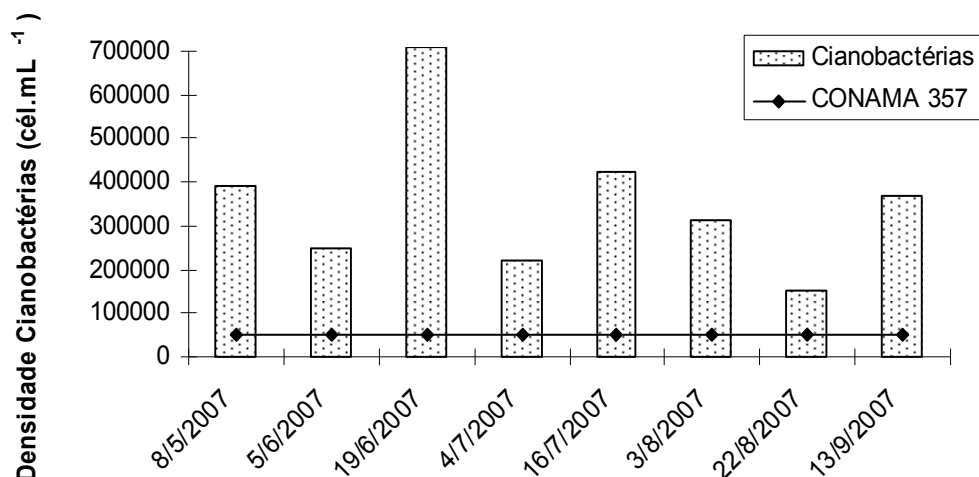


Figura 11. Densidade de cianobactérias (Células.mL⁻¹) no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007 (a linha reta representa o valor máximo permitido (50.000 células.mL⁻¹) pela Resolução CONANA 357 de março de 2005.

Espécies descritoras, dominantes, abundantes e frequência relativa do fitoplâncton no viveiro

As espécies descritoras foram definidas a partir de táxons que contribuíram com pelo menos 5% para a densidade total do fitoplâncton, segundo o critério de Reynolds (2002). No presente estudo, 60% dos táxons descritores foram compostos por cianobactérias potencialmente tóxicas, tais como *Anabaena circinalis*, *Anabaenopsis* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii* (morfotipos reto e encurvado), *Sphaerocavum brasiliensis*, *Aphanizomenon* sp., *Planktothrix* spp. (*Planktothrix agardhii*, *P. raciborskii*, *P. mougheotii*, *Microcystis* sp. e *Chroococcus* sp. O grupo clorofíceas foi representado somente por espécies do grupo Chlorococcales (*Monoraphidium contortum*, *Pediastrum* sp., *Actinastrum* sp.). Os grupos diatomáceas e euglenofíceas foram representadas pelos gêneros *Navicula* e *Trachelomonas*, respectivamente.

De acordo com o critério de Lobo e Leighton (1986), *Microcystis* sp. foi a única espécie considerada dominante. Cianobactérias coloniais como *Chroococcus*

sp. e filamentosas heterocitadas (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena circinalis* e *Aphanizomenon* sp.) foram consideradas abundantes. Para o grupo Chlorococcales, *Monoraphidium contortum* e *Actinastrum* sp. foram abundantes. *Navicula* sp. foi a única diatomácea considerada abundante.

Além de dominante, *Microcystis* sp. teve maior frequência de ocorrência (100%), seguida de *Chroococcus* sp. e *Anabaena circinalis* com 88%. As espécies *Planktothrix* spp. (*Planktothrix agardhii*, *P. raciborskii*, *P. mougheotii*) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (morfofoto reto e encurvado) apresentaram 63% de ocorrência. *Aphanizomenon* sp. apresentou 50% de ocorrência, seguida de *Sphaerocavum brasiliensis* com 37,5% e *Anabaenopsis* sp. com 25% .

Para o grupo diatomáceas, a espécie *Navicula* sp. apresentou ocorrência de 63% e a espécie *Navicula* sp₁, 25%. Do grupo clorofíceas, a espécie *Monoraphidium contortum* apresentou 88%, seguida das espécies *Pediastrum* sp. e *Actinastrum* sp. com 37,5 % e 13% de ocorrência, respectivamente. A lista de espécies descritoras, dominantes e abundantes em cada unidade amostral com suas respectivas frequências de ocorrência é mostrada na Tabela II.

Tabela II. Espécies descritoras (Reynolds, 2002), dominantes e abundantes (Lobo e Leighton, 1986) e frequência de ocorrência das espécies (%) no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

	2007								F.O %
	8/5	5/6	19/6	4/7	16/7	3/8	22/8	13/9	
CYANOBACTÉRIAS									
<i>Anabaena circinalis</i>	29		1	1	18 **	2	2	7	87,5
<i>Anabaenopsis</i> sp.					2	2			25
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> ¹		22	2				40 **	41 **	63
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> ²			16 **		17 **	11 **	15 **	5	63
<i>Sphaerocavum brasiliensis</i>	2	3	2						37,5
<i>Aphanizomenon</i> sp.		2	28 **	38 **	29 **				50
<i>Planktothrix</i> spp.			1	3	2	0	6		63
<i>Microcystis</i> sp.	53 *	62 *	33	32 **	20 **	57 *	11 **	35 **	100
<i>Chroococcus</i> sp.		6	3	3	2	7 **	1	3	88
CLOROFÍCEAS									
<i>Monoraphidium contortum</i>	2	1	4		7 **	6	4	6	88
<i>Pediastrum</i> sp.				1		1	7 **		37,5
<i>Actinastrum</i> sp.					0				13
DIATOMÁCEAS									
<i>Navicula</i> sp.	6	2		9		9 **	2		63
<i>Navicula</i> sp. ₁			5		0				25
EUGLENOFÍCEAS									
<i>Trachelomonas</i> sp.			1	6			3		37,5

(¹, = morfotipo reto r; ² = morfotipo encurvado s.; dominantes *, abundantes**)

Diversidade, equitabilidade e riqueza de espécies do Fitoplâncton no viveiro

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi baixo, apresentando média de 1,12 bits./ind (DP ± 0,43), com máximo de 1,92 em 13/09/2007 (final do período de estudo) e mínimo de 0,62 em 04/07/2007 (metade do ciclo de cultivo) (figura 12).

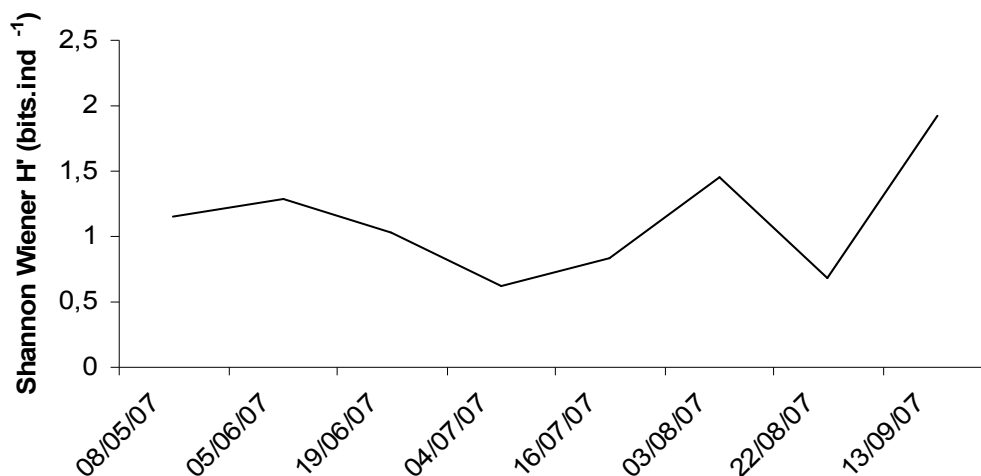


Figura 12. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

O índice de equitabilidade apresentou média de 0,31 (DP ± 0,14), valor máximo de 0,60 em 13/09/2007 e mínimo de 0,16 em 04/2007/2007. Os baixos valores dos índices de equitabilidade indicam que as espécies não estão igualmente distribuídas (figura 13).

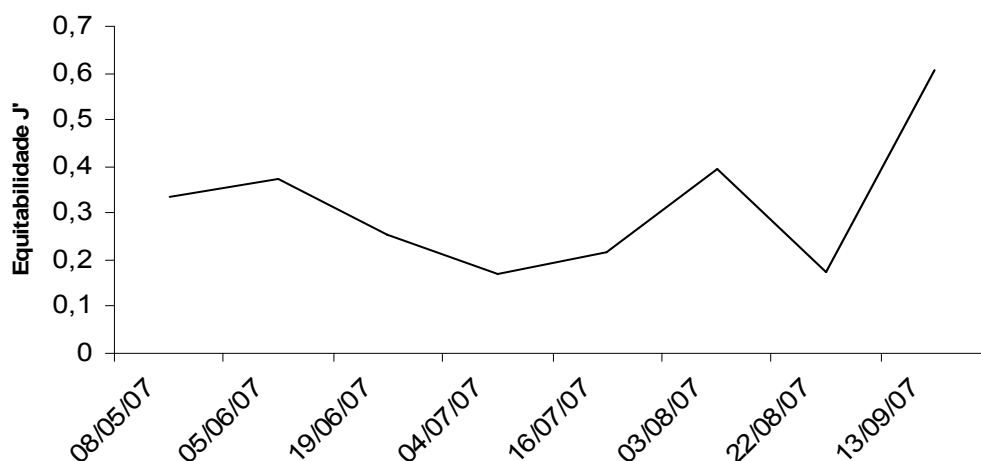


Figura 13. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

A riqueza de táxons (R) variou entre 9-17 de espécies, com média de 13 (DP \pm 2,67), que integraram toda a densidade durante o período estudado. Valor mínimo foi registrado em 13/09/2007 e máximo em 16/06/2007 (figura 14).

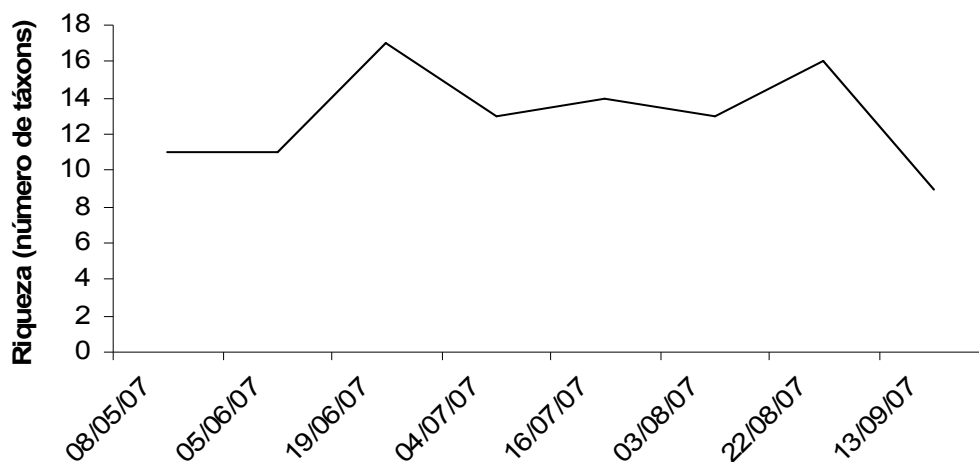


Figura 14. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

3.4 Variáveis bióticas no rio Ceará-Mirim (captação-drenagem)

3.4.1. Clorofila-*a*

A concentração média de Clorofila-*a* no rio Ceará-Mirim durante o período estudado foi de 22,93 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (DP \pm 14,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$), com mínimo de 4,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e máximo de 47 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Houve grande variação da clorofila- *a*, sendo registrados maiores valores em 08/05/2007 (no início do ciclo de cultivo) e em 17/09/2007, após a despesca do viveiro (figura 15). As concentrações de clorofila-*a* foram mais elevadas no viveiro (182 $\mu\text{g.L}^{-1}$) em comparação com os valores registrados no rio Ceará-Mirim (figura 16).

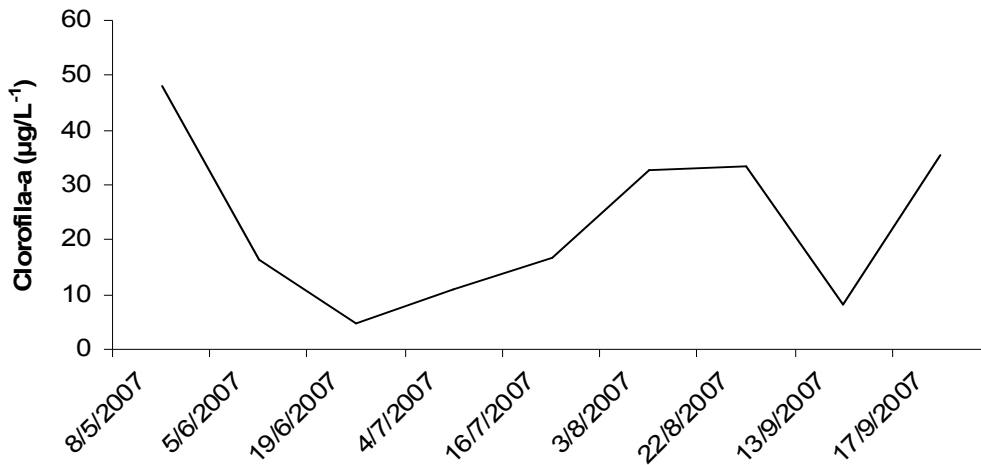


Figura 15. Concentração de clorofila-*a* no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.

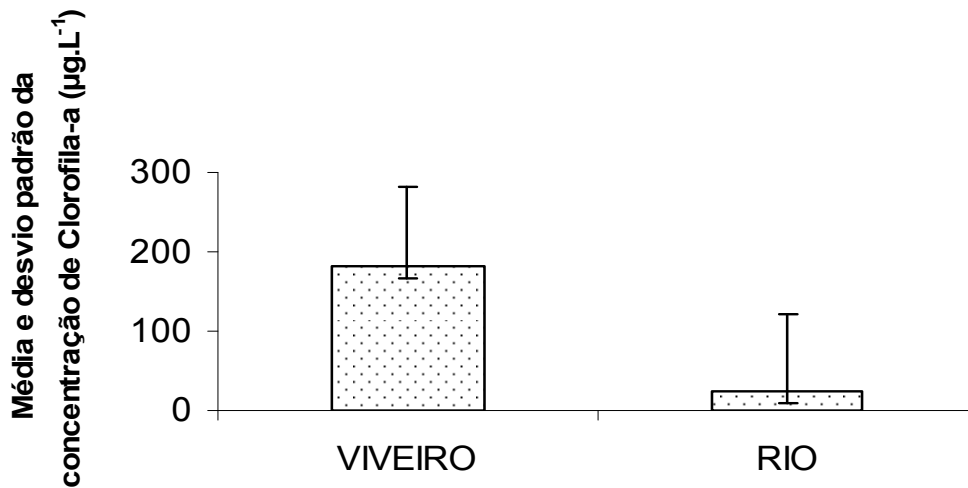


Figura 16. Médias e desvio padrão de clorofila-*a* no rio Ceará-Mirim e viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

3.4.2 Variação da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará-Mirim (captação-drenagem)

Composição do Fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica do rio Ceará-Mirim foi representada por 26 táxons distribuídos entre os grupos de cianobactérias (10), clorofíceas (5), diatomáceas (8) e euglenofíceas (3). As cianobactérias representaram 38% do total de espécies identificadas, sendo o grupo de maior diversidade de espécies ao passo que as diatomáceas representaram 31%, seguidas das clorofíceas com 19% (figura 17).

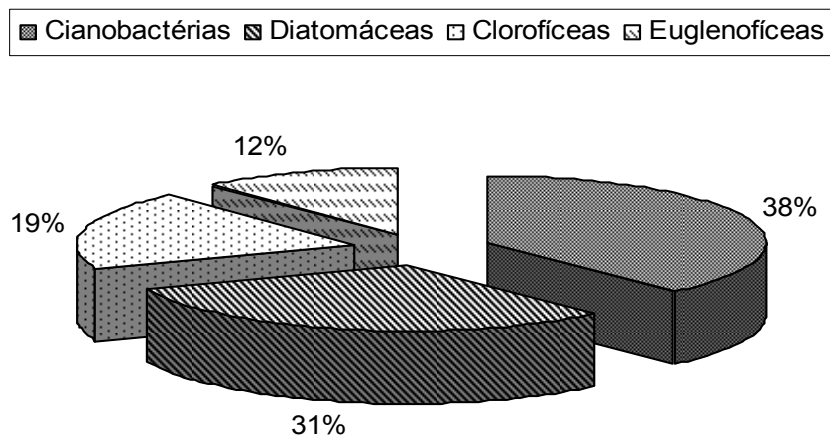


Figura 17. Porcentagem dos táxons identificados no rio Ceará- Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Densidade do Fitoplâncton

A densidade do fitoplâncton total no rio Ceará-Mirim variou de 237 ind.mL⁻¹ (04/07/2007) a 1.359 ind.mL⁻¹ (22/08/2007, com média de 796 ind.mL⁻¹). As cianobactérias foram o grupo dominante, com densidade variando entre 57 ind.mL⁻¹ a 1.191 ind.mL⁻¹. A densidade de diatomáceas variou de 18 ind.mL⁻¹

(08/05/2007) a 432 ind.mL^{-1} em 05/06/2007. As clorofíceas apresentaram densidade entre 18 ind.mL^{-1} (13/09/2007) a 288 ind.mL^{-1} (05/06/2007). A variação da densidade das euglenofíceas foi de 18 ind.mL^{-1} (05/06/2007) a 54 ind.mL^{-1} em 08/05, 16/06 e 04/07/2007 (figura 18).

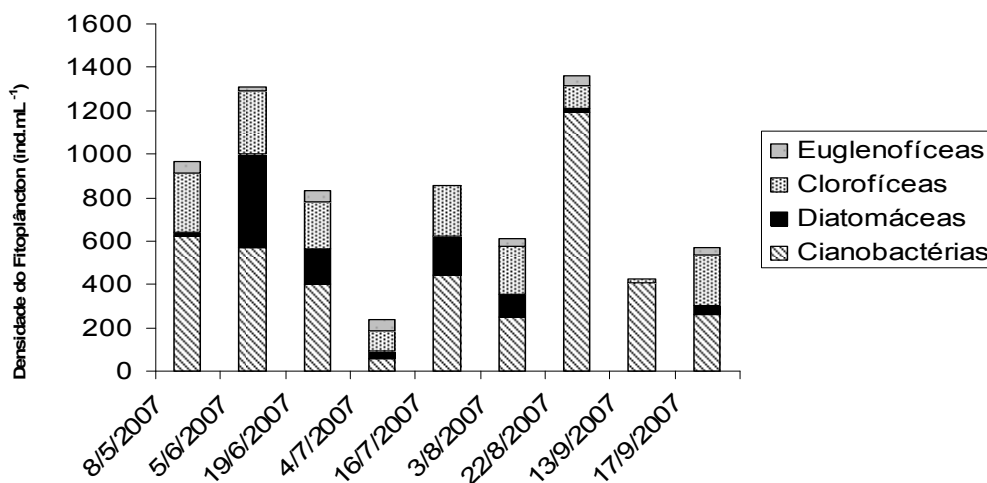


Figura 18. Variação da densidade de fitoplâncton no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Contribuição relativa do Fitoplâncton

Os resultados evidenciaram que a contribuição relativa das cianobactérias variou entre 24% a 95%, com média de 55%, sendo consideradas o grupo mais abundante na maior parte do estudo. As clorofíceas apresentaram contribuição relativa de 4%- 41%, seguidas das diatomáceas (1,5 %-33 %,) e euglenofíceas (1,3% - 22%).

As cianobactérias tiveram maior contribuição na comunidade fitoplanctônica em 22/08/2007 (87%) e 13/09/2007 (95%). Houve um pequeno aumento da contribuição das clorofíceas em 04/07/2007 (37%), 03/08/2007 (35%) e 41% em 17/09/2007, logo após a despesca do viveiro. As diatomáceas apresentaram maior contribuição em 05/06, 19/06, 04/07, 16/07 e 03/08/2007. As

euglenofíceas apresentaram contribuição significativa durante o estudo apenas em 04/07/2007 (figura 19).

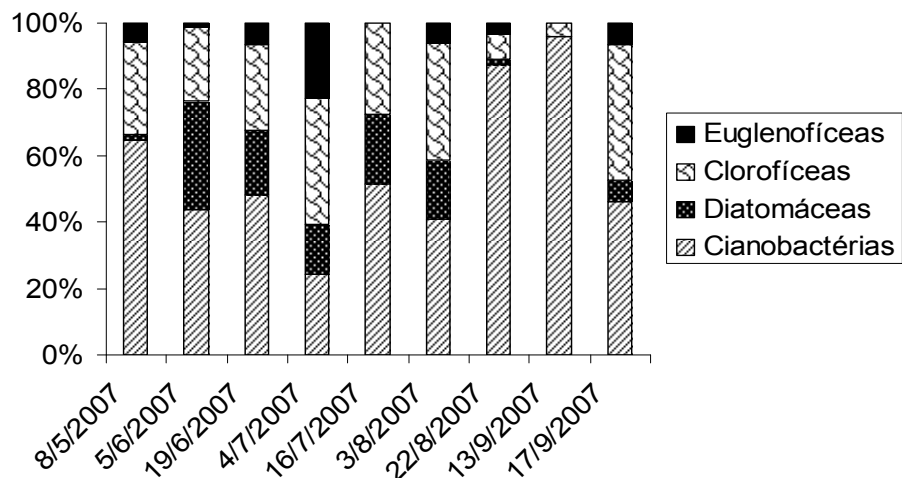


Figura 19. Densidade relativa do fitoplâncton no rio Ceará-Mirim no período de maio/2007 a setembro/2007.

Densidade de cianobactérias (cél.mL⁻¹) no rio Ceará-Mirim

A densidade de células de cianobactérias no rio variou entre 5.076 cel.mL⁻¹ a 87.208 cel.mL⁻¹ (22/08/2007), com média de 23.870 cel.mL⁻¹. Esses valores estão dentro do valor máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357, que permite 50.000 células.mL⁻¹ para água doce de classe 2 destinadas à aquicultura e pesca, com exceção apenas em 22/08/2007 (figura 20).

