



PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ACSA JOSINO MUNIZ CAVALCANTE

**COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E ESTADO TRÓFICO DE UM RESERVATÓRIO DO
SEMIÁRIDO PARAIBANO COM PISCICULTURA INTENSIVA EM TANQUES-REDE**

Campina Grande

2012

ACSA JOSINO MUNIZ CAVALCANTE

**COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E ESTADO TRÓFICO DE UM RESERVATÓRIO DO
SEMIÁRIDO PARAIBANO COM PISCICULTURA INTENSIVA EM TANQUES-REDE**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Célia Regina Diniz

Co-Orientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

Campina Grande

2012

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

C376c Cavalcante, Acsa Josino Muniz.
Comunidade zooplancônica e estado trófico de um reservatório do semiárido paraibano com piscicultura intensiva em tanques-rede [manuscrito] / Acsa Josino Muniz Cavalcante. – 2012.
89 f. : il. color.

Digitado
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

“Orientação: Profa. Dra. Célia Regina Diniz, Departamento de Enfermagem”
“Co-Orientação: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Departamento de Biologia”

1. Eutrofização. 2. Qualidade da água. 3. Piscicultura. I. Título.

21. ed. CDD 639.31

ACSA JOSINO MUNIZ CAVALCANTE

**COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E ESTADO TRÓFICO DE UM
RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO PARAIBANO COM PISCICULTURA
INTENSIVA EM TANQUES-REDE**

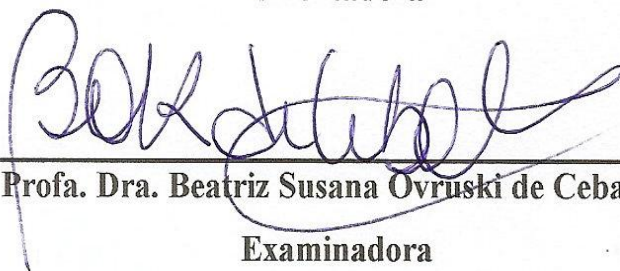
APROVADA: 30 / 05 / 2012

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dra. Célia Regina Diniz

Orientadora



Prof. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Examinadora

(UEPB)



Prof. Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva

Examinadora

(UEPB)

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que Ele é em minha vida, nada seria possível sem que Ele estivesse a frente. Muito obrigada, querido, Senhor.

À Universidade Estadual da Paraíba, pela formação concedida e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes, pelo apoio financeiro concedido através da bolsa de mestrado.

À professora Célia Regina, pela orientação, paciência e compreensão no desenvolvimento do curso e da pesquisa. A ela, a minha sincera gratidão.

Ao professor José Etham, pela orientação que em muito me conduziu a esta conquista. Muito obrigada.

À professora Beatriz Ceballos, pelo carinho com que sempre me tratou, pelos conselhos, apoio e palavras de incentivo nos momentos difíceis. A ti, a minha profunda gratidão e admiração.

À professora Maria José (Zezé) pelo treinamento concedido, ajuda nas identificações das espécies, incrível hospitalidade e exemplo.

À professora Maria Cristina pelas preciosas contribuições neste trabalho, pelo carinho e pronta ajuda, especialmente na fase final do trabalho.

Aos meus pais, Francisco e Josineide pela educação ensinada ao longo de minha vida, além dos conselhos, exemplos e principalmente amor, esta realização é dedicada a vocês, que são minha vida. Amo vocês!

Aos meus avós, Josino (*in memorian*) e Adelaide pelo incentivo e apoio, nem sei como agradecer a altura dos seus atos em todo esse tempo.

A toda família Josino, pelo apoio, conselhos e distrações, em especial aos meus irmãos, Abigail e André. Vocês são incríveis e maravilhosos! Muito obrigada mesmo!

Ao meu amado esposo, Irlan, você foi o incentivo em pessoa, muito obrigada, querido, suas palavras de ânimo contribuíram muito na construção desse trabalho. Te amo!

À minha amiga Kathyúcia Torquato, pelo apoio, incentivo e amizade ao longo do curso e em todos os momentos difíceis. Obrigada de coração, amiga!

À amiga Ludmilla Antunes, pela amizade, incentivo e ajuda nas identificações de espécies. Um super obrigada.

Ao Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq) pela colaboração na execução das análises. E por fim, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste estudo.

DEDICAÇÃO

Dedico este trabalho aos meus pais, Francisco e Josineide, avós Josino (*in memoriam*) e Adelaide e ao meu querido esposo Irlan, pelo incentivo e ajuda incondicionais que me acompanharam por todo esse percurso até a pós-graduação. Amo vocês!

RESUMO

COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E ESTADO TRÓFICO DE UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO PARAIBANO COM PISCICULTURA INTENSIVA EM TANQUES-REDE

O estudo objetivou avaliar o impacto da piscicultura em tanques-rede na qualidade da água e a possibilidade do uso da comunidade zooplânctônica, como indicadora desses impactos, caracterizando os efeitos causados pelo incremento de nutrientes decorridos dessa atividade no corpo d'água. A área de estudo foi o açude Carneiro, Jericó, Paraíba. As variáveis foram amostradas mensalmente (jun-nov/2009), em três estações de coleta: a montante dos tanques de cultivo intensivo de peixes, próximos aos tanques e a jusante dos tanques, ao longo da coluna d'água, em perfis verticais, seguindo o índice de extinção de luz (100%, 1% e 0% de luz). O índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo Júnior et al., (1983) foi utilizado para determinar o nível trófico do açude. As coletas de zooplâncton foram realizadas com auxílio de balde (10L), filtradas com rede de plâncton (malha de 68 µm) e fixadas em formol neutro com sacarose. A influência da piscicultura em tanques-rede sobre as flutuações de densidade da comunidade zooplânctônica e qualidade de água não foi claramente detectada. Os resultados mostraram eventos de chuvas exercendo influência negativa sobre a qualidade da água e zooplâncton, contribuindo para o aumento de nutrientes (N e P), biomassa algal e consequentemente da condição trófica do ecossistema, confirmada pelo resultado do IET de Carlson modificado, classificando-o como eutrófico. O filo Rotifera foi o mais representativo em riqueza e densidade seguido de Copepoda e Cladocera. A densidade apresentou-se maior na época seca e a condição eutrófica determinou a presença de espécies, com abundância de: *Brachionus calyciflorus*, *Filinia opoliensis*, *Ceriodaphnia cornuta*, náuplios de copépodos, copepoditos ciclopóides.

Palavras-chave: Zooplâncton. eutrofização. piscicultura intensiva em tanques-rede.

ABSTRACT

ZOOPLANKTON COMUNITY AND TROPHIC STATE OF A RESERVOIR IN SEMI-ARID PARAIBA WITH INTENSIVE FISH CAGE-CULTURE

The study aimed to evaluate the impact of fish farming in cages in the water quality and the possibility of the use of the zooplankton community, as an indicator of these impacts, characterizing the effects caused by the increase of nutrients after this activity in the water body. The study area was the Carneiro dam, Jericó, Paraíba. The variables were sampled monthly (Jun-Nov/2009) at three stations: the amount of tanks of intensive cultivation of fish next to and downstream of the tanks, along the water column in vertical profiles, following the rate of extinction of light (100%, 1% and 0% of light). The trophic state index of Carlson (1977) modified by Toledo Jr. et al. (1983) was used to determine the trophic level of the dam. The zooplankton samples were accomplished using a bucket (10L), filtered with a plankton net (mesh 68 mm) and fixed in neutral formalin with sucrose. The influence of fish farming in cages on the density fluctuations of the zooplankton community and water quality was not clearly detected. The results showed rain events exerting a negative influence on water quality and zooplankton, contributing to the increase of nutrients (N and P), algal biomass and consequently the trophic condition of the ecosystem, a result confirmed by the modified Carlson EIT, classifying it as eutrophic. The phylum Rotifera was the most representative in richness and density followed by Copepoda and Cladocera. The density showed an increase during the dry season and eutrophic condition to determine the presence of species, with dominance: *Brachionus calyciflorus*, *Filinia opoliensis*, *Ceriodaphnia cornuta*, copepod nauplii and copepodites cyclopoides.

Key Words: Zooplankton, eutrofication, intensive fish cage-culture.

LISTA DE TABELAS E FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1- Localização da área de estudo e estações amostrais no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, Nordeste do Brasil.....	23
Figura 2 - Esquema das estações de coleta, açude Carneiro, Jericó – PB, 2009.....	24
Tabela 1- Parâmetros físicos, químicos e biológicos e metodologia/referência utilizadas no açude Carneiro, Jericó-PB, 2009.....	25
Tabela 2- Análise descritiva das variáveis limnológicas nos pontos amostrais no período de junho a novembro de 2009, no açude Carneiro, Jericó-PB, 2009.....	28
Figura 3 - Evolução do volume de água acumulado no açude Carneiro (Jericó, Paraíba, Brasil) no ano de 2009.....	29
Figura 4 - Variação vertical/sazonal da temperatura da água nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	30
Figura 5 - Variação da Transparência da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	32
Figura 6 - Variação vertical/sazonal do pH da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	33
Figura 7 - Variação vertical/sazonal da Condutividade Elétrica da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e à jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	35
Figura 8 - Variação vertical/sazonal do Oxigênio Dissolvido da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	36
Figura 9 - Variação vertical/sazonal do Nitrogênio Total da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	38

Figura 10 - Variação vertical/sazonal do Nitrogênio Amoniacal da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	40
Figura 11 - Variação vertical/sazonal do Nitrato da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	41
Figura 12 - Variação vertical/sazonal do Fósforo Total, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	44
Figura 13 - Variação vertical/sazonal do Ortofosfato Solúvel, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	45
Figura 14 - Variação vertical/sazonal da Clorofila “a”, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.....	46
Tabela 2 - Valores de IET para as variáveis, transparência, fósforo, ortofosfato, clorofila a e IET médio calculado segundo Carlson (1977) modificado por (TOLEDO JUNIOR et al., 1983) durante o período de estudo no açude Carneiro.....	48

CAPÍTULO 2

Figura 1- Localização da área de estudo e estações amostrais no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, Nordeste do Brasil.....	62
Figura 2 - Esquema das estações de coleta, açude Carneiro, Jericó – PB, 2009.....	63
Figura 3 - Precipitação pluviométrica (mm) e valores de temperatura da água (°C), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) do açude Carneiro, Jericó, Paraíba, no período de junho a novembro de 2009.....	66
Figura 4 – Valores de oxigênio dissolvido (mg/L), nitrogênio total ($\mu\text{g}/\text{L}$), nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g}/\text{L}$), nitrato ($\mu\text{g}/\text{L}$), fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$), ortofosfato solúvel ($\mu\text{g}/\text{L}$) e clorofila “a” ($\mu\text{g}/\text{L}$) do açude Carneiro, Jericó, Paraíba, no período de junho a novembro de 2009.....	67
Tabela 1 – Densidade das espécies registradas a montante no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, com os respectivos valores de densidade (ind.L^{-1}), 2009.....	73

Tabela 2- Densidade das espécies registradas entre os tanques no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, com os respectivos valores de densidade (ind.L ⁻¹), 2009.....	73
Tabela 3- Densidade das espécies registradas entre a jusantes no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, com os respectivos valores de densidade (ind.L ⁻¹), 2009.....	74
Figura 5 - Variação das densidades dos grupos de Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos amostrais (M,Tq, J) durante o período estudado açude Carneiro, Jericó, Paraíba.....	74
Figura 6 - Densidade das espécies mais representativas no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.....	75
Figura 7 - Abundância relativa dos principais grupos do zooplâncton no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.....	75
Figura 8 - Variação do Índice de diversidade de Shannon de cladóceros durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.....	76
Figura 9 - Variação do Índice de diversidade de Shannon de copépodos durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.....	76
Figura 10 - Variação do Índice de diversidade de Shannon de rotíferos durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.....	77
Figura 11 - Variação da riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.....	77
Figura 12 - Análise de correspondência canônica (CCA) mostrando a distribuição das espécies zooplanctônicas em relação às variáveis limnológicas, açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.....	78

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
CAPÍTULO 1 - Caracterização espaço-temporal da qualidade da água e estado trófico do reservatório Carneiro - PB sob a influência de piscicultura intensiva em tanques-rede	15
CAPÍTULO 2 - Bioindicadores zooplancctônicos de um reservatório do semi-árido brasileiro, sob influência de piscicultura intensiva em tanques-rede	58
CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
REFERÊNCIAS	88

INTRODUÇÃO GERAL

Os reservatórios artificiais são utilizados para múltiplas finalidades, dentre elas a produção de alimento por meio da piscicultura (TUNDISI, 2003), fazendo com que esses ambientes sejam de grande importância em termos sociais e econômicos (CHELLAPPA et al., 1995).

Recentemente, esforços foram feitos para promover a aquicultura em tanques-rede como o melhor método para produção de peixes em lagos e reservatórios em ambientes tropicais (GUO; LI, 2003).

Esse sistema de cultivo em regime intensivo emprega considerável volume de insumos alimentares para a produção de peixes em altas densidades numa área reduzida, com o conseqüente lançamento de restos de alimentos, fezes e excretas diretamente no ambiente. Esses dejetos causam impactos na qualidade da água do ecossistema aquático onde foi instalado o projeto, que se reflete sobre a biota ao contribuir com a eutrofização da água, com sérias conseqüências para o ambiente, as cadeias e teias alimentares e até podem colocar em risco a saúde pública, comprometendo os usos múltiplos dos reservatórios (ALVES; BACCARIN, 2005).

Para avaliar os impactos causados por esta atividade, foram desenvolvidos vários índices, entre estes destaca-se, o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Toledo Júnior et al. (1983) que utiliza as variáveis clorofila *a*, transparência de Secchi, fósforo total e fósforo reativo solúvel para determinação do estado trófico do ambiente aquático. No entanto, a associação entre as variáveis físicas e químicas e espécies ou grupos bioindicadores possibilita maior precisão a caracterização do estado trófico de um ambiente (SAMPAIO et al., 2002).

Dentre os bioindicadores de qualidade de água mais utilizados, evidencia-se o zooplâncton, considerado elemento-chave para o entendimento das alterações ocasionadas pela eutrofização nos ecossistemas aquáticos (ESKINAZI-SANT'ANNA, et al., 2007). Espécies zooplânctônicas fornecem subsídios sobre os efeitos e os processos resultantes de impactos ou situações de estresse ambiental, uma vez que as comunidades biológicas são influenciadas pelas alterações abióticas do ambiente (ESPINO; PULIDO; PÉREZ, 2000).

Essas comunidades respondem de formas diferentes e específicas aos distúrbios, como as intervenções antropogênicas. Sua capacidade de responder às mudanças ambientais permite que o zooplâncton seja um bom indicador da qualidade de água (FERDOUS; MUKTADIR, 2009).

Vários trabalhos citam os impactos ecológicos da piscicultura em tanques-rede sobre o ambiente aquático, entre eles a aceleração da eutrofização (DEMIR et al., 2001; JIWIYAM; CHAREONTESPRASIT, 2001; YIYONG et al., 2001; GUO; LI, 2003; ABERY et al., 2005; ALVES;

BACCARIN, 2005; HAKANSON, 2005; NEOFITOU; KLAUDATOS, 2008; SANTOS et al., 2009; BORGES et al., 2010; DIAS et al., 2011).

Esta dissertação foi organizada com uma introdução geral, abordando a problemática estudada, e dois capítulos em formato de artigo científico e enquadrados nas normas da ABNT com pequenas modificações. O primeiro capítulo trata da caracterização espaço-temporal de variáveis limnológicas da qualidade da água do açude Carneiro (PB) e da determinação do estado trófico do açude, aplicando-se o Índice de Carlson (1977) modificado por Toledo Júnior (1983), sob a influência de piscicultura intensiva em tanques-rede. O segundo capítulo discorre sobre a utilização do zooplâncton como indicador do estado trófico no açude estudado.

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Avaliar o estado trófico de um açude do semiárido paraibano, sob impacto da piscicultura em tanques-rede e a viabilidade de emprego da composição da comunidade zooplanctônica como indicadora de mudanças na qualidade da água.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a qualidade da água do açude Carneiro com base nas variáveis físicas, químicas e biológicas.
- Determinar o estado trófico das águas do açude aplicando o índice proposto por Carlson (1977) modificado Toledo Júnior et al. (1983).
- Estudar as variações temporais e espaciais dos atributos ecológicos (densidade, riqueza de espécies, índice de diversidade) da comunidade zooplanctônica nos pontos amostrais, identificando as espécies indicadoras das condições tróficas registradas no açude Carneiro.

CAPÍTULO 1

CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA E ESTADO TRÓFICO DO RESERVATÓRIO CARNEIRO – PB SOB A INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA INTENSIVA EM TANQUES-REDE

RESUMO

O crescimento acelerado da aquicultura no Brasil, nos últimos anos, aumentou a preocupação com o regime e a qualidade dos ecossistemas aquáticos, por acelerar o processo de eutrofização. Este estudo objetivou avaliar a qualidade da água de um açude do semiárido paraibano, sob a influência da piscicultura em tanques-rede, e determinar o *status* trófico e os efeitos causados pelo incremento de nutrientes decorridos dessa atividade no corpo aquático. A área de estudo foi o açude Carneiro, Jericó, Paraíba. As variáveis foram amostradas mensalmente (jun- nov/2009), em três estações de coleta: a montante dos tanques de cultivo intensivo de peixes, próximos aos tanques e a jusante dos tanques, ao longo da coluna d'água, em perfis verticais, seguindo o índice de extinção de luz (100%, 1% e 0% de luz). O índice de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo Júnior et al., (1983) foi utilizado para determinar o nível trófico do açude. A qualidade da água apresentou variabilidade temporal, principalmente ao longo dos meses. Observou-se que o evento pluviométrico foi considerado o fator explicativo para as flutuações dos parâmetros físicos e químicos, contribuindo com input de matéria orgânica durante o estudo. As variáveis limnológicas, especialmente os nutrientes e biomassa algal (clorofila *a*) sinalizaram a condição eutrófica, classificação confirmada pelo IET (TOLEDO JÚNIOR et al., 1983). As concentrações de fósforo e nitrogênio totais em todas as amostras ao longo do período estudado, apresentaram-se superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para corpos aquáticos da Classe 2. As concentrações destes nutrientes não exibiram tendência espacial, consequência do estabelecimento da eutrofização. Sendo assim, o impacto da piscicultura em tanques-rede no açude Carneiro, não foi evidenciado tendo em vista que sua influência não foi detectada entre os pontos e meses estudados.

Palavras-chave: Qualidade da água. piscicultura em tanques-rede. índice do estado trófico.

SPACE-TIME CHARACTERIZATION OF WATER QUALITY AND THE TROPHIC STATE OF THE TANK CARNEIRO - PB UNDER THE INFLUENCE OF INTENSIVE FISH CAGE-CULTURE

ABSTRACT

The rapid growth of aquaculture in Brazil in recent years, increased concern for the diet and the quality of aquatic ecosystems, to accelerate the process of eutrophication. This study aimed to evaluate the quality of water from a reservoir in semi-arid Paraíba, under the influence of fish farming in cages, and determine the trophic state and the effects caused by the increase of nutrients after this activity in the water body. The study area was the dam in Carneiro, Jericó, Paraíba. The variables were sampled monthly (Jun-Nov/2009) at three stations: the amount of tanks of intensive fish cultivation of next to and downstream of the tanks, along the water column in vertical profiles, following the rate of extinction of light (100%, 1% and 0% of light). The trophic state index of Carlson (1977) modified by Toledo Jr. et al. (1983) was used to determine the trophic level of the dam. The quality of the water showed temporal variability, especially over the months. It was observed that the rain events were the factors that better explained the fluctuations of physical and chemical parameters, and the high input of organic matter throughout this study. Limnological parameters, especially nutrients and chlorophyll *a* signaled the eutrophic condition, confirmed by the modified Carlson EIT. The total concentrations of phosphorus and nitrogen in all samples throughout the study period had to exceed the limit established by CONAMA Resolution 357/05 for Class 2 water bodies. The concentrations of these nutrients showed no spatial trend due to high eutrophication. Thus, the impact of fish farming in cages in the Carneiro dam, was not observed, in fact its influence was not detected between the points and months studied.

Key Words: Water Quality, fish cage-culture, index of trophic state

INTRODUÇÃO

A qualidade dos ecossistemas aquáticos tem sido alterada em diferentes escalas nas últimas décadas. Fator este, desencadeado pela complexidade dos usos múltiplos da água pelo homem, os quais acarretaram degradação ambiental significativa e diminuição considerável na disponibilidade de água de qualidade, gerando inúmeros problemas ao seu aproveitamento (PEREIRA, 2004).

No semiárido nordestino, numerosos açudes foram construídos pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS), a partir dos anos 60 para mitigar as necessidades hídricas da região, marcada pela escassez e irregularidades de chuvas. Embora o principal objetivo seja o abastecimento humano (BORGHETTI; STRENSKY, 2002; VIEIRA, 2002) suprem múltiplas necessidades como a irrigação, o lazer, a pesca e a piscicultura intensiva (DIAS, 2006).

Os problemas de escassez e de qualidade de água associados às condições desfavoráveis do solo da região, sob o embasamento cristalino do pré-cambriano, apresenta-se desfavorável para absorção de água, tolhem o desenvolvimento social e econômico da região nordestina (PARAÍBA, 2009).

Nas últimas décadas, as políticas governamentais estimularam, através de programas oficiais, o uso de açudes para a criação intensiva de peixes em tanques-rede. Por volta dos anos 1980 (AYROZA et al., 2006), iniciou-se o cultivo de peixes em tanques-rede, uma das formas mais intensivas de criação, em que quanto mais intensivo for o cultivo, maior será a sua produção, tanto devido à maior densidade de estocagem quanto à maior dependência de ração (ARARIPE et al., 2006).

Nesse sistema, há a otimização do processo de produção, podendo-se conseguir elevada produtividade em um pequeno espaço, bem como incrementar consideravelmente a produção aquícola, diminuir a pressão sobre os estoques pesqueiros naturais, para tanto é necessário monitoramento sistemático das condições ambientais. Trata-se de um sistema de produção alternativo de investimentos de menor custo- em relação a outros agronegócios- maior rapidez de implantação, sendo apontada como um agronegócio que pode melhorar as condições sociais e econômicas de populações (DIEMER et al., 2010).

A piscicultura em tanques-rede é uma atividade importante para região semiárida do Nordeste brasileiro, devido aos benefícios socioeconômicos, que trazem melhorias visíveis aos piscicultores.

O crescimento acelerado da aquíicultura no Brasil, através da criação de peixes em tanques-rede, aumentou a preocupação com a qualidade dos corpos aquáticos (TAVARES, 1994), devido ao incremento na concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo no meio aquático (BOYD; QUEIROZ, 1997), liberados pela decomposição da ração não consumida e das excretas dos peixes (STARLING;

SILVA; MUÑOZ, 2002), ocasionando impactos ambientais e alterações na qualidade da água como aumento da turbidez da água, alteração do estado trófico e introdução de espécies exóticas (BERTOLINI, et al., 2005).

A ração é utilizada em geral em dosagens mais altas que as necessárias e provoca degradação da qualidade da água dos corpos aquáticos, gerando conflitos de usos da água (AZEVEDO; TAKIYAMA, 2011).

Estudos que avaliem o impacto deste sistema de cultivo são necessários para o desenvolvimento sustentado desta atividade em corpos aquáticos, pois o processo de deterioração destes coloca em risco a manutenção da vida aquática e o uso deste recurso para o abastecimento humano (REBOUÇAS, 2002).

Na legislação vigente do Brasil, o licenciamento ambiental para a atividade de piscicultura, em nível federal e estadual, tem o IBAMA e órgãos estaduais de meio ambiente como órgãos competentes, que obedecem ao estabelecido na legislação ambiental pertinente, como as resoluções CONAMA 237/97 (BRASIL, 1997) e CONAMA 413/09 (BRASIL, 2009).

Quanto aos parâmetros para determinação da qualidade da água, são estabelecidos limites na resolução do CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) onde estão dispostos os padrões para as concentrações de nutrientes e clorofila *a* exigidos em corpos aquáticos de classe 2. Esta normativa classifica os sistemas aquáticos em classes, correspondentes aos tipos de uso do mesmo.

A persistência dessa atividade sem o devido controle de nutrientes e biomassa contribui para o desequilíbrio na fertilidade e produtividade do meio aquático, com aceleração e forte potencialização da eutrofização (ESTEVES, 1998). A eutrofização indica o processo de transformação de lagos para um sistema de maior produtividade biológica de produtores primários, fenômeno associado ao aumento excessivo de nitrogênio e fósforo (HUTCHINSON, 1967).

Algumas consequências geradas pela eutrofização são o desequilíbrio do balanço de oxigênio na massa líquida, predominando supersaturação no epilânio e anoxia no hipolânio ou fundo do corpo aquático, o que pode tornar a água imprópria para os próprios peixes dos tanques-rede, podendo ocorrer doenças severas aos peixes e a outros organismos aquáticos e até causar morte massiva, além disso dificulta o consumo humano (TUNDISI, 2001).

Alguns índices são utilizados para determinação do estado trófico, com a finalidade de monitoramento desse processo nos corpos aquáticos. Segundo Fia et al. (2009), um índice de estado trófico funciona como um registro de atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, além de auxiliar na formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visam a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Existem várias classificações que estabelecem diferentes níveis do estado trófico, entre elas destacam-se Carlson (1977), Dobson (1981), Vollenweider (1981) e OECD (1982).

Os sistemas convencionais para classificação de lagos em categorias tróficas utilizam nutrientes e biomassa, e classificam os corpos aquáticos em oligotrófico (baixa produtividade), mesotrófico (produtividade intermediária) e eutrófico (elevada produtividade) (MARGALEF, 1983). Outros sistemas de classificação incluem outras classes como ultra-oligotrófico e hipereutrófico (CARLSON, 1977). Considerando que os valores limites dessas classificações foram instituídos para corpos aquáticos de regiões temperadas, Salas e Martino, em 1991, propuseram um modelo trófico simplificado para fósforo, baseado em concentrações limites de fósforo e clorofila *a*, para corpos de água tropicais da América Latina e Caribe (LAMPARELI, 2004).

Há alguns anos, adota-se com maior frequência o índice elaborado por Carlson modificado por Toledo Júnior et al. (1983). Este calcula o IET dos rios e reservatórios, utiliza os valores obtidos a partir de três variáveis: transparência das águas; clorofila; e fósforo total. Na modificação do índice, os resultados correspondentes ao fósforo total e fósforo reativo solúvel, são entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que esse nutriente atua como agente causador do processo em suas diferentes formas. Já os resultados correspondentes à clorofila *a* são interpretados como medida de resposta da produção primária fitoplanctônica ao agente causador, indicando assim, o nível de crescimento de algas e cianobactérias no local. Como resultado, o ecossistema pode ser classificado em Oligotrófico, Mesotrófico, Eutrófico ou Hipereutrófico, de acordo com o estado trófico (CETESB, 2004).