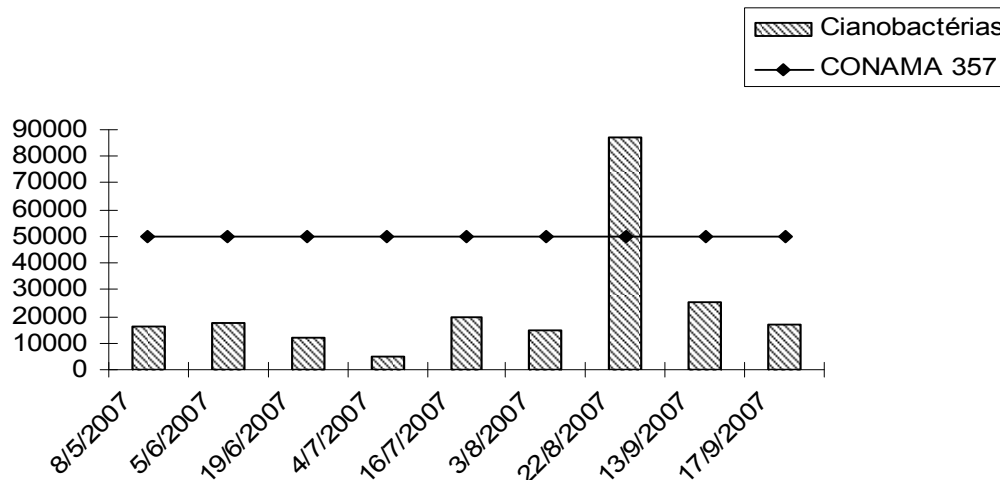


Figura 20. Densidade de cianobactérias (Células.mL⁻¹) no rio Ceará- Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007 (a linha reta representa o valor máximo permitido (50.000 células.mL⁻¹) pela Resolução CONANA 357 de março de 2005.

Comparação da densidade do fitoplâncton no rio Ceará-Mirim e viveiro

Neste estudo, a densidade do fitoplâncton foi maior no viveiro do que no rio Ceará-Mirim. Os dinoflagelados não estiveram presentes no rio Ceará-Mirim (figura 21). A densidade média das cianobactérias foi de 2,56 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,36) no rio e 3,87 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,27) no viveiro; as diatomáceas tiveram média de 1,85 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,49) no rio e 2,42 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,54) no viveiro; as clorofíceas, 2,16 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,38) no rio e 2,58 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,44) no viveiro; as euglenofíceas apresentaram 1,59 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,17) no rio e 2,29 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,35) e os dinoflagelados apresentaram média de 2,51 Log ind.mL⁻¹ no viveiro.

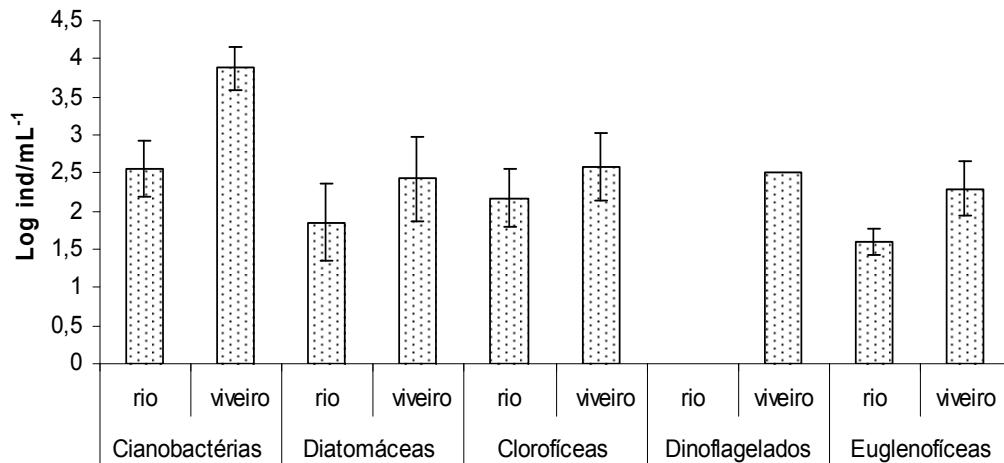


Figura 21. Médias e desvio padrão dos grupos de fitoplâncton no rio Ceará-Mirim e viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Espécies descritoras, dominantes, abundantes e frequência relativa do Fitoplâncton no rio Ceará-Mirim

No rio Ceará-Mirim, 47 % das espécies descritoras foram compostas pelo grupo cianobactérias, tais como *Anabaena circinalis*, *Planktothrix* spp. (*Planktothrix agardhii*, *P. raciborskii*, *P. mougheotii*), *Pseudoanabaena* sp₁., *Merismopedia* sp., *Aphanocapsa* sp., *Pseudoanabaena* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Microcystis* sp. O grupo diatomácea foi representado pelas espécies *Navicula* sp., *Cyclotella* sp., *Navicula* sp₃. e *Nitzschia* sp.; o grupo clorofíceas, por *Monoraphidium contortum*, *Oocystis* sp., *Scenedesmus* sp. e *Eutetramorus* sp. O grupo euglenofíceas foi representado apenas pelo gênero *Trachelomonas*.

Microcystis sp. foi considerada a espécie dominante, já as espécies *Pseudoanabaena* sp₁., *Merismopedia* sp., *Aphanocapsa* sp. e *Pseudoanabaena* sp. foram consideradas abundantes. Para o grupo diatomáceas as espécies *Navicula* sp., *Cyclotella* sp., *Navicula* sp₃. e *Nitzschia* sp. foram consideradas abundantes. Do grupo clorofíceas, as espécies *Monoraphidium contortum*, *Oocystis* sp. e

Eutetramorus sp. foram abundantes. *Trachelomonas* sp. foi a única espécie do grupo Euglenoficea considerada abundante.

Para o grupo cianobactérias, a espécie *Microcystis* sp. teve 100% de ocorrência. *Pseudoanabaena* sp₁. apresentou 56%, *Merismopedia* sp. *Aphanocapsa* sp. apresentaram 44%. *Pseudoanabaena* sp. e *Planktothrix* spp. apresentaram 33% e *Anabaena circinalis* e *Aphanizomenon* sp. apresentaram 22% e 11%, respectivamente. Do grupo diatomáceas, a espécie *Navicula* sp. apresentou ocorrência de 67%, a espécie *Cyclotella* sp. 33%, *Navicula* sp₃. e *Nitzschia* sp. apresentaram 22% e 11%, respectivamente. Do grupo clorofíceas, a espécie *Monoraphidium contortum* e *Oocystis* sp. apresentaram 78%, seguidas das espécies *Scenedesmus* sp. e *Eutetramorus* sp. com 33% de frequência de ocorrência. Para o grupo euglenofíceas, a espécie *Trachelomonas* sp. apresentou 67% de frequência de ocorrência. As espécies descritoras, dominantes, abundantes e suas respectivas frequências de ocorrência são mostradas na tabela III.

Tabela III. Espécies descritoras (Reynolds, 2002), dominantes e abundantes (Lobo e Leighton, 1986) e frequência de ocorrência das espécies (%) no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.

	2007									
	8/5	5/6	19/6	4/7	16/7	3/8	22/8	13/9	17/9	F.O.%
CYANOPHYCEA										
<i>Anabaena circinalis</i>						3			6	22
<i>Planktothrix</i> spp.	4	3					9			33
<i>Pseudanabaena</i> sp ₁ .	30 **	33 **	41 **				17 **	42 **		56
<i>Merismopedia</i> sp.	15**		2			3			6	44
<i>Aphanocapsa</i> sp.	7				6	9 **			3	44
<i>Pseudanabaena</i> sp.		4	4		19 **					33
<i>Aphanizomenon</i> sp.					8					11
<i>Microcystis</i> sp.	1	1	1	24 **	18 **	23 **	62 *	53 *	31 **	100
BACILLARIOPHYCEAE										
<i>Cyclotella</i> sp.	2		11 **				2			33
<i>Navicula</i> sp.		10 **	6	15	15 **	15 **			6	67
<i>Navicula</i> sp ₃ .		8 **			4					22
<i>Nitzschia</i> sp.		10 **								11
CHLOROPHYCEAE										
<i>Monoraphidium contortum</i>	21 **	6	22 **	8	13 **	21 **			25	78
<i>Oocystis</i> sp.	7	4	4	30 **	8	6			6	78
<i>Scenedesmus</i> sp.		1				3			6	33
<i>Eutetramorus</i> sp.		11 **			6	6				33
EUGLENOPHYCEAE										
<i>Trachelomonas</i> sp.	2		2	23 **		6	3		6	67

(dominantes *, abundantes**)

Diversidade, equitabilidade e riqueza do Fitoplâncton no rio Ceará-Mirim (captação-drenagem)

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi baixo, apresentando média de 1,16 bits./ind (DP \pm 0,41) com máximo de 1,92 em 13/09/2007 no final do período de estudo e mínimo de 0,62 em 04/07/2007 (figura 22).

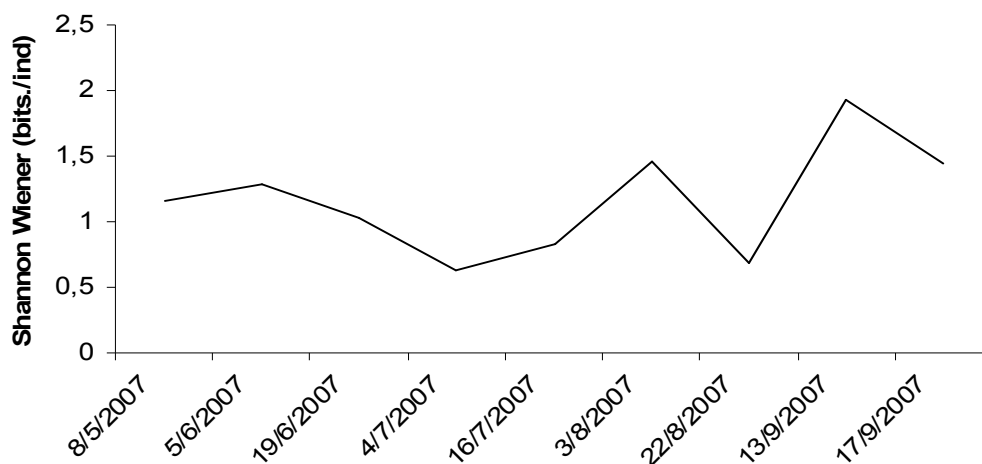


Figura 22. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.

O índice de equitabilidade apresentou média de 0,41 (DP \pm 0,30), valor máximo de 1,21 (13/09/2007) e mínimo de 0,24 (16/07/2007). Os baixos valores dos índices de equitabilidade indicam que as espécies não estão igualmente distribuídas (figura 23).

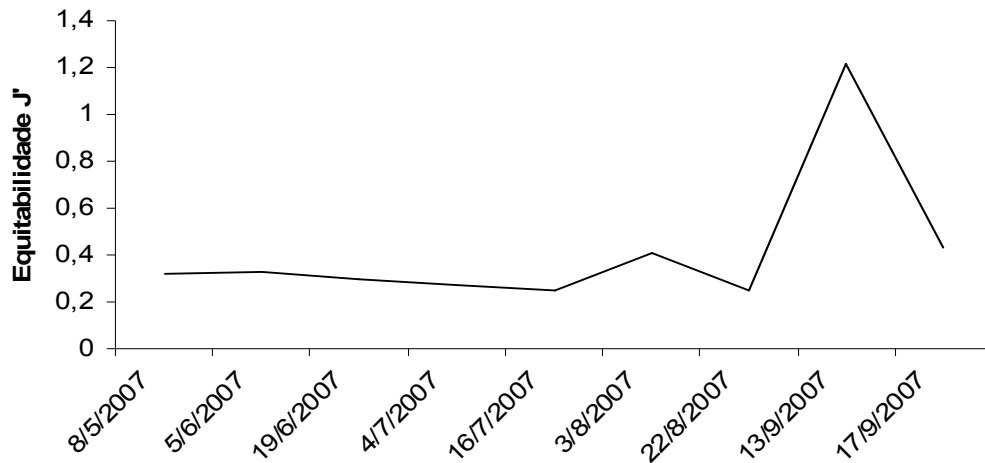


Figura 23. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará-Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.

A riqueza de táxons apresentou média de 9 ($DP \pm 3,77$), com mínimo de 3 táxons (13/09/2007) e valor máximo de 15 táxons em 05/06/2007 (figura 24).

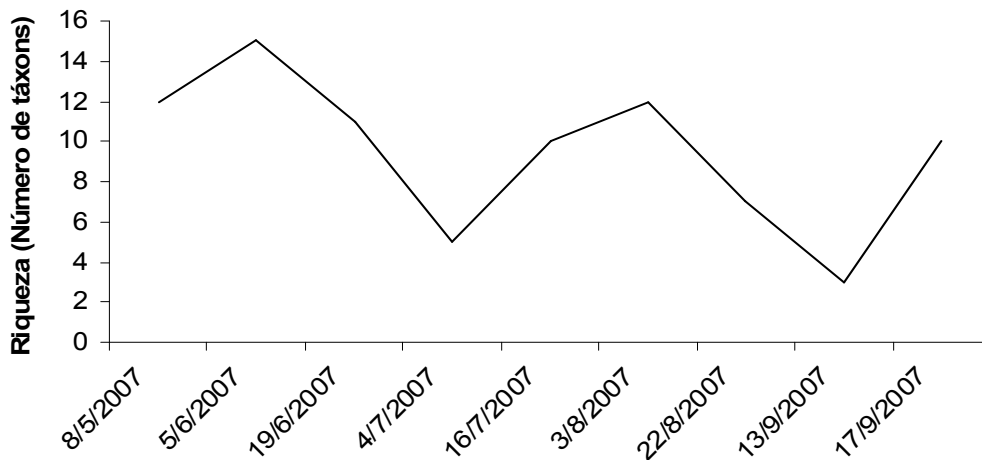


Figura 24. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no rio Ceará- Mirim, no período de maio/2007 a setembro/2007.

4.0 RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O teste de correlação linear realizado entre as variáveis bióticas (fitoplâncton total, grupos do fitoplâncton, bacterioplâncton e clofófila-*a*) e as abióticas (pH, salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, fósforo total, transparência e nível da água) para o viveiro mostrou que as variáveis significativas selecionadas pelo teste foram as seguintes: densidade de fitoplâncton total com o nível da água ($r = -0,76$ e $p = 0,026$), densidade de diatomáceas com o nível da água ($r = -0,89$ e $p = 0,0029$) e pH com as cianobactérias ($r = 0,76$ e $p = 0,025$). A tabela IV mostra as correlações significativas entre essas variáveis.

Tabela IV. Correlação entre as variáveis bióticas e abióticas no viveiro de água doce, no período de maio/2007 a setembro/2007.

Correlação	Média	Desvio Padrão	Valor de r	Valor de p		
Fitoplâncton total x Nível da água do viveiro	10150	1	6664	1	-0,76	0,026 *
Diatomáceas x Nível da água do viveiro	522	1	562	1	-0,89	0,0029*
Cianobactérias x pH	5525	10	5015	1	0,76	0,025 *

A análise do teste *t* foi realizada para verificar se havia diferença significativa entre as densidades dos grupos do fitoplâncton, clorofila-*a* e fósforo total no viveiro e no rio.

O resultado mostrou que houve diferença significativa entre as densidades de clorofíceas ($p = 0,005$) e concentrações de clorofila- *a* ($p = 0,0004$) entre o rio Ceará-Mirim e viveiro (Tabela V).

Tabela V. Teste *t* comparando as densidades dos grupos fitoplanctônicos, fósforo total e clorofila- *a* no rio Ceará-Mirim e viveiro, no período de estudo.

Teste <i>t</i>	Rio		Viveiro		Valor de <i>t</i>	Valor de <i>p</i>
	média	DP	média	DP		
Cianobactérias (ind.mL⁻¹)	1,44	1,86	4937	4318	14	1,44
Diatomáceas (ind.mL⁻¹)	179	96,5	521	562,2	1,66	0,11
Clorofíceas (ind.mL⁻¹)	136	146,1	820	519,8	3,39	0,005 *
Dinoflagelados (ind.mL⁻¹)	487	0,0	0	4,24	-	-
Euglenofíceas (ind.mL⁻¹)	0	14,4	43	0,0	-	-
Fitoplâncton total (ind.mL⁻¹)	5268,7	4275	10149,7	6663	1,74	0,10
Fósforo total (ind.mL⁻¹)	271	53	430	291	1,51	0,15
Clorofila-<i>a</i> (ind.mL⁻¹)	21	15	182	99	4,5	0,0004 *

*Valores considerados significativos assumindo $\alpha < 0,05$ (5%).

5.0 DISCUSSÃO

As práticas de manejo comumente empregadas na atividade de aquicultura visando incrementar a produção podem provocar rápida deterioração dos corpos de água, levando a problemas ambientais e sanitários. Práticas como baixo fluxo de água, arraçoamento, calagem e o aumento das cargas de nitrogênio e fósforo, através da fertilização, contribuem para a poluição do meio aquático (Mercante *et al.*, 2006). Para Pereira *et al.*, (2004), o principal problema em viveiros de peixe, por exemplo, é gerado pela grande quantidade de ração, que também é disponível para o crescimento das algas e bactérias. A frequência, o tipo e as dosagens dos fertilizantes empregados favorecem a ocorrência de florações de microalgas. Apesar da importância das microalgas, o excesso de fertilizantes causa problemas pois, dependendo da espécie dominante, as florações podem apresentar um risco para o produtor, como é o caso das cianobactérias (Oliveira, 2004). Segundo Smith (1985), o excesso de fitoplâncton afeta a qualidade da água em viveiros de peixe.

Buford (1997) relata que mudanças nas concentrações de amônia, nitrogênio e fósforo total coincidem com mudanças na estrutura da comunidade do fitoplâncton em viveiros de camarão na Austrália. Assim, a dinâmica do fitoplâncton em viveiros é muito influenciada pelas práticas de manejo da aquicultura, as quais modificam as propriedades físicas e químicas da água com conseqüente mudança na distribuição da comunidade fitoplanctônica. Portanto, o mais difícil em atividades de aquicultura é conciliar as práticas de manejo com a produtividade do pescado, manutenção da estabilidade da comunidade fitoplanctônica e a qualidade da água para o cultivo, bem como a água de descarga dos viveiros.

As ações antrópicas nocivas como despejos de esgotos urbano e industrial nos sistemas aquáticos levam ao enriquecimento da água em termos de nutrientes, promovendo a eutrofização com conseqüentes mudanças na qualidade da água. Já é bem documentado na literatura mundial o descaso com que foram tratadas as descargas industriais, urbanas e da agricultura, assim como a má utilização e o planejamento inadequado dos recursos hídricos em muitas regiões do mundo (Matsuzaki *et al.*, 2004). A atividade de aquicultura, por exemplo, vem desenvolvendo uma condição de não-sustentabilidade, pois tem causado impactos negativos, associados com a emissão de nitrogênio e fósforo para os estuários (Naylor *et al.*, 2000; Rodríguez e Paz-Osuna, 2003). Segundo Lacerda (2005), a emissão de nitrogênio e fósforo é cerca de 20 a 50 vezes maior que as emissões naturais.

No Rio Grande do Norte, também existem registros na literatura sobre esta realidade. Lacerda *et al.* (2005) relatam sobre as condições ambientais do rio Ceará-Mirim, uma vez que algumas atividades como a agricultura e carcinicultura contribuem para entrada de fósforo e nitrogênio nos estuários. Problemas de eutrofização e florações de cianobactérias em reservatórios do semi-árido também foram registrados por Costa *et al.* (2006). Bittencourt-Oliveira (2003) ressalta que a poluição presente nas bacias hidrográficas decorrente de ações antropogênicas pode trazer problemas de saúde pública e ao meio ambiente. Um dos eventos que ocorrem em ecossistemas aquáticos mais associados a cargas poluidoras são as florações de cianobactérias, as quais podem alterar o equilíbrio ecológico do

ecossistema aquático, causando odor e gosto desagradável na água. O termo floração é empregado pra indicar a multiplicação excessiva das células fitoplanctônicas, que acarreta sérios desequilíbrios ecológicos e de saúde pública (Sant'Anna *et al.*, 2006). Algumas espécies de cianobactérias que desenvolvem floração podem produzir toxinas, que se acumulam na cadeia trófica, causando mortandade de animais aquáticos e terrestres, efeitos crônicos e intoxicações agudas no homem (Carmichael & Falconer, 1993; Azevedo, 1998; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2001; Havens *et al.*, 2003; Tsukamoto e Takahashi, 2007).

Espécies aquáticas excretam amônia como resultado de seu metabolismo e que, em altos níveis, são tóxicas para estas espécies. Esse fato exige constantes monitoramentos e trocas de água para manter os seus níveis baixos, o que leva a uma pressão sobre o ambiente estuarino, de onde a água é captada ou descartada. O íon amônio pode ser utilizado como fonte de nitrogênio pelo fitoplâncton e por bactérias heterotróficas que podem chegar a consumir até 50% do amônio dissolvido na água, o que mostra a importância desses microorganismos para a boa qualidade do meio de cultivo (Barbieri e Ostrensky, 2002).

As algas e bactérias contribuem significativamente na cadeia alimentar porque servem de alimento para camarões e peixes e, através de sua atividade decompositora, reciclam o nitrogênio e fósforo estimulando a produtividade primária (Moriarty, 1997). Os microorganismos têm uma grande importância em viveiros de aquicultura pelos seguintes aspectos: podem interferir na produtividade e na ciclagem de nutrientes, uma vez que regulam as concentrações de amônia; na nutrição dos animais, pois são importantes na substituição de alimentos artificiais por alimento natural, especialmente nos primeiros estágios de vida; na qualidade da água, pois regulam a concentração de oxigênio e do pH; no controle de doenças e patógenos e no impacto ambiental dos efluentes (Moriarty, 1997). A investigação do tipo e a contagem da população bacteriana em cultivos de camarão são importantes como indicadores úteis da qualidade de água e dos camarões (Kuttanappilly & Surendram, 2004). Branco & Senna (1996) verificaram que o aumento da contagem de bactérias heterotróficas foi associado à entrada de matéria orgânica no reservatório de Paranoá (Brasília-Brasil). Simon *et al.* (1998), no lago

Constance na Alemanha, observaram correlação positiva entre o fósforo total e clorofila-*a* com o bacterioplâncton, considerando assim que o fator mais relevante para o controle do crescimento do bacterioplâncton depende do estado trófico do ambiente.

Em ambientes aquáticos oligotróficos temperados, o número de bactérias normalmente apresenta-se em torno 10^5 mL^{-1} enquanto, para ambientes eutróficos, situa-se na ordem de 10^7 mL^{-1} (Cole *et al.*, 1988). Considerando, a maior representatividade de cocos e bacilos com valores médios de 10^7 mL^{-1} , o viveiro investigado neste estudo pode ser classificado como eutrófico, apesar da influência do clima tropical e da dinâmica do viveiro que naturalmente contribui para o aumento da densidade bacteriana. Nossos resultados evidenciaram valores entre 5,13 e $8,50 \times 10^7 \text{ bac.mL}^{-1}$, sendo compatíveis com os valores observados em reservatórios e viveiros de cultivo com freqüentes florações de cianobactérias.

Bouvy *et al.* (2001) no reservatório de Ingazeira, no semi-árido brasileiro, por exemplo, observaram que a alta abundância de bacterioplâncton (média = $2.46 \times 10^{10} \text{ cel.L}^{-1}$) foi atribuída ao *bloom* de *Cylindrospermopsis raciborskii*, sugerindo que a produção da matéria orgânica pode regular o crescimento bacteriano. Em lagos rasos hipereutróficos em Vienna (Áustria), Mayer *et al.* (1997) também encontraram densidades semelhantes ($15 \times 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$), relatando que o número de bactérias é controlado pela disponibilidade de substâncias orgânicas presentes na água e pelo efeito da predação sobre estas, e que o aumento do número de bactérias pode ser uma reação de um bom suprimento alimentar, devido ao uso de matéria orgânica dissolvida durante o *bloom* de fitoplâncton e depois do desfalecimento destes.

Vanderzant *et al.* (1971) observaram a microflora bacteriana em viveiros de camarão-marrom (*Penaeus aztecus*) verificando altas contagens das bactérias heterotróficas, e que alterações nas características da água dos viveiros e no estoque de camarão podem ter causado mudanças nas contagens. Os mesmos autores também consideraram que a flora microbiana da água foi influenciada pela ração dos camarões; sendo, portanto, o principal fator de controle desta flora na água e nos camarões. Em estudo da dinâmica do fitoplâncton em viveiros de

camarão na Austrália, Buford (1997) observou uma elevada variação diária do bacterioplâncton ocasionada pelo manejo dos viveiros. Também verificou que não houve diferença significativa na contagem de bactérias entre os pontos de estudo e profundidade, considerando assim que amostras, quando coletadas em um só ponto e profundidade, podem ser representativas, para a dinâmica do ambiente que o autor observou. Buford *et al* (2003), em viveiros de camarão em Belize, verificaram que as médias da abundância bacteriana nos viveiros estiveram entre $3,35$ e $5,42 \times 10^7 \text{ mL}^{-1}$ e foram associadas a elevados valores de nitrogênio e carbono.

Em viveiros de *Macrobrachium rosenbergii* na Índia, foi analisado o número de bactérias heterotróficas na água e no intestino dos camarões, sendo encontrado um número mais elevado nos intestinos. Um fato também importante a ser estudado e investigado em viveiros é a presença de coliformes e enterococos, pois fazendas de camarão podem carregar um número significativo dos mesmos, tanto na água como no pescado. O aumento de coliformes e enterococos afeta a qualidade do pescado e ocasiona problemas de saúde pública. Sendo assim, é necessário que haja um controle nas cargas de bactérias no sistema de aquicultura, visando adotar gerências nas fazendas que possuem a prática de trocas de água e alimentação artificial para que o ambiente fique protegido. O alto número de bactérias foi atribuído a práticas de manejo como fertilização e arraçoamento (devido ao excesso de ração), que promoveram o aumento de nutrientes na água (Kuttanappilly & Surendram, 2004).

Neste estudo, a comunidade fitoplanctônica no viveiro foi bem representada por cianobactérias em termos de composição e densidade (80%), seguida das diatomáceas e clorofíceas que representaram essa comunidade em torno de 20%. As cianobactérias também foram dominantes do rio (captação/drenagem), mas com menor densidade do que no viveiro, representando entre 24% a 95% do fitoplâncton total. Buford (1997), em seu estudo realizado em viveiros de camarão na Austrália, encontrou maiores densidades de diatomáceas no rio, ao contrário do presente estudo, mas as cianobactérias também foram dominantes no viveiro. Rodríguez e Paez-Osuna (2003) também observaram abundância do grupo das

cianobactérias em viveiros de camarão no México, normalmente diferente do que acontece no resto do mundo, em que diatomáceas e dinoflagelados dominam. Outros estudos também mostraram dominância de cianobactérias em viveiros de camarão. No sudeste dos Estados Unidos, a dominância das cianobactérias representou 90% da comunidade fitoplanctônica (Zimba *et al.*, 2006) e na Malásia 73% (Yusoff *et al.*, 2002).

Viveiros são considerados ambientes rasos e dinâmicos (Pereira *et al.*, 2004). Assim, podem ser comparados aos lagos rasos, os quais apresentam intensa interação entre sedimento e água e podem sofrer mudanças abruptas entre diferentes estados alternativos de equilíbrio, com conseqüências diretas sobre a comunidade fitoplanctônica, de acordo com Scheffer (1998, 2001). Para Odum (1988), em ambientes lênticos a diversidade de espécies é mais baixa, e a produção primária depende da natureza química da bacia e da natureza das importações oriundas dos rios ou da terra. De fato, neste estudo houve baixa diversidade e elevada densidade do fitoplâncton no viveiro, devido à grande oferta de nutrientes. Já no rio Ceará-Mirim a densidade e a diversidade fitoplanctônica foram menores do que no viveiro. Em ambientes lóticos, o gradiente fluvial envolve mudanças longitudinais no metabolismo da comunidade e na diversidade biótica, uma vez que a corrente é um fator limitante e de controle nesses ambientes e o intercâmbio entre a terra e a água é mais extenso, resultando num ecossistema mais “aberto” (Vanotte *et al.*, 1980; Odum, 1988). Isso confirma a teoria do rio contínuo de Vanotte *et al.* (1980), na qual espécies respondem por suas ocorrências e abundâncias relativas aos gradientes físicos presentes no meio.

Segundo a OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), o rio Ceará-Mirim (captação/drenagem) foi classificado como eutrófico, levando em consideração os parâmetros de clorofila-*a* e fósforo total. O viveiro foi classificado como hipereutrófico. Já era esperado este estado de trofia do viveiro pela própria característica do ambiente, uma vez que são ambientes artificiais fertilizados constantemente, possuem baixo fluxo de água e portanto, muito dinâmicos. Os valores registrados para esses parâmetros neste estudo, tanto para o viveiro quanto para o rio, estão bem acima dos valores permitidos pela

Resolução CONAMA 357 para corpos de água da classe 2 (águas destinadas à aquicultura e à atividade de pesca), que é de até 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para clorofila-*a* e 0,030 mg.L^{-1} para o fósforo total. Já as concentrações de oxigênio dissolvido no viveiro variaram de 5,23 mg.L^{-1} a 9 mg.L^{-1} , mostrando ser compatível com a sobrevivência dos seres vivos, e também dentro do nível aceitável (6 mg.L^{-1})

As espécies descritoras dos ambientes estudados foram representadas por cianobactérias formadoras de florações e potenciais produtoras de toxinas, compondo mais que 50% de todas as espécies do fitoplâncton. As espécies descritoras deste estudo tais como *Microcystis* sp., *Planktothrix* spp. (*Planktothrix agardhii*, *P. raciborskii*, *P. mougeotii*), *Cylindrospermopsis raciborskii* (morfotipo reto e encurvado), *Aphanizomenon* sp., *Anabaenopsis* sp., *Aphanocapsa* sp. e *Anabaena circinalis* são consideradas potencialmente tóxicas e habitantes comuns de ambientes eutrofizados (Chorus & Bartram, 1999; Havens *et al.*, 2003; Santa' Anna *et al.*, 2006). Tais espécies são amplamente distribuídas nas águas continentais brasileiras e já foram responsáveis por 60% dos casos de florações tóxicas no país (Sant'Anna *et al.*, 2006).

Cianobactérias estão frequentemente relacionadas às condições eutróficas, contudo são componentes importantes do fitoplâncton em ambientes oligo e mesotróficos (Huszar *et al.*, 2000). Existe um crescente registro de danos causado ao meio ambiente durante o crescimento de populações de cianobactérias, especialmente aquelas que ocorrem em níveis elevados de biomassa (Huszar *et al.*, 2000; Havens *et al.*, 2003; Tsukamoto e Takahashi, 2007).

A dominância de cianobactérias em relação aos demais grupos é justificada pelas suas estratégias adaptativas tornando possível seu desenvolvimento em condições eutróficas, uma vez que possuem habilidade de armazenar fósforo em suas células; fixação de nitrogênio atmosférico e habilidade de migrar na coluna de água devido à presença de aerótopos, facilitando assim o posicionamento na zona eufótica para aproveitar maior eficácia de luz e nutrientes (Reynolds, 2000; Mercante *et al.*, 2006).

Com base nos resultados, a dominância das cianobactérias foi responsável pela baixa diversidade registrada no presente estudo. Isso foi bem demonstrado

através do índice de Shannon-Wiener (Shannon Weaver, 1963), que indicou baixa diversidade do fitoplâncton. Os baixos valores da transparência, pH sempre alcalino, alta temperatura e disponibilidade de fósforo, e a baixa disponibilidade de luz parecem ter sido determinantes na distribuição das espécies do fitoplâncton. De fato, as cianobactérias dominantes neste estudo são hábeis em viver em águas rasas tropicais eutrofizadas, mornas e bastante turvas (Reynolds, 1994; Reynolds, 2000).

Bouvy *et al.* (2001) observaram o efeito da dominância de cianobactérias (*Cylindrospermopsis raciborskii*) no reservatório de Ingazeira, durante todo o ciclo anual, sobre a biodiversidade. Mostraram que a habilidade das cianobactérias de formar *blooms* elimina outras espécies do fitoplâncton e consideraram este estado como a última manifestação de hipereutrofia em reservatórios túrbidos e rasos.

Neste trabalho o grupo Chlorophyceae foi muito bem representado por Chlorococcales. Reynolds *et al.* (2002) relatam que as Chlorococcales (*Scenedesmus* sp. *Monoraphidium* sp. e *Pediastrum* sp.) são frequentemente encontradas em ambientes eutróficos, sendo bem representadas em águas tropicais, rasas e eutrofizadas. Conforme Chellappa e Costa (2003), é comum a dominância de cianobactérias sem variação sazonal marcante, presentes em ambientes eutróficos, no qual espécies como *Microcystis* sp. e pequenas clorofíceas coexistem.

Em relação aos padrões de qualidade de água para o uso destinado à aquicultura atribuídos pela Resolução CONAMA 357 de março de 2005, tomando como parâmetro as células de cianobactérias, os valores determinados no viveiro estiveram muito acima do valor máximo permitido para água de classe 2, que é de 50.000 cél.mL⁻¹. No rio Ceará- Mirim, o número de células de cianobactérias esteve, na maior parte do período estudado, dentro dos limites permitidos por essa resolução, com exceção do alto valor encontrado em 22/08/2007, que foi de 87.208 cel.mL⁻¹. Apesar desses valores estarem dentro do limite aceitável pela legislação, ainda são considerados bem elevados para um ambiente lótico. Embora os problemas trazidos por florações tóxicas de cianobactérias sejam bem conhecidos, esses locais estão normalmente próximos a grandes centros urbanos e não apresentam qualquer controle de qualidade de água (Mercante *et al.*, 2006).

Certas espécies de cianobactérias são capazes de produzir metabólitos secundários que podem ser acumulados na rede trófica e produzir diferentes sintomas de intoxicação, atingindo conjuntos de organismos muito além da comunidade aquática, inclusive o homem (Cood, 1998; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2001). As toxinas produzidas pelas cianobactérias são chamadas cianotoxinas, que podem ser tóxicas aos organismos e tipos celulares, causando sérios danos aos organismos aquáticos e ao ser humano, seja por simples contato seja pela ingestão de seres vivos contaminados. As cianotoxinas são divididas em neurotoxinas, que causam danos ao sistema nervoso, e hepatotoxinas, que causam danos ao fígado (Cood, 1998; Tsukamoto e Takahashi, 2007). As neurotoxinas e hepatotoxinas são consideradas os principais agentes tóxicos produzidos pelas cianobactérias porque podem causar danos à vida animal e à saúde humana (Carmichael & Falconer, 1993; Azevedo, 1998). O viveiro em estudo apresentou freqüentes florações de *Microcystis* spp. (*Microcystis panniformis* e *Microcystis* sp.), que é uma espécie produtora de microcistina, e isso representa um risco potencial para a contaminação da água e bioacumulação na cadeia trófica (Cood, 2000; Zimba *et al.*, 2006). Além de *Microcystis* spp., *Anabaena*, *Planktothrix* e *Oscillatoria*, também produzem microcistina, uma hepatoxina que inibe o funcionamento das células do fígado, causando morte das células deste órgão (Tsukamoto e Takahashi, 2007). A microcistina causa intoxicações externas, fraqueza, palidez, extremidades frias, respiração pesada, diarreia e vômito, além de promover tumores hepáticos (Cood, 2000). A exposição crônica da toxina pela ingestão de água pode aumentar o índice de câncer hepático (Chorus & Bartram, 1999).

A bioacumulação é uma importante via de contaminação de toxinas, uma vez que estas podem ser transferidas aos invertebrados através da cadeia trófica. Sendo assim, o processo de bioacumulação é importante no transporte de substâncias tóxicas e na acumulação na cadeia alimentar, incluindo também organismos superiores como o homem (Vidotti e Rollemberg, 2004). Invertebrados têm capacidade particularmente alta de concentrar metais e outros materiais encontrados no ambiente ao filtrarem o plâncton, durante sua alimentação. Nesse processo, há uma tendência dessas substâncias serem fixadas nos tecidos dos

invertebrados, sendo um dos maiores problemas apresentados com relação aos efeitos dos organismos aquáticos associados à transferência na cadeia alimentar. Assim, as cianotoxinas também exercem efeito sobre a qualidade do pescado, visto que as toxinas podem ser acumuladas no músculo do pescado, atuando como veículo para contaminar o ser humano (Magalhães *et al.*, 2001; Tsukamoto e Takahashi, 2007). Em alguns reservatórios do RN, como Armando Ribeiro Gonçalves e Gargalheiras, também ocorrem florações tóxicas de cianobactérias, chegando a apresentar em alguns períodos do ano mais de 1 milhão de células de cianobactérias por milímetro, o que compromete sua utilização para o abastecimento humano (Eskinazi-San'tanna *et al.*, 2006).

Na análise de teste *t* realizada entre as variáveis estudadas no viveiro e no rio Ceará- Mirim, observou-se que apenas as clorofíceas e clorofila-*a* mostraram diferença significativa ($\alpha < 0,05$) entre esses ambientes. A composição da comunidade fitoplanctônica foi semelhante no viveiro e no rio (ponto de captação), assim como altos valores de concentrações de fósforo e clorofila-*a*, evidenciando o efeito poluidor das descargas dos viveiros. Na aquicultura, as descargas dos viveiros levam ao aumento de fósforo total e clorofila-*a* no ambiente natural, conseqüentemente ocorrem mudanças na comunidade fitoplanctônica, muitas vezes com florações de cianobactérias, modificando assim, a estrutura dos ambientes naturais. Isso foi muito bem demonstrado através do trabalho realizado por Trott e Alongi (2000), que observaram o impacto dos efluentes de viveiros de camarão em manguezais e estuários da Austrália, verificando que seus efluentes contribuíram significativamente para o aumento de nutrientes em ambientes costeiros. Em conseqüência disso a biomassa do fitoplâncton foi elevada, e algumas características da qualidade de água foram alteradas pelos efluentes de descargas. Para Wainberg e Câmara (1998), os problemas associados à poluição causada pelos efluentes das fazendas de camarão tendem a se agravar à medida que ocorre a intensificação dos regimes de cultivo, principalmente em áreas onde é grande a concentração de viveiros de camarão, e a circulação e renovação das águas receptoras são insuficientes.

A clorofila-*a* foi significativamente mais elevada no viveiro sendo compatível, portanto, com a alta densidade fitoplanctônica registrada nesse ambiente. Isso demonstra que a concentração de clorofila-*a* reflete a variação numérica do fitoplâncton (Branco & Senna, 1996). A clorofila-*a* mostrou ser mais eficaz em retratar a relação de biomassa fitoplanctônica entre o rio e o viveiro, tendo em vista não ter ocorrido diferença significativa entre o fitoplâncton desses sistemas através do test *t*.

Apesar da não significância do test *t* entre a comunidade fitoplanctônica do viveiro e o rio Ceará-Mirim, visualmente é observada uma maior densidade no viveiro. A similaridade na composição de espécies entre o viveiro e o rio pode ser explicada pela semelhança das condições físico-químicas desses ambientes, que parece ter influenciado a seleção das mesmas espécies.

Em relação às cianobactérias, nenhuma diferença significativa foi encontrada na composição e densidade entre o viveiro e o rio, indicando a similaridade de condições ambientais dos dois sistemas para seleção desse grupo do fitoplâncton. Era esperada uma menor contribuição de cianobactérias planctônicas no rio, devido ao caráter lótico desse sistema, uma vez que mudanças podem ocorrer ao longo do fluxo de um rio, interferindo na comunidade biológica (Vannote *et al.*, 1980). Ao contrário do observado neste trabalho, Buford (1997), ao estudar viveiros de camarão na Austrália, encontrou diferenças entre a composição de espécies no ambiente natural e viveiro, atribuídas à menor disponibilidade de nutrientes no ambiente natural. Ele considerou que o crescimento do fitoplâncton foi influenciado por vários fatores, sendo luz, temperatura, nutrientes e herbivoria considerados os mais importantes.

O fósforo é considerado fator limitante nos viveiros de cultivo, pois é imediatamente incorporado na cadeia alimentar via fitoplâncton e zooplâncton (Matsuzaki *et al.*, 2004). Os elevados níveis de fósforo observados no viveiro e no rio Ceará-Mirim, durante o período analisado, levam a supor que há entrada de nutrientes nesses ambientes, uma vez que o principal problema em viveiros é gerado pela grande quantidade de ração, também disponível para o crescimento das algas e bactérias (Sipaúba –Tavares, 2006).

A combinação de nitrogênio e fósforo estimula a alta produção bem como a dominância de cianobactérias em viveiros (Havens *et al.*, 2003; Rodríguez e Paez-Osuna, 2003), todavia vale ressaltar que outros fatores devem ser levados em consideração, dado que os mecanismos de seleção do fitoplâncton não são limitados apenas pela concentração de fósforo (Reynolds, 2000). Os altos níveis de fósforo registrados no viveiro e no rio durante o estudo sustentaram alta biomassa fitoplanctônica (densidade e clorofila-*a*), indicando que os ambientes citados não são limitados por esse nutriente e que outros fatores podem também ser importantes na distribuição do fitoplâncton, como a luz e o pH.

A densidade de cianobactérias esteve correlacionada positivamente com o pH, que se manteve sempre alcalino durante todo o cultivo. As cianobactérias são favorecidas em ambientes com elevado pH devido a sua habilidade de usar o bicarbonato como fonte de carbono (Huszar *et al.*, 1998; Deng *et al.*, 2007). Goldbeck *et al.* (2006), em estudo laboratorial observaram um melhor crescimento de cianobactérias expostas a um pH em torno de 8. Quando os valores de pH estão altos, ocorrem mudanças no equilíbrio das concentrações das formas de carbono na água, favorecendo assim o desenvolvimento das cianobactérias e prejudicando os demais grupos de fitoplâncton (Mercante *et al.*, 2006).

A densidade de diatomáceas e do fitoplâncton total esteve correlacionada negativamente com o nível da água do viveiro, indicando uma possível influência do fluxo de água na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. De fato, observamos que houve uma queda da densidade fitoplanctônica do viveiro em 05/06, 04/07, 03/08 e 22/08/2007, provavelmente ocasionada pela calagem e renovação da água que antecederam as coletas. O fluxo de água é um fator de diluição dos componentes químicos e biológicos, pois modifica a estrutura da comunidade (composição e densidade) e processos internos do sistema. Normalmente os viveiros são rasos ecossistemas dinâmicos com espaço limitado e extremamente suscetíveis a fatores meteorológicos; portanto, a entrada e saída de água e o vento contribuem para distribuição da variação de fatores físicos e químicos. Por esse motivo o tempo de residência da água tem-se tornado essencial para entender os processos internos dos sistemas artificiais (Pereira *et al.* 2004).

A transparência, quando considerada como indicador de estado trófico do sistema, é influenciada pela ressuspensão do material sedimentado (Huszar *et al.*, 1998). No viveiro em estudo, a baixa transparência foi ocasionada não só pela grande biomassa de fitoplâncton encontrada, especialmente cianobactérias, mas também por fatores de manejo do viveiro, como aeração e renovação da água, que promovem o aumento do material em suspensão na água.

O problema de florações de cianobactérias em aquicultura promove impactos importantes para o cultivo e o ambiente. Viveiros que formam intensas florações de cianobactérias podem reduzir o teor de oxigênio, afetando a espécie cultivada, causando danos à produção e qualidade do pescado (Rodríguez e Paez-Osuna 2003). Além disso, a presença de certas espécies produtoras de metabólitos secundários como geosmina e 2- metilisoborneol, que conferem sabor e odor à água, costuma causar rejeição do pescado por parte dos consumidores (Kenefick *et al.*, 1992). Magalhães e Azevedo (1998), na lagoa de Jacarepaguá, de clima tropical, localizada no Estado do Rio de Janeiro - Brasil, demonstraram a rápida transferência de microcistina nos peixes, primeiramente devido à ingestão de células de *Microcystis aeruginosa*. Depois a toxina foi tomada pelos ácidos biliares, transportada ao intestino e células do fígado, sendo acumulada principalmente no fígado. Zimba *et al.* (2006), em viveiros de camarão *Litopenaeus vannamei* nos E.U.A, confirmaram a presença de microcistina no músculo e hepatopâncreas dos camarões e na água do viveiro, associando a alta mortalidade à presença de microcistina. Os potenciais riscos de saúde associados às cianobactérias tóxicas só foram descobertos recentemente em pesquisas destinadas à produção de água para consumo humano, nas quais a remoção de cianobactérias e suas toxinas é um dos grandes desafios do tratamento de água (Campinas *et al.*, 2002). Para Cood (2000), a elevada incidência na detecção de toxinas, acoplada a problemas de saúde humana e animal, tem aumentado a necessidade de desenvolver políticas que reduzam o desenvolvimento da população de cianobactérias.

A ocorrência de florações de cianobactérias nos rios indica que a eutrofização atingiu um patamar de extrema gravidade e mostra que o descarte de

efluente dos viveiros no ambiente natural pode transportar uma quantidade suficiente de cianobactérias, fazendo o corpo receptor ultrapassar os limites da legislação.

A região Nordeste do Brasil, como outras regiões tropicais, apresenta condições propensas para desenvolver florações e contaminação por toxinas de cianobactérias visto que apresenta um clima sempre quente, mananciais constituídos por pequenos corpos de água sem renovação, mananciais que apresentam baixo nível de água na seca, água com pH básico, falta de saneamento, níveis de pobreza e educação problemáticos e falta de controle de saúde pelo poder público (Tsukamoto e Takahashi, 2007).

Por essa razão, é de extrema importância que os viveiros não sejam considerados uma unidade isolada do meio ambiente, e sim um importante elemento da dinâmica do ecossistema, já que os viveiros podem ser um agente de poluição aos recursos naturais. Sugestões de boas práticas de manejo, adequando o uso de fertilizantes e o descarte de efluentes dos viveiros, assim como a fiscalização desses ambientes por órgão indicado e a criação de uma legislação que englobe o monitoramento de cianotoxinas na água e no pescado, seriam valiosas se fossem realmente incorporadas, visando a um melhor controle do impacto da aquicultura sobre os ambientes naturais adjacentes.