O IET proposto por Carlson (1977) possui dentre suas vantagens a simplicidade e objetividade dos resultados, mas sua principal limitação é o fato de ter sido desenvolvido com base em dados de reservatórios de regiões de clima temperado, o que pode restringir a sua aplicação em regiões de clima tropical. Desta maneira Toledo Junior et al. (1983), propuseram modificações na formulação matemática do IET de Carlson, visando adaptá-lo às condições climáticas de ambientes tropicais com base em estudo no reservatório de Barra Bonita- SP. Esse novo índice foi alterado por Lamparelli (2004), a partir de dados da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo da CETESB (TRINDADE, 2011).

Os parâmetros físico-químicos são indicadores da qualidade da água, estando intimamente relacionados com as comunidades bióticas. A quantificação de nutriente é muito importante, pois eles são a base da produtividade primária (HUTCHINSON, 1967).

Em corpos aquáticos eutrofizados a incidência de florações de microalgas e cianobactérias é mais frequente. A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em

mananciais de abastecimento é a capacidade desses microorganismos produzirem e liberarem para o meio líquido toxinas (cianotoxinas) que podem afetar a saúde humana e da biota.

As cianotoxinas são metabólitos secundários das cianobactérias que provocam alterações histológicas, neurológicas, dermatites, tumores e cânceres em moluscos, peixes e outros animais aquáticos e terrestres que usam essas águas (CARMICHAEL, 1992; WIEGAND; PFLUGMACHER, 2005).

No Brasil, existem abundantes registros de eutrofização de represas e lagos, destacando-se o lago Paranoá (Brasília), a lagoa da Pampulha (Belo Horizonte), a represa Billings (São Paulo) a represa de Guaraparinga (São Paulo) e a lagoa do Taquaral (Campinas) (PIEDRAHITA, 2002).

Diversos corpos aquáticos no mundo já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação devido à eutrofização. Um número crescente de trabalhos vem sendo desenvolvidos, demonstrando a gravidade do problema (VOLLENWEIDER, 1981; ARCIFA, 1984; GIANI et al., 1988; CEBALLOS et al., 1990; CEBALLOS, 1995; MATSUMURA-TUNDISI, 1999; BARBOSA, 2002; SAMPAIO et al., 2002; BARBOSA; MENDES, 2004; DINIZ, 2005; LINS, 2006 e 2011; PINTO-COELHO, 2005; VASCONCELOS et al., 2011).

Na Paraíba há mais de 9.000 açudes de diferentes tamanhos e usos registrados, e destes somente 121 são destinados ao consumo humano e monitorados pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado (AES/A). Dos 20 principais reservatórios estudados no contexto do Programa de Longa Duração (PELD - Caatinga), 18 deles, o que compreende mais de 83% do volume total de água de abastecimento, foram diagnosticados com eutrofização avançada e ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas. Em 11 desses açudes, foi confirmada a presença da cianotoxina microcistina em teores superiores que os preconizados pela OMS (2011) (MACEDO, 2009; LINS, 2011; VILAR, 2009).

A eutrofização em açudes paraibanos também foi avaliada por Vasconcelos et al., (2011), considerando os mesmos 20 reservatórios do trabalho de Macedo (2009). Dentre eles, 3% apresentaram florações de cianobactérias no ano de 2006. Em 2007, o percentual passou a ser 20%, em 2008, 45% e 62% em 2009. Esses dados revelam o crescente aumento da eutrofização nos três anos transcorridos, associados aos impactos antropogênicos nas bacias estaduais.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar a influência da piscicultura em tanques-rede sobre os níveis de trofia da água do açude Carneiro – PB.

Objetivos específicos

Caracterizar a qualidade da água do açude com base nas variáveis físicas, químicas e biológicas.

Classificar o açude Carneiro quanto ao estado trófico utilizando o IET de Carlson (1977) modificado por Toledo Júnior et al. (1983).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

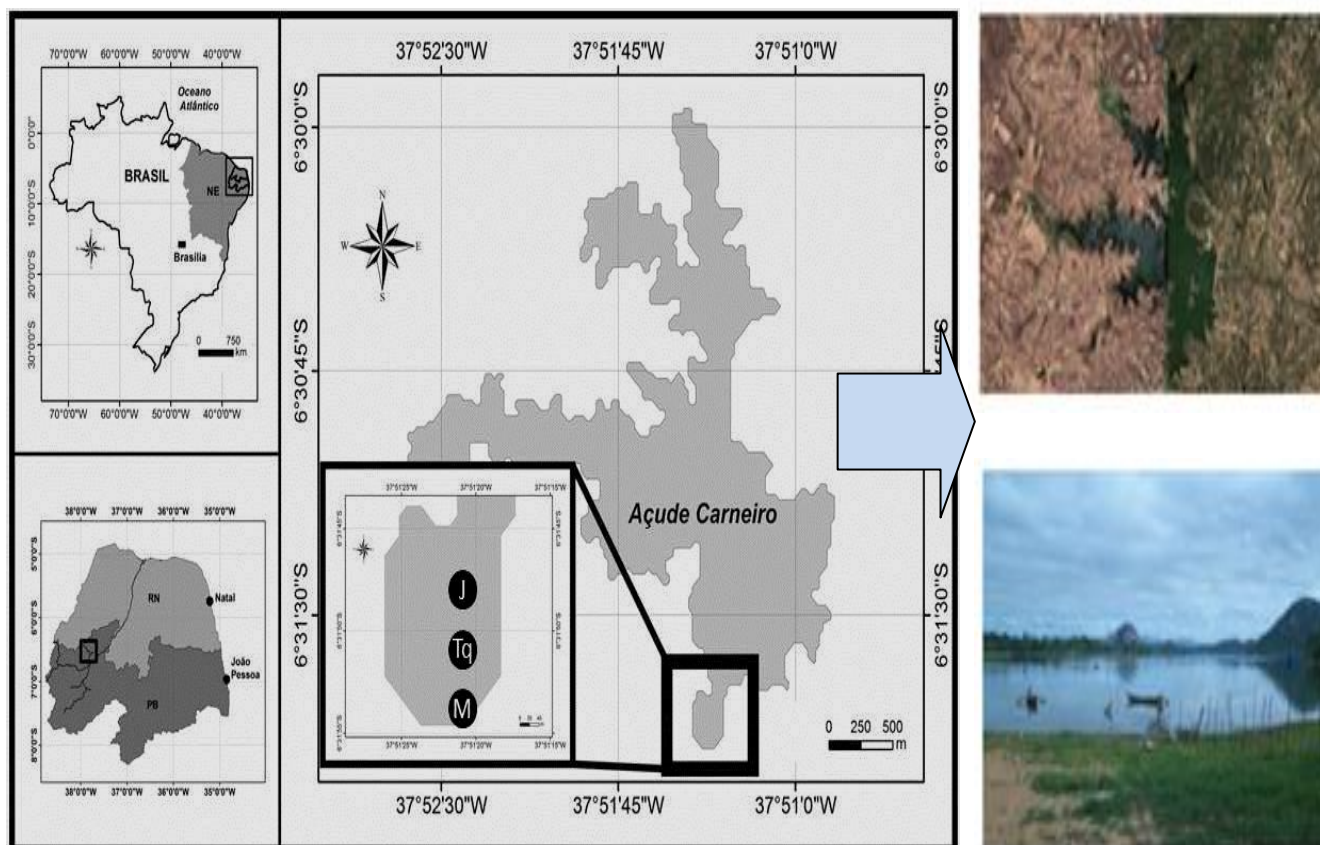
O açude Carneiro (Figura 1) situado na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açú, município de Jericó (PB), é um açude raso (5m de profundidade), de morfologia dendrítica que inunda uma área de 6.9172 km². Sua capacidade máxima de armazenamento de água é de 31.285.875 m³ (PARAÍBA, 2011).

O município de Jericó situa-se na região oeste do Estado da Paraíba, Meso-Região Sertão Paraibano e Micro-Região Catolé do Rocha. De acordo com o censo do IBGE em 2010 a população total residente é de 7.538 habitantes (IBGE, 2012).

Localizado numa região de clima semiárido, marcada por duas estações bem diferenciadas, uma chuvosa (março a agosto) e uma seca (setembro a fevereiro) apresenta precipitação pluviométrica total anual de 1172 mm com média de 885,5 mm. Esse açude foi construído com o intuito de abastecer a população de Jericó e outros quatro municípios e atualmente beneficia 26.154 pessoas (IBGE, 2012) com água potável.

No açude Carneiro, a atividade piscícola consiste em um projeto de criação de peixes em tanques rede, desenvolvido desde 1993. É composto por 20 tanques-rede de dimensões de 2m x 2m x 1,2 m e 4m³ de volume, nos quais se cultivava a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) com densidade média de 850 peixes/tanque, a cada 6 meses despesca-se um total de 7.140 kg/ biomassa de peixe.

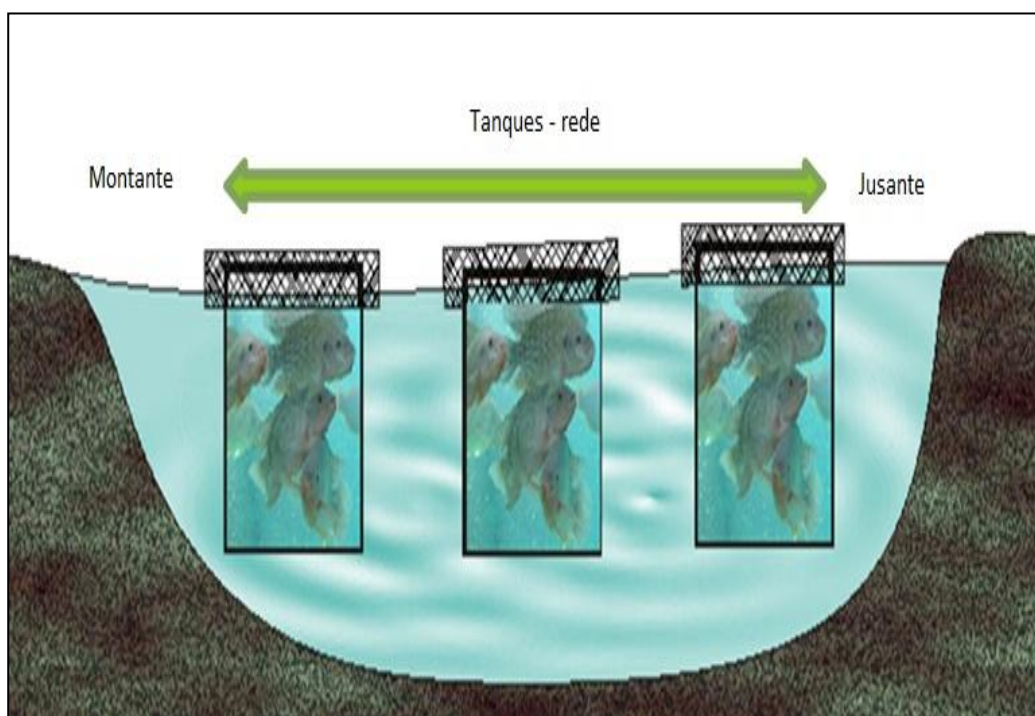
Figura 1. Localização da área de estudo, estações amostrais e inserção do açude Carneiro, Jericó, Paraíba, na bacia do rio Piranhas-Açu, no Nordeste do Brasil.



Amostragem

A caracterização física, química e biológica das águas do açude Carneiro foi realizada mensalmente (junho a novembro de 2009) em três estações de amostragem de acordo com a posição dos tanques-rede e em três profundidades, as estações foram codificadas como: **M** (a montante dos tanques-rede - $6^{\circ}31'54,1''\text{S}$ / $37^{\circ}51'20,8''\text{W}$, nas profundidades: M1, M2 e M3), **Tq** (entre os tanques-rede - $6^{\circ}31'51,1''\text{S}$ / $37^{\circ}51'20,8''\text{W}$, em 3 profundidades denominadas: Tq1, Tq2 e Tq3) e **J** (a jusante dos tanques-rede - $6^{\circ}31'48,1''\text{S}$ / $37^{\circ}51'20,8''\text{W}$) nas profundidades (J1, J2 e J3) (Figura 2). As três profundidades foram escolhidas de acordo com o índice de extinção da luz (100% de luz, 1% de luz e fundo do açude). A determinação das profundidades foi estimada a partir da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (m) multiplicada pelo fator 2,7 correspondente a 1% de luminosidade para regiões tropicais (ESTEVES, 1998).

Figura 2 – Esquema das estações de coleta, açude Carneiro, Jericó – PB, 2009.



As amostras para a quantificação de nutrientes foram coletadas com garrafa de *Van Dorn* de 3,5L (para análises de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total e amônia) assim como para avaliar a clorofila *a*. Todas as amostras foram refrigeradas desde o momento da coleta até a realização das análises a temperatura inferior a 10°C em caixas de isopor com gelo. Após chegarem ao laboratório, parte das amostras de água foram filtradas por filtros de vidro Whatman GF/C de 47 mm de diâmetro, colocadas em frascos de polietileno e analisadas.

As análises deste estudo foram feitas no Laboratório de Ecologia Aquática – LEAq da Universidade Estadual da Paraíba (Tabela 1).

Tabela 1 – Parâmetros da caracterização física, química, biológica e metodologia e referência utilizadas no açude Carneiro, Jericó-PB, 2009.

Variáveis	Metodologia/Referência
Temperatura (°C)	Oxímetro (EATON et al., 2005)
Transparência	Disco de Secchi (COLE, 1983)
pH	Potenciométrico ((EATON et al., 2005)
CE (µS/cm)	Resistência Elétrica ((EATON et al., 2005)
OD (mg/l)	Oxímetro (EATON et al., 2005)
Ntot (µg/L)	Colorimétrico (VALDERRAMA, 1981)
N-NH ₃ (µg/L)	Colorimétrico (MACKERETH et al., 1978)
N-NO ₃ (µg/L)	Salicilato de Sódio (RODIER, 1975)
Ptot (µg/L)	Persulfato de Amônia Ácido Ascórbico – espectrofotométrico (EATON et al., 2005)
PO ₄ ⁻ (µg/L)	Fósforo reativo solúvel (MACKERETH et al., 1978)
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Extração com acetona 90% (WETZEL; LINKENS 1991)

Siglas: CE (condutividade elétrica), OD (oxigênio dissolvido), Ntot (nitrogênio total), N-NH₃ (amônia), N-NO₃ (nitrato), Ptot (fósforo total) e PO₄⁻ (ortofosfato solúvel).

Os dados dos volumes acumulados e da precipitação pluviométrica foram obtidos junto à Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA PB (PARAIBA, 2011).

Determinação do estado trófico pelo Índice de Carlson Modificado

Foi utilizado o Índice de Carlson Modificado, incluindo a expressão de ortofosfato solúvel (Equação 1.3) e o IET Médio (Equação 1.5), onde foi efetuada uma média ponderada atribuindo-se um menor peso ao índice referente à transparência ou profundidade de Secchi (TOLEDO JÚNIOR et al., 1983).

$$\text{IET (Transp)} = 10 \left(6 - \frac{0,64 + \ln(\text{Transp})}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 1.1}$$

$$\text{IET (Cl } a) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln(\text{Cl } a)}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 1.2}$$

$$\text{IET (PO}_4^-) = 10 \left(6 - \frac{\ln(21,67/\text{PO}_4^-)}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 1.3}$$

$$\text{IET (Ptot)} = 10 \left(6 - \frac{\ln(80,32/\text{Ptot})}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação 1.4}$$

onde: IET (Transp) = índice de estado trófico para o disco de Secchi

IET (Cl *a*) = índice de estado trófico para a clorofila *a*

IET (P_{tot}) = índice de estado trófico para o fósforo total

IET (PO₄⁻) = índice de estado trófico para ortofosfato solúvel

Oligotrófico	IET ≤ 44
Mesotrófico	44 < IET ≤ 54
Eutrófico	54 < IET ≤ 74
Hipereutrófico	IET > 74

$$\text{IET Médio} = \frac{\text{IET (Transp)} + 2[(\text{IET(Ptot)} + \text{IET(PO}_4\text{)} + \text{IET(Cl } a\text{)})]}{7}$$

Equação 1.5

Análises Estatísticas

Foram identificadas as tendências de comportamento no período amostral através da estatística descritiva, utilizando-se o programa Statistica 7, da Statsoft inc e as ferramentas do “Microsoft EXCEL for Windows 2010”.

Para visualização das variações limnológicas ocorridas no açude Carneiro, ao longo da coluna d’água, foi o utilizado o programa SUFER 10.0 for Windows, sendo apresentadas as isolinhas das variações verticais e mensais. Para os diagramas de linha foi utilizado o utilitário “Microsoft EXCEL for Windows 2010”.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O significado limnológico do volume de um corpo aquático está associado à dimensão dos compartimentos aquáticos e à sua capacidade de diluição. Reservatórios de grande volume possuem maior concentração de oxigênio dissolvido, e melhores condições de assimilação de cargas poluidoras (VON SPERLING, 2005).

A evolução do volume de água no açude Carneiro, acumulada no ano de 2009, é apresentada na Figura 3. A variação desse volume apresentou o seu menor valor em fevereiro/2009 ($20.361.879\text{m}^3$ – 65% da capacidade máxima). O maior foi verificado entre maio e julho/2009 ($32.028.388\text{m}^3$), onde o açude permaneceu transbordando, diminuindo seu volume até dezembro/2009 ($23.792.150\text{m}^3$), 76% de sua capacidade de armazenamento.

O transbordamento é um evento de perturbação, principalmente para os corpos lânticos de regiões tropicais onde as chuvas são concentradas em poucos meses do ano, interferindo no volume do reservatório e promovendo distúrbios físicos na coluna de água e comunidades (FIGUEIREDO; GIANI, 2001; LINS, 2011). Contudo, o aumento no volume do açude estudado também permitiu posteriormente uma melhoria na qualidade de água, sendo observado efeito diluidor.

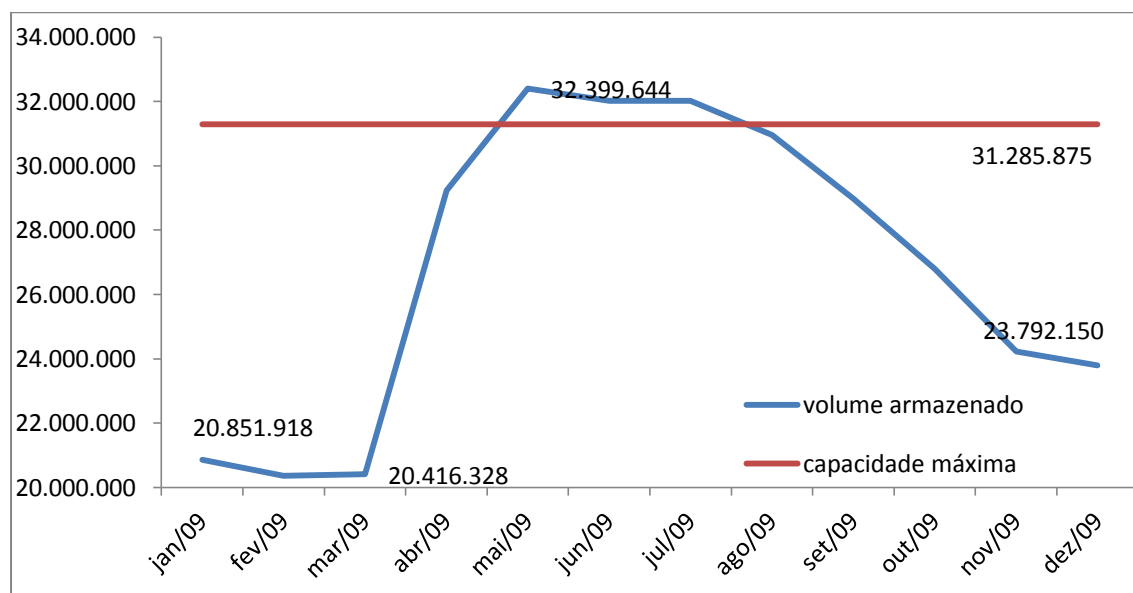
No período de estiagem, a escassez de chuvas e evaporação juntamente com as características morfométricas do açude como: pequena área (6.9Km^2) e baixa profundidade favoreceram para redução acelerada do volume de água armazenada na estação chuvosa, sendo observado o efeito concentrador. Comportamento semelhante foi observado por Tucci (2002) em açudes do semi-árido.

Segundo Barbosa (2002), a variação sazonal, gerada pela flutuação do nível da água, desencadeia uma série fenômenos capazes de ocasionar oscilações nas variáveis físicas, concentrações de gases, nutrientes e biomassa fitoplanctônica.

Tabela 2. Análise descritiva das variáveis limnológicas nos pontos amostrais no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB, 2009.

Estação	Mês	Ponto	Cond (µS/cm)	OD (mg/L)	pH	Transp (m)	Temp (°C)	Pluv (mm)	NT (µg/L)	Nitra (µg/L)	AM (µg/L)	PT (µg/L)	Orto (µg/L)	Cloro a (µg/L)
Chuva	jun/2009	M	224,8	13,8	7,7	1	29,1	78,2	1123	10,2	4	104,4	18,2	21,5
			220,2	8,5	7,8	1	28,8	78,2	1089,6	65,9	17,3	101,4	18,2	28,3
			229,8	4,6	7,7	1	28,5	78,2	1066,3	11,6	14	111,4	16,8	16,1
		Tq	216,8	8,5	7,7	0,9	29,8	78,2	1049,6	10,9	19	87,4	9,7	27,8
			218,5	8,2	7,8	0,9	29,2	78,2	1104,6	10,2	4	95,4	18,2	21,5
			218,8	4,8	7,7	0,9	29	78,2	1313	10,2	17,3	130,4	21,1	20,2
		J	218,5	9,1	7,9	0,7	28,3	78,2	1051,3	10,2	4	85,4	24	4,4
			217,7	8,3	7,9	0,7	28,5	78,2	1121,3	8	20,6	90,4	24	8,5
			224,8	3,5	7,6	0,7	28,8	93,8	1846,3	10,2	22,3	152,4	44	15,2
			214,9	3,9	7,6	0,6	29,1	93,8	698	7,3	22	89,4	5,4	25,1
	jul/2009	M	207,9	3,9	7,6	0,6	28,8	93,8	631,3	11,6	12	83,4	9,7	18,4
			211,1	2,5	7,5	0,6	28,6	93,8	631,3	7,3	17	97,4	4	22,9
			203,9	4,1	7,6	0,6	28,6	93,8	358	12,3	19	65,4	15,4	24,2
		Tq	213	4,6	7,7	0,6	28,4	93,8	474,6	7,3	18	81,4	15,4	29,2
			205,9	1,6	7,6	0,6	28,3	93,8	628	14,5	17	107,4	16,8	22,9
			208,4	4	7,8	0,7	27,5	93,8	641,3	7,3	17	63,4	5,4	27,4
		J	206,8	4	7,8	0,7	27,4	93,8	411,3	10,9	18	69,4	11,1	19,7
			211	1,3	8	0,7	27,4	22,3	421,3	10,9	17	99,4	6,8	24,2
			205	8,9	7,5	0,7	27,4	22,3	1936,3	7,3	34,8	60,4	12,5	3,5
			195,6	9	7,4	0,7	27	22,3	2428	17	25,6	78,4	22,5	5,8
	ago/09	M	192,4	8,7	7,4	0,7	26,4	22,3	2211,3	6,6	27,3	74,4	18,2	9,6
			191,1	7,9	7,6	0,8	27,4	22,3	1671,3	9,8	29	69,4	16,1	4,2
			207,5	6,4	7,6	0,8	26,9	22,3	2121,3	13	31,5	63,4	13,2	5,6
		Tq	193	5,5	7,5	0,8	26,4	22,3	2136,3	21,2	48,1	74,4	13,2	9,4
			198,4	7,2	7,7	0,7	27	22,3	2443	13,4	34	59,4	13,2	15,2
			196	7,3	7,7	0,7	26,9	22,3	1841,3	13,7	34,8	66,4	14	20,2
		J	197,3	4,6	7,6	0,7	26,3	0	2186,3	14,5	34	112,4	18,2	6,7
			212,5	7	7,9	0,9	27,3	0	1211,3	1,64	22	63,4	12,5	14,3
			211	6,7	7,9	0,9	27,6	0	934,6	35,2	19	51,4	11,1	10,7
			214,4	6,7	7,8	0,9	27,4	0	1021,3	1,64	24	67,4	12,5	22,4
	Seca	set/09	218,3	7,4	8,1	0,8	27,5	0	1028	6,64	29	53,4	8,2	3,5
			217,8	6,1	8	0,8	27,3	0	671,3	1,64	30,6	51,4	12,5	9,4
			213,9	4,6	8	0,8	27,1	0	1011,3	5,93	24	97,4	8,2	7,6
		J	218,5	7,6	8,5	0,8	26,4	0	1128	3,07	14	67,4	9,7	18,8
			216,2	6,2	8,3	0,8	27	0	911,3	5,21	9	53,4	8,2	19,7
			218,8	4,5	8,2	0,8	27,2	0	944,6	1,64	27	83,4	9,7	5,8
			211,4	7,2	8,2	0,5	27,9	0	866,3	14,5	8	73,4	12,5	23,8
		Out/2009	213,4	6,5	8,2	0,5	27,8	0	838	11,6	16,5	75,4	11,1	15,7
			212,1	6,3	8	0,5	27,8	0	1299,6	18	9,8	65,4	21,1	18,4
			211,3	6,6	8,4	0,5	27,2	0	626,3	10,5	21,5	47,4	14	17
			211,2	5,1	8,4	0,5	27,5	0	698	14,8	14,8	71,4	16,8	10,7
			210,8	4,8	8,2	0,5	27,3	0	488	11,6	14	83,4	9,7	16,1
			211,6	6	8,4	0,6	27,5	0	1158	14,5	9,8	69,4	12,5	17,5
			208,3	5,2	8,4	0,6	27,1	0	768	11,2	18,1	67,4	14	21,1
			212,4	2,7	8,2	0,6	27,1	0	504,6	16,6	24	90,4	12,5	11,6
		Nov/2009	201,7	6,9	8,2	0,5	28	0	88	1,64	19	73,4	12,5	22,4
			203,7	5,9	8,1	0,5	27,9	0	18	15,2	4	61,4	21,1	24,7
			204,4	6,2	8,1	0,5	27,7	0	51,3	1,64	12,3	97,4	9,7	9,4
			203,3	6,7	8,4	0,5	28,1	0	28	15,93	24	63,4	18,2	14,3
		Tq	201	5,6	8,3	0,5	28	0	24,6	1,64	27,3	87,4	15,4	13
			204,7	5,8	8,3	0,5	26,9	0	28	14,5	55,6	75,4	15,4	26,9
			205,5	6,8	8,9	0,5	27,7	0	51,3	1,64	34	91,4	11,1	12,1
		J	205	6,5	8,8	0,5	27,7	0	28	15,9	37,3	83,4	12,5	13,9
			203,6	7,1	8,5	0,5	27,1	0	91,3	3	61	145,4	11,1	29,6

Figura 3 - Evolução do volume de água acumulado no açude Carneiro (Jericó, Paraíba, Brasil) no ano de 2009.