6.0 CONCLUSÃO

1. Os ambientes estudados (viveiro e rio Ceará-Mirim) configuram elevado estado de eutrofia, com base em altas concentrações de clorofila-*a* e fósforo total e dominância de cianobactérias;
2. A comunidade fitoplanctônica foi dominada por cianobactérias, apresentando alguns gêneros potencialmente tóxicos como *Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis*;
3. Cianobactérias mantiveram alta densidade (>80%) com poucas variações durante todo o cultivo no viveiro, caracterizando-se como intensas florações duradouras;
4. A densidade de células de cianobactérias, os níveis de fósforo e clorofila-*a* excederam o valor máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005, por isso a água do viveiro e a do rio Ceará-Mirim não foram enquadradas como de “boa qualidade” para o cultivo de camarão;
5. A composição de espécies do fitoplâncton no viveiro e no rio Ceará-Mirim (ponto de captação/drenagem) foi semelhante, bem como altos valores de concentrações de fósforo e clorofila-*a*, evidenciando o efeito poluidor das descargas dos viveiros no ambiente natural;
6. As espécies do fitoplâncton foram selecionadas no ambiente pela baixa disponibilidade de luz, alto pH, temperatura e elevada disponibilidade de fósforo total;
7. A renovação de água durante o manejo do viveiro promoveu variações significativas na densidade fitoplanctônica;

8.A alta densidade bacteriana registrada neste estudo foi compatível com o alto grau de trofia do viveiro.

7.0 REFERÊNCIAS

- APHA. Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edição. **Public Health Association**, Washington DC.2000.
- ARANA, L.V. **Fundamentos de Aqüicultura**. Florianópolis: EDUFSC, 2004.
- AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J.G.; GRAY, J.S.; MEYER-REIL, L.A. & THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Marine Ecology Progress Series**.10:257-263.1983.
- AZEVEDO, S. M. F. **Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública**. Ed.3, p. 1-5. 1998.
- BARBIERI JUNIOR, R. C.; OSTRENSKY NETO, A. **Camarões marinhos: engorda**. Vol II. Viçosa: Aprenda fácil, 2002.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., OLIVEIRA, M.C., YUNES, J.S. Cianobactérias tóxicas. **Revista Biotecnologia**. Ano IV. N. 23. 2001.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., MOLICA, R. Cianobactérias invasoras. **Revista biológica Ciência e desenvolvimento**. Edição n° 30. Janeiro-junho 2003.
- BOURRELLY, P. Lês algues d'eau douce: initiation à la systémstique, 2: les algues jaunes et brunes, les Crysophcées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. V.2. **Paris. Éditions N. Boubée**. 517p.1981.
- BOURRELLY, P. Lês algues d'eau douce: initiation à la systémstique, 3: lês algues blenes et rouges, lês Euglêniens, Peridiniens, et Cryptomonadines. V.3. (Ed. Ver.aum.) **Paris: Éditions N. Boubée**. 606p. 1985.
- BOUVY, M., PAGANO, M., TROSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacterial and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquatic microbial Ecology**. Vol.25:215-227, 2001.
- BRANCO, C. W. C., SENNA, P.A.C., Relations among heterotrophic bacteria, chlrophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brasil. **Hydrobiologia**. 337: 171-181. 1996.
- BUFORD, M. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. **Aquaculture Research**, 28,351-360, 1997.
- BUFORD, M. A., THOMPSON, P.J., McINTOSH, R.P., BAUMAN, R. H., PEARSON, D. C. Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. **Aquaculture**. 219. 393-411. 2003

CAMPINAS, M., TEIXEIRA, M.R., LUCAS, H., ROSA, M.J. Previsão da capacidade de remoção de cianobactérias e cianotoxinas na ETA de Alcantarilha. **Actas do 10º Encontro Nacional de Saneamento Básico**. Associação Portuguesa de Saneamento Básico. Universidade do Minho, 2002.

CARMICHAEL, W.W. & FALCONER, I.R. Diseases related to fresherwater blue-green algal toxins, and control measures. In **Algal toxins an seafood and drinking water**. Ed. I.R.Falconer. pp. 17-209. Academic Press, London. 1993.

CHELLAPPA, N. T., COSTA, M. A . M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica** 24. S3-S10. 2003.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water**. E & FN. Spon, Londres, 416p. 1999.

COLE, J.J., FINDLAY, S., PACE, M.L. Bacterial production in freshwater and saltwater ecosystems: A cross-system overview. **Marine Ecology Progress Series**.43, 1-10. 1988.

CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União – Seção1, nº 53, 18 de março de 2005.

COOD, C.A. Cyanobacterial blooms and toxins in fresh, Brackish and marine waters. **Harmful algae**. B. Reguera, J. Blanco, M^a. L. Fernández and Wyatt, T. (eds.) Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 1998.

COOD, C.A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**. 16. 51-60. 2000.

COSTA, I. A. S., AZEVEDO, S. M. F. O., SENNA, P. A. C., BERNARDO, R. R., COSTA, S. M., CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brasilien semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**. 66(1b): 29-41, 2006.

DENG, D. G., XIE, P., ZHOU, Q., YANG, H., GUO, L.G. Studies on temporal and spatial variations of Phytoplankton in lake Chaohu. **Journal of integrative plant biology**. 49(4).409-418.2007.

DOWNING, J.A., WARSON, S.B., MCCAULEY, E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**. Vol.58, 2001.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M., PANOSSO, R.F., ATTAYDE, J.L., COSTA, I.A.S., SANTOS, C.M., ARAÚJO, M., MELO, J.L.S. Águas Potiguares: Oásis Ameaçados. **Revista Ciência Hoje**, 39, 68-71. 2006.

FERREIRA, C.J. A., ROCHA, A.J.A. Estudo comparativo de comunidade fitoplanctônicas e o uso de diversidade como discriminador ambiental. **Acta Limnologica Brasiliensia**. Vol.11.447-468.1988.

GOCKE, K. & RHEINEIMER, G. Microbial investigations in rivers. VII. Seasonal variations of bacterial numbers and activity in eutrophied rivers of Northern Germany. **Archiv für Hydrobiologie**. V. 112.n.2.p 197-219.1988.

GOLDBECK, R., SILVA, A. G.; JACQUES, A. C., COGO, S. L., MITTERER, M. L., QUEIROZ, M.I. Relação entre o nitrogênio total e não-protéico na cianobactéria

Aphanothece microscopica Nägeli. **Vetor, Rio Grande**, 16(1/2): 47-53, 2006.

HAVENS, K.E., JAMES, R. T., EAST, T.L., SMITH, V.H. N:P ratios, limitation and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. **Environmental Pollution**. 122. 379-390. 2003.

HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., DOMINGOS, P, MARINHO, M. & MELO, S. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hydrobiologia**. 59-71.1998.

HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M., DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C.L. Cyanobacterial assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**. 424. 67-77.2000.

HUSZAR, V. L.M., CARACO, N.F., ROLAND, F., COLE, J. Nutrient-Chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**.2006.

IDEMA. **Relatório de avaliação da situação sócio econômica e ambiental do estuário do Ceará Mirim** Disponível em:

<[http://www.idema.rn.gov.br/arquivos/3/Produto7%20\(Estu%C3%A1rio%20Cear%C3%A1-Mirim\)/ESTU%C3%81RIO%20CEAR%C3%81%20MIRIM2.doc](http://www.idema.rn.gov.br/arquivos/3/Produto7%20(Estu%C3%A1rio%20Cear%C3%A1-Mirim)/ESTU%C3%81RIO%20CEAR%C3%81%20MIRIM2.doc)>

2004. Acessado em: 21/06/2007.

JESPERSEN, A. M. & CHRISTOFFERSEN, K., Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archiv für Hydrobiologie**. 109: 445-454. 1988.

KENEFICK, S.L., HRUDEY, S.E., PREPAS, E. E., MOTKOSKY, N., PETERSON, H. G. Odorous substances and cyanobacterial toxins in prairie drinking water sources. **Water science and Technology**. 25. 147-154. 1992.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4 – Nostocales. **Archiv für Hydrobiologie** 56:247-345, (Algological Studies, 56). 1989.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota I. Teil Chroococcales. – In: **ETTL, H., et. al. (Ed).** Süßwasserflora von Mitteleuropa. Jena: J. Fischer, 19 (1): 1-548. 1998.

Komárek, J. & Anagnostidis, K. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In: **B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl (eds.)**. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Elsevier: Spektrum Akademischer Verlag, Munique, pp. 759. 2005.

KUTTANAPPILLY, V. L. & SURENDRAM, P.K. Bacterial microflora with farmed freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (de man) and the aquaculture environment. **Aquaculture Research**. 35. 629-635. 2004.

LACERDA, L. D., VAISMAN, A. G., MAIA, L.P., SILVA, C.A. R., CUNHA, E.M.S. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other antropogenic sources for six estuaries along the NE Brasilien coast. **Aquaculture**. 2005.

LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis de los sistemas de desembocadura de rios y esteros de la zona central de Chile. **Ver. Biol. Mar., Valparaiso**, 22:1 – 29. 1986.

LUND J. W. G.; KIPLING AND E. D. LECREN. The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, 11: 143-170. 1958.

MAGALHÃES, V.F; SOARES, R.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in the Jacarepaguá lagoon, Brazil. **Harmful algae**. B. Reguera, J. Blanco, M^a. L. Fernández and Wyatt, T. (eds.) Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 1998.

MAGALHÃES, V.F; SOARES, R.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, 39:1077-1085. 2001.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Editorial Ômega. 1983.

MARKER, A.F. H., NUSCH, E.A., RAI, H. & RIEMAN, B. The measurements of photophometric pigments in fresh-water and standardization of methods: conclusions and recommendation. **Archiv für Hydrobiologie**, Beicvh.v.14, p 91-106, 1980.

MATSUZAKI, M., MUCCI, J. L. N., ROCHA, A. A., Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro de São Paulo. Phytoplankton community in a recreational fishing lake, Brazil. **Revista Saúde Pública**. Vol 38. n 5. São Paulo, 2004.

MAYER, J., DOKULIL, M.Y., SALBRECHTER, M., BERGER, M., POSCH, T., PFISTER, G., KIRSCHNER, A K.T., VELIMIROV, B., STEITZ, A., & Ulbricht, T. Seasonal successions and trophic relations between phytoplankton, zooplankton, ciliate and bacteria in a hypertrophic shallow lake in Vienna, Austria. **Hydrobiologia**. 342/343:165-174.1997.

MERCANTE, C. T. J., SILVA, D., COSTA, S.V. **Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana da São Paulo por meio de uso de variáveis abióticas e clorofila**. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo. (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006.

MORIATY, D.J.W. The role of microorganisms in aquaculture ponds. **Aquaculture**. 151. 333-349. 1997.

NAYLOR. R. S., GOLDBURG, R. J., PRIMAVERA. J.H., KAUTSKY, N., BEVERIDGE, M.C.M., CLAY, J., FOLKE, C., LUBCHENCO, J., MOONEY, H., TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**. Vol. 405.pp.1017-1024. 2000.

NORLAND, S. The relationship between biomass and volume of bacteria. In: **Kemp P. F.; Sherr B. F.; Sherr E.B. and Cole, J.J. (Eds.)**. Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis publishers, London. pp. 303-32007. 1993.

ODUM, E.P. **Ecologia**. 1ª edição. Editora Guanabara Koogan. 1988.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). **Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control**. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Paris, France. 1982.

OLIVEIRA, D.B.F. A fertilização e a boa presença das microalgas nos viveiros de camarão. **Panorama da Aqüicultura**. 2004.

POSH, T., LOFERER-KRÖBBACHER, M., GAO, G., ALFREIDER, A., PERNTHALER, J., PSENNER, R., Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, an of allometric and linear volume-to-carbon conversion factors. **Aquatic Microbial Ecology**. Ecol.25, 55-63. 2001.

PEREIRA, R. H. G.: ESPÍNDOLA. E. L. G & ELER. M. N. Limnological variables and their correlation with water flow in fishponds. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 16(3): 263-271, 2004

PIELOU, E. C. The measurements of diversity in different types of biological collection. **Jour. Theor.Biol.** v.13,p 131-144,1964.

PINTO-COELHO, R.M. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. **Freshwater Biology**.40: 159-173.1998.

REYNOLDS, C. S The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 23. 683-691. 1988.

REYNOLDS, C. S. The role of fluid motions in the dynamics of phytoplankton in lakes and rivers. In: **Aquatic ecology**. (Eds. P.S. GILLER, A.G. HILDREW AND D.G RAFFAELLI) Oxford: Blackwell Sci. Publs. P.141-187. 1994.

REYNOLDS, C.; COLIN, M. D.; PADISÁK, J. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now? **Hydrobiologia** 424: 147–152, 2000.

REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L., MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton (review). **Journal of plankton research**. Vol. 24. n 5. 417-428.2002.

ROUND, F.E. The taxonomy of the chlorophyta II. **British Phycological Journal** (2): 235-264. 1971.

RODRÍGUEZ, R. A., PÁEZ-OZUNA, F. Nutrientes, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. **Aquaculture**.219. 317-336. 2003

SANT'ANNA. C. L., GENTIL, R. C., SILVA. D., **Comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo**. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo. (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006.

SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. Chapman & Hall, London: 357 p. 1998.

SCHEFFER, M. Alternative attractors of shallow lakes. **The scientific world**, 1:254-263. 2001.

SHERR, E.B. and B.F. SHERR. Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept. **Limnology and Oceanography**. 33, 1225-1227. 1988.

SIMON, M.; AZAM, F. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. **Marine Ecology-Progress Series**. 51, 201-213. 1989.

SIMOM, M. TILZER, M.M.,MULLER, H. Bacterioplankton dynamics in a large mesotrophic lake: I. abundance, production and growth control. **Archiv für Hydrobiologie**. 143.4. 385-407. 1998.

SMITH, D. W. Biological control of excessive phytoplankton growth and the enhancement of aquacultural production. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**.Vol.42. 1985.

SIPAÚBA-TAVARES,L.H.,BACCARIN & BRAGA, F.M. Limnological parameters and plankton community responses in Nile tilapia ponds under chicken dung and NPK (4-14-8) fertilizers. **Acta Limnologica Brasiliensia**. **16(3): 336-346.2006.**

SIMONSEN, E. H. **The diatom system: ideas on phylogeny**. Bacillaria. 2:9-71. 1979.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO NORTE. **Estudo mostra ponto fraco dos rios** Acessado em:< <http://www.semarnh.rn.gov.br/detalhe.asp?IdPublicacao=4490> > (Diário de Natal, 24/02/2005)

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. **The mathematical theory of communications**. Urbana:University of Illinois Press.173 p.1963.

TAVARES, L.H.S., ROCHA,O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. Editora RiMa. Ed.1 São Paulo,2003.

TROTT, A. & ALONGI, D.M. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. **Marine Pollution Bulletin**. Vol40. n 11. p. 947-951. 2000.

TSUKAMOTO, R.Y., TAKAHASHI, N.S. Cianobactérias + civilização = problemas para a saúde, a aqüicultura e a natureza. **Panorama da aqüicultura**. Vol.17.n.103.2007.

ÜTERMOL, H. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilungen. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**. 9: 1-38. 1958

VANDERZANT, C. NICKELSON, R. JUDKINS, P.W. Microbial flora of pond-reared brown shrimp (*Penaeus aztecus*). **American Society for Microbiology**. v.21. n 5. 916-921.1971.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Frisheries and Aquatic Sciences**, 37, 130137. 1980.

VIDOTTI, E. C., ROLEMBERG, M.C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação à química analítica. **Quim. Nova.** Vol.27, N 1, 139-145. 2004.

WAINBERG, A. A.; CAMARA, M. R. Carcinicultura no litoral oriental do Estado do Rio Grande do Norte. Brasil: interações ambientais e alternativas mitigadoras. In: **Anais da Aqüicultura Brasil** 98. Vol 2. Recife, 02 a 06 de novembro de 1998.

WEBER, C. I. Plankton. In: National Environmental Research Center Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed). Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents. P.1-17. 1973.

YUSOFF, M.F., ZUBAIDAH, M.S., MATIAS, H.B., KWAN, T.S. Phytoplankton succession in intensive marine shrimp culture ponds treated with a commercial bacterial product. **Aquaculture Research.** 33, 269-278.2002.

ZIMBA, P.V., CAMUS, A.L., ALLEN, E.H., BURKHOLDER, J.M. Co-occurrence of white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, mortalities and microcystin toxin in a southeastern USA shrimp facility. **Aquaculture.** 261. 1048-1055. 2006.

CAPÍTULO II

Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em viveiro de cultivo de camarão em água salgada localizado em ambiente tropical eutrofizado no nordeste brasileiro.

RESUMO

O cultivo de organismos aquáticos, quando não manejado adequadamente, promove a perda da qualidade de água, principalmente quando ocorrem florações de cianobactérias. O presente estudo tem como objetivo estudar a composição e densidade do fitoplâncton e bacterioplâncton em um ciclo completo de cultivo de camarão (*Litopenaeus vannamei*), comparar com o ponto de captação/drenagem e determinar os fatores ambientais responsáveis pelas mudanças estruturais dessas comunidades. Amostras de água foram coletadas semanalmente em um ciclo completo no período de setembro/2005 a fevereiro/2006 dentro do viveiro e no ponto de captação/drenagem. Variáveis como pH, salinidade, transparência, nível da água, temperatura, oxigênio dissolvido, fósforo total e clorofila-*a* foram medidas. Composição e densidade do fitoplâncton e bacterioplâncton foram estudadas. As amostras de fitoplâncton foram preservadas com lugol acético, e a densidade foi determinada pelo método de Utermöhl. Índices de diversidade (Shannon-Wiener) e equitabilidade (Pielou) foram calculados. A estimativa da densidade bacteriana foi realizada por microscopia de fluorescência. O valor médio da salinidade foi de 34‰, da transparência foi de 0,29m, do pH 8,1, do nível da água 0,90 m, do oxigênio dissolvido 9,9 mg.L⁻¹ e da temperatura 30 °C. A média do fósforo total no viveiro foi de 627 µg.L⁻¹ e no ponto de captação, 412 µg. L⁻¹. A média da clorofila-*a* no viveiro foi de 60 µg.L⁻¹ e no ponto de captação/drenagem, 66 µg.L⁻¹. A densidade de bactérias heterotróficas variou de 5,30 x10⁷ a 1,72 x10⁸ Bac.mL⁻¹, apresentando correlação negativa com o fósforo total e salinidade. A comunidade fitoplanctônica foi representada por 53 táxons no viveiro e 27 no rio Jundiá, sendo as clorofíceas o grupo dominante. As diatomáceas apresentaram maior riqueza nos dois ambientes. Clorofíceas contribuíram com 25%-99% da densidade total de fitoplâncton. A espécie *Choricystis minor* foi a de maior ocorrência (100%) e dominância (80-99%), mostrando-se bem adaptada a condições de altas temperaturas e salinidade bem como baixa transparência da água. A densidade do fitoplâncton total variou de 72.974 ind.mL⁻¹ a 208.728 ind.mL⁻¹ no viveiro e no rio de 6.510 ind.mL⁻¹ a 63.042 ind.mL⁻¹. A correlação negativa, entre o grupo clorofíceas e a transparência, e positiva, entre clorofila-*a* e salinidade, evidenciou que o fitoplâncton foi bem adaptado à baixa transparência e elevada salinidade. Cianobactérias filamentosas como *Oscillatoria* sp., *Pseudoanabaena* sp. e *Phormidium* sp. foram frequentes. Elevados níveis de fósforo e clorofila-*a* no rio Jundiá denunciam o efeito poluidor das descargas dos viveiros nesse ambiente.

Palavras-chave: fitoplâncton, bacterioplâncton, eutrofização, viveiro de camarão, *Choricystis minor*

ABSTRACT

The cultivation of the aquatic organisms, if not managed properly, promotes the loss of water quality, mainly when occur cyanobacteria blooms. This work aimed to study the composition and density of phytoplankton and bacterioplankton in a complete cycle of shrimp cultivation (*Litopenaeus vannamei*), and determine the environmental factors responsible for structural changes of these communities. Samples of water were collected weekly in a complete cycle in the period of 2005/September to 2006/February inside of pond and in the point of inlet/drainage. Variable like pH, salinity, water transparency, depth, temperature, dissolved oxygen, total phosphorus and chlorophyll-*a* were measured.

Composition and density of phytoplankton and bacterioplankton were studied. The phytoplankton sampling was preserved with acetic lugol and the density was determinate by Utermöhl method. Indexes of diversity (Shannon-Wiener) and equitability (Pielou) were calculated. The estimate of bacterial density was held by microscopy fluorescence. The medium value of salinity was 34‰, of the transparence 0.29m, of the pH 8.1, of the level of water 0.90m, of the dissolved oxygen 9.9 mg.L⁻¹, of the temperature 30 °C. The total phosphorus medium in the pond was 627 µg.L⁻¹ and in the point of capture 412 µg. L⁻¹. Mean value of chlorophyll *a* was 60 µg.L⁻¹ in pond and 66 µg.L⁻¹ in capitacion/drainage point. Bacterial density ranged from 5.30 x10⁷ to 1.72 x10⁸ Bac.mL⁻¹, showing negatively correlation with the salinity and total phosphorus. The phytoplankton community was represented by 53 taxa in the pond and 27 in the Jundiá River, being the chlorophyta the dominance group. The diatoms showed higher richness in both environments. Chlorophyceae contributed with 25%-99% of the total density of the phytoplankton. The species *Choricystis minor* have the major occurrence (100%) and dominance (80-99%), showing be well adapted to conditions of the high temperatures, salinity and low transparency of water. The density of total phytoplankton ranged from 72974 ind.mL⁻¹ to 208728 ind.mL⁻¹ in the pond and from 6510 ind.mL⁻¹ to 63042 ind.mL⁻¹ in the River. The negative correlation between Chlorophyceae and water transparency, positive between chlorophyll-*a* and salinity, showed that the phytoplankton was well adapted to low transparency and high salinity. Filamentous cyanobacteria like *Oscillatoria* sp., *Pseudoanabaena* sp. and *Phormidium* sp. were frequents. High levels of phosphorus and chlorophyll-*a* in the Jundiá River denounced polluter effect of the discharges in the ponds on these environment.

Key words: Phytoplankton, Bacterioplankton, Eutrophication, Shrimp pond, *Choricystis minor*

1.0 Introdução

O cultivo de camarão é um dos segmentos da aquicultura que mais se destacam no contexto do setor pesqueiro mundial (Rocha e Rocha, 2007). A expansão dessa atividade visa principalmente prover proteína para suprir o aumento populacional (Lubchenco, 2003). Por outro lado, esta atividade acarreta efeitos negativos no ambiente como destruição dos manguezais e poluição da água pelos efluentes dos viveiros, provocando eutrofização nos ecossistemas adjacentes (Wainberg e Câmara, 1998).

Em viveiros de cultivo costuma-se adubar a água com compostos nitrogenados e fosfatados para promover o crescimento do plâncton, mas o excesso desses fertilizantes e restos de ração promovem florações de cianobactérias (Sant'Anna *et al.*, 2006). O excesso do fitoplâncton em viveiros é considerado um problema, já que pode afetar negativamente a qualidade de água (Smith, 1985). Por outro lado, o fitoplâncton tem sua importância na aquicultura, pois um dos fatores importantes para o sucesso no cultivo é a utilização do plâncton como alimento natural, principalmente nos estágios iniciais do desenvolvimento dos peixes e camarões (Tavares e Rocha, 2003). O fitoplâncton é extremamente sensível às mudanças ambientais, respondendo rapidamente a alterações químicas e físicas da água, sendo considerado como um bioindicador ambiental (Buford, 1997).

Para Huszar *et al.*, (2006), as concentrações de nitrogênio e fósforo podem explicar o padrão de distribuição do fitoplâncton porque o fósforo tem papel limitante sobre a produtividade primária (APHA, 1995). Variáveis como clorofila-*a*, luz e distribuição de nutrientes influenciam as atividades do fitoplâncton (Huszar *et al.*, 2006; Buford, 1997). Assim, o estudo da comunidade biótica, associado aos parâmetros físicos e químicos, pode detectar alterações na qualidade da água.

As bactérias são elementos importantes na cadeia alimentar nos ecossistemas aquáticos, pois afetam o fluxo do carbono e nutrientes (Azam *et al.*, 1983). Segundo Gurung *et al.*,(2002), as bactérias planctônicas heterotróficas são consideradas organismos fundamentais porque são associadas ao metabolismo do

carbono em habitats pelágicos. Também atuam na decomposição da matéria orgânica e na remineralização de nutrientes (Moriarty, 1997).

O objetivo deste trabalho é estudar a composição e densidade do fitoplâncton e bacterioplâncton em um ciclo completo de cultivo de camarão (*Litopenaeus vannamei*), comparar com o ponto de captação/drenagem e determinar os fatores ambientais responsáveis pelas mudanças estruturais dessas comunidades.

2.0 Materiais e Métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em uma fazenda comercial de camarão *Litopenaeus vannamei* com água de característica salgada, situada nas proximidades do estuário do rio Potengi no município de Macaíba (05° 51' 30'' S e 35° 21' 14'' W) a aproximadamente 20 Km de Natal/Rio Grande do Norte (Figura 1). A fazenda capta e descarga água do rio Jundiáí, que é um afluente da margem direita do rio Potengi, sendo independente e com bacia hidrográfica própria, uma vez que a vazão deste rio é menor do que a do rio Potengi, sendo mais influenciado pelas marés que alcançam à cidade de Macaíba (Silva, 2000).

Em estuários do Rio Grande do Norte, a carcinicultura tem se desenvolvido ocupando, principalmente, áreas anteriormente ocupadas por salinas (57%) e viveiros de peixes (37%) (Wainberg e Câmara, 1998). O estuário Potengi é constituído pelos rios Potengi, Jundiáí e Doce e localiza-se no litoral oriental do RN. Apresenta uma extensão aproximada de 20 Km sob a influência dos municípios de Macaíba, São Gonçalo do Amarante e Natal, adjacente a uma grande concentração urbana, que devido à expansão industrial e demográfica passou a receber grandes quantidades de esgotos domésticos e industriais (Silva, 2000).

O crescimento populacional e a ausência de um planejamento ambiental adequado, no decorrer de anos, foram decisivos para a implantação, na área do

estuário, de atividades bastante diversificadas e de forma desordenada, como saneamento, detritos industriais e carnicultura. Isso resultou numa série de conflitos, contribuindo para a degradação da área. Um caso claro é a exploração dos recursos hídricos do estuário do Potengi demonstrando uma sociedade sem consciência ambiental e a ausência de políticas públicas. Contudo, criou-se uma demanda sem precedentes submetendo o meio ambiente a agressões que está provocando o declínio cada vez mais acelerado de sua qualidade e de sua capacidade para sustentar a vida. Assim apesar do potencial turístico e social que o estuário Potengi sustenta e oferece para o estado, pouca atenção tem sido dada para o ecossistema a nível municipal e estadual (Araújo, 2002).

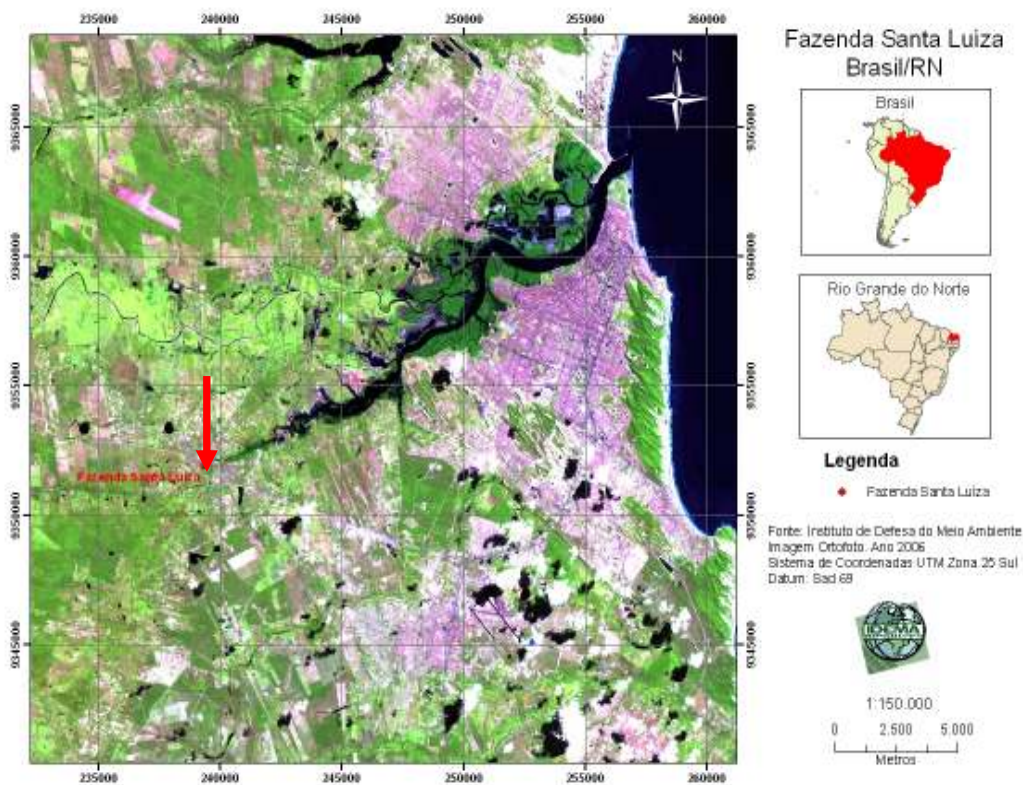


Figura 1. Localização da fazenda de camarão do viveiro de água salgada no município de Macaíba/RN (Fonte: IDEMA).

2.2 Procedimento de amostragem

As coletas foram realizadas semanalmente em um ciclo de engorda completo que durou cinco meses (setembro/2005 a fevereiro/2006), totalizando 17 amostras. O viveiro em estudo possui uma área de 1,6 hectares e 1.20 metros de profundidade e foi povoado em 16 de setembro de 2005 com 1.000.000 pós-larvas (PL's) de origem do laboratório AQUATEC, com densidade de estocagem de 62,5 animais/m².

As amostras foram coletadas no viveiro e no rio Jundiá (captação/drenagem). Amostras integradas da coluna d'água no viveiro foram obtidas com um tubo PVC alcançando toda a coluna da água em três pontos distintos (comporta de abastecimento, comporta de drenagem e centro do viveiro) e misturadas no balde para coletas de sub-amostras para análise de fitoplâncton, clorofila-*a* e nutrientes. Foram coletadas amostras integradas visando a obtenção de uma amostra mais representativa de um ambiente aparentemente heterogêneo. As variáveis ambientais foram medidas em todas as unidades amostrais nos viveiros. O bacterioplâncton foi coletado diretamente na comporta de saída do viveiro, por considerar um ponto amostral representativo, por ser uma área mais funda e com maior acúmulo de matéria orgânica (Borba, 2004).

As amostras da captação/drenagem também foram coletadas com tubo PVC e integradas para retirar subamostras para análises físico-químicas e biológicas. A periodicidade amostral foi determinada com base no curto tempo de geração do fitoplâncton.

2.3 Variáveis físico-químicas

Os parâmetros físico-químicos como temperatura e oxigênio dissolvido foram medidos pela sonda digital YSI F1055. O pH foi medido através da sonda digital YSI F1002. A salinidade da água foi medida através do salinômetro, o nível da água do viveiro através de uma régua milimetrada e a transparência com o disco

de Secchi. Também foram observadas as datas que ocorreram fertilização, oferta de ração, calagem e troca da água no viveiro para verificar possíveis influência na distribuição do fitoplâncton.

As análises de fósforo total foram realizadas de acordo com a metodologia de Valderrama (1995), através da oxidação de compostos nitrogenados em meio básico e de compostos fosforados em meio ácido, sendo a digestão feita com persulfato de potássio a 124⁰C .

2.4 Variáveis bióticas

2.4.1. Biomassa de clorofila-a

As amostras de clorofila-a foram extraídas com etanol e determinadas por fluorimetria, de acordo com Marker *et al.* (1980) e Jespersen & Christoffersen (1988).

2.4.2. Fitoplâncton

Identificação das espécies

Para a amostra do fitoplâncton total quantitativo retirou-se 300 mL da água integrada e fixou-se com lugol-acético 1%. A análise qualitativa foi realizada com amostras coletadas em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20 µm) e fixadas com formol a 4%.

As populações foram identificadas através de técnicas apropriadas para análise das características morfológicas e morfométricas, com microscópio óptico dotado com contraste de fase, filtros e equipamento fotográfico. Os sistemas de classificação adotados para as cianobactérias foram o de Komárek & Anagnostidis (1998) para o grupo Chroococcales, Anagnostidis & Komárek (2005) para Oscillatoriales e Komárek & Anagnostidis (1989) para Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton foram utilizadas as obras de Round (1971) para clorofíceas, Simonsen (1979) para diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos.

Quantificação das espécies e determinação da densidade

As amostras foram retiradas da água integrada no balde e fixadas com lugol-acético a 1%. A quantificação seguiu o método de Utermöhl (1958) em microscopia invertida (microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70). As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). Os indivíduos (células, colônias e filamentos) foram enumerados em campos aleatórios como proposto por Uhelinger (1964), sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% (Lund *et al.*, 1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos de espécies mais abundantes e pela curva de estabilização das espécies, obtida a partir do surgimento de espécies novas.

Os resultados foram expressos em densidade (org.mL^{-1}) e calculados de acordo com a formula de Weber (1973):

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

Onde: n = número de indivíduos efetivamente contados;

s = área do campo em mm^3 no aumento de 40X;

c = numero de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação em mm

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

A densidade de células de cianobactérias foi estimada pela média de células presentes na contagem de 30 indivíduos (colônias ou filamentos).

Espécies descritoras

Foram consideradas descritoras aquelas espécies que apresentaram densidade acima de 5% do fitoplâncton total (Reynolds, 2002).

Abundância relativa

As espécies foram classificadas como dominantes e abundantes, segundo o critério de Lobo & Leighton (1986), sendo dominantes as espécies consideradas com valores entre 50% a 100% da densidade total do fitoplâncton, e abundantes, com valor maior que a média da densidade total. Foi calculado a frequência de ocorrência das espécies descritoras.

Índices de diversidade

A diversidade foi determinada pelo índice de diversidade de Shannon e Wiener (Shannon & Weaver, 1963), de acordo com seguinte fórmula:

$$\text{Onde } H' = - \sum_{i=1}^n p_i \text{ LOG}_2 p_i.$$

Sendo $p_i = n_i/n$

n = número de indivíduos de cada táxon na amostra .

n = número de indivíduos na amostra.

O índice de Equitabilidade foi avaliado de acordo com Pielou (1964), segundo a fórmula:

$$J' = H' / \log_2 S$$

Onde H' = Diversidade da amostra.

S = número de táxons na unidade amostral.

A riqueza (R) do fitoplâncton foi considerada pelo número total de táxons encontrados em cada unidade amostral.

2.4.3. Bacterioplâncton

Amostras de 30 mL foram coletadas em frasco estéril na comporta de saída do viveiro e fixadas com 1 mL de formol filtrado a 2 % (concentração final). Para contagens bacterianas houve filtrações das amostras do viveiro e utilizaram-se subamostras de 2ml, que foram coradas com 200µl de laranja de acridina por cinco minutos e filtradas em filtros de polycarbonato escuro (Millipore), com poro de 0,2 µm. Para se obter uma melhor distribuição de células bacterianas foi utilizada uma membrana de acetato de celulose com poro de 0,45 µm (Poretics). Os filtros foram montados entre lâmina e lamínula, com uso de óleo de imersão não fluorescente. A contagem foi feita em um microscópio de epifluorescência com um aumento de 1250x (Olympus IX70). Pelo menos 300 bactérias foram contadas em 10 a 20 campos microscópicos, sendo classificadas em cocos, bacilos, espirilos e víbrios, baseados nas metodologias de Simon e Azam (1989), Norland (1993) e Posh *et al.* (2001). A densidade bacteriana foi calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$N \text{ Bac.mL}^{-1} = \frac{Z}{X} \times \frac{A}{a \times V}$$

Onde:

Z= Número de bactérias da amostra

X= Número de campos contados

A= Área de filtração (198,6)

a = Área contada

V= Volume filtrado.

2.5. Análises Estatísticas

Os resultados foram analisados usando estatística descritiva para os cálculos de média e desvio padrão. Uma análise de correlação linear entre variáveis bióticas e abióticas do viveiro também foi calculada. A associação entre essas

variáveis se estabeleceram por correlação linear simples com coeficiente de Pearson (r) considerando o $p \leq 0,05$ para que as correlações fossem consideradas significativas. Também foi realizado um teste t para verificar se havia diferença significativa entre as densidades dos grupos fitoplanctônicos, fósforo total e clorofila- a no rio Jundiá e no viveiro considerando um nível de significância de $\alpha < 5\%$. Estas análises foram realizadas através do programa STATISTICA 7.0.

3.0. RESULTADOS

3.1. Variáveis físico-químicas no Viveiro

A salinidade média foi de 34 ‰ (DP \pm 4,57‰). Houve um aumento significativo da salinidade durante o período de estudo, com mínimo de 25 ‰ em 29/09/2005 e 06/10/2005 e máximo de 39 ‰, em 14/02/2006 (figura 2a).

O nível de água no viveiro manteve-se praticamente constante variando entre 0,85 e 1,0 m (figura 2b). A transparência média no período de estudo foi de 0,29 m (DP \pm 0,07 m), apresentando valores mais altos nos primeiros dias de estudo (29/09/2005 a 10/11/2005), com valor máximo de 0,50 m em 29/09/2005. A transparência diminuiu da metade para o final do período de estudo, com valor mínimo de 0,25m em 13/12/2005, 19/12/2005, 10/01/2006, 19/01/2006, 24/01/2006, 31/01/2006, 07/02/2006 e 14/02/2006 (figura 2c).

A média das concentrações de oxigênio dissolvido no período de estudo foi de 9,9 mg.L⁻¹ (DP \pm 2,75 mg.L⁻¹). Em 19/01/2006 houve uma queda brusca dos valores de concentração de oxigênio dissolvido (3,25 mg.L⁻¹) restabelecendo os valores médios durante o estudo, com valor máximo de 14,8 mg.L⁻¹ em 07/02/2006 (figura 2d).

A temperatura média no período estudado foi de 30 °C (DP \pm 0,83 °C), com mínimo de 29 °C no início do estudo(29/09/05 a 04/11/05) e em 10,19 e 24/01/2006, restabelecendo os valores médios. O valor máximo (31,7 °C) foi encontrado em 06/12/2005. A temperatura foi considerada constante com um leve

aumento na metade do estudo (10/11/2005 a 19/12/2005) (figura 2e).

O pH médio do viveiro no período de estudo foi de 8,15 (DP \pm 0,37), com valor mínimo de 7,02, em 24/01/2006, e valor máximo de 8,6, em 10/11/2005, mantendo-se sempre alcalino durante todo o período de estudo (figura 2f).

O fósforo total apresentou média 627 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (DP \pm 173), aumentando gradativamente ao longo do estudo, com mínimo de 321 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (29/09/2005) e máximo de 831 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em 19/01/2006 (figura 2f). Os maiores valores foram encontrados a partir do mês de dezembro/2005, com exceção do dia 24/01/2006, quando houve uma brusca redução (tabela I)

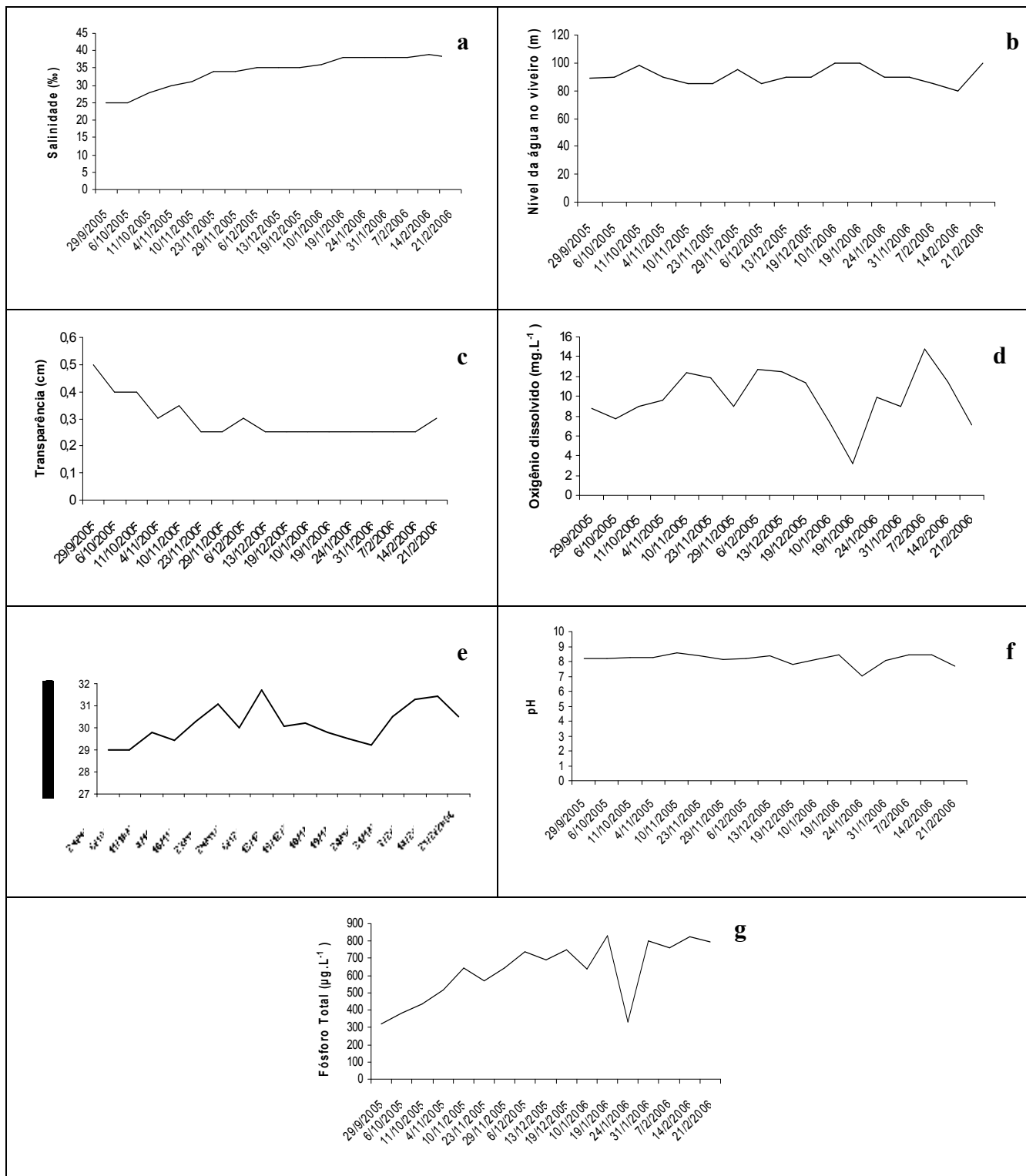


Figura 2. Variação temporal da salinidade (a), nível da água no viveiro (b), transparência (c), oxigênio dissolvido (d), temperatura (e), pH (f) e fósforo total (g) no viveiro de água doce e no viveiro de água salgada no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Tabela I. Variáveis físico-químicas no Viveiro (n=17)

Variáveis ambientais	Mínimo	Máximo	Média	DP
Salinidade (%)	25	39	34	4,57
Nível da água do viveiro (m)	0,85	1,0	0,90	0,06
Transparência (m)	0,25	0,50	0,29	0,07
Oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹)	3,25	14,8	9,9	2,75
Temperatura (°C)	29	31,7	30	0,83
pH	7,02	8,6	8,15	0,37
Fósforo total (µg.L⁻¹)	321	831	627	173

3.2. Fósforo total no rio Jundiaí (captação/drenagem)

O fósforo total na captação-drenagem teve média de 412 µg.L⁻¹ (DP ± 92 µg.L⁻¹) com mínimo 292 µg.L⁻¹ e máximo de 553 µg.L⁻¹. Comparando com as médias registradas no viveiro (627 µg.L⁻¹ e DP ± 173), as concentrações foram mais altas no viveiro (figura 3).

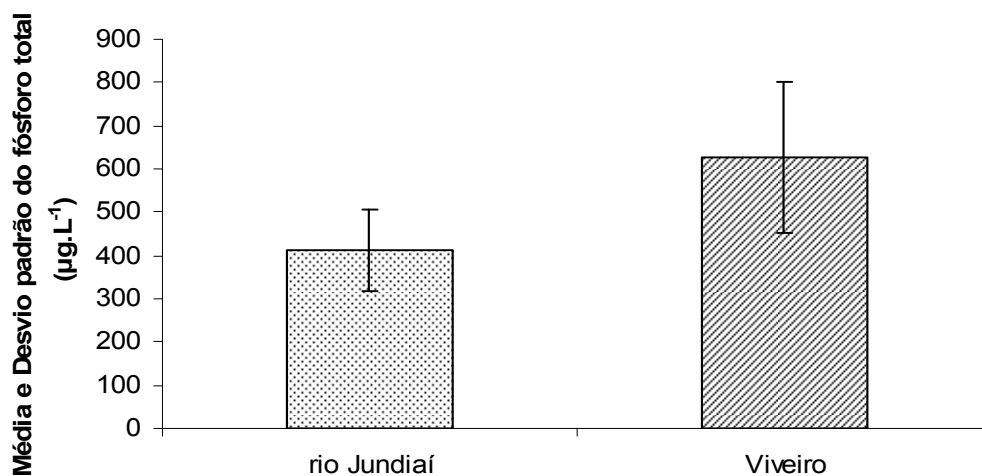


Figura 3. Médias e desvio padrão do fósforo total no rio Jundiá e viveiro de água salgada no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

3.3 Variáveis bióticas no viveiro

3.3.1. Clorofila-*a*

A clorofila-*a* apresentou média de 60,2 µg.L⁻¹ (DP ± 55 µg.L⁻¹) com mínimo de 2 µg.L⁻¹ (29/09/2005) e máximo de 225 µg.L⁻¹ em 31/01/2006. Houve um aumento significativo de clorofila-*a* em 13/12/2005, mantendo altos valores até o final do estudo (Figura 4).