Nas Figuras 4 a 14 são apresentadas as variações físicas, químicas e biológicas da qualidade da água coletada na coluna d'água, nos três diferentes pontos de amostragem, para o período de junho a novembro de 2009 no açude Carneiro-PB.

A temperatura da água apresentou baixa amplitude média temporal ($2,57^{\circ}\text{C}$) e baixa amplitude entre as estações a montante, tanques e jusante ($0,6^{\circ}\text{C}$) (Figura 4). Em escala temporal, os valores mais elevados de temperatura da água foram identificados no mês de junho/2009 ($T_{q1} = 29,33^{\circ}\text{C}$) e os menos elevados foram verificados em agosto/2009 ($J3 = 26,30$). A estrutura térmica do açude de Carneiro ao longo da coluna d'água nos meses estudados apresentou diferenças pouco acentuadas, entre a superfície e fundo do açude, com uma maior amplitude térmica em agosto/09 ($1,05^{\circ}\text{C}$).

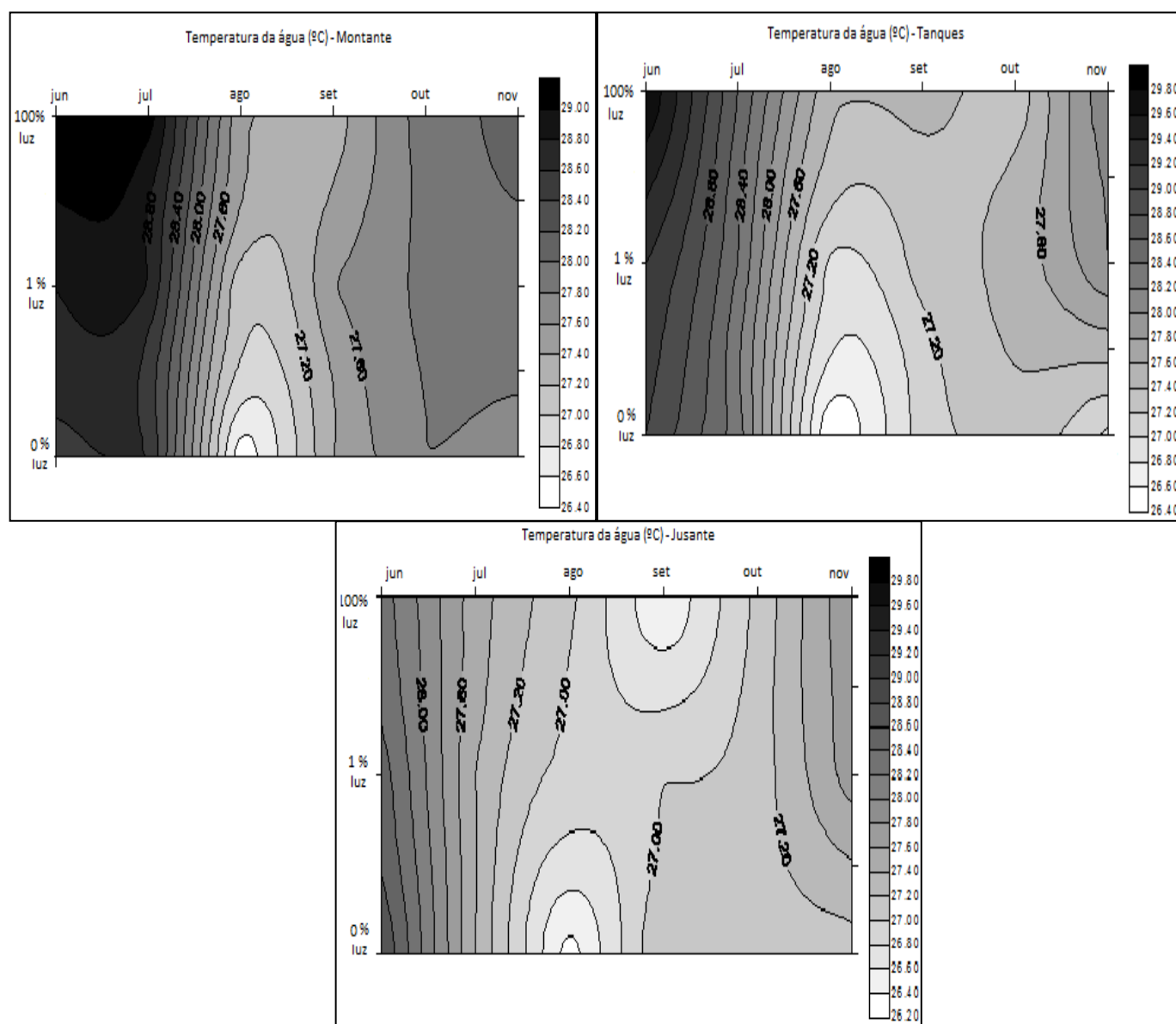
Entre as estações de coleta, os menores valores de temperatura foram registrados a jusante dos tanques de piscicultura. A baixa duração dos gradientes de temperatura (estratificação) entre a superfície e o fundo, indica que a água apresentou-se em constante movimento. Resultados semelhantes foram descritos por Lins (2006), no açude de Acauã, registrando gradiente térmico máximo inferior a $1,7^{\circ}\text{C}$ entre a superfície e fundo.

A temperatura apresenta relação direta com as reações químicas, segundo Heller e Padua, (2006), a elevação da temperatura ocasiona maior consumo de oxigênio pelos organismos aeróbios.

Estudos realizados em açudes de regiões próximas ao equador detectaram que as diferenças entre a superfície e o fundo apresentam baixa amplitude (Payne, 1986) provocadas pela circulação de toda a coluna d'água, desencadeando processos de isoterminia (Reynolds, 1984). Porém, alguns ecossistemas do

Nordeste tem apresentado um padrão contrário de regime de mistura, caracterizado pela estratificação e desestratificação térmica diárias entre a superfície e fundo, em especial nos períodos noturnos devido ao resfriamento do ar (Barbosa e Tundisi, 1989; Barbosa, 1981; Barbosa, 2002).

Figura 4 - Variação vertical/sazonal da temperatura da água nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



A transparência da água de ecossistemas aquáticos é resultado das características físicas da bacia de drenagem e da interação dessas com a precipitação pluviométrica, profundidade do reservatório, intensidade dos ventos, velocidade do escoamento superficial, características do solo, atividades agrícolas nos domínios da área de drenagem, níveis de cobertura vegetal, podendo inclusive estimular o crescimento do fitoplâncton (TUNDISI, 2003).

As flutuações dos níveis de água do açude em estudo provocaram interferências diretas na transparência da água ao longo dos meses. A análise temporal revela menores valores de transparência nos meses de estiagem registrando 0,54m entre os tanques (nov/09) e os maiores no período chuvoso 1,02m a montante destes (jun/09).

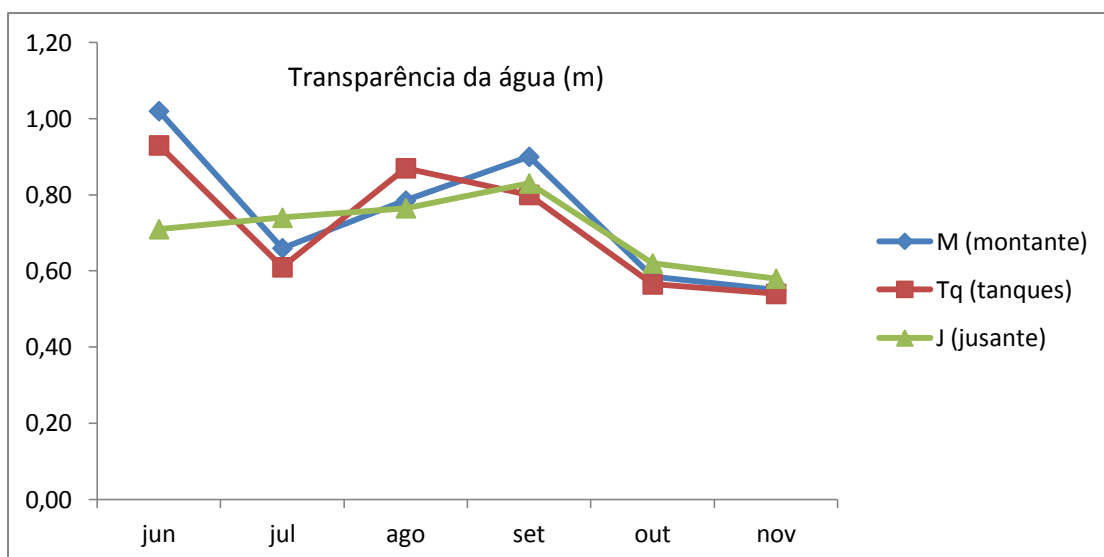
Observou-se que com a elevação do nível do açude, materiais das margens e nutrientes foram removidos e eventualmente lançados no corpo aquático. Quando esse material alóctone sedimenta, a coluna de água torna-se mais transparente que no início do evento chuvoso. Quando na estiagem ocorre a redução da água acumulada, pela evaporação, compostos químicos e biomassa ficam mais concentrados e, portanto menor transparência. Comportamentos similares aos observados neste estudo foram descritos por Sipaúba-Tavares, (1999), Straskraba e Tundisi, (2000), Toledo et al. (2003), Lins (2006), Brito, (2008). Segundo Takino e Maier (1981), valores baixos de transparência são indicadores de eutrofia.

A transparência é afetada pelas partículas em suspensão como o excesso de algas e materiais inorgânicos (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). As elevadas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, estimularam o crescimento do fitoplâncton, sendo fator responsável pela redução da transparência durante o período de estudo. De acordo com Branco (1986) esta turbidez é classificada como biogênica.

A correlação positiva entre transparência da água e a precipitação pluviométrica ($p = 0,314$) indica que os eventos de chuvas provocaram maior volume de água no açude, aumento do efeito diluidor no açude, e conseqüentemente maior transparência, mostrando que a turbidez biogênica (fitoplâncton) foi mais relevante que abiogênica (argilas e outros minerais).

Wetzel (2001) observou que quanto maior for o valor da transparência, maior será a penetração da luz fotossintética ativa, melhor a distribuição do fitoplâncton ao longo da coluna de água e a produção de oxigênio dissolvido, favorecendo a maior oxigenação da massa de água nas camadas mais profundas. Partindo desse princípio, os baixos valores de transparência apresentados neste açude podem tanto alterar a atividade fotossintética do fitoplâncton quanto à dinâmica do ecossistema.

Figura 5 - Variação da Transparência da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



As águas do açude Carneiro mostraram-se levemente alcalinas, com valores variando entre 7,4 a montante (M1 e M2, ago/09) e 8,9 a jusante dos tanques (J1, nov/09) durante o período estudado (Figura 6). Houve tendência de elevação dos valores de pH com a diminuição do volume do açude, durante os meses de estiagem. Entre os pontos observa-se maiores valores médios a jusante dos tanques-rede (média pH = 8,11). Este comportamento é considerado clássico nos açudes do semiárido, ocasionado pelo aumento da fotossíntese, esta condição foi evidenciada através dos registros de maiores valores na estação de estiagem e nas camadas superficiais.

As variações de pH, observadas no açude Carneiro, também estiveram associadas aos eventos das chuvas. A correlação negativa entre o pH e a precipitação pluviométrica ($p = -0,700$), indica o efeito da redução da densidade algal sobre este parâmetro, sugerindo que a ação fotossintética reduzida na época chuvosa, desencadeou menor valor de pH.

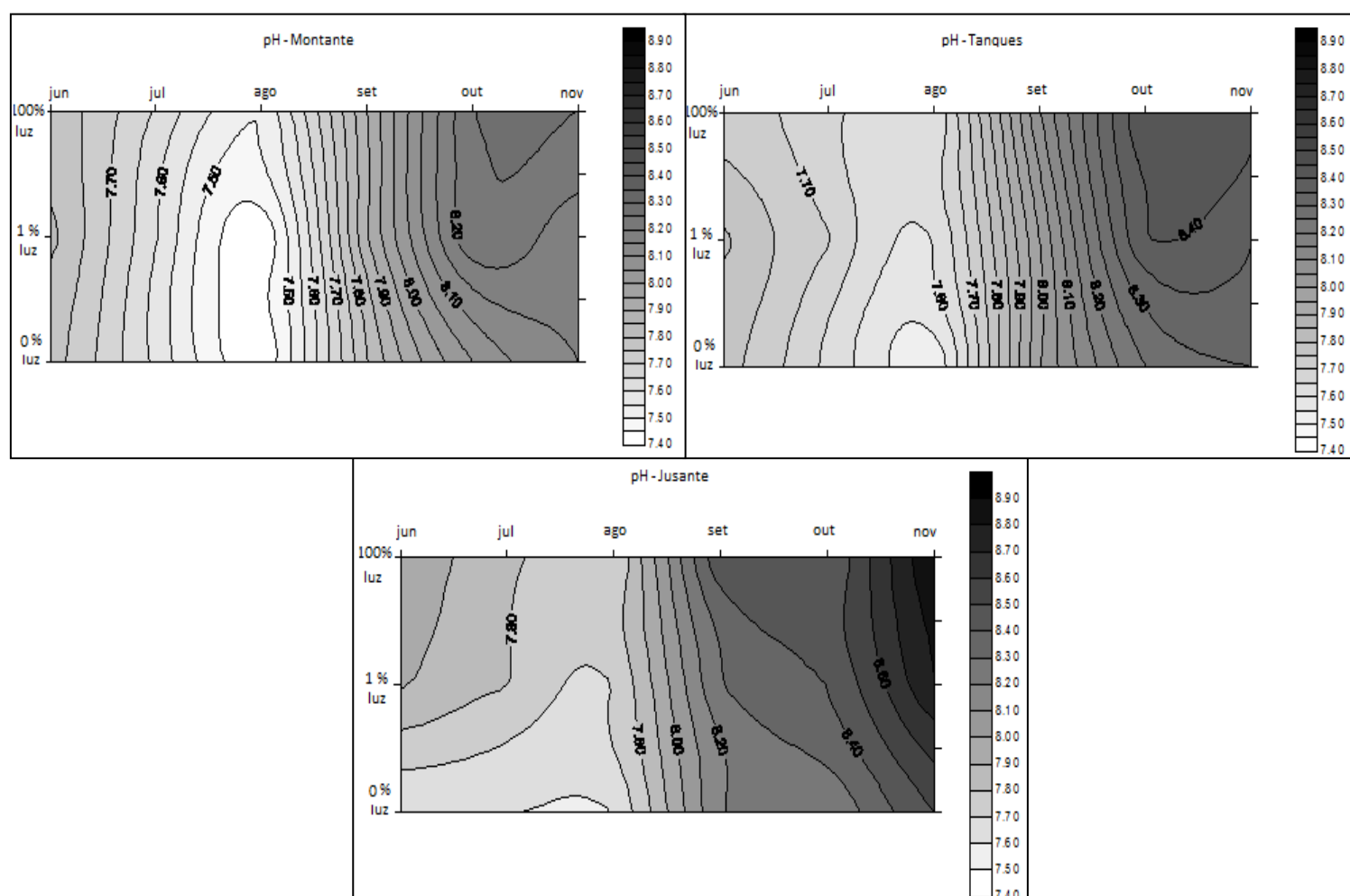
Registros de pH elevado, foram comumente descritos para muitos ecossistemas aquáticos de áreas semiáridas, sendo este aspecto explicado principalmente pela riqueza de carbonatos e bicarbonatos na composição química dos solos onde os reservatórios de água e as respectivas bacias de drenagem estão inseridos (CEBALLOS, 1995; BARBOSA, 2002; DINIZ, 2005; LEITÃO et al., 2006; LEPRUM, 1983).

Estudos desenvolvidos em um açude do semiárido concluíram que a elevação do pH na estação seca destes ecossistemas está associada a 2 principais fatores: a concentração de sais e a maior densidade de organismos fitoplanctônicos, o que aumenta o consumo de HCO_3 , utilizados na fotossíntese, afetando

o sistema carbônico na água e consequentemente elevando o pH pela liberação de hidroxilas (GUIMARÃES, 2006).

A faixa de pH registrado no presente trabalho parece favorecer o crescimento das tilápias, embora a espécie cultivada apresente tolerância até pH 5,0. A baixa produção primária nessas condições pode afetar a produção destes peixes. Estudos desenvolvidos por Silva (2001), sugerem como faixa ótima de pH para o cultivo das tilápias, valores de 6,0 a 8,5, abaixo de 4,5 e acima de 10,5 pode ocorrer mortalidade significativa.

Figura 6 - Variação vertical/sazonal do pH da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



No açude Carneiro, foram registrados valores de condutividade elétrica entre 191,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos tanques (Tq1-ago/09) e 229,85 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a montante (M1-jun/09), com valores menos elevados durante o período de cheia, com mínimo em agosto/09, nas três estações de coleta. Com a redução do volume do açude, a partir de setembro/09, houve aumento nos valores da condutividade elétrica.

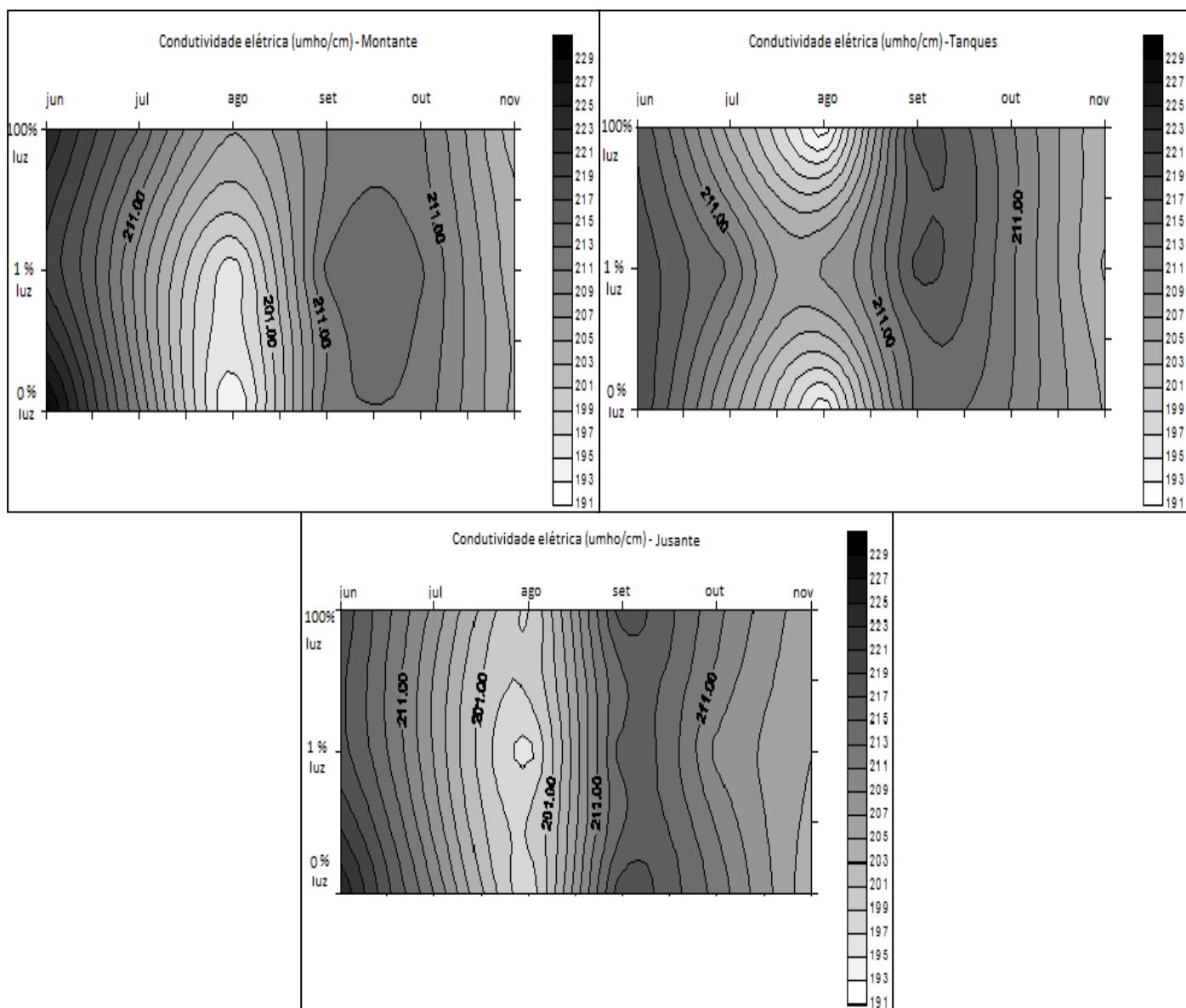
Nos meses de cheia (maio a julho/09) houve tendência de valores mais elevados nos pontos a montante dos tanques (Figura 7), assim como no mês de junho/09 (chuvas). Houve tendência de maiores valores nos pontos entre os tanques e a jusante desses, o que pode estar associada à utilização de ração (SIPAÚBA-TAVARES, et al., 1999). Na coluna d'água, os maiores valores foram verificados no fundo do açude. Foi registrado no açude Carneiro, correlação positiva entre a condutividade e a temperatura da água ($p = 0,414$). O aumento da temperatura afeta a condutividade elétrica, pois favorece a solubilidade dos sais (SAWYER et al., 1994; ESTEVES, 1998).

A elevada condutividade elétrica apresentada neste estudo é característica de açudes nordestinos, resultante de altos teores de sais dissolvidos, relacionadas a aspectos geológicos regionais do embasamento cristalino pré-cambriano, as fontes subterrâneas e superficiais contêm principalmente íons de sódio, cálcio, cloretos carbonatos e bicarbonatos (LEPRUM, 1983).

Os menores valores de condutividade elétrica detectados no período chuvoso são explicados pelas dissoluções de espécies químicas provocadas pelas chuvas. Com a estiagem, ocorre redução da umidade relativa do ar, favorecendo a evaporação e diminuição do volume armazenado, o que acarreta o aumento da concentração de espécies químicas, notadamente carbonatos e cloretos, sódio e cálcio nos corpos d'água alterando a concentração de íons, ocasionando os registros de elevados valores de condutividade elétrica no ecossistema. A influência da dinâmica de espécies químicas sobre a condutividade elétrica observada neste trabalho foi também registrada por Wright, (1981) e Wetzel (2001).

Contrariamente, estudos de Rolla et al., (1990), no reservatório de Volta Grande (MG/SP), mostraram, no período de chuvas, aumento da concentração iônica, indicados por valores elevados de condutividade elétrica. Estes autores atribuíram os resultados ao aporte de substâncias transportadas com o escoamento superficial para dentro dos ecossistemas aquáticos.

Figura 7 - Variação vertical/sazonal da Condutividade Elétrica da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e à jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



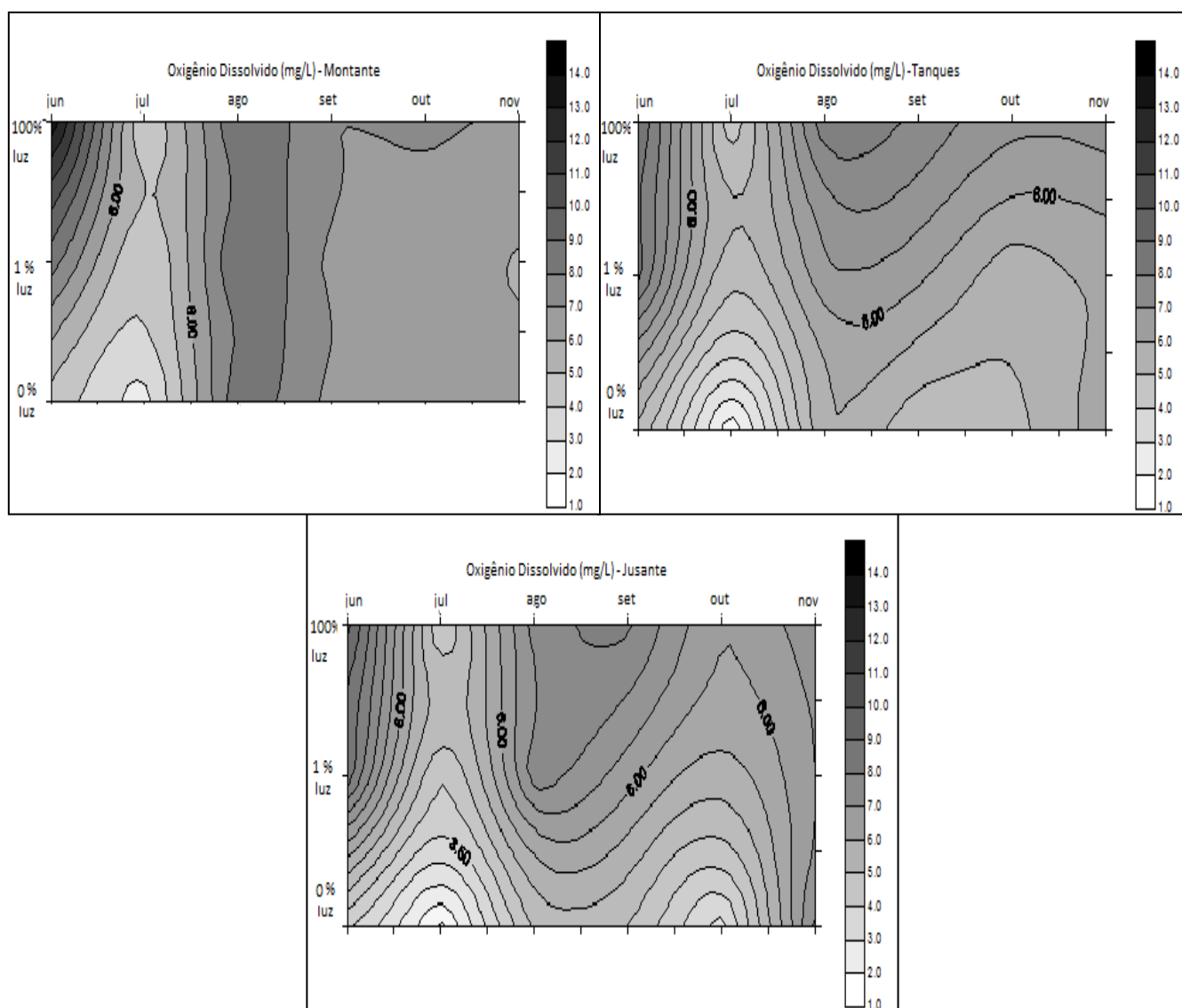
No período entre junho e novembro/2009, o açude Carneiro apresentou menores concentrações de oxigênio dissolvido (OD) nos pontos próximos aos tanques e a jusante desses, com concentrações inferiores a 6,0mg.L (Figura 8), particularmente no mês de julho/09 (estação de chuvas). Este mês, apresentou nas três estações de coleta, concentrações muito baixas de OD com mínima a jusante dos tanques e no fundo do açude (J3 = 1,37mg.L). Os baixos níveis de oxigênio registrados na estação chuvosa sinalizam o efeito das chuvas sobre dois aspectos, contribuindo para o aumento da entrada de matéria orgânica no corpo aquático, provocando aumento do consumo de oxigênio pela atividade de

decomposição aeróbica como para redução da densidade de fitoplâncton gerando ação fotossintética reduzida e conseqüentemente menor produção de oxigênio dissolvido.