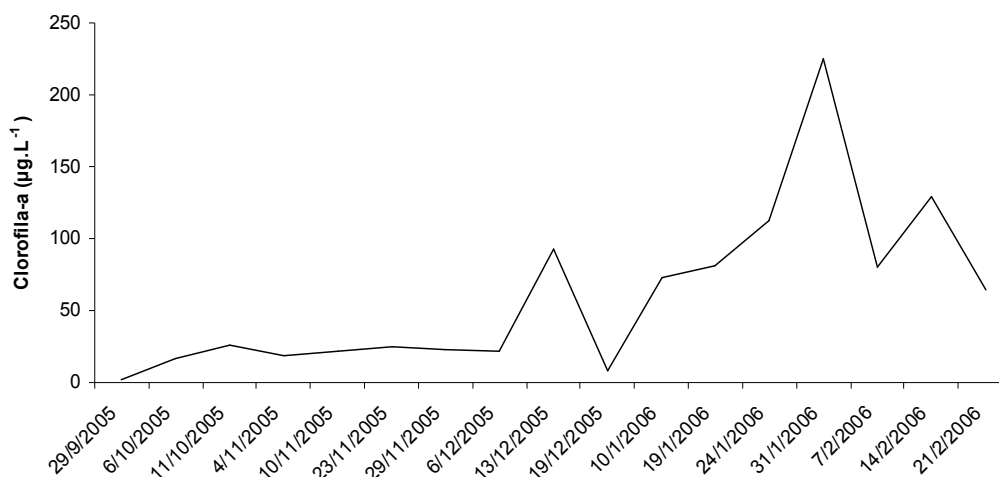


Figura 4. Concentração de Clorofila *a* no viveiro de água salgada no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

3.3.2. Bacterioplâncton no viveiro

A densidade das diferentes formas das bactérias heterotróficas durante o período estudado é demonstrada na figura 5. A densidade média de bactérias heterotróficas totais foi de $7,59 \times 10^7$ (DP $\pm 2,96 \times 10^7$) apresentando pouca variação semanal com mínimo de $5,30 \times 10^7$ em 07/02/2006, no final do período de estudo, e máximo de $1,72 \times 10^8$ em 06/10/2005. Os cocos e bacilos foram os grupos dominantes em todas as unidades amostrais, contribuindo com 94% da densidade total do bacterioplâncton. A densidade média de cocos foi de $3,52 \times 10^7$ (DP $\pm 1,83 \times 10^7$) e de bacilos foi de $3,44 \times 10^7$ (DP $\pm 1,10 \times 10^7$). Os vibrios apresentaram densidade média de $2,16 \times 10^6$ (DP $\pm 1 \times 10^6$) e os espirilos de 4×10^6 (DP $\pm 1,35 \times 10^6$). A contribuição relativa de cocos durante o período estudado foi de 50% e dos bacilos 43% (figura 6).

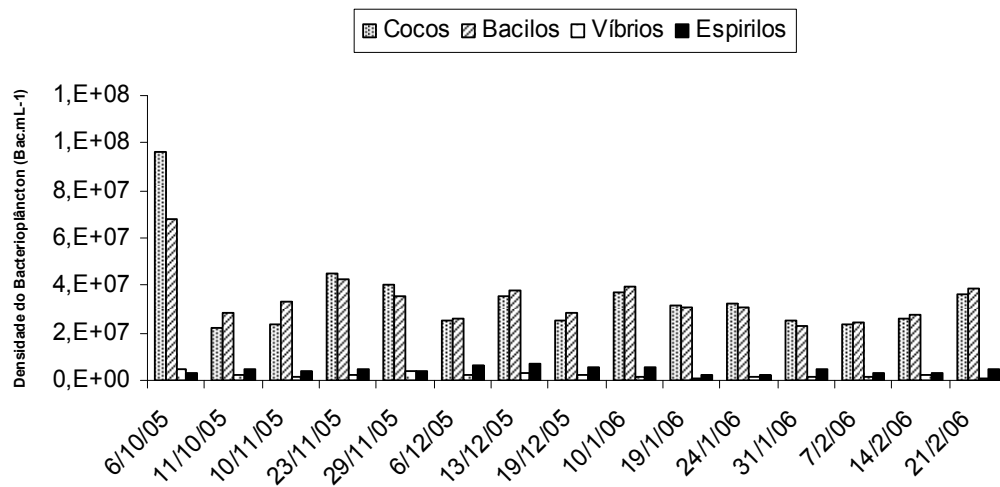


Figura 5. Densidade do bacterioplâncton no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

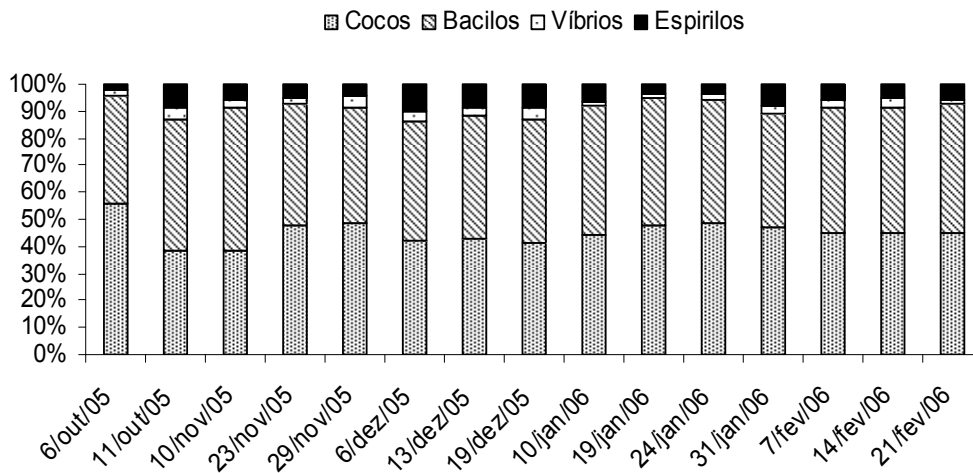


Figura 6. Densidade relativa do bacterioplâncton no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

3.3.3. Comunidade fitoplanctônica no viveiro

Composição do Fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica foi representada por 52 táxons, distribuídas entre os grupos cianobactérias (9), clorofíceas (2), diatomáceas (28), dinoflagelados (9) e euglenofíceas (2) (figura 14). As diatomáceas representaram 54% do total de espécies identificadas, sendo o grupo com maior número de táxons, enquanto que as cianobactérias e dinoflagelados representaram 18% (figura 7).

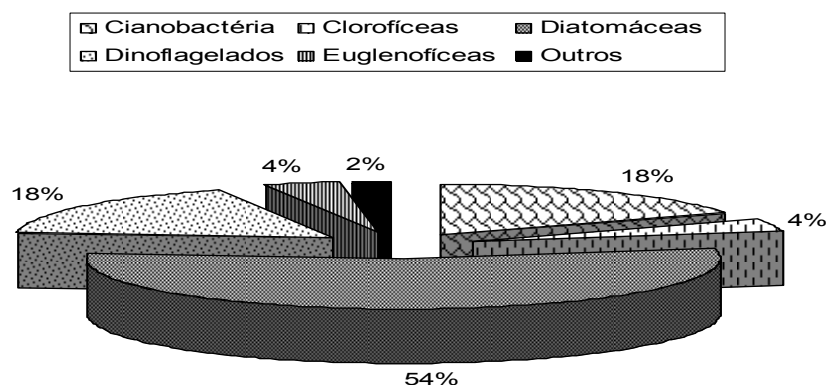


Figura 7. Porcentagem dos táxons identificados no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Densidade do Fitoplâncton

A densidade de fitoplâncton foi alta durante o período estudado, variando de 72.974 ind.mL⁻¹ (10/11/2005) a 208.728 ind.mL⁻¹ em 14/02/2006, com média de 139.205 ind.mL⁻¹. Maiores densidades foram registradas a partir de 23/11/2005, apesar da queda da densidade em 06/12/2005 e 21/02/2006.

Durante todo o estudo o grupo dominante quantitativamente foi as clorofíceas, variando de 60.580 ind.mL⁻¹ em 21/02/2006 a 196.820 ind.mL⁻¹

(14/02/2006), seguida das cianobactérias com variação de 341 ind.mL^{-1} (23/11/2005) a $22.200 \text{ ind.mL}^{-1}$ (11/10/2005). A densidade diatomáceas variou entre 124 ind.mL^{-1} a $2.793 \text{ ind.mL}^{-1}$, com maiores densidades em 06/12, 13/12, 19/12/2005 e 19/01/2006. Os dinoflagelados estiveram em baixa densidade com 31 ind.mL^{-1} (23/11/2005) a 775 ind.mL^{-1} (06/12/2005). As euglenofíceas apresentaram variação entre 21 ind.mL^{-1} (29/11/2005) a 62 ind.mL^{-1} em 23/11/2005 (Figura 7).

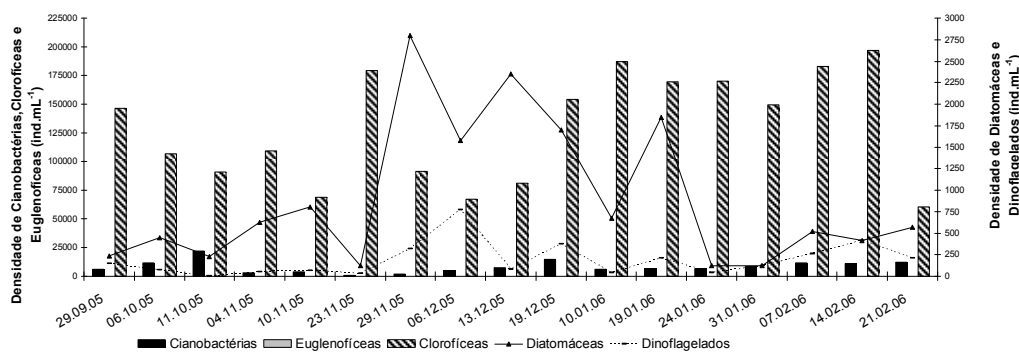


Figura 8. Variação da densidade de fitoplâncton no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Contribuição relativa do Fitoplâncton

A contribuição relativa das clorofíceas no período de estudo foi de 92%, sendo estas o grupo mais abundante. As cianobactérias contribuíram com 6,41% e as diatomáceas com 0,81%. Os dinoflagelados e as euglenofíceas foram pobremente representados, com 0,17% e 0,02% respectivamente.

Houve um pequeno aumento da contribuição das cianobactérias em 11/10/2005 e no final do estudo (21/02/2006). As diatomáceas apresentaram maior contribuição em 29/11, 06/12, 12/12 e 19/12/2005. Os dinoflagelados e as euglenofíceas não apresentaram contribuição significativa durante o estudo (figura 9).

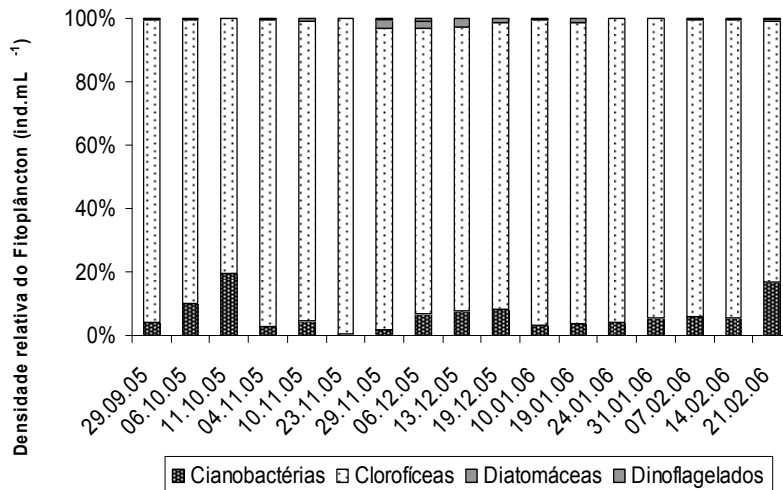


Figura 9. Densidade relativa da comunidade fitoplânctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Espécies descritoras, dominantes e abundantes no viveiro

Espécies descritoras foram aquelas que apresentam contribuição de pelo menos 5% para a densidade total do fitoplâncton, segundo o critério de Reynolds (2002). No viveiro em estudo a espécie descritora do grupo clorofíceas foi *Choricystis minor*. Das espécies descritoras, 80 % são cianobactérias, tais como, *Oscillatoria* sp., *Pseudoanabena* sp., *Pseudoanabena catenata*, *Phormidium* sp₁.

Espécies dominantes e abundantes foram classificadas através do critério de Lobo e Leighton (1986). A espécie *Choricystis minor* foi considerada dominante nas 17 unidades amostrais. As espécies *Pseudoanabaena* sp. e *Oscillatoria* sp. foram consideradas abundantes em 11/10/2005 e em 21/02/2006.

Dentre o grupo cianobactérias, as espécies *Oscillatoria* sp. e *Pseudoanabaena* sp. apresentaram 70% e 58% de frequência de ocorrência, respectivamente. *Pseudoanabaena catenata* e *Phormidium* sp₁. apresentaram 11% de ocorrência. Para o grupo clorofíceas, a espécie *Choricystis minor* apresentou 100% de frequência de ocorrência. As espécies descritoras, dominantes e

abundantes em cada unidade amostral com suas respectivas frequências de ocorrência estão na tabela II.

Tabela II. Espécies descritoras (Reynolds, 2002), dominantes e abundantes (Lobo e Leighton, 1986) e frequência de ocorrência das espécies (%) no viveiro de água salgada no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

	2005										2006						F.O %	
	29.09.	06.10.	11.10.	04.11.	10.11.	23.11.	29.11.	06.12.	13.12.	19.12.	10.01.	19.01.	24.01.	31.01.	07.02.	14.02.		21.02.
CIANOBACTÉRIAS																		
<i>Oscillatoria sp.</i>	0,89			0,11	0,80	0,03	0,24	5,20	7,82	6,53		3,83	3,84	5,21	6,03		16**	70
<i>Pseudoanabena sp.</i>	2,62	1,43	16 **	2,51	3,46	0,15	1,37	1,21		1,39	0,35							58
<i>Pseudoanabena catenata</i>		8,32																11
<i>Phormidium</i> sp ₁ .											2,71					5,16		11
CLOROFÍCEAS																		
<i>Choricystis minor</i>	95 *	89 *	80 *	96 *	89*	95*	94 *	88 *	84 *	86 *	96 *	95 *	95,9 *	94,5 *	93 *	94 *	82 *	100
Dominantes *																		
Abundantes **																		

Diversidade, Equitabilidade e Riqueza de espécies do Fitoplâncton no viveiro

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi baixo, apresentando média de 1,21 bits./ind (DP \pm 0,35), com mínimo de 0,62 bits./ind em 04/11/2005 e máximo de 1,93 bits./ind. em 19/12/2005 (figura 10).

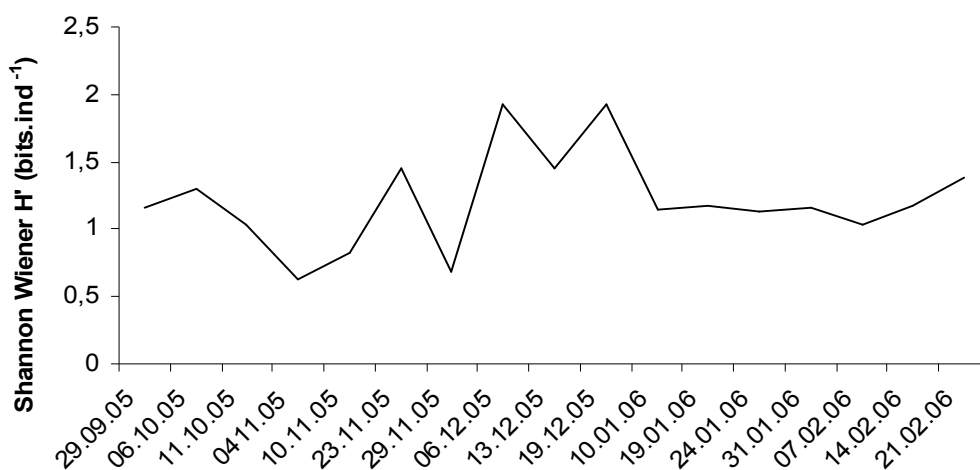


Figura 10. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

O índice de equitabilidade apresentou média de 0,40 (DP \pm 0,10), valor máximo de 0,53 (06/12/2005) e mínimo de 0,19 em 04/11/2005. O índice de equitabilidade foi baixo indicando assim que as espécies não estão igualmente distribuídas (figura 11).

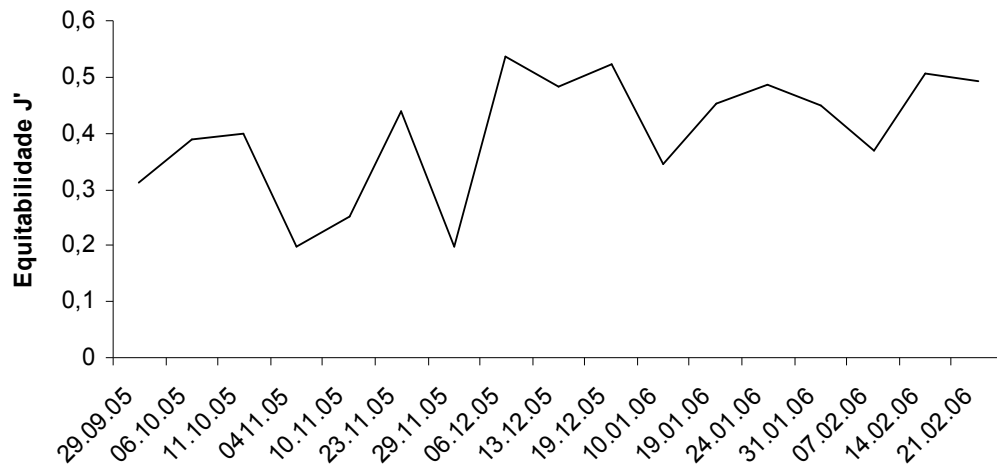


Figura 11. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

A riqueza do fitoplâncton foi considerada pelo número total de táxons encontrados em cada unidade amostral. A riqueza de táxons (R) variou entre 5 e 13 táxons, com média de 8,7 (DP \pm 2,68), registrando valor mínimo em 24/01 e 14/02/2006 e valores máximos em 29/09 e 19/12/2005 (figura 12).

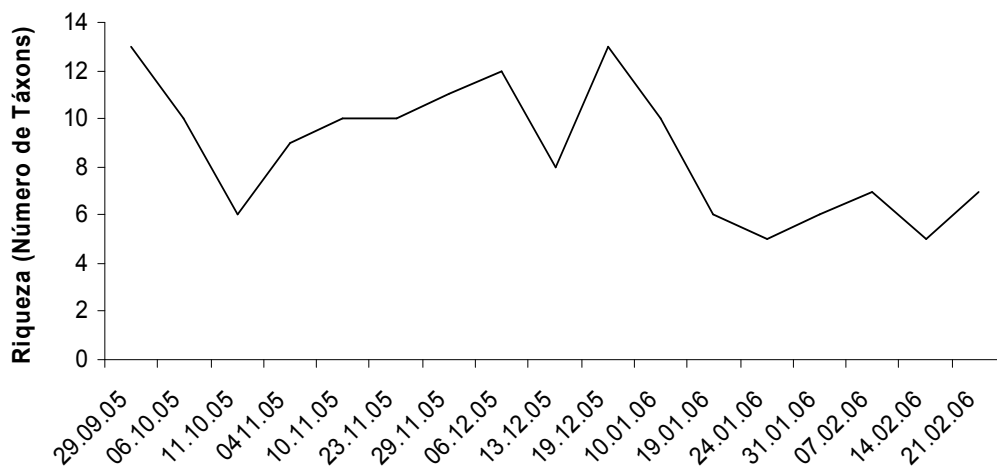


Figura 12. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

3.4. Variáveis bióticas no rio Jundiá (captação-drenagem)

3.4.1 Clorofila-*a*

A média da clorofila-*a* no rio Jundiá durante o período de estudo foi de 66 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (DP \pm 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$), com mínimo de 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e máximo de 128.9 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Comparando com as médias registradas no viveiro (60,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e DP \pm 55 $\mu\text{g.L}^{-1}$), as concentrações foram levemente mais altas no rio Jundiá (Figura 13).

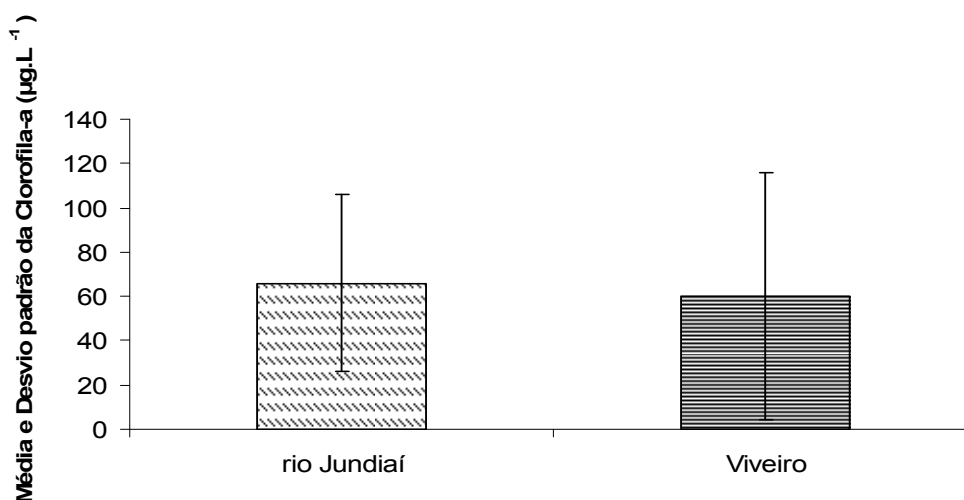


Figura 13. Média e desvio padrão da concentração de Clorofila *a* no rio Jundiá e no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

3.4.2. Variação da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiá (captação/drenagem)

Composição do fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica do rio Jundiá foi representada por 27 táxons, distribuídos entre os grupos de cianobactérias (5), clorofíceas (4),

diatomáceas (16), dinoflagelados (2) . As diatomáceas representaram 59% do total de espécies identificadas, sendo o grupo de maior riqueza, enquanto as cianobactérias representaram 19%, as clorofíceas representaram 15%, sendo considerado o grupo mais abundante (figura 14).