Além disso, baixas concentrações de oxigênio dissolvido são comuns em ecossistemas aquáticos com elevada carga orgânica (DINIZ, 2005). As concentrações mais elevadas de OD no açude Carneiro foram registradas na superfície e a montante dos tanques-rede, com valores máximos de 13,81mg.L (M_1 , jun/09).

Segundo Medeiros (2002) os peixes tropicais, em geral, exigem concentrações de OD acima de 5 mg.L. Exposição contínua a 3 mg. de O_2 .L pode levar ao stress, falta de resistência, incidência de doenças e até à morte. A tilápia do Nilo é uma espécie resistente a baixas taxas de oxigênio dissolvido na água. Os peixes desta espécie podem permanecer por várias horas em águas com concentrações abaixo de 0,5 mg de O_2 .L, dada a capacidade de absorver oxigênio na película superficial da água, na interface água/ar, quando a concentração está abaixo de 1,0 mg.L (POPMA; LOVSHIN, 1994).

Figura 8 - Variação vertical/sazonal do Oxigênio Dissolvido da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



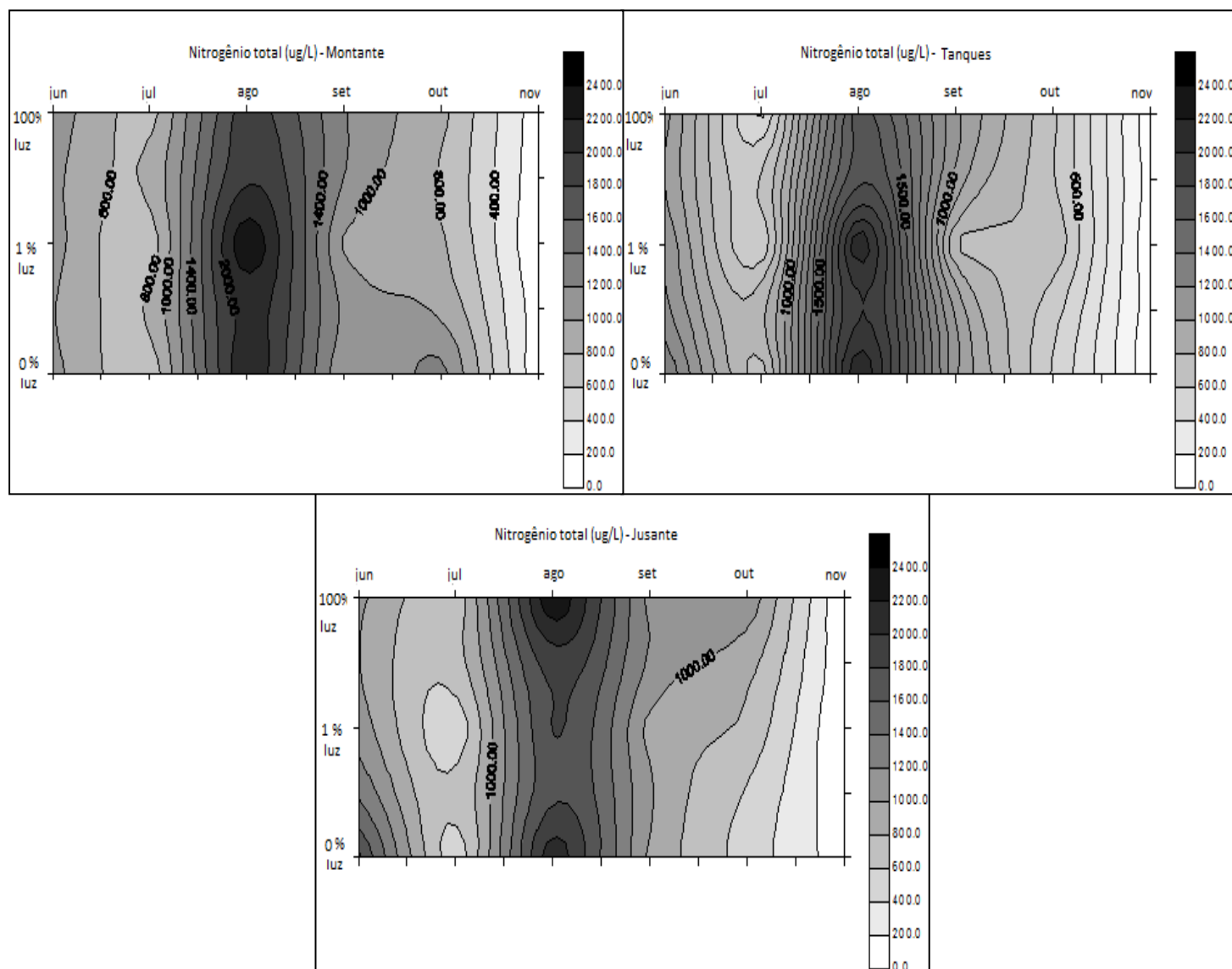
O nitrogênio é um elemento fundamental para desenvolvimento da vida nos ecossistemas aquáticos, pois participa no metabolismo dos microorganismos (animais e de vegetais) (ESTEVES, 1998).

Altas concentrações desse nutriente desencadeiam o processo de eutrofização, uma das principais problemáticas dos últimos séculos (SMIL, 1997). A disponibilidade de nitrogênio em ecossistemas aquáticos é influenciada pelos processos microbiológicos relacionados à ciclagem deste elemento, importante para a manutenção da dinâmica e funcionamento dos ecossistemas. Os microorganismos são responsáveis por grande parte dos processos do ciclo biogeoquímico global do nitrogênio, destacando-se os processos de fixação biológica de nitrogênio, nitrificação e desnitrificação (KLOTZ e STEIN, 2008).

As concentrações de nitrogênio total no açude Carneiro, variaram entre a mínima de 18 µg/L (J2, nov/09) e a máxima de 2443µg/L a jusante dos tanques de piscicultura (ago/09), valor este acima do limite admitido pelo CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) para corpos aquáticos da Classe 2. Ao longo dos meses, houve comportamento semelhante nas três estações de coleta, com concentrações mais elevadas em agosto/09 diminuindo entre setembro e novembro/09 (Figura 9). Houve leve tendência de valores menos acentuados nos tanques, por causa da utilização deste nutriente pela comunidade fitoplanctônica, dependente da disponibilidade de luz, ocorre preferencialmente nas camadas superficiais, assim há aumento de nitrogênio total à medida que aumenta a profundidade.

A zona de interface sedimento-água é uma região de intensa deposição de matéria orgânica (DEAN 1999; HEINEN e MCMANUS, 2004). Essas condições biogeoquímicas tornam-na o principal sítio de processos relacionados ao ciclo do nitrogênio aquático (SWEERTS et al. 1989).

Figura 9 - Variação vertical/sazonal do Nitrogênio Total da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



Em corpos aquáticos com piscicultura, as principais fontes de amônia advém da alimentação sobressalente, excrementos da biota, especialmente de peixes e degradação bacteriana.

A amônia é produzida pela conversão biológica do nitrogênio orgânico e convertida para moléculas de amônia ou íons amônio, dependendo do pH. Em habitats aeróbios, a nitrificação converte a amônia a nitratos, nas camadas profundas do corpo aquático. Ambientes de baixo teor de oxigênio dissolvido favorecem o acúmulo de nitritos na água. Altas concentrações de amônia e nitrato acarretam geralmente no crescimento excessivo das algas e prejudicam o crescimento dos peixes (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

No açude Carneiro, as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal foram detectadas na região dos tanques-rede e a jusante dessa área com máximo teor no fundo do reservatório ($J3 = 61 \mu\text{g/L}$, nov/09)

(Figura 10). Com a redução do volume do reservatório, nos meses de outubro e novembro/09, houve um incremento nas concentrações de nitrogênio amoniacal nos tanques-rede e a jusante. A análise temporal das concentrações de nitratos (Figura 11) revelou maiores concentrações a montante dos tanques-rede ($M2=65,93 \mu\text{g/L}$ - jun/09), comportamento inverso ao de nitrogênio amoniacal.

A amônia, pode-se apresentar na forma livre NH_3 ou na forma ionizada NH_4 dependendo do valor do pH. Para valores de pH menores que 8, a amônia se apresenta na forma ionizada. Nesse sistema, os valores de pH entre os meses de junho e agosto/09, estiveram abaixo de 8,0 não evidenciando toxicidade do ambiente para desenvolvimento dos peixes, ou seja, não existem condições químicas para a formação da amônia tóxica. Com a elevação do pH (valores superiores a 8,0), entre os meses de setembro e novembro/09, evidencia-se concentrações prejudiciais de amônia para desenvolvimento dos peixes (VON SPERLING, 1996; ESTEVES, 1998).

Em ambientes rasos, como é o caso do açude Carneiro, o processo de amonificação pode contribuir com até 80% do nitrogênio requerido (HANSEN e BLACKBURN 1992). O íon NH_4^+ é o principal produto da amonificação, sendo transportado para a coluna d'água e assimilado por organismos ou ainda oxidado a NO_3^- ou NO_2^- via nitrificação (SUMI e KOIKE, 1990).

Henry-Silva et al. (2010) em experimento realizado no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista atribuiu o aumento das concentrações de nutrientes, à exceção de nitrato, no efluente dos viveiros com maior densidade de cultivo, ao aumento da ração fornecida, à decomposição de matéria orgânica acumulada e à excreção dos camarões.

As concentrações de nitrato nos pontos amostrais não apresentaram tendência, foram baixas durante todo período estudado. Os valores menos acentuados ($1,64 \mu\text{g/L}$) foram registrados na estação seca para quase todos os pontos em set/09 e nov/09, já o valor mais elevado foi detectado a montante em jun/09 (Figura 11).

Observou-se que a redução das concentrações de nitrato nos meses de seca, foi acompanhada do aumento na densidade algal, visto que é uma das principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVES, 1988).

O nitrato removido biologicamente é atribuído à assimilação na biomassa de algas e microorganismos e à desnitrificação (BURGIN e HAMILTON, 2007).

Desnitrificação é um processo redutor em que o nitrato ou nitrito (NO_3^- ou NO_2^-) é reduzido anaerobicamente à nitrogênio atmosférico (N_2) por bactérias, as condições para esse processo incluem um meio anóxico e disponibilidade de matéria orgânica e nitrato (MOSIER et al., 2002).

Figura 10 - Variação vertical/sazonal do Nitrogênio Amoniacal da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.

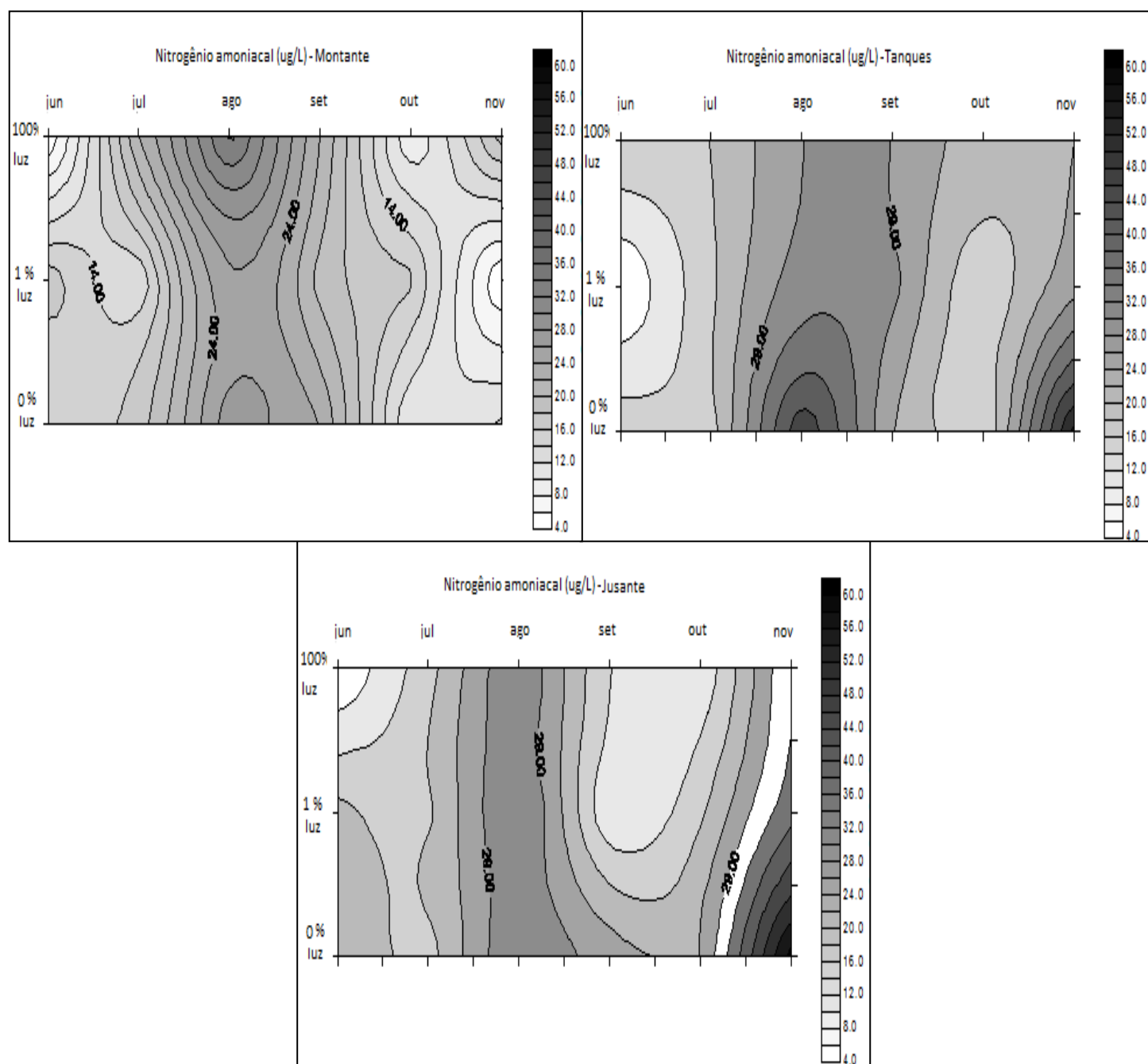
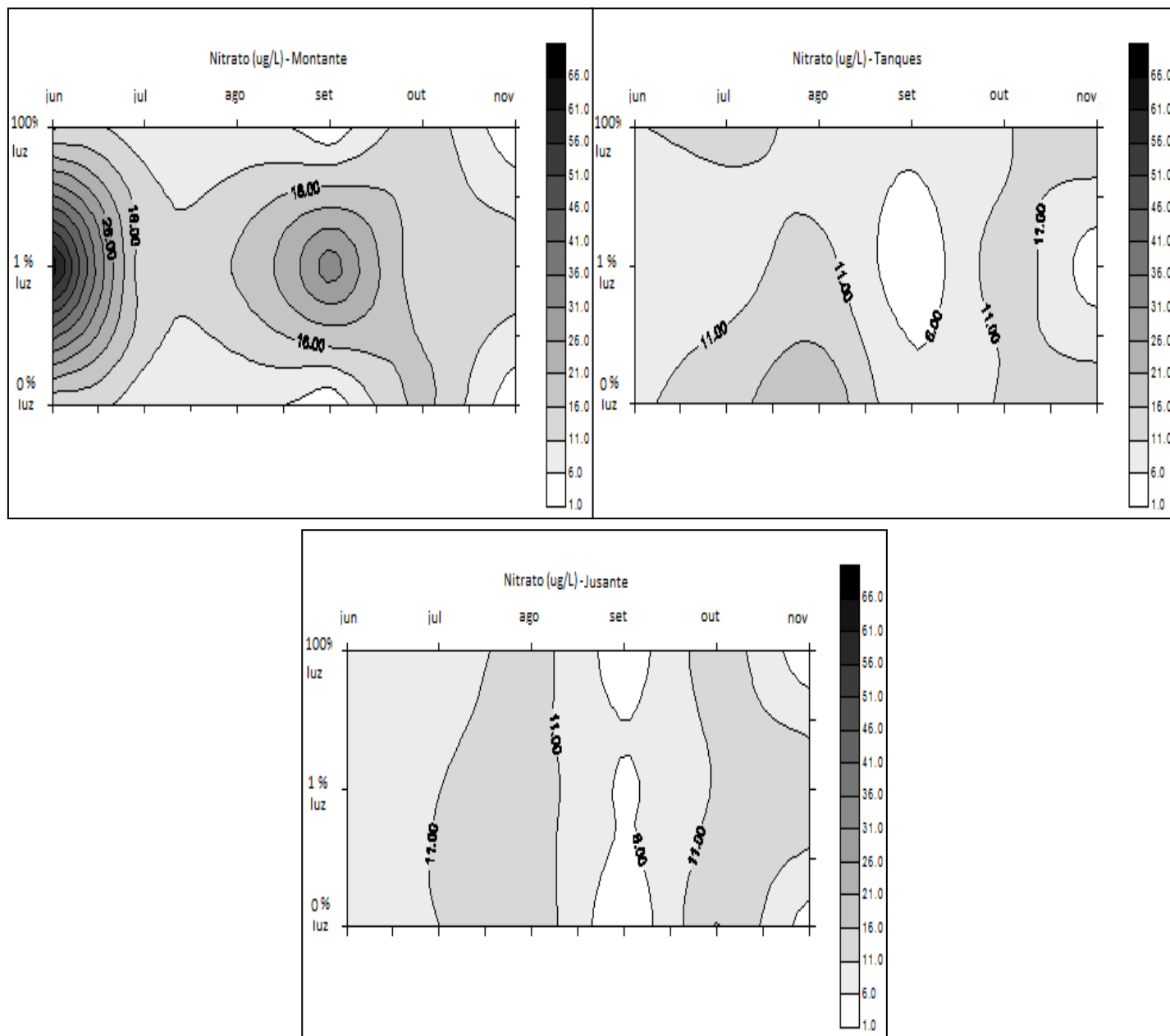


Figura 11 - Variação vertical/sazonal do Nitrato da água, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



A entrada de fósforo nos corpos aquáticos, em nível mundial, aumentou de forma notável depois da II grande Guerra Mundial, como consequência do uso crescente de adubos agrícolas e detergentes, e de sua produção industrial (ESTEVES, 1998).

O fósforo na natureza encontra-se basicamente na forma de fosfatos, ortofosfato (STUMM e MORGAN, 1970), nas formas iônica, PO_4^{3-} , ou íons H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} , polifosfatos e fosfatos organicamente ligados (STANDARD, 1999).

A transferência de fósforo da superfície terrestre para os ecossistemas aquáticos ocorre a partir da desagregação e dissolução das partículas do solo e dos resíduos vegetais pela ação da água da chuva, a qual interage com uma fina camada da superfície do solo, antes de transformar-se em escoamento superficial (SHARPLEY, 1985).

Na coluna d'água, o transporte de fosfatos ocorre nas formas solúvel e particulada. A forma solúvel encontra-se disponível para os produtores primários, enquanto a particulada, inclui adsorção do nutriente às partículas do sedimento, constituindo uma fonte a longo prazo (GARBRECHT e SHARPLEY, 1992). Sua disponibilidade na coluna d'água, segundo Reynolds e Davies, (2001) depende de interações qualitativa e quantitativa entre o sedimento e a água, no espaço e no tempo.

A dinâmica do fósforo está intimamente ligada aos sedimentos aquáticos e a condições de oxirredução na interface água-sedimento, assim como do pH, temperatura, concentrações de fósforo e atividade microbiana (MOORE et al., 1991; OLILA e REDDY, 1997), matéria orgânica, presença de aceptores alternativos de elétrons (NO_3^- , SO_4^{2-} , etc.) (BOSTRÖM et al., 1988; CLAVERO et al., 1997) e cátions (Fe^{3+} , Al^{3+} e Ca^{2+}) na água intersticial (GOLTERMAN, 1998; CHISTOPHORIDIS e FYTIANOS, 2006). A afinidade entre este nutriente e o Fe^{3+} , sob condições oxidadas, resulta em adsorções à superfície de óxidos e hidróxidos, por outro lado em condições reduzidas a liberação de fósforo é normalmente maior (MOORE e REDDY, 1994; KISAND e NÖGES, 2003).

Nos ambientes eutrofizados, não-estratificados termicamente, a exemplo do açude estudado, a liberação deste nutriente é contínua, mesmo cessando as fontes externas (Moore et al., 1991; Tundisi, 2001), em razão da bioturbação e ressuspensão (WÜEST e LORKE, 2003), possibilitando a difusão de nutrientes (BACCINI, 1985; MOORE et al. 1991) da camada hipolimnética, para as demais camadas, em ambientes estratificados termicamente a estabilidade da massa líquida, limita as trocas entre camadas (WÜEST e LORKE, op cit.).

O fósforo total, no açude Carneiro, apresentou concentrações elevadas, com máximas no período de chuvas (junho/09) nas três estações de coleta, com máxima a jusante dos tanques de piscicultura e na região mais profunda do açude ($J3 = 152,4 \mu\text{g/L}$) (Figura 12).

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/05, para que um corpo d'água esteja enquadrado na Classe 2, as concentrações de fósforo total, precisam ser inferiores ou iguais a $30 \mu\text{g/L}$ (BRASIL, 2005). Observou-se que as concentrações registradas no presente estudo foram bastante superiores as permitidas nesta normativa.

Elevados níveis de fósforo total, especialmente no fundo, podem estar associados a alimentação não-consumida e à liberação para o meio pela decomposição da matéria orgânica pelas bactérias, assim como a intensidade das chuvas ocorrentes durante o estudo, resultando na elevação desse nutriente,

principalmente em situações de déficit de oxigênio, gera alterações na qualidade da água. (DIEMER et al., 2010).

De acordo com Macedo e Sipaúba-Tavares (2010), o fósforo influencia na produtividade dos ecossistemas aquáticos, e, portanto considerado um metabólito chave.

Segundo Sharpley et al. (1992), os materiais carregados pelos eventos pluviométricos variam de acordo com flutuações sazonais das chuvas em intensidade, duração e intervalo de tempo entre os eventos.

O ortofosfato solúvel, semelhantemente ao fósforo total, também apresentou maiores concentrações em junho/09 e a jusante dos tanques-rede ($J3 = 44,0 \mu\text{g/L}$) (Figura 13). O comportamento da série fosfatada esteve fortemente relacionado com o comportamento da série nitrogenada. Ortofosfato correlacionou-se positivamente com nitrogênio total ($p=0,309$) e nitrato ($p = 0,381$), respondendo ao aumento simultâneo das chuvas em conjunto com a adição das rações aos peixes, ricas em nutrientes.

Figura 12 - Variação vertical/sazonal do Fósforo Total, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.

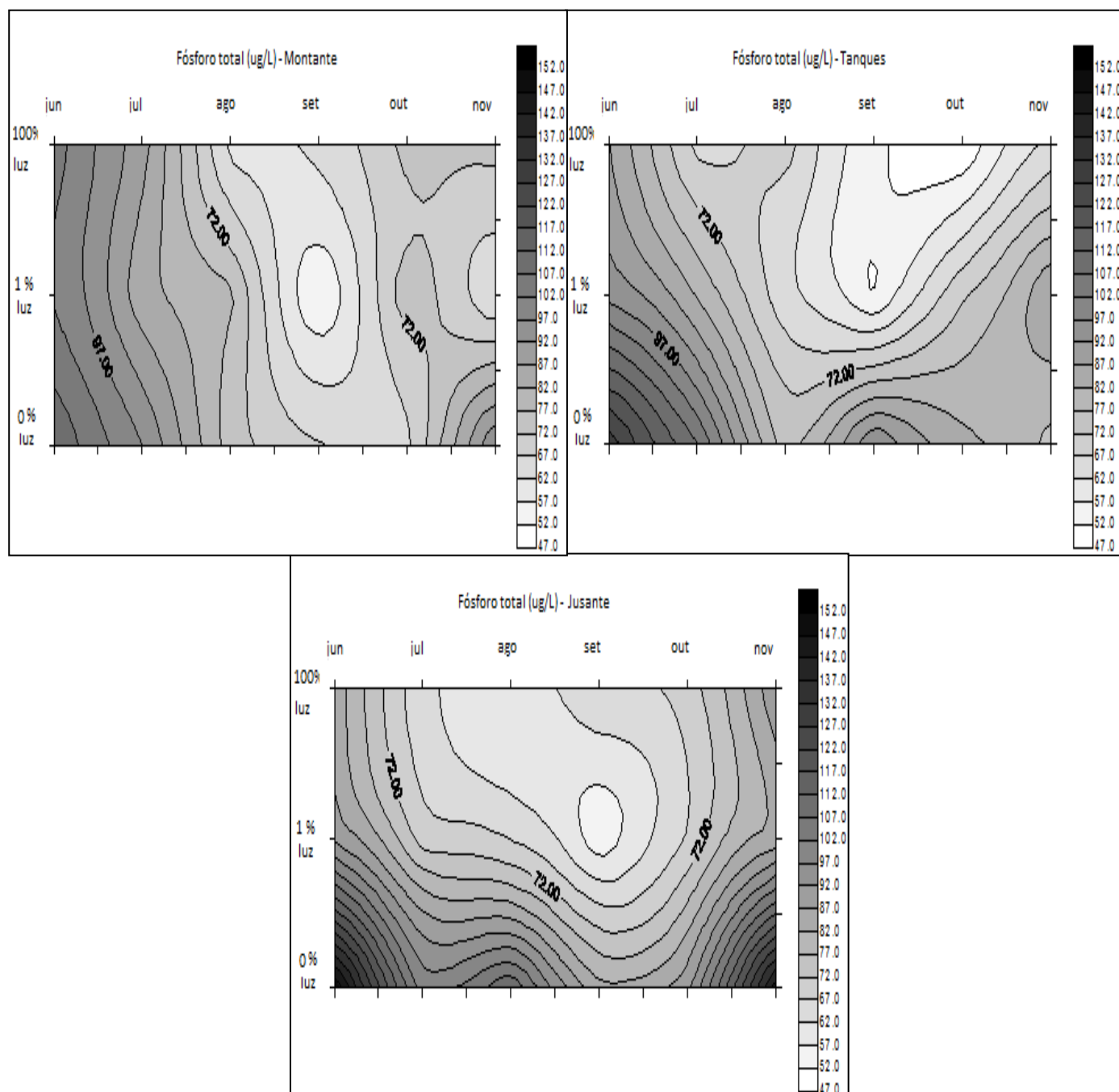
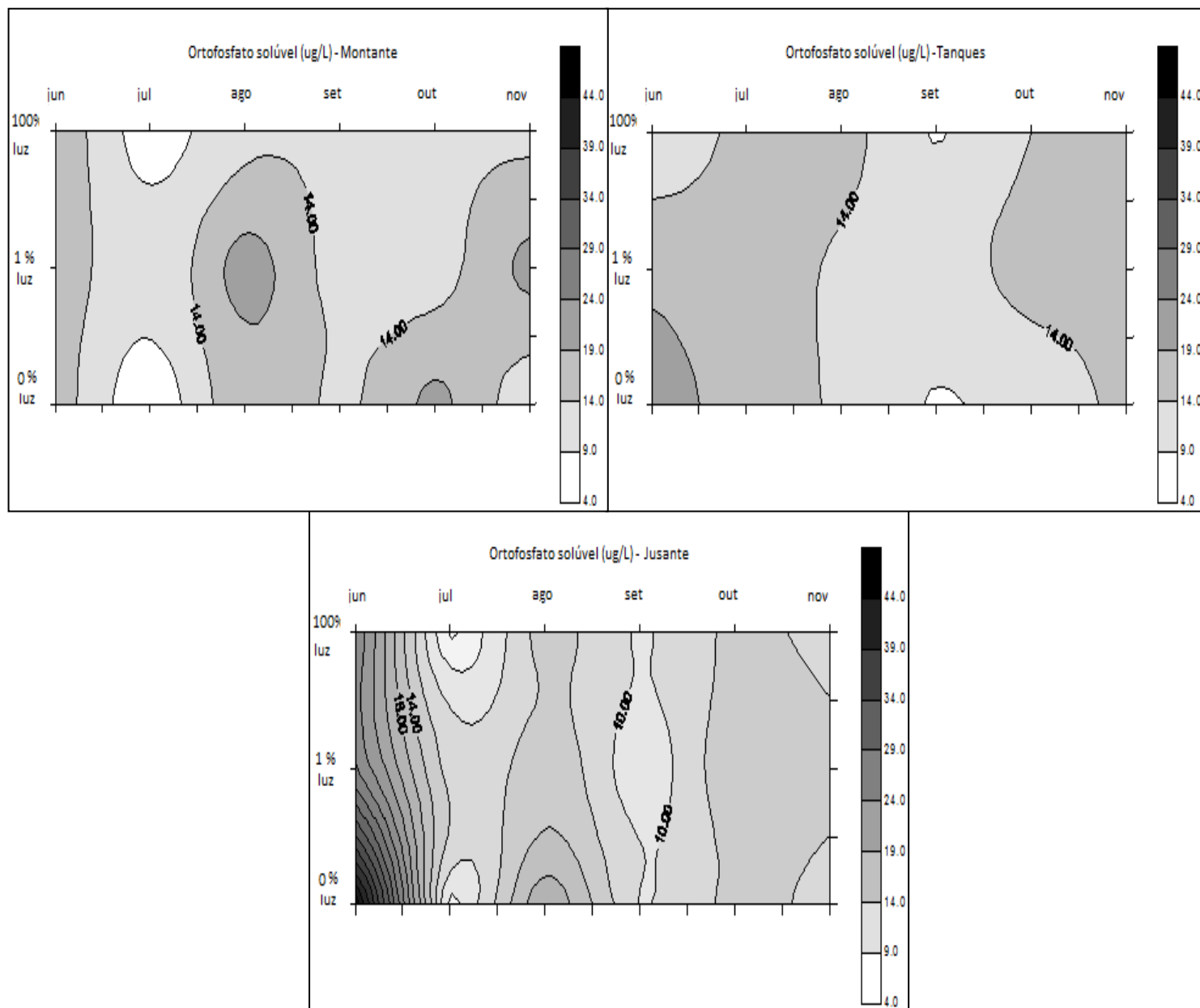


Figura 13 - Variação vertical/sazonal do Ortofosfato Solúvel, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



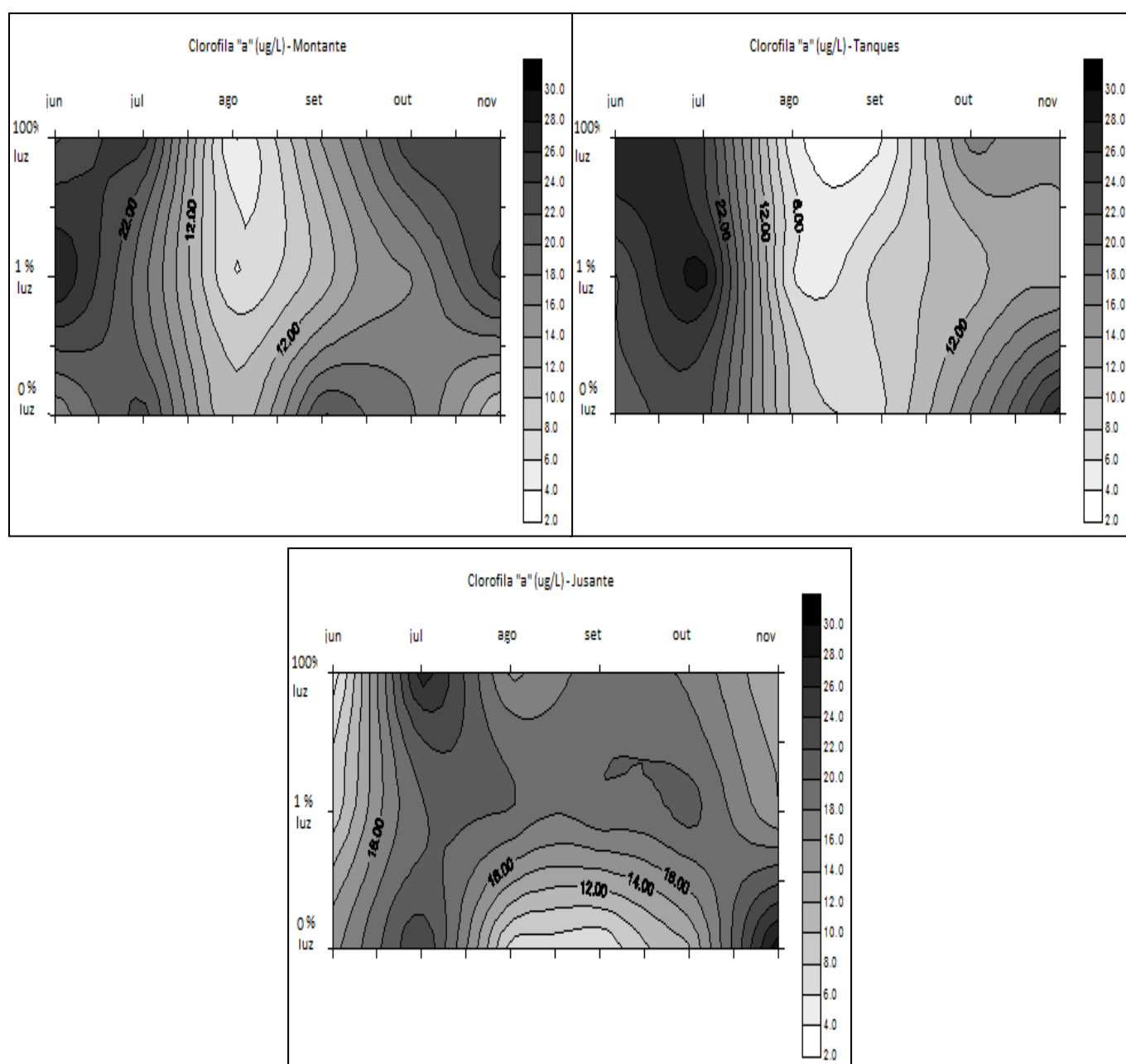
A determinação da clorofila *a* fornece informações sobre a produtividade do ecossistema ao se relacionar com a biomassa fitoplanctônica, sendo uma medida aproximada desta (REYNOLDS, 1984).

O açude Carneiro, apresentou concentrações mais baixas de clorofila *a* no mês de agosto/09 nas estações de coleta e principalmente no ponto a montante. No mês de julho/09 foram detectados os maiores valores médios de clorofila *a* (*média* = 18,23 µg/L). De modo geral, foram registradas, maiores concentrações de clorofila *a* no ponto entre os tanques (*média* = 16,25 µg/L) e nas camadas superficiais coluna d'água, exceto no mês de agosto/09 (Figura 14).

Comportamento semelhante foi registrado no mês julho por Vilar (2009) no açude Luiz Heleno, contudo com concentrações bastante superiores ($252,5\mu\text{g.L}^{-1}$) as observadas no presente estudo. Eskinazi-Sant'anna et al. (2007) estudando os açudes Armando Ribeiro Gonçalves e Passagem das Traíras, pertencentes a mesma bacia do açude estudado, observaram valores acima de $60\mu\text{g.L}^{-1}$, e esta concentração indicou hipereutrofia.

Considerando os critérios tróficos de Thornton e Rast, (1993) de classificação para regiões semiáridas, concentrações acima de $60\mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total e $12\mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila *a* são indicativas de eutrofização. Sendo assim, no açude Carneiro as concentrações de clorofila *a* indicaram condição eutrófica em quase todos os pontos ao longo dos meses estudados.

Figura 14 - Variação vertical/sazonal da Clorofila *a*, nas estações: a montante, na região dos tanques e a jusante dos tanques no período de junho a novembro de 2009, açude Carneiro, Jericó-PB.



O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas.

O IET Médio calculado a partir do Índice de Carlson Modificado para o período de amostragem classificou o açude Carneiro como eutrófico. Esta classificação permaneceu quando o IET foi calculado para o nutriente Fósforo Total e Clorofila *a* (Tabela 2).

Os resultados do IET para o açude Carneiro são preocupantes porque revela que este ambiente está recebendo muito material orgânico rico em nutrientes que supera a capacidade de depuração do corpo aquático. Estas fontes de poluição (pontuais e difusas) provavelmente têm relação direta com o aporte de nutrientes e de matéria orgânica exógena através dos materiais lixiviados, que conduzem a uma queda na qualidade da água do açude, resultante do processo de eutrofização.

Tabela 2- Valores de IET para as variáveis, transparência, fósforo, ortofosfato, clorofila a e IET médio calculado segundo Carlson (1977) modificado por (TOLEDO JUNIOR et al., 1983) durante o período de estudo no açude Carneiro.

Variáveis	Pontos	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	out/09	nov/09
IET Transparência	M1	50,48	56,76	54,26	52,29	58,50	59,39
	M2	50,48	56,76	54,26	52,29	58,50	59,39
	M3	50,48	56,76	54,26	52,29	58,50	59,39
	Média	50,48	56,76	54,26	52,29	58,50	59,39
	Tq1	51,81	57,90	52,78	53,99	59,00	59,66
	Tq2	51,81	57,90	52,78	53,99	59,00	59,66
	Tq3	51,81	57,90	52,78	53,99	59,00	59,66
	Média	51,81	57,90	52,78	53,99	59,00	59,66
	J1	55,71	55,11	54,63	53,45	57,66	58,63
	J2	55,71	55,11	54,63	53,45	57,66	58,63
	J3	55,71	55,11	54,63	53,45	57,66	58,63
	Média	55,71	55,11	54,63	53,45	57,66	58,63
IET Fósforo Total	M1	63,78	61,55	55,89	56,59	58,70	58,70
	M2	63,36	60,54	59,65	53,56	59,09	56,12
	M3	64,72	62,78	58,90	57,47	57,04	62,78
	Média	63,95	61,62	58,14	55,87	58,27	59,20
	Tq1	61,22	57,04	57,89	54,11	52,39	56,59
	Tq2	62,48	60,19	56,59	53,56	58,30	61,22
	Tq3	66,99	64,19	58,90	62,78	60,54	59,09
	Média	63,56	60,47	57,79	56,82	57,08	58,96
	J1	60,88	56,59	55,65	57,47	57,89	61,86
	J2	61,71	57,89	57,25	54,11	57,47	60,54
	J3	69,24	63,07	64,85	60,54	61,71	68,56
	Média	63,94	59,18	59,25	57,37	59,02	63,66
IET Ortofosfato	M1	57,55	40,03	52,14	52,14	52,14	52,14
	M2	57,55	48,42	60,59	50,40	50,40	59,64
	M3	56,38	35,62	57,55	52,14	59,64	48,42
	Média	57,16	41,36	56,76	51,56	54,06	53,40
	Tq1	48,42	55,10	55,75	46,13	53,70	57,55
	Tq2	57,55	55,10	52,94	52,14	56,38	55,10
	Tq3	59,64	56,38	52,94	46,13	48,42	55,10
	Média	55,21	55,52	53,88	48,13	52,83	55,92
	J1	61,47	40,03	52,94	48,42	52,14	50,40
	J2	61,47	50,40	53,70	46,13	53,70	52,14
	J3	70,22	43,40	57,55	48,42	52,14	50,40
	Média	64,39	44,61	54,73	47,66	52,66	50,98
IET Clorofila a	M1	61,37	62,91	43,40	57,30	62,36	61,77
	M2	64,09	59,79	48,27	54,42	58,20	62,73
	M3	58,48	61,97	53,31	61,77	59,79	53,08
	Média	61,31	61,56	48,33	57,83	60,11	59,19
	Tq1	63,93	62,55	45,12	43,40	59,02	57,30
	Tq2	61,37	64,41	47,87	53,08	54,42	56,31
	Tq3	60,72	61,97	53,08	50,96	58,48	63,60
	Média	62,01	62,98	48,69	49,14	57,31	59,07
	J1	45,64	63,77	57,91	60,03	59,28	55,60
	J2	52,07	60,49	60,72	60,49	61,15	56,98
	J3	57,91	62,55	49,70	48,27	55,22	64,56
	Média	51,87	62,27	56,11	56,26	58,55	59,05
IET médio	M1	56,42	55,10	51,02	58,60	57,84	57,80
	M2	57,20	56,32	55,90	57,14	56,27	59,48
	M3	55,26	53,93	56,25	58,85	58,78	55,42
	Média	56,29	55,12	54,39	58,19	57,63	57,57
	Tq1	56,99	58,18	52,90	48,75	55,60	57,50
	Tq2	59,23	59,61	52,51	53,08	56,74	57,85
	Tq3	60,93	60,43	54,66	53,39	56,27	59,32
	Média	59,05	59,41	53,36	51,74	56,21	58,22
	J1	55,96	53,70	55,37	55,04	56,61	56,34
	J2	58,03	56,10	56,85	53,56	57,47	56,85
	J3	64,35	56,16	56,98	52,56	56,54	60,81
	Média	59,45	55,32	56,40	51,74	56,88	58,00

CONCLUSÕES

No açude Carneiro, a qualidade da água apresentou variabilidade temporal, principalmente ao longo dos meses. Observou-se que os eventos de chuvas foram os fatores que melhor explicaram as flutuações dos parâmetros físicos e químicos, e a entrada de matéria orgânica, ao longo do presente estudo.

Os nutrientes e a clorofila *a* (biomassa algal) sinalizaram a condição eutrófica, confirmada pelo IET de Carlson modificado por Toledo Júnior et al.(1983).

As concentrações de fósforo e nitrogênio totais em todas as amostras ao longo do período estudado apresentaram-se superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 para corpos aquáticos da Classe 2. As concentrações destes nutrientes não exibiram tendência espacial, devido à elevada eutrofização. Sendo assim, o impacto da piscicultura em tanques-rede no açude Carneiro, não foi evidenciado, de fato sua influência não foi detectada entre os pontos e meses estudados.

REFERÊNCIAS

1. ARARIPE, M. N. B. A. et al. Efeito do cultivo de peixes em tanques rede sobre o aporte de fósforo para o ambiente. **Rev. Cient. Prod. Anim.**, v.8, n.2, 2006.
2. ARCIFA, M. D. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiol.**, n. 113, p. 137-145. 1984.
3. AWWA-APHA-WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Editado por EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; Greenberg, A.E.. 21th Edition. Washington D.C.: American Public Health Association, 2005.
4. AYROZA, D. M. M. R.; FURLANETO, F. P. B.; AYROZA, L. M. S. Regularização dos projetos de tanques-rede em águas públicas continentais de domínio da união no Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Pesca**, n. 36, p. 1-32, 2006.
5. AZEVEDO, R. C. J.; TAKIYAMA; L. R. **Caracterização físico-química da água em tanques de piscicultura, município de Macapá-AP.** Disponível em: <http://www.iepa.ap.gov.br/pibic/revistapibic/pdf/2sessao_1.pdf>. Acesso em: 05 abr. 2011.
6. BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido paraibano.** Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade de São Carlos, São Carlos. f.208, 2002.
7. BARBOSA, J. E. L.; MENDES, J. S. O índice do estado trófico como ferramenta no monitoramento da qualidade da água da Barragem de Acauã – sistema recém construído sobre o rio Paraíba – PB. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., 2004, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 2004. CD-ROM.
8. BARBOSA, F.A.R; TUNDISI, J.G. Diel variations in a shallow tropical Brazilian Lake I. The influence of temperature variation on the distribution of dissolved oxygen and nutrients. *Arch. Hydrobiol.*, v. 116, n.3, p. 333-349, 1989.
9. BARBOSA, F.A.R. Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca, Parque Florestal do Rio Doce, MG. São Carlos-SP. Teses de Doutorado, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos. f. 207, 1981.
10. BACCINI, P. Phosphate interactions at the sediment-water interface. In: STUMM, W.(Ed.). **Chemical processes in lakes.** New York: John Wiley. p. 189-205, 1985.
11. BERTOLINI, M. E. et al. Avaliação espaço-temporal de algumas variáveis limnológicas em um sistema de cultivo de peixes em tanques-rede no rio Corvo – PR. In: ENCONTRO DE QUÍMICA DA REGIÃO SUL, 13, 2005, Maringá. **Anais...** Maringá, p. 1, 2005.
12. BORGHETTI, J. R.; OSTRENSKY, A. Problemas e perspectivas para a pesca e para a aquicultura continental no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs). **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** 2.ed. São Paulo: Escrituras, p.451-470, 2002.

13. BOSTRÖM, B.; ANDERSEN, J.M.; FLEISCHER, S.; JANSSON, M. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 170, p. 229-244, 1988.
14. BOYD, C.E.; QUEIROZ, J. Aquaculture pond effluent management. **Aquaculture**, n. 4, v.6, p. 43-46, 1997.
15. BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª Ed. Brasil, p.620,1986.
16. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº.237 de 19 de dezembro de 1997**. Brasília, 1997.
17. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº.357 de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005.
18. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº.413 de 26 de junho de 2009**. Brasília, 2009.
19. BRITO, W. O. Outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos na piscicultura: o caso do reservatório Acauã-PB. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande 163 f. 2008.
20. BURGIN, A.J. & HAMILTON, S.K. Have we over emphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 89-96, 2007.
21. CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol.Oceanogr.**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
22. CARMICHAEL, W.W. *A Status Report on Planktonic Cyanobacteria (Blue-Green Algae) and Their Toxins*, EPA/600/R-92/079, Environmental Systems Laboratory, ORD, USEPA, Cincinnati, OH 45268, June, pp.141, 1992.
23. CEBALLOS, B. S. O. et al. **Comparative study of microbiological indicators of pollution in fresh waters**. Proceeding Second Bienal Water Quality Syonposium Microbiological Aspects, Chile, p. 233-236, 1990.
24. CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologiad e Ecossistemas Aquáticos do Trópico Semi-árido**. Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Paulo. 192 f. 1995.
25. CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Relatório de Qualidade das Águas interiores de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2004.
26. CHISTOPHORIDIS, C.; FYTIANOS, K. Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 1181- 1192, 2006.
27. CLAVERO, V.; GARCÍA-SANCHEZ, M.J.; NIELL, F.X.; FERNÁNDEZ, J.A. Influence of sulfate enrichment on the carbon dioxide and phosphate fluxes across the sediment-water interface, **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 345, p. 59-65,1997.
28. COLE, G. A. **Textbook of limnology**. 3. ed. Toronto: The C. V. Mosby Company, p. 401,1983.

29. DEAN, W.E. The carbon cycle and biogeochemical dynamics in lake sediments. *Journal of Paleolimnology*, 21:375-393, 1999.
30. DIAS, J. B. **Impactos Sócio-Econômicos e Ambientais da Introdução da Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, em Açudes Públicos do Semi-Árido Nordeste, Brasil.** Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA, UFRN, Natal/RN, 2006.
31. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.B. Métodos e Técnicas de Tratamento da Água. 2º edição. São Carlos, Editora RIMA, v.2, p.1565, 2005.
32. DIEMER, O. et al. Dinâmica nictimeral e vertical das características limnológicas em ambiente de criação de peixes em tanques-rede. **Ciência Animal Brasileira**, v. 11, n. 1, 2010.
33. DILS, M. R.; HEATHWAITE, A. L. Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. In: ANDERSON, M. G. & BROOKS, S. M. (Ed) **Advances in Hillslope Processes**. New York: John Wiley and Sons, v.1, p.229-251, 1996.
34. DINIZ, C. R. **Ritmos nictemerais e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias de dois açudes do trópico semi-árido (PB).** Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 193f. 2005.
35. DOBSON, H. Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes. **Water Qual. Bull.**, n. 6, p. 79-83, 1981.
36. ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988.
37. ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
38. FIA, R. et al. **Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil.** Revista Ambiente e Água, 2009.
39. FIGUEIREDO, C. C.; GIANI A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. **Hydrob.**, n. 445, 2001.
40. GARBRECHT, J.; SHARPLEY, A.N. Sediment-phosphorus relationships in watersheds. In: WORKSHOP SEDIMENT QUALITY, 1992, Karlsruhe. **[Report]**. Paris: Unesco. p. 54-63, 1992.
41. GIANI, A. et al. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha. **Ciência e Cultura**, Belo Horizonte, n. 40, p.69-77, 1988.
42. GUIMARÃES, A.O. **Formulação de um modelo de previsão da qualidade da água para gestão de reservatórios de abastecimento urbano no semi-árido.** Dissertação de mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental – Universidade Federal de Campina Grande. 75f. 2006.

43. GOLTERMAN, H.L. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 364, p. 75-81, 1998.
44. HANSEN, L.S.; BLACKBURN, T.H. Effect of algal bloom deposition on sediment respiration and fluxes. *Marine Biology*, 112: 147-152, 1992.
45. HEINEN, E.A.; MCMANUS, J. Carbon and nutrient cycling at the sediment-water boundary in western Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research*, 30: 113-132, 2004.
46. HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 1º Ed. Minas Gerais: UFMG, 2006.
47. HENRY-SILVA, G. G.; et al. Características limnológicas da coluna d'água e dos efluentes de viveiros de criação de camarões-da-amazônia. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.39, n.10, p.2099-2107, 2010.
48. HUTCHINSON, G.E. **A treatise on limnology. II. Introduction to lake biology and their limnoplankton**. New York: John Wiley & Sons, 1967.
49. IBGE. **Censo demográfico**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 20 abr. 2012.
50. KISAND, A.; NÖGES, P. Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated versus macrophyte dominated shallow lakes: importance of oxygen conditions. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 506, p. 129-133, 2003.
51. KLOTZ, M.G.; STEIN, L.Y. Nitrifier genomics and evolution of the nitrogen cycle. *Fems Microbiology Letters*, 278: 146-156, 2008.
52. LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 235 f. 2004.
53. LEITÃO A.C.; FREIRE, R. H.F.; ROCHA, O. & SANTAELLA, S.T. Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoir. **Acta Limnologica. Brasiliensis**, v.8, n. 4, p.451-468, 2006.
54. LEPRUM, P. Primeira avaliação das águas superficiais do nordeste. Relatório final de convênio, **SUDENE**, Recife, p.141, 1983.
55. LINS R.P. **Limnologia da barragem de Acauã e codeterminantes socioeconômicos de seu entorno: uma nova interação do limnólogo com sua unidade de estudo**. Dissertação (Mestrado PRODEMA) – Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa. 145 f. 2006.
56. LINS, R.P.M. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro**. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). UFCG, Campina Grande. 2011.

57. MACEDO, D. R. G. **Microcistina na água e biomagnificação em peixes de reservatórios de Abastecimento público do estado da Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. 82f. 2009.
58. MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade de água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 86, n. 2, p. 149-163, 2010.
59. MACKERETH, F. J.; HERON, H. J.; TALLING, J. F. Water analysis. **Freshwater Biological Association Scientific publication**, n. 36, Kendal, p.120, 1978.
60. MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, p.1010,1983.
61. MATSUMURA-TUNDISI, T. **Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil**. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu/SP, FUNDIBIO. Cap.2. p. 39-54. 1999.
62. MEDEIROS, F.C. **Tanque-Rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura**. Cuiabá: Francisco das Chagas de Medeiros, p.110, 2002.
63. MOORE, P.A.; REDDY, K.R.; GRAETZ, D.A. Phosphorus geochemistry in the sediment water column of a hypereutrophic lake. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, p.869-875, 1991.
64. MOORE, P.A.; REDDY, K.R. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 23, p.955-964, 1994.
65. MOSIER, A.R.; DORAN, J.W.; FRENEY, J.R. Managing soil denitrification. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57: 8, 2002.
66. OECD – Organization for economic co-operation and development. **Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control**. Paris, p.155, 1982.
67. **Monitoramento dos volumes dos açudes**. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/volumes_acudes/indexVolumesAcudes.jsp>. Acesso em: 12 fev. 2009.
68. PARAÍBA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Monitoramento dos volumes dos açudes**. Disponível em: http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/volumes_acudes/indexVolumesAcudes.jsp>. Acesso em: 12 fev. 2011.
69. PAYNE, A.I. The ecology of tropical lakes and rivers. Chischester, John Wiley & Sons, p.301, 1986.
70. PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista eletrônica de recursos hídricos. IPH-UFRGS**, v. 1, n. 1, p. 20 – 36, 2004.
71. PIEDRAHITA, E. H. **Caracterização limnológica e estudo do processo de sedimentação e liberação de fósforo da lagoa do Taquaral-Campinas (SP)**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.165 f. 2002.

72. PINTO-COELHO, R.M. et al. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, n. 62, p. 348-361, 2005.
73. POPMA, T.J.; LOVSHIN, L. L. **Worldwide prospects for commercial production of tilapia**. Auburn: Auburn University, Center for Aquaculture and Aquatic Environments, Department of Fisheries and Allied Aquacultures, p.40, 1994.
74. REBOUÇAS, A.C. Água Doce no Mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. (orgs.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Escrituras Editora. p. 1-37. 2002.
75. REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 384, 1984.
76. REYNOLDS, C.S.; DAVIES, P.S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: A British perspective. **Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.** 76: 27-64. 2001.
77. RODIER, J. L' **analyse de L'eaux Naturelles, Eaux Residuals, Eaux de Mer**. 5.ed. Paris: Ed. Dumond, v. 1. p.629, 1975.
78. ROLLA, M. E. et al. Aspectos limnológicos do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo. **Acta Limnol. Brasil**, São Carlos, v. 3, p. 219-244, 1990.
79. SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.*, 25, 341-350, 1991.
80. SAMPAIO, E. V. et al. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoir of the Paranapanema River, Brazil. **Brazil J. Biol.**, v. 62, n. 3, p. 525-545, 2002.
81. SCHAFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. GTZ/UFRGS, 1985.
82. SILVA V.K.; FERREIRA M. W.; LOGATO, P.V.R. Qualidade da Água na Piscicultura. Boletim de Extensão da UFLA, Lavras, MG, n. 94, 2001. Disponível em < [http:// www.editora.ufla.br](http://www.editora.ufla.br)>. Acesso em: 12 de maio de 2012.
83. SIPAÚBA-TAVARES, L. H., BARROS, A.F.; BRAGA, F.M. Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v.25, n.1, p.101-106, 1999.
84. SMIL, V. Global population and the nitrogen cycle. *Scientific American*, 277: 76-81. 1997.
85. STANDARD methods for examination of water and wastewater. 20th ed. Washington: American Public Health Association. 1999.
86. STARLING, J.M.C.; SILVA, R.G.; MUÑOZ, M.C. Análise de algumas variáveis fisiológicas para avaliação do grau de adaptação de ovinos submetidos ao estresse por calor. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, n.5, p.2070-2077, 2002.

87. STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos, **International Lake, Environment Committe, International Institute of Ecology**, Vol. 9 (Gerenciamento da qualidade da água de represas), p. 258, 2000.
88. STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry**: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. New York: Wiley-Interscience. p.583, 1970.
89. SUMI, T.; KOIKE, I. Estimation of ammonification and ammonium assimilation in surficial coastal and estuarine sediments. *Limnology and Oceanography*, 35: 270-286, 1990.
90. SWEERTS, J.; STLOUIS, V.; CAPPENBERG, T.E. Oxygen concentration profiles and exchange in sediment cores with circulated overlying water. *Freshwater Biology*, 21: 401- 409, 1989.
91. TAKINO, M.; MAIER, M. N. Hydrology of reservoirs in the São Paulo State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, n. 21, p. 1060-1065, 1981.
92. TAVARES, L.H.S. **Limnologia aplicada à aquicultura**. Jaboticabal: FUNEP. p.70, 1994.
93. THORNTON, J. A.; RAST, W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In Straskraba, Y., Tundisi, J. G. and Duncan, A. (eds), *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 1–24, 1993.
94. TOLEDO JUNIOR, A. P. et al. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutroficação em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 12. 1983, Camboriú. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, p. 34, 1983.
95. TOLEDO, J. J. et al. Avaliação do impacto ambiental causado por efluentes de viveiros da estação de piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso. **Revista do Programa de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v.2, n.1, p.13-31, 2003.
96. TRINDADE, P. B. C. B. **Classificação de estado trófico de reservatórios – estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 153 f. 2011.
97. TUCCI, A. **Sucessão da comunidade fitoplantônica de um reservatório urbano e eutrófico**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da UNESP. São Paulo, SP, Brasil, 2002.
98. TUNDISI, J. G. (ed.). **Planejamento e gerenciamento de lagos e represas: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. São Carlos: UNEP-IECT, p. 385, 2001.
99. TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, p. 248, 2003.
100. TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI, T. Represas Artificiais. In: _____. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, p. 631, 2008.
101. VALDERRAMA, J. C. The Simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus. In: natural waters. *Marine Chemistry*, 10, p. 109-122, 1981.

- 102.VASCONCELOS, J. F. et al. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. Bol. ABlimn., n. 39 (1), p. 1-20, jul. 2011.
- 103.VIEIRA, V. P. P. B. Sustentabilidade do semiárido brasileiro: desafios e perspectivas. RBRH, v.7, n.4, p.105-112, out/dez. 2002.
- 104.VILAR, M. S.A. Condições ambientais e da qualidade da água no processo de eutrofização de açudes em cascata no semi-árido paraibano. Dissertação (mestrado PRODEMA)- Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande. 104 f. 2009.
- 105.VOLLENWEIDER, R. A. Eutrophication: a global problem. Water Qual. Bull., Canada, v. 6, n.3, p. 59-62, 1981.
- 106.VON SPERLING, E. Fósforo em águas doces tropicais: por que tanta preocupação?. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL,3., 1996, Gramado. Anais... Rio de Janeiro: ABES, p. 12-15,1996.
- 107.VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3. ed. Belo Horizonte: DESA UFMG, v. 1, 2005.
- 108.WETZEL, R. G.Limnologia. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, p. 905,1993.
- 109.WETZEL, R. G.; LINKENS, G. E. Limnological analysis. 2. ed. New York: Springer Verlag, p. 391, 1991.
- 110.WETZEL, R. G. Limnology. Lake and Rivers Ecosystems. 3th Edition. Elsevir, p. 985, 2001.
- 111.WIEGAND, C.; PFLUGMACHER, S. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. Toxicology and Applied Pharmacology, v.203, p. 201– 218, 2005.
- 112.WRIGHT, S. Alguns dados da Física e da química das águas dos Açudes Nordestinos. Bol. Tec. Dep. Nac. Obras contra secas, 39:21-31, 1981.
- 113.WÜEST, A.; LORKE, A. Small-scale hydrodynamics in lakes. Annual Review of Fluid Mechanics, Palo Alto, v. 35, p. 373-412, 2003.

CAPÍTULO 2

INDICADORES ZOOPLANCTÔNICOS DE UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO PARAIBANO, SOB INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA INTENSIVA EM TANQUES-REDE

RESUMO

A atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede produz a liberação de resíduos e metabólitos que são lançados diretamente no ambiente aquático, representando uma fonte potencial de impacto ambiental no comprometimento da qualidade da água. O monitoramento biológico constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais. Objetivou-se analisar a viabilidade do emprego da composição da comunidade zooplânctônica como indicadora de mudanças na qualidade da água do açude Carneiro (Jericó, Paraíba, Brasil) com influência da piscicultura em tanques-rede. As coletas de zooplâncton foram realizadas mensalmente (jun. – nov./2009), em três estações de coleta: a montante, entre os tanques-rede e a jusante dos tanques-rede, utilizando um balde (10L) e rede de plâncton (68 µm) e fixadas com formol neutro com adição de sacarose. No açude Carneiro, houve maior variabilidade temporal em detrimento das espaciais (pontos a montante, tanques-rede, jusante). A elevada precipitação pluviométrica favoreceu o transbordamento do açude e resultou em diversas consequências para o ecossistema, destacando-se principalmente o carregamento de nutrientes alóctones que contribuiu para o registro de elevadas concentrações de nutrientes, e aumento dos níveis tróficos. A influência da piscicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água e comunidade zooplânctônica não foi comprovada. As espécies dominantes deste estudo, *Brachionus calyciflorus*, *Filinia opoliensis*, copepodito Cyclopoida e náuplios de copépodos são características de ambientes eutrofizados, confirmando assim a condição eutrófica do ambiente, sinalizada pelas elevadas concentrações de nutrientes e clorofila *a*. As baixas densidades registradas para cladóceros e formas adultas de copépodos apontam para a influência da condição trófica e predação sobre o zooplâncton de maior porte do presente estudo.

Palavras-chave: Comunidade zooplânctônica. eutrofização. piscicultura intensiva.

ZOOPLANKTONIC INDICATORS OF A RESERVOIR IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID UNDER THE INFLUENCE OF THE FISH CAGE-CULTURE

ABSTRACT

The activity of intensive fish farming in cages produces the release of waste and metabolites that are released directly into the aquatic environment, representing a potential source of environmental impact on water quality impairment. Biological monitoring is as a tool in the evaluation of the responses of these biological communities to changes in original environmental conditions. The objective was to examine the feasibility of using the composition of the zooplankton community as an indicator of changes in water quality of Carneiro dam (Jericó, Paraíba, Brazil) with the influence of fish farming in cages. The zooplankton samples were collected monthly (June - nov./2009), in three sampling stations: upstream, between the cages and downstream of the cages, using a bucket (10L) and plankton net (68 mm) and fixed with neutral formalin containing sucrose. In the Carneiro dam, there was greater temporal variability at the expense of spatial (upstream points, cages, downstream). The high rainfall favored the overflowing of the dam and resulted in several consequences for the ecosystem, emphasizing especially the carrying of allochthonous nutrients which contributed to record high nutrient concentrations, and increased trophic levels. The influence of fish farming in cages on water quality and zooplankton community has not been proven. The dominant species in this study, *Ceriodaphnia cornuta*, *Brachionus calyciflorus*, *Filinia opoliensis*, copepodito Cyclopoida and copepod nauplii are characteristic of eutrophic environments, thus confirming the eutrophic condition of the environment, marked by high concentrations of nutrients and chlorophyll a. The low densities recorded for adult forms of cladocerans and copepods show the influence of trophic conditions and predation on the zooplankton of this larger study.

Key Words: Zooplankton community, eutrophication, intensive aquaculture

INTRODUÇÃO

As comunidades biológicas refletem a integridade ecológica dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (BARBOUR et al., 1999). São formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (ALBA-TERCEDOR, 1996).

O biomonitoramento é definido como o uso sistemático das respostas dos organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas. O uso das respostas biológicas como indicadores da degradação ambiental é vantajoso em relação às medidas físicas e químicas da água, pois estas registram apenas o momento em que foram coletadas, e os organismos transmitem informações temporalmente mais longas, devido a sua permanência no ambiente durante todo o período de sua vida.

A evolução trófica e a estabilidade das comunidades biológicas nos ambientes aquáticos também podem ser avaliadas por meio de levantamento de dados da abundância, riqueza, diversidade do zooplâncton e de sua dinâmica sazonal ao longo dos períodos hidrológicos (SOUZA; VON SPERLING, 2005). A avaliação destas condições pode subsidiar o planejamento do uso da água, bem como, ações de manejo para conservação e preservação dos ambientes aquáticos.

Indicadores zooplancctônicos são espécies que apresentam respostas imediatas a alterações ambientais abióticas e bióticas (CUSHING, 1951; EDMONDSON et al., 1962; SPRULES, 1972; KARABIN, 1978; OHMAN et al., 1983; ARNOTT e VANNI, 1993), a diferentes fatores de estresse e perturbações diversas como: tempo de retenção da água, predação, entrada de pesticidas, herbicidas e eutrofização, alterando a composição de sua comunidade em quantidade e diversidade de organismos (MATSUMURA-TUNDISI, 1997; ESTEVES, 1998; STRASKRABA; TUNDISI, 2000; COELHO-BOTELHO, 2003; LANSAC-TOHA; BONECKER; VELHO, 2004; CARDOSO et al., 2008; SAMPAIO et al., 2002).

A comunidade zooplancctônica pode ser utilizada como ferramenta para inúmeras finalidades, e deve ser ressaltada sua importância na caracterização de reservatórios, pois indicam especialmente o estado trófico dos corpos aquáticos (REID, 1985; NEUMANN-LEITÃO et al., 1990; MATSUMURA-TUNDISI, 1999; DUGGAN et al., 2001).

Estudos de Gannon e Stemberger (1978), Mäemets (1983) e Pejler (1983), mostraram a relevância do zooplâncton como indicador sensível de qualidade de águas, visto que responde a diferenças sutis nas características físicas e químicas do ambiente.

Segundo Matsumura-Tundisi (1999), a composição planctônica sofre alterações com o processo de eutrofização, e espécies ausentes em sistemas oligotróficos são encontradas em sistemas eutróficos, servindo de indicadores de estado trófico.

Rocha et al. (1995), indicaram que a resposta da comunidade zooplanctônica às condições tróficas, é explicada através da proporção apresentada pelos principais grupos (rotíferos, copépodos e cladóceros), sendo a dominância de rotíferos associada ao aumento da eutrofização.

Moredjo (1998) identificou espécies de rotíferos, copépodos e cladóceros indicadoras de ambientes oligo-mesotróficos e eutróficos nos açudes paraibanos: Bodocongó, Jatobá e São Gonçalo, destacando a importância da utilização da comunidade zooplanctônica como indicadora.

Outros trabalhos também registraram a relação entre o zooplâncton e a qualidade da água em reservatórios nordestinos, especialmente nos estudos de Neumann-Leitão et al. (1989), Crispim et al. (2000; 2006), Almeida (2002; 2005), Leitão et al. (2003), Elmoor-Loureiro (2004), Almeida et al. (2006), Leitão et al. (2006), Melo-Júnior et al. (2007) e Souza et al. (2008), nesses trabalhos, foram associadas a ocorrência de várias espécies indicadoras de condições eutróficas, a exemplo do Copepoda Cyclopoida, *Thermocyclops decipiens*, dentre os Cladocera, *Ceriodaphnia cornuta* e dos Rotifera, *Keratella tropica* e *Brachionus calyciflorus*, os quais apresentaram-se tolerantes às características adversas da água durante as secas sazonais.

Leitão et al. (2006), Eskinazi- Sant' Anna et al. (2007), Souza et al. (2008), Vieira et al. (2009) avaliaram o papel do zooplâncton em reservatórios e consideraram-no elemento indispensável para o entendimento da eutrofização nos ecossistemas aquáticos do semiárido brasileiro. Esta abordagem nos açudes desta região é importante uma vez que constituem a única fonte de abastecimento da população (CRISPIM et al., 2006).

No estado da Paraíba, estudos dessa natureza ainda são escassos, destaca-se os trabalhos de Nordi e Watanabe (1978), Moredjo (1998), Crispim et al. (2000), Vieira et al. (2000).

Diante do exposto, esse estudo teve como objetivo analisar a comunidade zooplanctônica, identificando as espécies indicadoras de condições tróficas, e avaliar as alterações na composição, densidade, riqueza e diversidade de espécies associadas à piscicultura em tanques-rede do açude Carneiro, município de Jericó, Paraíba.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

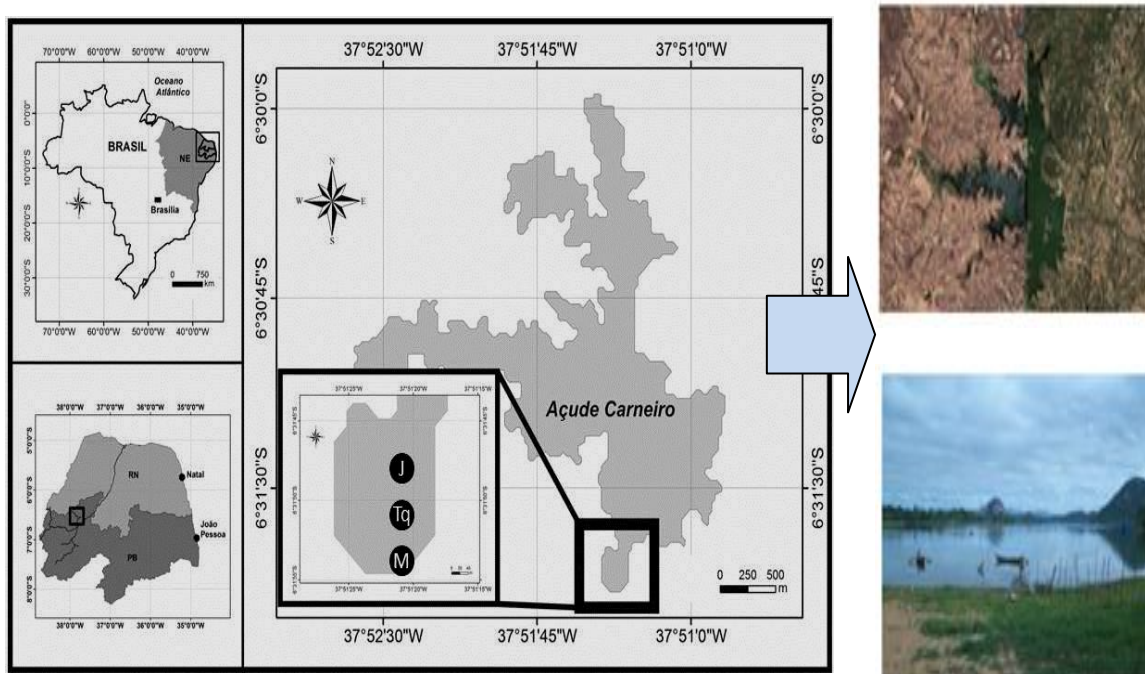
O açude Carneiro (Figura 1) situado na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açú, município de Jericó (PB), é um açude raso (5m de profundidade), de morfologia dendrítica que inunda uma área de 6.9172 km². Sua capacidade máxima de armazenamento de água é de 31.285.875 m³ (PARAÍBA, 2011).

O município de Jericó situa-se na região oeste do Estado da Paraíba, Meso-Região Sertão Paraibano e Micro-Região Catolé do Rocha. Limita-se ao norte com o município de Brejo dos Santos e Catolé do Rocha, leste com Riacho dos Cavalos e Mato Grosso, sul com Mato Grosso e Lagoa e, a oeste, com Bom Sucesso, possuindo uma área de 156,7km². De acordo com o censo do IBGE em 2010 a população total residente é de 7.538 habitantes (IBGE, 2012).

Localizado numa região de clima semiárido, marcada por duas estações uma chuvosa (março a agosto) e uma seca (setembro a fevereiro) apresenta precipitação pluviométrica total anual de 1.172 mm com média de 885,5 mm. Foi construído com o intuito de abastecer a população de Jericó e outros quatro municípios com água potável, atualmente beneficia 26.154 pessoas (IBGE, 2012).

No açude Carneiro a atividade piscícola consiste em um projeto de criação em tanques-rede desenvolvido desde 1993. É composto por 20 tanques-rede de dimensões (2m x 2m x 1,2 m) e 4m³ de volume, em que cultiva-se tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) com densidade média de 850 peixes/tanque, a cada 6 meses despesca-se um total de 7.140kg/de biomassa de peixe.

Figura 1. Localização da área de estudo e estações amostrais e inserção do açude Carneiro, Jericó, Paraíba, na bacia do rio Piranhas-Açú e no Nordeste do Brasil.

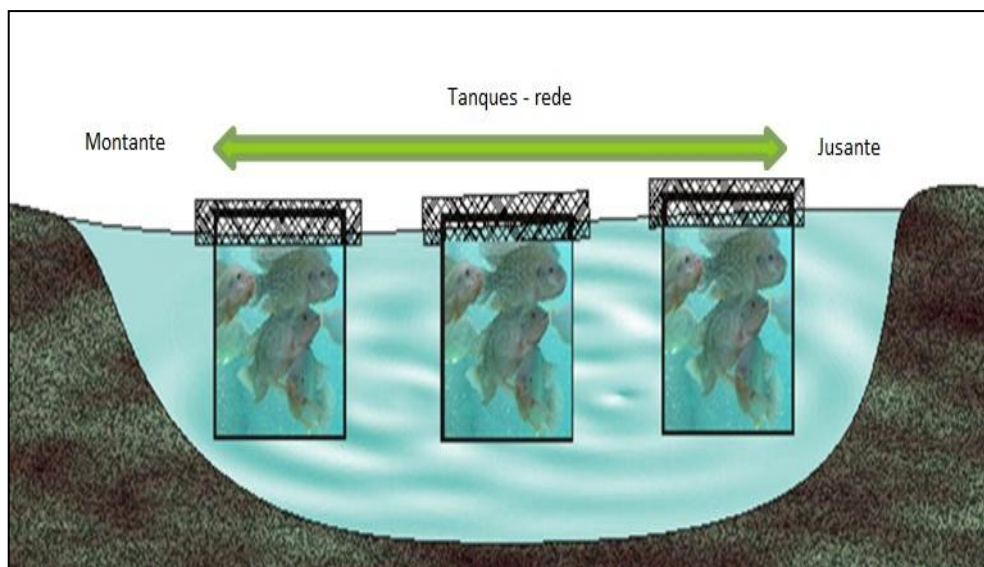


Amostragem

A caracterização física, química e biológica das águas do açude Carneiro foi realizada mensalmente (junho a novembro de 2009) em três estações de amostragem de acordo com a posição dos tanques-rede e em três profundidades, as estações foram codificadas como: **M** (a montante dos tanques-rede - 6°31'54,1"S / 37°51'20,8"W, nas profundidades: M1, M2 e M3), **Tq** (entre os tanques-rede - 6°31'51,1"S / 37°51'20,8" W, em 3 profundidades denominadas: Tq1, Tq2 e Tq3) e **J** (a jusante dos tanques-rede - 6°31'48,1"S / 37°51'20,8" W- nas profundidades (J1, J2 e J3) (Figura 2). As três profundidades foram escolhidas de acordo com o índice de extinção da luz (100% de luz, 1% de luz e fundo do açude). A determinação das profundidades foi estimada a partir da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (m) multiplicada pelo fator 2,7 correspondente a 1% de luminosidade para regiões tropicais (ESTEVES, 1998).

As variáveis analisadas foram: temperatura da água (°C) (EATON et al., 2005), transparência da água (COLE, 1983), pH (EATON et al., 2005), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (EATON et al., 2005), oxigênio dissolvido (mg/L) (EATON et al., 2005), nitrogênio total ($\mu\text{g}/\text{L}$) (VALDERRAMA, 1981), nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g}/\text{L}$) (MACKERETH et al., 1978), nitratos ($\mu\text{g}/\text{L}$) (RODIER, 1975), fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$) (EATON et al., 2005), ortofosfato solúvel ($\mu\text{g}/\text{L}$) (MACKERETH et al., 1978) e clorofila *a* (WETZEL; LINKENS, 1991).

Figura 2 – Esquema das estações de coleta, açude Carneiro, Jericó – PB, 2009.



As amostras para quantificação de nutrientes foram coletadas com garrafa de *Van Dorn* de 3,5L (para análises de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total e amônia) assim como para avaliar a clorofila *a*. Todas as amostras foram refrigeradas desde o momento da coleta até a realização das análises a

temperatura inferior aos 10°C em caixas de isopor com gelo. Após chegarem ao laboratório, as amostras de água foram filtradas por filtros de vidro Whatman GF/C de 47 mm de diâmetro, colocadas em frascos de polietileno e analisadas.

O zooplâncton foi amostrado na sub-superfície dos pontos a montante (M), entre os tanques-rede (Tq) e a jusante (J), em que foram filtrados 100 L de água para cada estação, utilizando um balde de 10L e rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha, preservadas com formol neutro a 4% com adição de sacarose 1:4 (HANEY; HALL, 1973; modificado por PREPAS, 1978) e três réplicas foram coletadas para cada ponto. As análises desse estudo foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática - LEAq da Universidade Estadual da Paraíba.

Espécies de rotíferos, copépodos e cladóceros foram identificadas com uso de microscópio óptico e literatura especializada (e.g. KOSTE, 1978; PENNAK, 1978; SENDACZ; KUBO, 1982; REID, 1985; 1988; ELMOOR-LOUREIRO, 1997. A densidade total do zooplâncton e a densidade de cada grupo foram estimadas por meio de 3 alíquotas de 1mL em câmara de Sedgewick-Rafter para cada ponto.

Os atributos ecológicos mensurados foram: riqueza, abundância, densidade e diversidade de Shannon.

A densidade de indivíduos foi expressa em indivíduos por litro (ind.L⁻¹), representada pela média das três réplicas.

A riqueza foi definida pelo número exato de espécies identificadas em cada amostra.

A diversidade de espécies foi medida a partir do índice de Shannon (1948) com o intuito de unir informações sobre a riqueza de espécies e a contribuição de cada espécie na abundância total da amostra (Equação 1).

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \log p_i \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: S = número de espécies

p_i = proporção de indivíduos de cada espécie na amostra total

Este cálculo expressa a maneira pela qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies, isto é, indica se as diferentes espécies possuem abundâncias (número de indivíduos) semelhantes ou divergentes.

Para fins comparativos, a diversidade é classificada como alta para valores maiores que 3 bits./ind.; média, entre 2,0 e 3,0; baixa, entre 1,0 e 2,0 e muito baixa <1,0 (VALENTIN et al., 1991).

A abundância refere-se ao número total de indivíduos de cada espécie. E a abundância relativa é a contribuição do número de indivíduos de uma espécie com relação ao número total de indivíduos observados, expressa em porcentagem e calculada a partir da equação (2):

$$A\% = n_y \times 100/N \quad (\text{Equação 2})$$

onde:

A%: abundância relativa da espécie y

n_y : número de indivíduos da espécie y

N: número total de organismos nas amostras

Análises estatísticas

Foram identificadas as tendências de comportamento no período amostral através da estatística descritiva, utilizando-se o programa Statistica 7, da Statsoft inc e as ferramentas do “Microsoft EXCEL for Windows 2010”.

Para comparação entre os meses, foi aplicada uma análise de variância 1-fator. Os dados utilizados apresentaram distribuição normal (teste de Kolmogorov-Smirnov) e variância homocedástica (teste de Lilliefors).

A análise de correspondência canônica (ACC) foi realizada a partir das principais variáveis ambientais e biológicas mais representativas, evitando-se colinearidade. Para verificar a correlação entre as amostras ambientais e as espécies foi utilizado o teste de Monte Carlo, todos os testes acima citados foram realizados no programa Canoco for Windows 4.5.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo a estação chuvosa, foi marcada por um elevado índice pluviométrico, aumentando o volume do açude Carneiro no ano de 2009, ocasionando transbordamento entre maio e julho/2009 ($32.028.388\text{m}^3$).

Segundo Thomaz et al. (1992) e Pagioro et al. (1997), o nível hidrométrico pode ser o fator determinante para os padrões de variação espacial e temporal de parâmetros ecológicos, porquanto as variáveis limnológicas respondem de imediato às alterações dos níveis hidrométricos (TAKEDA et al., 2002).

Neste estudo, verificou-se diferenças significativas entre os meses de coletas e não foram evidenciadas variações espaciais significativas entre os pontos amostrais. Os dados físicos, químicos e biológicos do açude Carneiro, são apresentados nas Figuras 3 e 4 e compreendem os pontos a montante, nos tanques-rede e a jusante dos mesmos, nos períodos chuva e seca.

Figura 3 – Precipitação pluviométrica (mm) e valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) do açude Carneiro, Jericó, Paraíba, no período de junho a novembro de 2009.