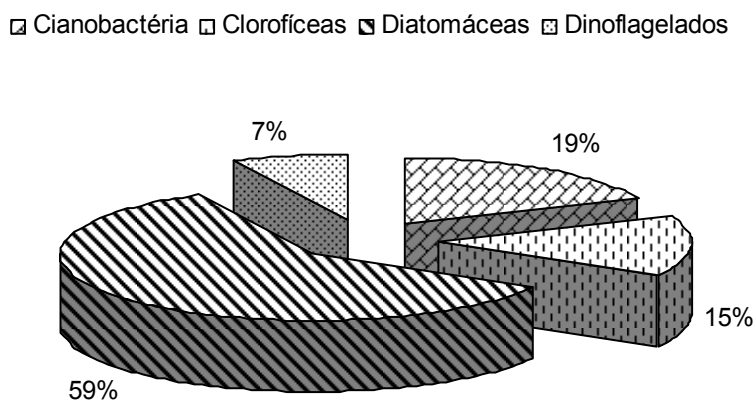


Figura 14. Porcentagem dos táxons identificados no rio Jundiaí no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Densidade do Fitoplâncton

O fitoplâncton total no rio Jundiaí variou de 6.510 ind.mL⁻¹ a 63.042 ind.mL⁻¹, com média de 22.553 ind.mL⁻¹. A densidade foi maior em 10/01 e 24/01/2006. Clorofíceas foi o grupo dominante, com densidade variando entre 2.604 ind.mL⁻¹ a 57.750 ind.mL⁻¹. As clorofíceas apresentaram maior densidade em 10/01 e 24/01/2006. A densidade de cianobactérias variou de 2.814 ind.mL⁻¹ a 11.592 ind.mL⁻¹. A densidade de diatomáceas variou de 168 ind.mL⁻¹ a 3.654 ind.mL⁻¹. A variação da densidade dos dinoflagelados foi de 62 a 315 ind.mL⁻¹ (figura 15).

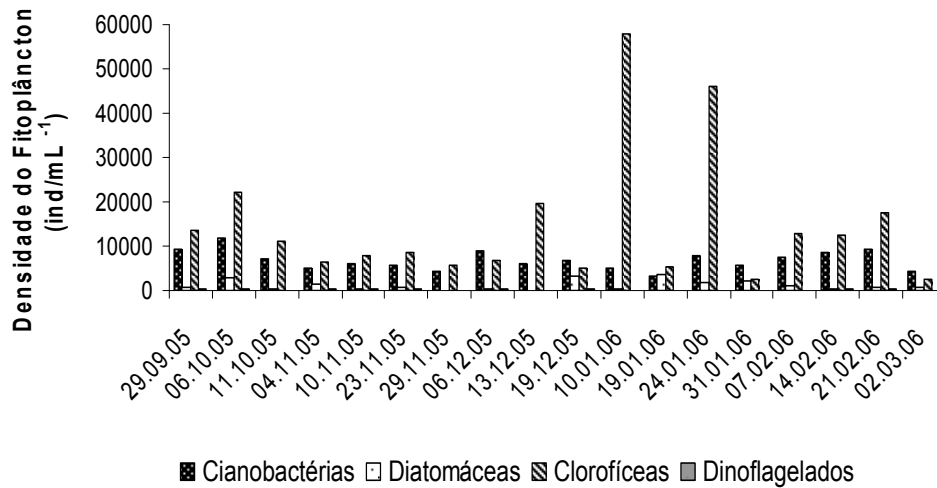


Figura 15. Variação da densidade de fitoplâncton no rio Jundiá, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006

Contribuição relativa do Fitoplâncton

A contribuição relativa das clorofíceas variou de 25 % - 91 % da densidade do fitoplâncton total. As Cianobactérias apresentaram contribuição relativa de 7,6 %-54,68 %, seguida das diatomáceas (0,64 %-30 %) e dinoflagelados com 0,44 % a 1,76 % (Figura16).

As clorofíceas tiveram maior contribuição na comunidade fitoplanctônica durante todo o estudo. Em algumas coletas houve o aumento da contribuição das cianobactérias. As diatomáceas apresentaram maior contribuição em 19/12/2005, 19/01 e 31/01/2006. Os dinoflagelados não apresentaram contribuição significativa.

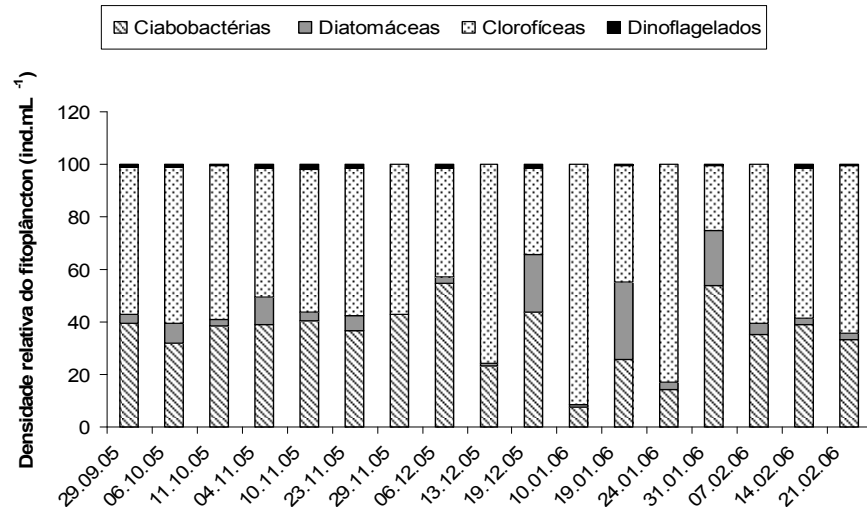


Figura 16. Densidade relativa do fitoplâncton no rio Jundiá, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Comparação da densidade do fitoplâncton no rio Jundiá e viveiro

No período de estudo a densidade do fitoplâncton no rio Jundiá foi menor que a densidade no viveiro. A densidade média das cianobactérias foi de 3,8 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,14) no rio Jundiá e 3,75 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,39) no viveiro; as diatomáceas tiveram média de 2,95 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,37) no rio Jundiá e 2,75 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,44) no viveiro; as clorofíceas, 4,01 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,36) no rio Jundiá e 5,07 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,17) no viveiro; O grupo dos dinoflagelados apresentou média de 2,25 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,23) no rio Jundiá e 2,12 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,41) no viveiro e as euglenofíceas apresentaram 1,40 Log ind.mL⁻¹ (DP ± 0,11) no viveiro. As maiores densidades de clorofíceas e cianobactérias foram encontradas no viveiro e as diatomáceas e dinoflagelados estiveram em maior densidade no rio Jundiá, enquanto as euglenofíceas só apareceram no viveiro (Figura 17).

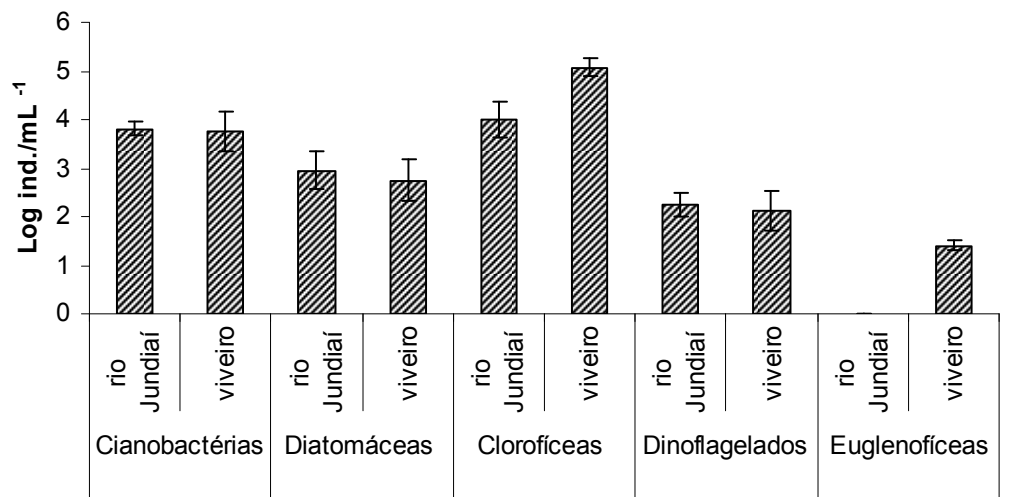


Figura 17. Médias e desvio padrão dos grupos de fitoplâncton no rio Jundiáí e viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Espécies descritoras, dominantes, abundantes e freqüência relativa do Fitoplâncton no rio Jundiáí.

No rio Jundiáí grupo cianobactérias representou 33 % das espécies descritoras com as espécies *Phormidium* sp₁., *Pseudoanabaena* sp. O grupo diatomáceas foi representado pelas espécies *Nitzchia* sp. e *Cyclotella* sp. As espécies descritoras do grupo Clorofíceas foram *Monoraphidium contortum* e *Choricystis minor*.

A espécie *Choricystis minor* foi considerada dominante durante todo o período de estudo. A espécie *Phormidium* sp₁. foi considerada abundante. A espécie *Cyclotella* sp. também foi abundante, apenas em 19/12/2005 e 31/01/2006.

Dentre o grupo cianobactérias, a espécies *Phormidium* sp₁. e *Pseudoanabaena* sp. apresentaram 100% e 22% de freqüência de ocorrência, respectivamente. Para o grupo diatomáceas, *Cyclotella* sp. e *Nitzchia* sp. apresentaram freqüência de ocorrência de 77% e 44%, respectivamente. Do grupo clorofíceas, a espécie *Choricystis minor* apresentou 100% de freqüência de

ocorrência e a espécie *Monoraphidium contortum*. apresentou 94%. A lista de espécies descritoras, dominantes, abundantes e suas respectivas frequências de ocorrência é mostrada na tabela III.

Tabela III. Espécies descritoras (Reynolds,1994), dominantes e abundantes (Lobo e Leighton, 1986) e frequência de ocorrência das espécies (%) no rio Jundiá, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

	2005										2006							F.O %	
	29.09.	06.10.	11.10.	04.11.	10.11.	23.11.	29.11.	06.12.	13.12.	19.12.	10.01.	19.01.	24.01.	31.01.	07.02.	14.02.	21.02.		02.03.
CYANOBACTÉRIAS																			
<i>Phormidium</i> sp ₁ .	39 **	25**	37**	24**	37**	33**	39**	53*	23**	42**	7**	22**	13	48	34**	83*	32**	45	100
<i>Pseudoanabaena</i> sp.		5,79						0,25											22
DIATOMÁCEAS																			
<i>Nitzschia</i> sp.	0,52	5,28		5,91	2,28	2,21		0,25				0,34						2,11	44
<i>Cyclotella</i> sp.		0,34	0,44	1,05	1,14	3,6		1,01		20**	0,59	25	19	4**	5			2,69	77
CLOROFÍCEAS																			
<i>Monoraphidium contortum</i>		1,87	1,1	38	3,14	2,77	1,95	5	0,97	1,09	0,33	5	1,02	2,3	1,47	4,37	0,92	0,84	94
<i>Choricystis minor</i>	56*	57*	57*	25**	49	52*	55*	34**	74*	30	91*	39**	81*	21**	58*	1,8	59*	33**	100
Abundante **																			
Dominated *																			

Diversidade, Equitabilidade e Riqueza de espécies do Fitoplâncton no rio Jundiaí

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi baixo, apresentando média de 1,21 ($DP \pm 0,35$), com mínimo de 0,62 em 04/11/2005 e máximo de 1,93 em 19/12/2005, mantendo-se constante até o final do estudo (Figura 18).

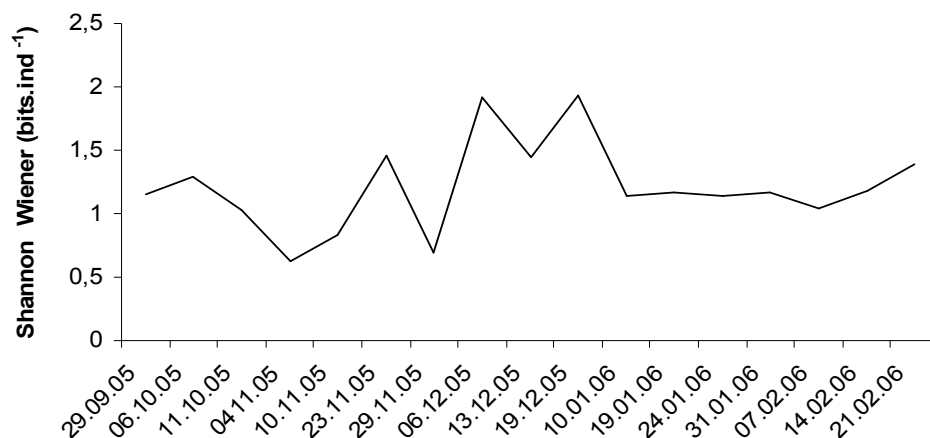


Figura 18. Índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiaí, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

O índice de equitabilidade apresentou uma média de 0,40 ($DP \pm 0,11$), apresentando valor máximo de 0,64 (19/12/2005) e mínimo de 0,19 em 04/11/2005 (figura 19).

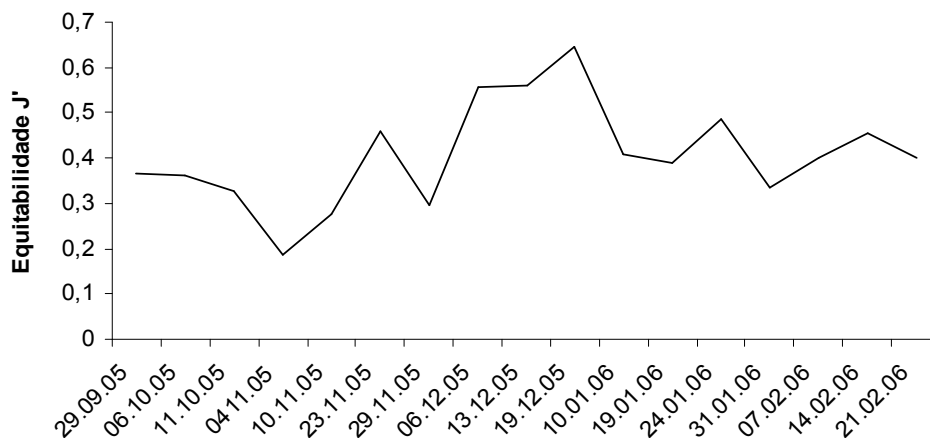


Figura 19. Índice de equitabilidade da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiá, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

A riqueza de táxons (R) variou entre 5 e 15 táxons, com média de 8,6 (DP \pm 2,67), registrando o maior valor em 02/03/06 (após a despesca) (figura 20).

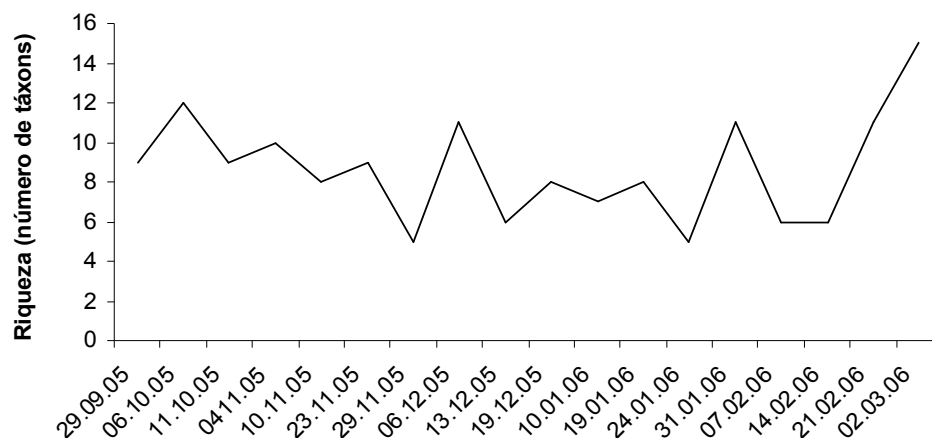


Figura 20. Riqueza da comunidade fitoplanctônica no rio Jundiá, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

4.0. RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O teste de correlação linear realizado entre as variáveis bióticas (fitoplâncton, bacterioplâncton e clofófila-*a*) e as abióticas (pH, salinidade, temperatura, oxigênio, fósforo total, transparência, nível da água) do viveiro mostrou que as variáveis selecionadas pelo teste como significativas foram estas: salinidade com a densidade de bacterioplâncton ($r = -0,710466$ e $p = 0,001392$), densidade de bacterioplâncton com fósforo total ($r = -0,605330$ e $p = 0,010028$), fósforo total com densidade de euglenofíceas ($r = -0,57$ e $p = 0,016$), densidade de euglenofíceas com transparência ($r = 0,83$ e $p = 0,000030$), transparência com densidade de clorofíceas ($r = -0,66$ e $p = 0,0036$) e clorofila-*a* com salinidade ($r = 0,696123$ e $p = 0,001$). A tabela IV mostra as correlações significativas entre essas variáveis.

Tabela IV. Correlação entre as variáveis bióticas e abióticas no viveiro de água salgada, no período de setembro/2005 a fevereiro/2006.

Correlação	Média	Desvio Padrão	Valor de r	Valor de p		
Salinidade	33	83695686	4,57	36242626	-0,71	0,001 *
x						
Bacterioplâncton						
Fósforo total	627	83695686	173	36242626	-0,60	0,010 *
x						
Bacterioplâncton						
Euglenofíceas	9,11	586,7	25,7	209,2	-0,57	0,016 *
x						
Fósforo total						
Euglenofíceas	9,11	33,9	25,7	19,03	0,83	0,000030 *
x						
Transparência						
Clorofíceas	126886,1	33,9	54620,6	19,03	-0,66	0,0036 *
x						
Transparência						
Clorofila-a	57	33	59	4,57	0,69	0,001 *
x						
Salinidade						

A análise do teste *t* foi realizada para verificar se havia diferença significativa entre as densidades dos grupos de fitoplâncton, clorofila-*a* e fósforo total do viveiro e rio Jundiá (tabela V).

Houve diferença significativa das clorofíceas ($p = 8,19 \times 10^{-10}$), fitoplâncton total ($p = 1,66 \times 10^{-11}$) e fósforo total ($p = 3,54 \times 10^{-07}$) entre os ambientes estudados.

Tabela V. Teste *t* comparando as densidades dos grupos fitoplanctônicos, fósforo total e clorofila *a* no rio Jundiá e viveiro no período de estudo.

Teste <i>t</i>	Rio Jundiá		viveiro		Valor de <i>t</i>	Valor de <i>p</i>
	média	DP	média	DP		
Cianobactérias (ind.mL ⁻¹)	6966,0	2210,7	7948,8	5299,8	-0,708	0,483
Diatomáceas (ind.mL ⁻¹)	1229,7	1133,8	875,5	815,5	1,065	0,294
Clorofíceas (ind.mL ⁻¹)	13903,5	14733,4	123202,3	55246,8	-8,322	8,19 x10 ⁻¹⁰ *
Dinoflagelados (ind.mL ⁻¹)	187,3	99,5	201,1	197,2	-0,229	0,820
Euglenofíceas (ind.mL ⁻¹)	0	0	3,0	8,8	-1,473	0,150
Fitoplâncton total (ind.mL ⁻¹)	22807,9	15206,07	139697,5	47157,6	-9,988	1,66 x10 ⁻¹¹ *
Fósforo total (µg.L ⁻¹)	103,5	1,8	627,2	173,3	-7,288	3,54x10 ⁻⁰⁷ *
Clorofila-<i>a</i> (µg.L ⁻¹)	96,8	15,1	57,9	59,4	1,559	0,133

*Valores considerados significativos assumindo $\alpha < 0,05$ (5%).

5.0 DISCUSSÃO

Os viveiros de cultivo de camarão são ricos em nutrientes, material orgânico e sólidos em suspensão, provenientes de fezes de camarão, de ração não consumida, de fitoplâncton e zooplâncton vivos ou mortos e de fertilizantes não assimilados. Além disso, observa-se a presença marcante do bacterioplâncton nesses ambientes.

Com base nos resultados obtidos, a salinidade do viveiro é caracterizada como um ambiente polihalino ou salino (Kubitza, 2003), parâmetro esse que pode ser influenciado pela proporção da mistura entre água doce e salgada em áreas estuarinas, estações de chuva e evaporação da água. A transparência esteve dentro dos limites aceitáveis (0,50 m e 0,25 m), pois para Sipaúba-Tavares (2003) o ideal é manter a visibilidade entre 0,25 m e 0,70 m, desde que o fundo não esteja totalmente visível. Para Mercante *et al.*, (2006), quando a transparência for menor que 0,40 m, recomenda-se redução do arraçoamento e fertilização, pois são os principais potencializadores do crescimento intenso do plâncton, principalmente fitoplâncton, ocasionando baixas transparências e elevação de fatores abióticos como turbidez e condutividade elétrica, e

bióticos como clorofila-*a*, feofitina e nutrientes. A temperatura manteve-se praticamente uniforme no viveiro (29°C a 31°C). Elevações na temperatura podem aumentar a solubilidade de algumas substâncias, influenciando na estrutura química, por sua vez a taxa metabólica pode aumentar para cada 10°C de aumento de temperatura na água e na quantidade de oxigênio dissolvido na água (Zagatto e Bertolletti, 2006).

No Brasil, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N.º 357/2005 classifica os corpos de água e efluentes e normatiza a avaliação sobre os níveis mínimos aceitáveis da qualidade de água a serem alcançados ou mantidos em criações de espécies aquáticas destinadas à alimentação humana, ou seja, para águas destinadas à aquicultura e à atividade de pesca. Neste estudo, a avaliação da qualidade de água do viveiro e no seu ponto de captação/drenagem baseou-se principalmente nessas recomendações. No caso de parâmetros não contemplados pela resolução, foram reportados trabalhos especializados no assunto como valores de referências.

De acordo com essa resolução, para águas salinas (salinidade igual ou superior a 30 ‰) de classe 1 (águas destinadas à aquicultura e à pesca), os valores de pH devem estar entre 6,5 a 8,5 e o oxigênio dissolvido não inferior a 6 mg.L⁻¹ para serem considerados parâmetros estabelecidos dentro das condições e padrões. As concentrações de oxigênio dissolvido mantiveram-se acima de 6 mg.L⁻¹ (entre 7,13 a 14,8 mg.L⁻¹), sendo um fator positivo para o cultivo no viveiro, uma vez que o oxigênio dissolvido é essencial para a vida dos organismos marinhos. O pH manteve-se sempre alcalino (7,02 a 8,6). Assim, é de grande importância se conhecer a qualidade das águas afluentes e efluentes com relação às suas características biofísicoquímicas, manejadas pelas fazendas produtoras de camarão.