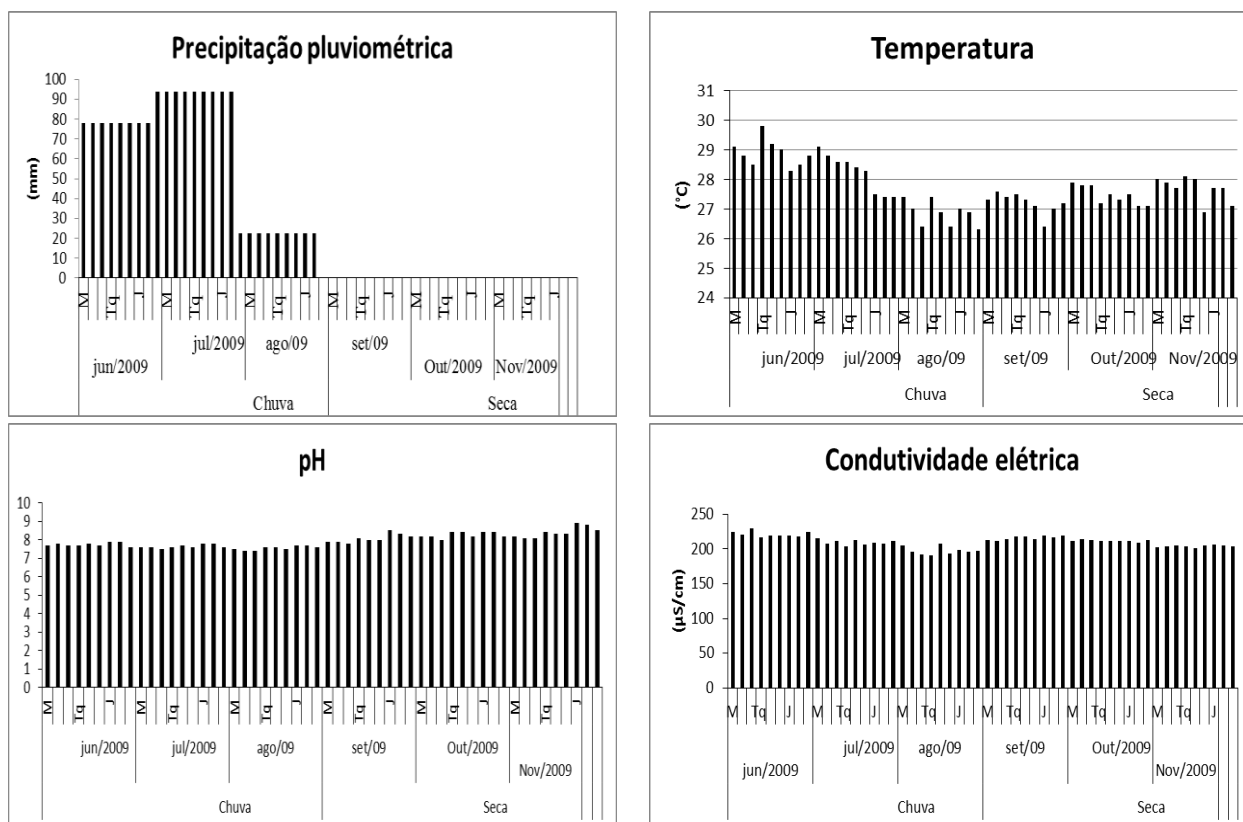
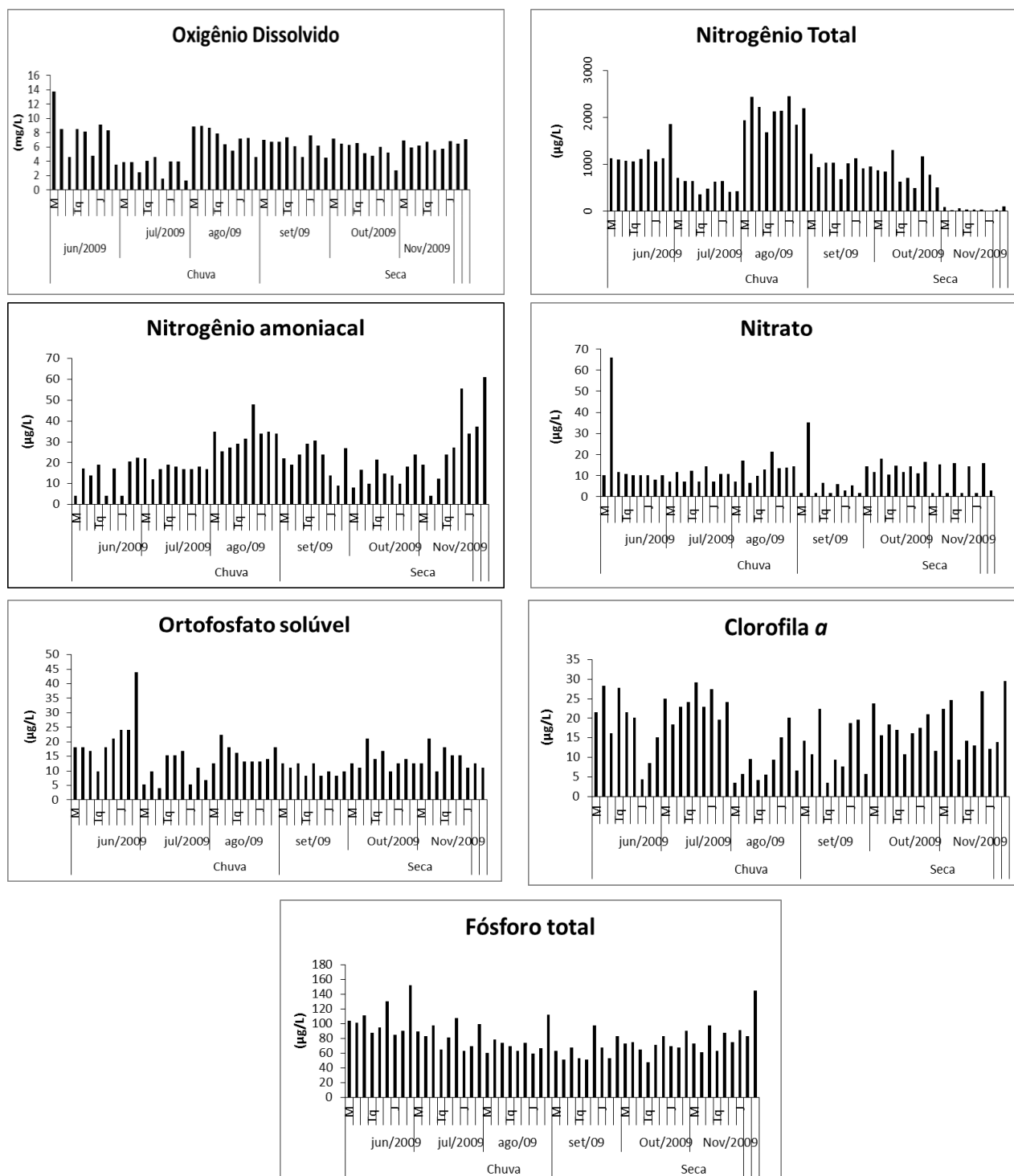


Figura 4 – Valores de oxigênio dissolvido (mg/L), nitrogênio total ($\mu\text{g/L}$), nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/L}$), nitratos ($\mu\text{g/L}$), ortofosfato solúvel ($\mu\text{g/L}$) e clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) do açude Carneiro, Jericó, Paraíba, no período de junho a novembro de 2009.



No açude Carneiro, durante o período amostral foram contados um total de 9.081 organismos, correspondendo a 11 famílias, sendo 6 de Rotifera (Filinidae, Asplanchnidae, Hexarthridae, Lecanidae, Epiphanidae, Brachionidae), 3 de Cladocera (Sididae, Moinidae e Daphnidae) e 2 de Copepoda

(Cyclopidae e Diaptomidae). Brachionidae apresentou a maior densidade e riqueza (7 espécies) no período estudado, quando comparado aos demais grupos.

Estes indivíduos foram distribuídos em 19 *taxons*, sendo 13 espécies de Rotifera (*Brachionus calyciflorus*, *B. dolabratus*, *B. falcatus*, *B. havanaensis*, *Epiphanes macrourus*, *Filinia opoliensis*, *F. terminalis*, *Hexarthra* sp., *Lecane* sp., *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *K. tropica*, *Asplanchna* sp.) 3 espécies de Copepoda (*Thermocyclops decipiens*, *T. minutus* e *Notodiptomus amazonicus*) e 3 espécies de Cladocera (*Ceriodaphnia cornuta*, *Diaphanosoma spinulosum* e *Moina* sp.). Foram identificadas 12 espécies no período chuvoso e 19 espécies no período de estiagem, dentre elas, *Moina* sp., *B. havanaensis*, *E. macrourus*, *K. cochlearis*, *T. decipiens*, *T. minutus* e *N. amazonicus* foram observadas apenas na estação de estiagem.

A variação do número de *taxa* específico nas águas doces brasileiras tem sido bastante ampla, podendo estar relacionada com fatores do próprio ambiente (tempo de colonização, grau de trofia, qualidade do alimento, pressão de predação, temperatura, concentração iônica) ou com outros fatores interferentes (Rocha et al., 1999).

A distribuição de indivíduos zooplancônicos (Tabela 1, 2 e 3) nas unidades amostrais não exibiu diferença significativa, porém há tendência de aumento de densidade de indivíduos no ponto a montante (M), seguido do ponto a jusante e entre os tanques.

As espécies *Ceriodaphnia cornuta*, *Filinia opoliensis*, *Brachionus calyciflorus*, náuplios e copepoditos ciclopóides apresentaram dominância ao longo dos meses de estudo, foram registrados nos três pontos amostrais, com altas densidades e, portanto consideradas representativas do açude Carneiro (figura 6). Assim, a dominância de diferentes espécies detectadas no açude Carneiro, evidenciou especificidades de cada *taxon* predominante, que respondeu às condições favoráveis do ambiente com o aumento de sua população.

Evidenciou-se que as flutuações das densidades do zooplâncton estiveram fortemente ligadas ao ciclo hidrológico e a condição trófica do açude, visto que detectou-se que valores obtidos para os atributos ecológicos (densidade, abundância e riqueza de espécies), na estação seca em condições de maior deteriorização da qualidade da água, foram maiores, com exceção da diversidade (figuras 5 e 11) que os observados na estação chuvosa, em melhor qualidade de água. Comportamento semelhante ao descrito no presente trabalho foi inferido por Crispim et al., (2006) em reservatórios do semiárido, em razão da redução dos níveis dos açudes e concentração de nutrientes na água.

O volume pluviométrico registrado no açude Carneiro, no primeiro momento, contribuiu para o melhoramento da qualidade da água, ocorrendo aumento da transparência da água, maior oxigenação, exibindo efeito diluidor das altas concentrações de nutrientes registradas. Observou-se neste período a

dominância de cladóceros, especialmente de *Ceriodaphnia cornuta*, porém posteriormente, com a redução dos níveis de água do açude, principalmente dada a escassez de chuvas e evaporação, o aumento da carga de nutrientes no ambiente, inclusive pelo contínuo incremento da piscicultura, entre outras atividades, foi evidenciado o efeito concentrador que favoreceu a dominância de espécies associadas à elevada eutrofização, *Filinia opoliensis*, *Brachionus calyciflorus*, náuplios e copepoditos ciclopóides.

Os efeitos das grandes flutuações no nível da água causadas principalmente pela alta taxa de evaporação, altas temperaturas e irregularidade de precipitação podem ser observados nos açudes da região semiárida através dos impactos sobre a fauna (ABÍLIO, 2002). A relevância do ciclo hidrológico para a comunidade zooplanctônica de ecossistemas aquáticos do semiárido observada neste estudo foi também registrada por Crispim et al. (2000), Crispim e Watanabe (2000), que constataram que as perturbações ambientais geradas pela flutuação hídrica dos reservatórios do semiárido, promovem mudanças regulares na estrutura da comunidade zooplanctônica. Desta maneira, o ciclo hidrológico pode ser o principal regulador da dinâmica do zooplâncton nesses ambientes (VIEIRA, et al., 2009; 2011).

As características eutróficas do açude Carneiro favoreceram a dominância de rotíferos, as altas densidades de organismos e as baixas densidades de copépodos adultos e cladóceros. Resultados similares foram mencionados por Nadai e Henry (2009) na Lagoa do Coqueiral-SP, e por Crispim et al. (2006) em vários corpos aquáticos do semiárido paraibano, caracterizados principalmente pela dominância do grupo Rotifera (*B. calyciflorus* e *F. opoliensis*), náuplios, copepoditos, especialmente de ciclopóides.

Os rotíferos foram os maiores contribuintes para a densidade total representaram 80% da comunidade zooplanctônica, apresentando maior densidade, riqueza e diversidade, especialmente no período de estiagem, seguidos de copépodos e cladóceros (figura 7). Resultado semelhante foi ressaltado por Degefu et al. (2011) ao estudar o zooplâncton de dois reservatórios com piscicultura em tanques-rede da Etiópia.

O presente trabalho, seguiu o padrão de ambientes aquáticos tropicais descrito por Fernando et al. (1990), caracterizados pela dominância de rotíferos em termos de densidade e riqueza.

Dentre os gêneros de Rotifera, *Brachionus* e *Keratella*, foram os mais representativos (4 e 3 espécies, respectivamente), com destaque para as espécies mais abundantes *B. calyciflorus*, *B. dolabratus*, *K. americana* e *K. cochlearis*.

Semelhante a este estudo, Neumann-Leitão et al. (1989), ao estudarem reservatórios urbanos no Nordeste, inferiram que principalmente em corpos aquáticos que apresentam Índice de Estado Trófico elevado, ocorre abundância de poucas espécies de Rotifera em relação aos crustáceos, o que refletiu as condições eutróficas do ambiente.

Cabianca e Sendacz (1985) constataram através de estudos limnológicos no reservatório do Borba, que o filo Rotifera mostrou-se mais sensível como indicador de qualidade da água do que os demais grupos.

Os rotíferos apresentam altas taxas de crescimento populacional e rápidos ciclo de vida, mecanismos de alimentação e metabolismo, relevantes na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia no meio aquático (LOPES et al., 1997), fazendo dos Rotifera, um grupo com vantagens competitivas em relação aos demais grupos Cladocera e Copepoda (ALLAN, 1976; DUMONT, 1977).

A exemplo do presente estudo, Paggi e Paggi (1998) notaram maior biomassa de zooplâncton total em ambientes com maior grau de níveis tróficos, contudo menor diversidade, dominado por rotíferos e náuplios de copépodos.

Segundo Matsumura-Tundisi, Tundisi, (2005) e Almeida et al. (2009), a ausência de copépodos adultos e a predominância de fases imaturas de copépodos (náuplios e copepoditos) no reservatório de Barra Bonita e em reservatórios de Pernambuco foi constatado como indicativo de eutrofização.

Resultados semelhantes aos observados no açude Carneiro foram encontrados no açude Apipucos, no estado de Pernambuco, evidenciou-se maior abundância de rotíferos em relação aos copépodos, refletindo à condições de poluição do ambiente (NEUMANN-LEITÃO et al., 1989). Porém, a dominância numérica dos rotíferos não está relacionada apenas com o estado trófico dos ecossistemas aquáticos, mas também a outros fatores, tais como a natureza e origem dos lagos e problemas de interações biológicas, como produção e competição interespecífica por alimento (MATSUMURA-TUNDISI et al., 1990).

Considerando o índice de diversidade de Shannon, os cladóceros apresentaram valores máximos no mês de junho, na estação chuvosa, posteriormente reduzindo consideravelmente sua diversidade no final da estação chuvosa e início da estiagem (figura 8). Os copépodos mostraram pequena oscilação da diversidade ao longo do estudo em relação aos demais grupos, apresentaram valores mais elevados na estação chuvosa (figura 9). Os rotíferos apresentam maior diversidade na estação chuvosa e valores mínimos no final da estação seca (figura 10). De forma geral, para diversidade, o padrão temporal foi observado em detrimento do espacial nas unidades amostrais.

De acordo com este índice, a diversidade zooplanctônica do açude Carneiro variou de baixa na estação chuvosa a muito baixa na estação seca, esse resultado acompanhado de baixa riqueza de espécies e elevadas densidades registradas por poucas espécies, sinalizaram a influência das condições eutróficas registradas sobre a comunidade zooplanctônica.

A eutrofização artificial resulta num processo acelerado de diminuição da diversidade biológica, com o desenvolvimento exagerado de algumas populações em detrimento de outras (ESTEVEZ, 1998).

Quanto a densidade, detectou-se que os valores menos acentuados da densidade total nas unidades amostrais foram registrados em jun/09 (208 ind. L⁻¹), sendo observadas as melhores condições de qualidade de água do período estudado.

Considerando o acumulado dos três pontos amostrais (montante, entre os tanques e a jusante) para o mês de junho/09, os cladóceros predominaram (85 ind.L⁻¹) correspondendo a 40,8% dos organismos encontrados, dentre estes *Ceriodaphnia cornuta* foi a espécie dominante (65 ind.L⁻¹), os rotíferos representaram 66 ind.L⁻¹ e 31,7% do zooplâncton total e os copépodos, 57 ind.L⁻¹, sendo 27,4% da comunidade.

Em agosto/09, a densidade total dos organismos nos pontos foi de 418 ind.L⁻¹, duplicou quando comparada à encontrada em junho/09. Entre os grupos, a densidade dos Rotífera foi de 229 ind.L⁻¹, representando 54,7% do total de indivíduos, os Copepoda (181 ind. L⁻¹ e 43,3%) e Cladocera (8 ind.L⁻¹ e 2%). A espécie mais abundante foi a *F.opoliensis* (150 ind.L⁻¹).

Em setembro/09, a densidade total - resultante dos três pontos- encontrada foi de 2.551 ind.L⁻¹, os rotíferos foram mais abundantes, apresentando 1.751 ind.L⁻¹, o que representou 68,6% do zooplâncton seguidos por copépodos (790 ind.L⁻¹, 30,9%) e os cladóceros (10 ind.L⁻¹) representaram apenas 5% da população. Neste período, a espécie *F. opoliensis* (1.206 ind.L⁻¹ e 57,5%) foi dominante, assim como as fases imaturas de copépodos, náuplios e copepoditos.

Em outubro/09, a densidade foi um pouco menor, totalizando entre as unidades amostrais (2.095 ind.L⁻¹) sendo dominado por *B. calyciflorus* (1.119 ind.L⁻¹, 53,4%). O grupo mais abundante foi o Rotífera (1.735 ind.L⁻¹, 82,8%), seguido por Copepoda (309 ind.L⁻¹, 14,7%) e Cladocera (51 ind.L⁻¹, 2,5%).

As mais altas densidades do período em estudo foram registradas em novembro/09, para os rotíferos, apresentando 3.494 ind.L⁻¹, sendo 91,6% do total de indivíduos, acompanhados por cladóceros com 198 ind.L⁻¹ e representaram 5,1% e copépodos com 119 ind.L⁻¹, corresponderam a 3,3% da comunidade zooplanctônica.

A densidade e a riqueza zooplanctônicas mostraram considerável amplitude de variação dos principais grupos entre os períodos de chuva e seca respectivamente, rotíferos (66 - 3.494 ind.L⁻¹), copépodos (57 - 790 ind.L⁻¹) e cladóceros (8 - 198 ind.L⁻¹) (figura 5) e em termos de variação da riqueza, rotíferos (8 – 13 espécies), copépodos (0 - 3 espécies) e cladóceros (2 - 3 espécies) (Figura 11).

Padrões quantitativos característicos de ambientes eutróficos foram exibidos por *Brachionus calyciflorus*, *taxon* associado à eutrofização, considerado dominante em vários ambientes (PEJLER, 1983; ATTAYDE; BOZELLI, 1998; PIVA-BERTOLETTI, 2001), cujo as densidades máximas foram de 2.377 ind.L⁻¹.

Trabalhos desenvolvidos na mesma bacia hidrográfica registraram valores superiores aos encontrados no presente estudo para riqueza de espécies, porém com densidades bastante inferiores (ESKINAZI et al., 2007; SOUZA et al., 2008), refletindo que o açude em estudo apresenta maior condição eutrófica.

Observou-se que a abundância de cladóceros esteve associada a melhores condições de qualidade de água sendo dominantes na estação chuvosa, os rotíferos e as fases imaturas de copépodos (copepoditos ciclopóides e náuplios) foram abundantes na estação seca, visto que associam-se a deteriorização da qualidade da água.

As menores densidades e riqueza de espécies do estudo foram registradas para os cladóceros e copépodos adultos as quais podem ser atribuídas as alterações tróficas decorrentes do processo de eutrofização e a predação por peixes. Matsumura-Tundisi et al. (1990), consideraram que a predação por peixes é um dos fatores responsáveis pela mudança da composição e estrutura da comunidade zooplânctônica, sobretudo pela alta suscetibilidade dos cladóceros à predação em regiões tropicais.

Observou-se que a predação no açude Carneiro apresentou um papel determinante, especialmente na densidade e riqueza de organismos de maior porte da comunidade, contudo sem causar alteração na densidade de indivíduos juvenis.

Resultados semelhantes foram apresentados por Attayde et al. (2007) e Okun et al., (2008) que registraram pressão negativa exercida pelos alevinos de Tilápia do Nilo sobre as populações do macrozooplâncton, contudo sem afetar a abundância dos indivíduos de menor tamanho.

Silveira et al. (2010), testaram o efeito de exclusão dos peixes sobre a comunidade zooplânctônica em mesocosmos e constataram que nos experimentos sem presença de peixes, houve predominância de cladóceros e copépodos, concluindo que os peixes exerceram controle sobre o zooplâncton tanto em quantidade quanto em sua composição.

Tabela 1 - Densidade das espécies registradas a montante no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, com os respectivos valores de densidade (ind.L⁻¹), 2009.

Espécies	jun	ago	set	out	nov
<i>Asplanchna</i> sp.	5	2	25	9	9
<i>Brachionus calyciflorus</i>	9	8	41	415	880
<i>Brachionus dolabratus</i>	—	1	—	119	39
<i>Brachionus falcatus</i>	—	2	6	7	37
<i>Brachionus havanaensis</i>	—	—	3	19	70
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	24	3	4	20	65
Copepodito cyclopoida	7	19	90	15	12
Copepodito calanoida	10	6	9	70	9
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	8	1	—	—	11
<i>Epiphanes macrourus</i>	—	—	6	8	4
<i>Filinia opoliensis</i>	—	55	448	5	57
<i>Filinia terminalis</i>	—	14	121	59	3
<i>Hexarthra</i> sp.	6	1	1	3	5
<i>Lecane</i> sp.	1	1	—	1	15
<i>Keratella americana</i>	3	2	1	6	124
<i>Keratella cochlearis</i>	—	—	—	3	49
<i>Keratella tropica</i>	4	6	4	3	11
<i>Moina</i> sp.	—	—	—	—	2
Naúplio	6	44	195	32	23
<i>Notodiaptomus amazonicus</i>	—	—	—	—	1
<i>Thermocyclops decipiens</i>	—	—	—	—	3
<i>Thermocyclops minutus</i>	—	—	—	—	1

Tabela 2 - Densidade das espécies registradas entre os tanques no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, com os respectivos valores de densidade (ind.L⁻¹), 2009.

Espécies	jun	ago	set	out	Nov
<i>Asplanchna</i> sp.	2	—	20	6	6
<i>Brachionus calyciflorus</i>	7	6	33	335	713
<i>Brachionus dolabratus</i>	—	—	—	95	30
<i>Brachionus falcatus</i>	—	—	—	—	30
<i>Brachionus havanaensis</i>	—	—	1	15	56
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	20	2	3	15	51
Copepodito cyclopoida	6	15	72	11	8
Copepodito calanoida	7	3	7	56	7
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	6	—	—	—	4
<i>Epiphanes macrourus</i>	—	—	3	5	2
<i>Filinia opoliensis</i>	—	45	361	3	46
<i>Filinia terminalis</i>	—	10	97	47	1
<i>Hexarthra</i> sp.	4	—	—	1	3
<i>Lecane</i> sp.	—	—	—	—	12
<i>Keratella americana</i>	—	—	—	3	99
<i>Keratella cochlearis</i>	—	—	—	—	38
<i>Keratella tropica</i>	2	2	3	2	7
<i>Moina</i> sp.	—	—	—	—	—
Naúplio	3	35	157	25	18
<i>Thermocyclops decipiens</i>	—	—	—	—	—
<i>Thermocyclops minutus</i>	—	—	—	—	—
<i>Notodiaptomus amazonicus</i>	—	—	—	—	—

Tabela 3 - Densidade das espécies registradas a jusante no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, com os respectivos valores de densidade (ind.L⁻¹), 2009.

Espécies	jun	ago	set	out	nov
<i>Asplanchna</i> sp.	4	—	22	7	6
<i>Brachionus calyciflorus</i>	8	6	36	369	784
<i>Brachionus dolabratus</i>	—	—	—	105	33
<i>Brachionus falcatus</i>	—	—	—	—	33
<i>Brachionus havanaensis</i>	—	—	2	16	61
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	21	2	3	16	57
Copepodito cyclopoida	6	16	79	12	9
Copepodito calanoida	8	4	8	61	8
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	6	—	—	—	6
<i>Epiphanes macrourus</i>	—	—	4	5	3
<i>Filinia opoliensis</i>	—	49	397	4	51
<i>Filinia terminalis</i>	—	12	107	52	2
<i>Hexarthra</i> sp.	5	—	1	3	3
<i>Lecane</i> sp.	—	1	—	—	13
<i>Keratella americana</i>	3	2	—	4	109
<i>Keratella cochlearis</i>	—	—	—	—	42
<i>Keratella tropica</i>	3	3	4	4	8
<i>Moina</i> sp.	—	—	—	—	2
Naúplio	4	39	173	27	20
<i>Thermocyclops decipiens</i>	—	—	—	—	—
<i>Thermocyclops minutus</i>	—	—	—	—	—
<i>Notodiaptomus amazonicus</i>	—	—	—	—	—

Figura 5 - Variação da densidade dos grupos de Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos amostrais (M, Tq, J) durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.

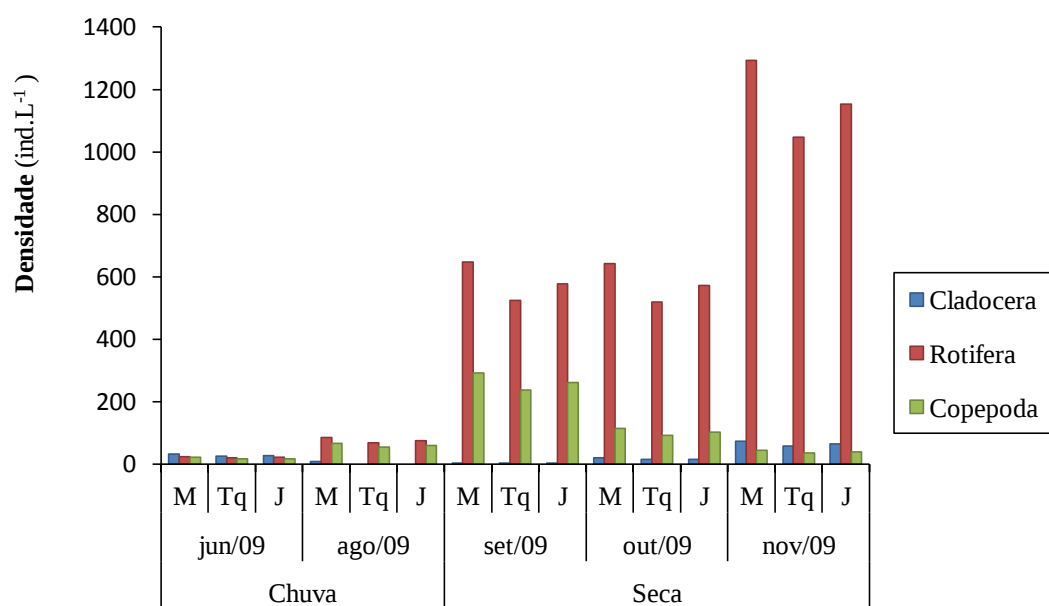


Figura 6 - Densidade das espécies mais representativas no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.