A média amostral da concentração de fósforo no viveiro (627 µg.L⁻¹ e DP ± 173) mostrou-se maior que a concentração do rio Jundiá (412 µg.L⁻¹ e DP ± 92 µg.L⁻¹). De acordo com os padrões da qualidade de água do CONAMA N.º357, as concentrações médias no viveiro e no rio Jundiá ultrapassaram o limite máximo permitido pela resolução, que é de 0,062 µg.L⁻¹ para águas salinas da classe 1. Igual situação foi também reportada por Silva (2000), que considera o cenário ambiental do rio Jundiá e do Potengi como degradante. O aumento da concentração de fósforo pode ocorrer pela oferta de fertilizantes à base de fósforo e metabolização da matéria orgânica acumulada no viveiro. Portanto, altas concentrações de fósforo total foram detectadas na coluna da água, provavelmente devido à não digestão de partículas de alimento, fezes e do fósforo perdido do sedimento para água, assim como observado por Sipaúba-Tavares (2003).

Os ambientes investigados (viveiro e rio Jundiá) foram classificados como eutróficos de acordo com os níveis de fósforo total e clorofila-*a*, conforme as recomendações da OECD (1982).

O fósforo é essencial para o crescimento dos organismos e pode ser o nutriente limitador da produtividade primária de um corpo de água (APHA, 1995). Foram constatadas diferenças significativas nas concentrações médias de fósforo total na captação/drenagem (rio Jundiá) e no viveiro. Isso pode ser explicado devido às características morfológicas e morfométricas do viveiro, além da oferta de ração e fertilizantes. A concentração de fósforo no viveiro apresentou correlação negativa com as euglenofíceas ($r = -0,57$). Bicudo (2006) relata que as euglenofíceas são abundantes em águas doces ricas em matéria orgânica, mas é possível que outros fatores, como a salinidade, causem maior interferência no crescimento deste grupo. A concentração de fósforo é considerada um dos fatores mais importantes para a determinação da biomassa fitoplanctônica e da qualidade de água em lagos tropicais e subtropicais (Attayde & Bozelli, 1999). No entanto, como os mecanismos de seleção do fitoplâncton não são limitados apenas pela concentração de fósforo, torna-se importante levar em consideração uma série de interações, analisando o metabolismo do sistema inteiro (Reynolds *et al.*, 2000).

Segundo Johnston *et al.*, (2002), em fazendas de camarão no Vietnã, o aumento da produtividade por fertilizantes e suplementos alimentares atua diretamente na qualidade de água. Eles ainda evidenciaram que há poucos estudos sobre a produção primária em viveiros de aquicultura, principalmente em áreas tropicais. Em viveiros de camarão marinho Yusoff *et al.* (2002) relataram que florações de algas são comuns em ambientes de aquicultura, ocasionando diminuição da transparência e oxigênio dissolvido e aumento de compostos tóxicos. Também observaram que as cianobactérias, dinoflagelados e algas verdes são os grupos comuns do fitoplâncton nos viveiros.

Com relação à clorofila-*a*, constatou-se que seus valores não sofreram significativas mudanças da captação/drenagem (rio Jundiá) e do viveiro, já que a média no rio Jundiá foi de $66 \mu\text{g. L}^{-1}$ ($\text{DP} \pm 40 \mu\text{g. L}^{-1}$) e no viveiro foi de $60 \mu\text{g. L}^{-1}$ ($\text{DP} \pm 59 \mu\text{g. L}^{-1}$). A clorofila-*a* correlacionou-se positivamente com a salinidade ($r = 0,69$), revelando que as espécies presentes são bem adaptadas à salinidade. Para Wetzel (2001), as médias obtidas no rio Jundiá e viveiro correspondem a uma condição de hipereutrofia, isto é, maior que $50 \mu\text{g.L}^{-1}$. Elevados valores de clorofila-*a* verificados no viveiro e rio Jundiá foram decorrentes do processo de eutrofização, resultando no

aumento da densidade fitoplânctônica. Segundo Mercante *et al.*, (2006), a maior causa da eutrofização nestes ambientes é ocasionada pela entrada de fósforo, advindo principalmente de arraçamento, o que resulta na proliferação das algas.

Os microrganismos desempenham várias funções nos viveiros de aquicultura no que diz respeito à produtividade, ciclagem de nutrientes, qualidade de água e ao impacto dos efluentes no ambiente. Segundo Moriaty (1997), a cadeia alimentar microbiana é uma parte integral de todos os viveiros de aquicultura e tem um impacto direto na produtividade devido ao fato dos níveis de oxigênio serem governados pelas atividades das algas e bactérias. Os processos microbiológicos aeróbicos e anaeróbicos podem afetar outros fatores da qualidade de água, como o pH e a produção de amônia.

O bacterioplâncton avaliado neste estudo apresentou correlação negativa com a salinidade ($r = -0,71$ ou seja 71%) e com o fósforo total, apresentando um coeficiente de correlação de $-0,60$. No estudo de Bernhard *et al.*, (2005), em ambientes estuarinos a redução da densidade bacteriana esteve associada ao aumento da salinidade, demonstrando a influência da variação da salinidade em relação à estabilidade e diversidade da comunidade bacteriana, pois a salinidade controla a absorção de NH_4^+ , e mudanças nos pulsos dos nutrientes e salinidade podem definir distribuição e diversidade das espécies bacterianas. Correlações negativas entre fósforo e salinidade com bactérias também foram relatadas por Hrenovic *et al.*, (2003). Eles consideraram o fósforo como um forte fator limitante e a salinidade como grande influente na inativação das bactérias devido ao choque osmótico. Kalinowsha (2004), em lagos no nordeste da Polônia, observou correlação negativa entre o fósforo e o número e biomassa de bactérias, sugerindo que outros fatores, como predação ou competição, também são importantes na determinação da abundância das bactérias.

No presente estudo as clorofíceas contribuíram com 80-99% da densidade total de fitoplâncton, sendo a espécie *Choricystis minor* responsável por 94-100 % da densidade total de clorofíceas. Esse grupo foi representado por *Choricystis minor* e *Monoraphidium* sp. As cianobactérias foram responsáveis por 0,18-19% da densidade total do fitoplâncton e foram representadas por espécies filamentosas tais como *Pseudanabaena* sp., *Phormidium* sp. e *Oscillatoria* sp. O fato desse grupo ser previsível de ocorrer se deve a vantagens seletivas, pois características como fixação de nitrogênio, armazenamento de fósforo e habilidade de migrar na coluna de água favorecem o seu crescimento (Reynolds *et al.*, 2000). O florescimento de algas em viveiros, principalmente as cianobactérias, é consequência da disponibilidade de

nitrogênio e fósforo originados de restos de ração não consumida (Smith, 1998). Para Mercante *et al.*, (2006) os elevados valores de biomassa fitoplanctônica e os baixos valores da transparência encontrados nos viveiros estão relacionados ao tipo de manejo empregado nesses sistemas, nos quais se inclui fornecimento de ração associado ao baixo fluxo de água; no caso do viveiro em estudo, houve também fertilização e calagens, uma vez que o uso de alguns fertilizantes tem ainda a função de fonte de energia para o crescimento bacteriano. Assim, o aumento de fertilizantes (introdução de nutrientes) realça a abundância de fitoplâncton (Buford,1997; Tookwinas e Songsangjinda, 1999). Normalmente, em tanques de piscicultura, o fitoplâncton é a maior fonte de turbidez, uma vez que a penetração de luz está geralmente relacionada a sua abundância (Buford,1997; Huszar *et al.*, 2006).

As clorofíceas mantiveram alta biomassa durante todo o ciclo, diminuindo no meio do cultivo por um período de 15 dias, o qual coincide com a diminuição de 50% da transparência, baixando de 0,5 m para 0,25 m, e da elevação da salinidade, a qual aumentou gradativamente de 25 ‰ para 39 ‰. Baixos valores de transparência da água sugerem que o menor número de táxons seja encontrado em períodos que se relacionem com menor incidência de luz (Reynolds, 1984). É nítida a influência da transparência e salinidade na composição e abundância do fitoplâncton. A transparência apresentou correlação positiva com as euglenofíceas (83%) e correlação negativa com as clorofíceas ($r = - 0,66$). A baixa incidência de luz no viveiro favoreceu o aumento na densidade de cianobactérias filamentosas (*Pseudanabaena* e *Oscillatoria*), bem adaptadas a ambientes túrbidos. Possivelmente, isso favoreceu a competição entre as cianobactérias filamentosas e *Choricystis minor*, baixando sua densidade neste mesmo período. *Choricystis minor* mostrou-se bem adaptada a condições de altas temperaturas, salinidade e baixa transparência durante todo o ciclo, diferente do estudo de Tucci (2002) que, no lago de Garças, em São Paulo, observou a dominância dessa espécie a baixas temperaturas da água e elevados valores de profundidade, estando a grande presença desse grupo associado à presença de macrófitas. Tucci (2002) também classifica essa espécie como r-estrategistas, sendo considerada colonizadora, oportunista e que responde rapidamente a variações ambientais, conforme foi observado neste estudo em 29/11/2005, 06/12/2005 e 13/12/2005. Para Reynolds (1988), espécies r-estrategistas são aquelas que sobressaem em ambientes com grande mistura vertical, sendo capazes de suportar mudanças nos gradientes de luz e transportes turbulentos.

Para Hechmann *et al.*, (2001), a dominância de *Choricystis minor* pode estar ligada à capacidade de células pequenas responderem rapidamente a condições nutricionais.

Alves-de-Souza *et al.*, (2006), em estudo do fitoplâncton em uma lagoa costeira tropical húmica no Brasil, observou que a presença de *Choricystis minor* teve importante contribuição na biomassa fitoplanctônica ressaltando que, embora esse grupo não ocorra em sistemas escuros, pode ser co-dominante em sistema húmicos. Segundo Reynolds *et al.*,(2002), tal grupo é esperado em lagos rasos, claros e com misturas de camadas, sendo sensível à deficiência de luz e pastagem. A elevação da salinidade promoveu o aumento na densidade dos dinoflagelados e diatomáceas e diminuiu a abundância de *Choricystis minor*, respondendo rapidamente a esta variação. A dominância das clorofíceas é dada pela característica r-estrategista da espécie *Choricystis minor*, e os baixos índices de riqueza, equitabilidade e Shannon-Wiener podem estar associados a isso, uma vez que os valores mínimos de diversidade foram registrados no período de dominância de *Choricystis minor*. Segundo Margalef (1983), a diversidade de um ambiente eutrófico varia de 0,7 a 2,0 bits/ind, classificando assim o viveiro como um ambiente eutrofizado (0,62 bits/ind -1,93 bits/ind).

Os resultados demonstram que houve pequena diferença na composição do fitoplâncton do rio Jundiaí e viveiro, já que o grupo das clorofíceas apresentou-se dominante ao longo do cultivo nos dois ambientes. Comparando o viveiro com o rio Jundiaí, apenas o fitoplâncton total, fósforo total e clorofíceas apresentaram diferenças significativas ($\alpha < 0,05$). Apesar dessas variáveis terem apresentado maiores valores no viveiro, também foram registrados valores consideravelmente altos no rio Jundiaí, assim como dominância de clorofíceas, o que não é esperado para este tipo de ambiente, que normalmente deveria ser dominado por diatomáceas. Isso demonstra uma possível influência dos aportes de nutrientes do viveiro sobre a composição e biomassa do fitoplâncton. Tookwinas e Songsangjinda (1999), em estudo da qualidade de água e comunidade fitoplanctônica em viveiros de camarão marinho na Tailândia, relataram o impacto dos nutrientes sobre essa comunidade no viveiro e ambiente de descarga das fazendas.

Para Mercante *et al.*(2006), um controle na entrada de nitrogênio e fósforo total da ração introduzida e do fluxo de água é fundamental para a manutenção da qualidade de água dos viveiros e seus respectivos pontos de captação-drenagem, assim os efluentes de descarga de uma fazenda de camarão estão associados à degradação do ambiente aquático.

6.0. CONCLUSÃO

1. As elevadas concentrações de fósforo total e clorofila-*a* no viveiro e rio Jundiaí retratam a eutrofização nestes ambientes, com valores bem acima dos permitidos da Resolução CONAMA 357 para água salgada de classe I.
2. As diatomáceas representaram 54% e 59% das espécies presentes do fitoplâncton no viveiro e rio Jundiaí respectivamente, embora quantitativamente as clorofíceas tenham sido dominantes nestes dois ambientes (89 %-99%).
3. No rio Jundiaí, clorofíceas também apresentaram importante contribuição (25 % a 91%) do fitoplâncton total, seguida das cianobactérias (7,6 a 54%) e das diatomáceas (0,64% a 30), demonstrando assim comportamento similar ao viveiro.
4. A espécie *Choricystis minor* mostrou-se bem adaptada a condições de altas temperaturas e salinidade e baixa transparência.
5. A presença de cianobactérias filamentosas não heterocitadas, tais como *Oscillatoria* sp., *Pseudoanabaena* sp. e *Phormidium* sp. foi observada em salinidade elevada.
6. Salinidade e transparência foram os fatores que mais influenciaram a composição e biomassa do fitoplâncton no viveiro, além da baixa disponibilidade de luz e pH.
7. Salinidade e fósforo foram determinantes na distribuição do bacterioplâncton.
8. As descargas de efluentes dos viveiros no rio Jundiaí promovem a eutrofização desse ambiente e interferem na composição e abundância do fitoplâncton.

7.0. REFERÊNCIAS

ALVES-DE-SOUZA, C. MENEZES, M, AND HUSZAR, V. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. **Acta Botanica Brasílica**. 20 (3): 701-708. 2006.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 19th ed. Washington, DC: **American Public Health Association**, 1995.

ARAÚJO, L.P. **Os mananciais da grande Natal: presente e futuro**. Disponível em < <http://www.ufrn.br/davinci/outubro/3.htm> > Acessado em 28/07/06. 2002.

ATTAYDE, J.L. & BOZELLI, R.L. Environmental heterogeneity and predictive models of chlorophyll a in a Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia** 390:129-139. 1999.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J.G.; GRAY, J.S.; MEYER-REIL, L.A. & THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Marine Ecology Progress Series**. 10:257-263. 1983.

BERNHARD, A.N., DONN, T., GIBLIN, A. E., STAHL, D. A. Loss of diversity of ammonia-oxidizing bacteria correlates with increasing salinity in a estuary system. **Environmental Microbiology**, 7, 1289-1297. 2005

BICUDO, C. E., Gêneros de **algas de águas continentais do Brasil (Chave para identificação e descrições)**. 2 edição. (org: Carlos E. Bicudo, Mariângela Menezes. São Carlos: RiMa. 502p. 2006.

BOURRELLY, P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 2: Les algues jaunes et brunes, Les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées**. Paris: N. Boubée & Cie, 517 p. 1981.

BORBA, M.G., HIGA, F. **Seminário Técnicas de Engenharia de Construção de Viveiros de camarão**. SEPARN - Sociedade para Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental do Rio Grande do Norte . Centro de educação e tecnologias Clóvis Motta Núcleo de Meio Ambiente. 2004.

BUFORD, M. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. **Aquaculture Research**, 28,351-360, 1997.

CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União – Seção 1, nº 53, 18 de março de 2005.

GURUNG, T. B., URABE, J., NOZAKI, K., YOSHIMIZU, C., and NAKANISHI, M. Bacterioplankton production in a water column of lake Biwa. **Lakes and reservoirs: Research and management**. 7. 317-323. 2002.

- HECHMANN, A.; KRIENITZ, L. & RAINER, K. Long-term phytoplankton changes in an artificially divided, top down manipulated humic lake. **Hydrobiologia** **448**: 83-96. 2001.
- HRENOVIC, J., VILICIC, D., STILINOVIC, B. Influence of nutrients and salinity on heterotrophic and coliform bacteria in the shallow, Karstic Zrmanja estuary (eastern Adriatic sea). **Oeka -Šubat**. 29-37.2003.
- HUSZAR, V. L. M., CARACO, N. F., ROLAND and JONATHAN COLE, J. Nutrient-Chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, 2006.
- JESPERSEN, A. M. & CHRISTOFFERSEN, K., Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archiv fur Hydrobiologie**.109: 445-454.1988.
- JOHNSTON, D., LOUREY, M. VAM TIEN, D., LUU, T.T., XUAN, T.T. water quality and plankton densities in mixed shrimp-mangrove forestry farming systems in Vietnam. **Aquaculture research**. 33. 758-798. 2002.
- KALINOWSKA, K. Bacteria, nanoflagellates and ciliates as components of the microbial loop in three lakes of different trophic status. **Polish Journal of Ecology**. 52. 19-35. 2004.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4 – Nostocales. **Archiv für Hydrobiologie** 56:247-345, (Algological Studies, 56). 1989.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota I. Teil Chroococcales. – In: **ETTL, H., et. al.. (Ed)**. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Jena: J. Fischer, 19 (1): 1-548. 1998.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In: **B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl (eds)**. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Elsevier: Spektrum Akademischer Verlag, Munique, pp. 759. 2005.
- KUBITZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões**. 1 ed. Jundiaí: F. Kubitza, 229p. 2003.
- LUND J. W. G.; KIPLING AND E. D. LECREN. The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, 11: 143-170. 1958.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis de los sistemas de desembocadura de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marina**. Valparaiso, 22:1 – 29. 1986.
- LUBCHENCO, J. The blue revolution: A global ecological perspective. **World Aquaculture**. 2003.

- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ed.Omega. 1010 p. 1983
- MARKER, A.F. H., NUSCH, E.A.,RAI,H& RIEMAN,B. The measurements of photophometric pigments in fresh-water and standardization of methods: conclusions and recommendation. Arch. **Hydrobiologia**, Beicvh.V.14, p 91-106, 1980.
- MERCANTE, C. T. J., SILVA, D., COSTA, S.V. **Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana da São Paulo por meio de uso de variáveis abióticas e clorofila. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo**. (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006.
- MORIATY, D. J. W. The role of microorganisms in aquaculture ponds. **Aquaculture**, V. 151 p. 333 – 349, 1997.
- NORLAND, S. **The relationship between biomass and volume of bacteria**. In: Kemp P. F.;Sherr B. F.; Sherr E.B. and Cole,J.J. (Eds.). Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis publishers, London. Pp. 303-307. 1993.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). **Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control**. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Paris, France. 1982.
- PIELOU, E. C. The measurements of diversity in different types of biological collection. Jour. **Theor.Biol**. v.13,p 131-144,1964.
- POSH, T., LOFERER-KRÖßBACHER, M., GAO, G., ALFREIDER, A., PERNTHALER, J., PSENNER, R., Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, an of allometric and linear volume-to-carbon conversion factors. **Aquatic Microbial Ecology**.25, 55-63. 2001.
- REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity: the interations of form, function and environmental variability. **Freshwater Biology**. V. 14, P. 111-142. 1984.
- REYNOLDS, C. S. Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. **In: C.D. Sandgren (Ed.) Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press. P. 388-433. 1988.
- REYNOLDS, C.; COLIN, M. D.; PADISÁK, J. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now? **Hydrobiologia** 424: 147–152, 2000.
- REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C.,NASELLI-FLORES, L.,MELO,S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton (review). **Journal of plankton research**. Vol. 24. n 5. 417-428.2002.
- ROCHA, I.P., & ROCHA, D.M. Carcinicultura: Produção, demanda e processo tecnológico com responsabilidade ambiental e compromisso social.**Revista da ABCC**. Ano 9. n 1. p.16-22. 2007.

ROUND, F.E. The taxonomy of the chlorophyta II. **British Phycological Journal** (2): 235-264. 1971.

SANT'ANNA, C. L., GENTIL, R. C., SILVA, D., **Comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo**. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo. (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006

SIPAÚBA-TAVARES, L. H., GOMES, J. P.F. dos S., & BRAGA, F.M. de S. Effect of liming management on the water quality in Colossoma macropomum ("Tambaqui"), ponds. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 15(3): 95-103, 2003

SIMON, M.; AZAM, F. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. **Marine Ecology-Progress Series**. 51, 201-213. 1989.

SMITH, D. W. Phytoplankton and catfish culture: a review. **Aquaculture** 74: 167-189. 1998.

SMITH, D. W. Biological control of excessive phytoplankton growth and the enhancement of aquacultural production. **Can. J. fish. Aquat. Sci.** Vol.42. 1985.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press. 173 p. 1963.

SILVA, C. A. R.. **Radiografia do rio Jundiá Potengi: Poluição**. In: Vilma Queiroz Sampaio Fernandes de Oliveira. (Org.). Rio Grande do Norte Caminhos para o Desenvolvimento. 4 ed. Natal/RN: PACTO Pelo Desenvolvimento do Rio Grande do Norte: Fórum Empresarial do Rio Grande do Norte. v. 01, p. 129-144. 2000.

SIMONSEN, E. H. **The diatom system: ideas on phylogeny**. Bacillaria. 2:9-71. 1979.

TAVARES, L.H.S., ROCHA, O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. Editora RiMa. Ed.1 São Paulo, 2003.

TOOKWINAS, S., SONGSANGJINDA, P. Water quality phytoplankton communities in intensive shrimp culture ponds in Kung Krabaen Bay, eastern Thailand. **Journal of the world aquaculture society**. Vol. 30 n.1. 1999.

TUCCI, A. **Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil**. (Dissertação). Rio Claro: Universidade Estadual Paulista, 2002.

UHELINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences**, 17: 121-23. 1964.

ÜTERMOL, H. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilungen. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**. 9: 1-38. 1958.

VALDERRAMA, J. C. Methods in nutrients analysis. *In*: Hallegraef, G. M.; Anderson, D. M.; Cembella, A. D., **Manual of harmful marine microalgae**. Unesco, IOC Manuals and Guides, Nº 33. 1995.

WAINBERG, A. A.; CAMARA, M. R. **Carcinicultura no litoral oriental do Estado do Rio Grande do Norte. Brasil: interações ambientais e alternativas mitigadoras.** *In*: **Anais da Aqüicultura Brasil 98**. Vol 2. Recife, 02 a 06 de novembro de 1998.

WEBER, C. I. Plankton. *In*: National Environmental Research Center Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed). **Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents**. P.1-17. 1973.

WETZEL, R. G. Limnology: Lake and river ecosystems. **Academic Press**, San Diego. 2001.

YUSOFF, F.M., ZUBAIDAH, M.S., MATIAS, H.B., KWAN, T.S. Phytoplankton succession in intensive marine shrimp culture ponds treated with a commercial bacterial product. **Aquaculture research**. 33269-278.2002.

ZAGATTO, P, A ;BERTOLETTI, E ; **Ecotoxicologia Aquática : Princípios e aplicações**. São Carlos : RiMa, 478p. 2006.