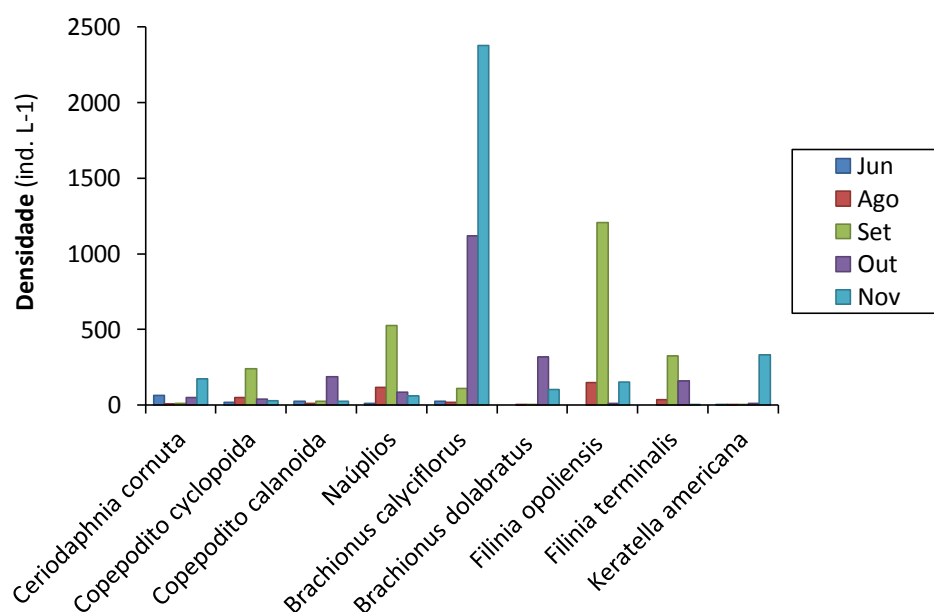


Figura 7 - Abundância relativa dos principais grupos do zooplâncton no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.

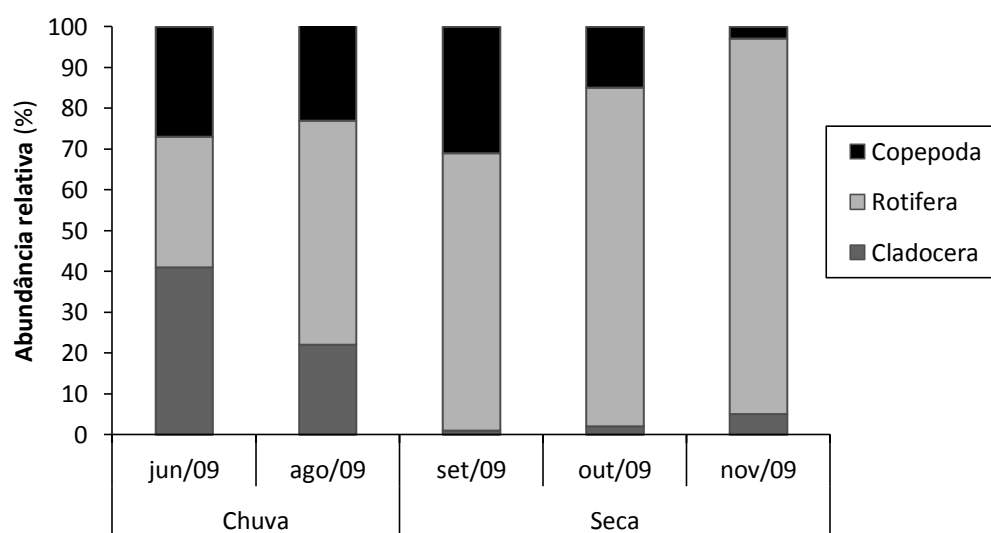


Figura 8 - Variação do Índice de diversidade de Shannon de cladóceros durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.

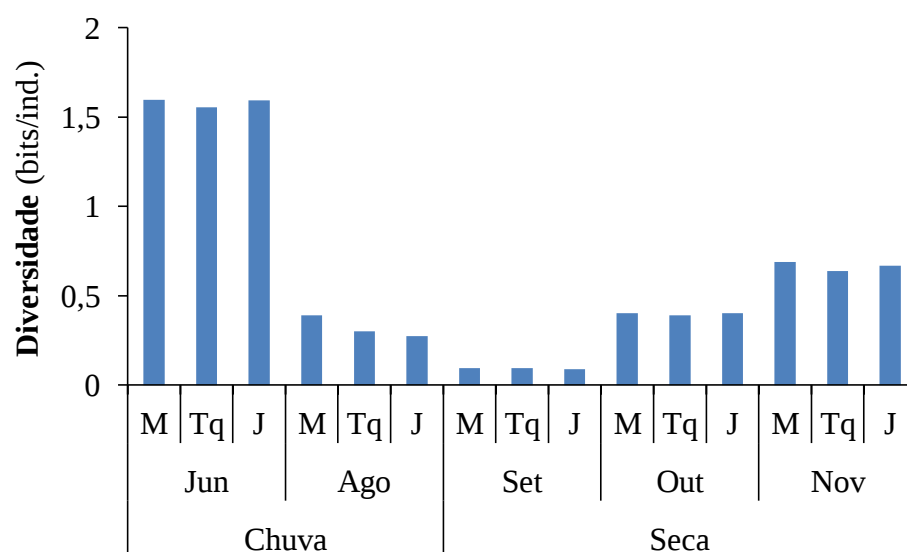


Figura 9 - Variação do Índice de diversidade de Shannon de copépodos durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.

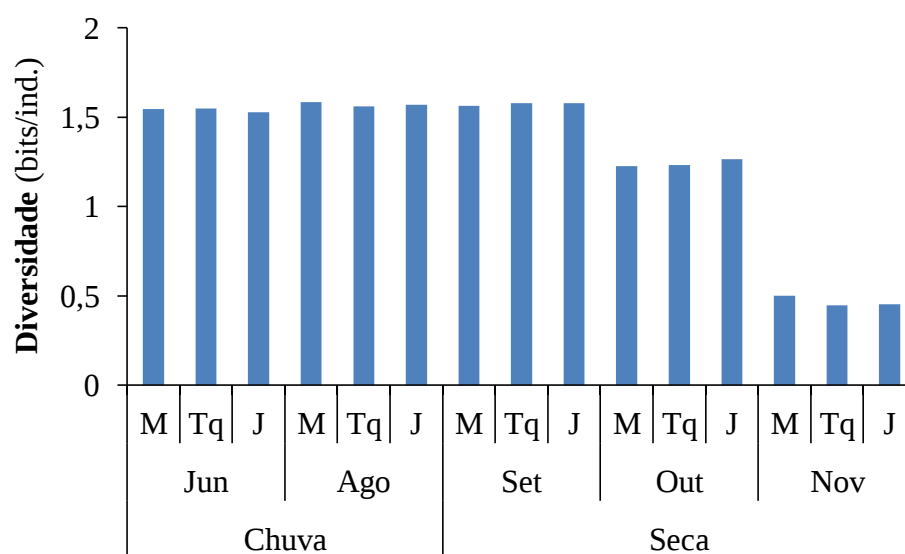


Figura 10 - Variação do Índice de diversidade de Shannon de rotíferos durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.

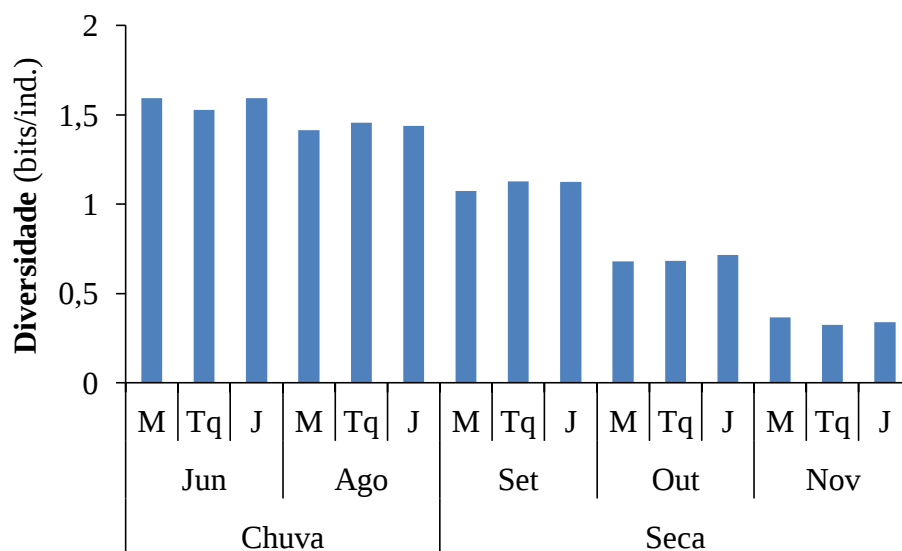
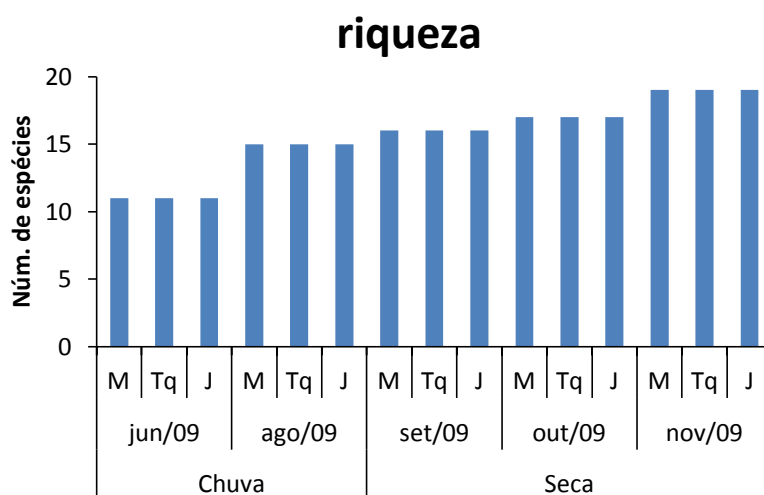


Figura 11 - Variação da riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica durante o período estudado no açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.

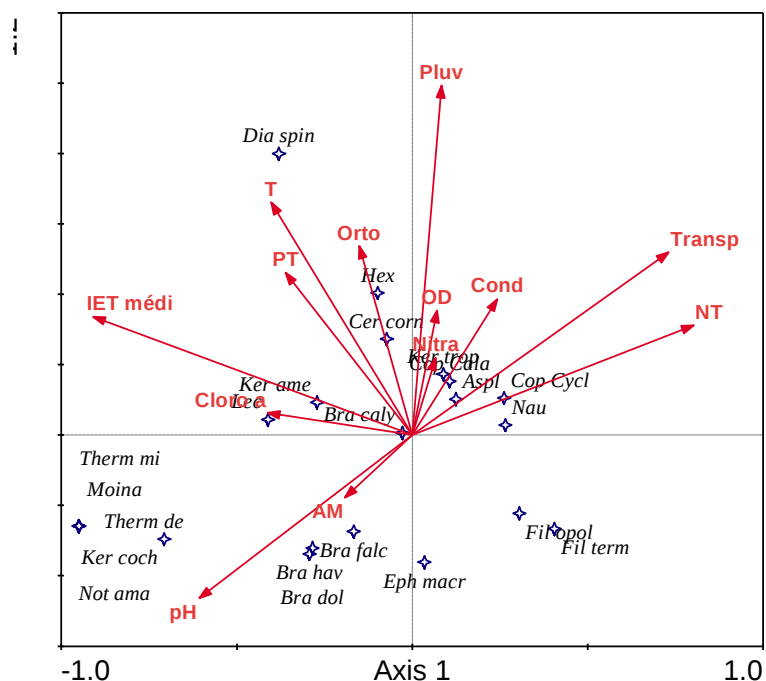


A análise de correspondência canônica (ACC) mostrando a distribuição das espécies zooplanctônicas em relação às variáveis limnológicas realizada para o açude Carneiro apresentou uma explicabilidade de 77,7% dos dois eixos (Figura 11). O eixo 1 resumiu 47% da variabilidade total dos dados, apresentando correlações positivas entre a transparência da água, e as concentrações de nitrogênio

total e negativas com IET médio, pH e clorofila *a*, influenciando no aparecimento das espécies como *Asplanchna* sp, copepodito Cyclopoida e náuplios no período de estiagem. Esses resultados revelam que o IET médio está sendo influenciado pela baixa transparência da água e pela clorofila *a* e pode indicar o aporte de nutrientes através dos tanques-rede, resultando no aumento da biomassa fitoplanctônica e no incremento do pH.

O eixo 2 representou 30,7% da explicabilidade do sistema, apresentando correlações positivas com precipitação pluviométrica, temperatura da água, nitrato, componentes da série fosfatada, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, o que caracteriza melhor o período chuvoso no reservatório, influenciando nas espécies *Hexarthra* sp., *Keratella americana*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella tropica*. Esses resultados refletem a perturbação do sistema associado ao aumento do estado trófico. As correlações existentes estão associadas aos maiores valores registrados no período chuvoso e indicam o aporte de nutrientes e de matéria orgânica exógena, resultando em elevadas concentrações de nutrientes e condutividade elétrica.

Figura 12 - Análise de correspondência canônica (CCA) mostrando a distribuição das espécies zooplancônicas em relação às variáveis limnológicas, açude Carneiro, Jericó, Paraíba, 2009.



Espécies: Aspl= *Asplanchna* sp.; Bra caly = *Brachionus calyciflorus*; Bra dol= *Brachionus dolabratus*; Bra falc= *Brachionus falcatus*; Bra hav= *Brachionus havanaensis*; Cer corn= *Ceriodaphnia cornuta*; Cop cala= copepodito Calanoida; Cop Cycl= copepodito Cyclopoida; Dia spin= *Diaphanosoma spinulosum*; Eph macr= *Ephippianes macrourus*; Fil opol= *Filinia opoliensis*; Fil term= *Filinia*

terminalis; Hex= *Hexarthra* sp.; Ker ame= *Keratella americana*; Ker coch= *Keratella cochlearis*; Ker trop= *Keratella tropica*; Moina= *Moina* sp.; Nau= náuplios; Not ama= *Notodiaptomus amazonicus*; Therm de= *Thermocyclops decipiens*; Therm mi= *Thermocyclops minutus*. Variáveis limnológicas: AM= Amônia; Cloro a= Clorofila *a*; Cond=condutividade elétrica; IET médi= IET médio; OD= oxigênio dissolvido; Orto= ortofosfato; pH= pH; PT= fósforo total; Pluv=pluviosidade; Nitra= nitrato; NT= nitrogênio total; T= temperatura; Transp= transparência.

CONCLUSÕES

No açude Carneiro, houve maior variabilidade temporal em detrimento das espaciais (pontos a montante, tanques-rede, jusante).

A elevada precipitação pluviométrica favoreceu o transbordamento do açude e resultou em diversas consequências para o ecossistema, o qual destaca-se principalmente o carreamento de nutrientes alóctones que contribuíram para o registro de elevadas concentrações de nutrientes, e aumento dos níveis tróficos.

A influência da piscicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água e comunidade zooplanctônica do açude Carneiro não foi comprovada.

As espécies dominantes *Brachionus calyciflorus*, *Filinia opoliensis*, copepodito Cyclopoida e náuplios neste estudo são características de ambientes eutrofizados, confirmando assim a condição eutrófica do ambiente, sinalizada pelas elevadas concentrações de nutrientes registradas no ecossistema estudado.

As baixas densidades registradas para formas adultas de copépodes e cladóceros apontam para a influência condição trófica e predação sobre o zooplâncton de maior porte do presente estudo.

REFERÊNCIAS

1. ABÍLIO, F. J. P. Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associados a macrófitas aquáticas em açudes do Semi-Árido Paraibano, Nordeste do Brasil. **Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Departamento de Ciências Biológicas –Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2002.**
2. ALBA-TERCEDOR J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA, **Almeria**, v. 2, p. 203-213, 1996.
3. ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. **Am.Nat.**, v.110, n. 971, p.165-180, 1976.
4. ALMEIDA, V. L. S.; LARRAZÁBAL, M. E. L.; MOURA, A. N. & MELO-JÚNIOR, M. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, **96**(4):445-451, 2006.
5. ALMEIDA, V.L.S. Biodiversidade da comunidade zooplanctônica do reservatório de Carpina, Zona da Mata, Pernambuco – Brasil. Monografia de Graduação, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2002.
6. ALMEIDA, V.L.S. Ecologia do zooplâncton do reservatório de Tapacurá, Pernambuco – Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2005.
7. AWWA-APHA-WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Editado por Eaton, A.D.; Clesceri, L.S.; Rice, E.W.; Greenberg, A.E.. 21th Edition. Washington D.C.: American Public Health Association, 2005.
8. ARCIFA, M. D. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiol.**, n. 113, p. 137-145, 1984.
9. ARNOTT, S.E.; VANNI, M.J. Zooplankton assemblages in fishless bog lakes: influence of biotic and abiotic factors. **Ecology**, v.74, n. 8, p.2361-2380, 1993.
10. ATTAYDE, J. L. et al. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. **Oecologia. Brasiliense**, v.11, n. 3, p.450-461, 2007.
11. ATTAYDE, J. L.; R. L. BOZELLI. Assessing the indicator properties of zooplankton ssemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Can . J. Aquat. Sci.**, n. 55, p. 1789-1797, 1998.
12. BARBOUR, M.T.; et al. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, 2.ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.1999.
13. BORGHETTI, J. R.; OSTRENSKY, A. Problemas e perspectivas para a pesca e para a aquicultura continental no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs). *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2.ed. São Paulo: Escrituras, p.451-470, 2002.

14. CABIANCA, M.A.A.; SENDACZ, S., Limnologia do reservatório do Borba (Pindamonhangaba, SP), II: zooplâncton. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, n. 3, p. 83-95, 1985.
15. CARDOSO L.S; RAMOS J.D; MELLO H.O.O. Composição, densidade e abundância das populações de cladocera, copepoda e rotífera de áreas de proteção permanente do Rio Uberabinha. **Em Extensão**, Uberlândia n. 7, p.95-106, 2008.
16. COELHO-BOTELHO M. J. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios. In: SIMPÓSIO DE AVALIAÇÃO DO PROGRAMA BIOTA/FAPESP, IV. Águas de Lindóia. 2003. **Anais**. 2003.
17. COLE, G. A. **Textbook of limnology**. 3. ed. Toronto: The C. V. Mosby Company, p.401, 1983.
18. CRISPIM, M. C. e WATANABE, T., Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de água do rio São Francisco: 1 - Zooplâncton. **Acta limnológica Brasiliensia**, v. 12, n. 2, p. 93-103. 2000.
19. CRISPIM, M. C et al., Distribution of rotifers in North Island, New Zeland, and their potencial use as bioindicators of lake trophic state. **Hydrobiologia**, n. 446/447, p. 155-164. 2000.
20. CRISPIM, M. C. et al. Comparison of different kind of semi-arid aquatic environments based on zooplankton communities. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, p. 98-111, 2006.
21. CUSHING, D. H. The vertical migration of planktonic Crustacea. *Biological Reviews* (26):158–192, 1951.
22. DUGGAN, I.C.;GREEN, J.D.; SHIEL, R.J. Distribution of rotifers in North Island, New Zeland, and their potencial use as bioindicators of lake trophic state. **Hydrobiologia**, 446/447:155-164, 2001.
23. EDMONDSON, W.T.; COMITA, G.W.; ANDERSON, G.C. Reproductive rate of Copepods in nature and its relation to phytoplankton population. **Ecology**, v.43, n. 4, p.625-634, 1962.
24. ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Ed. Universa. Brasília, p.155, 1997.
25. ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Morphological abnormalities in the cladocera *Ilyocryptus spinifer* (Apipucos reservoir, Pernambuco State, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 64(1):53-58, 2004.
26. ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. et al. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.3, p. 410-421, 2007.
27. ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, p.602, 1998.
28. FERNANDO, C.H., MENGESTU., BELY, S. The chydroid crustacean *Alona diaphana* (KING) limnetic in Lakes Awassa and Ziway, Ethiopia, with a discussion of litoral and limnetic zooplankton. **Int Reveu ges Hydrobiol.**, n.75, p. 15-25, 1990.
29. GANNON, J.E.; STEMBERGER, R.S. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. **Trans. Amer. Micros. Soc.**, v. 97, n. 1, p.16-35, 1978.
30. HANEY, J. F.; HALL, D. J. Sugar-coated Daphnia: apreservation technique for cladocera. *Limnol. Oceanogr.*(18):331-333, 1973.

31. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/amostra/>. Acesso em: 30 jan. 2012.
32. KARABIN, A. The pressure of pelagic predators of the genus *Mesocyclops* (Copepoda, Crustacea) in small zooplankton. **Ekol. Pol.**, v. 26, n. 2, p.241-257, 1978.
33. KOSTE W. **Rotatoria Die Rodertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt - Monogononta**. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Berlin: Gebrüder Borntraeger. v. 1, 1978.
34. LANSAC-TÔHA, F.A. et al. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA., HAHN, NS. (Ed.). **The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Netherlands: Backhuys, p. 145-190. 2004.
35. LANSAC-TÔHA, FA., BONECKER, CC. & VELHO, LFM..Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA., HAHN, NS. (Ed.). **The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Netherlands: Backhuys, p. 145-190, 2004.
36. LEITÃO, A. C. FREIRE, R. H. F. & ROCHA. O. Composição e variação sazonal da comunidade zooplanctônica em três reservatórios da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil**. Fortaleza – CE, p.164-166. 2003.
37. LEITÃO A.C.; FREIRE, R. H.F.; ROCHA, O.; SANTAELLA, S.T. Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoir. **Acta Limnologica.Brasiliensis**, v.8, n. 4, p.451-468, 2006.
38. LOPES, R.M. et al. Comunidade zooplanctônica do Reservatório de Segredo. Pp. 39-60. In: Agostinho, A. A. & Gomes, L.C. (eds.).Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM. 1997.
39. MACKERETH, F. J.; HERON, H. J.; TALLING, J. F. Water analysis.**Freshwater Biological Association Scientific publication**, n. 36, Kendal, 1978. 120p.
40. MÄEMETS, A. Rotifers as indicators of lake types in Estonia. **Hydrobiologia**, v. 104, p.357-361, 1983.
41. MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; AGUENA, L. S.; MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Rev. Bras. Biol.*, v. 50, n. 4, p. 923-935. 1990.
42. MATSUMURA-TUNDISI, T., ROCHA, O. & TUNDISI, J. G., 1997, Carbon uptake by *Scolodiatomus corderoi* and *Thermocyclops minutus* feeding on different size fractions of phytoplankton from Lake Dom Helvécio, pp. 275-284. In: J. G. Tundisi & Y. Saijo (eds.), *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Brazilian Academy of Sciences/University of São Paulo, School of Engineering at São Carlos/Center for Water Resources and Applied Ecology, São Carlos, 528p.

43. MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. Pp. 39-54. In: Henry, R.(ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, FUNDBIO/FAPESP. 1999.
44. MELO-JÚNIOR, M.de; ALMEIDA, V.L.S.; NEUMANN-LEITÃO, S.; PARANAGUÁ, M.N.; MOURA, A.N. O estado da arte da biodiversidade de rotíferos planctônicos de ecossistemas límnicos de Pernambuco. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 1-9. 2007.
45. MOREDJO, A. **Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicador**. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 137f. 1998.
46. NADAI, R.; HENRY, R. **Temporary fragmentation of a marginal lake and its effects on zooplankton community structure and organization**. *Braz. J. Biol.*, vol.69, n.3, p.819-835, 2009.
47. NEUMANN-LEITÃO, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M.C. Distribuição e aspectos ecológicos do zooplâncton da Represa do Lobo (Broa-São Paulo). **Anais do Encontro Brasileiro de Plâncton**, v.4, p. 393-414, 1990.
48. NEUMANN-LEITÃO, S.; NOGUEIRA-PARANHOS, J.D; SOUZA, F.B.V.A. Zooplâncton do Açude Apipucos, Recife-PE (Brasil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v.32,n.4, 803-821, 1989.
49. NORDI, N.; WATANABE, T. Nota preliminar sobre os rotíferos (zooplâncton) no açude Epitácio Pessoa - Bouqueirão, PB. **Revista Nordestina de Biologia**, João Pessoa, v. 1, n. 1, p.31-39, 1978.
50. OHMAN, M.D.; FORST, B.W.; COHEN, E.B. Reverse diel vertical migration: an escape from invertebrate predators. **Science**, v. 220, p.1404-1407, 1983.
51. PAGIORO, T.A.; ROBERTO, M.C.; LANSAC-TÔHA, F.A. Comparative limnological analysis of two lagoons on the floodplain of the Upper Paraná river, Brazil. *Interantional Journal of Ecology and Enviromental Science*, v. 23, p.229-239, 1997.
52. PARAÍBA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Monitoramento dos volumes dos açudes. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/volumes_acudes/indexVolumesAcudes.jsp>. Acesso em: 12 fev. 2011.
53. PEJLER, B. Zooplankton indicators of trophy and their food. **Hydrobiologia**, v. 101, p.111-114, 1983.
54. PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States**. 2nd. Nova York: John Wiley; Sons, p. 803, 1978.
55. PIVA-BERTOLETTI, S.A.E. **Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplanctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São**

Paulo. São Paulo, (Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo). p.253, 2001.

56. PREPAS, E. Sugar-frosted Daphnia: An improved fixation technique for Cladocera. *Limnol. Oceanogr.* 23: 557-559, 1978.

57. REID, J. W. Chave de Identificação e lista de referências para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bol. Zool. Univ. S. Paulo*, v.9, p.17-143, 1985.

58. REID, J. W. Thermocyclops decipiens (Copepoda Cyclopoida): exemplo de confusão taxonômica. **Acta Limnol. Brasil.**, v.2, p.479-499. 1988.

59. ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Composition, Biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In: Tundisi, J.G.; C.E.M. Bicudo; T. Matsumura-Tundisi (eds.). *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Science and Brazilian Limnology Society, São Paulo, p.155-165, 1995.

60. ROCHA, O., MATSUMURA-TUNDISI, T., ESPÍNDOLA, E. L. G., ROCHE, K. F.; RIETZLER, A. C. Ecological theory applied to reservoir zooplankton, pp. 457-476. In: J. G. Tundisi & M. Straškraba (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, São Carlos, p.592, 1999.

61. RODIER, J. L' **analyse de L'eaux Naturelles, Eaux Residuals, Eaux de Mer**. 5.ed. Paris: Ed. Dumond, v.1, p.629, 1975.

62. SAMPAIO E.V, et al. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. São Carlos. **Brazilian Journal of Biology** v.62, n. 3, 2002.

63. SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for Environmental Engineering**. International Editions, 1994.

64. SENDACZ, S.; KUBO, E. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca* 9 (Único) 1982. p.51-189.

65. SERAFIM, Jr., M., LANSAC-TÔHA, FA., PAGGI, JC., VELHO, LFM. and ROBERTSON, B. Cladocera fauna composition in a river-floodplain lake system of the upper Paraná river floodplain, with a new record Brazil. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 63, nº. 2, p. 349-356, 2003.

66. SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. *Boll. System Technical Journal*, San Diego, California, v.27, p. 379-423, 1948.

67. SOUSA, W.; ATTAYDE, J. L , ROCHA, E. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH**, 30 (6): 699–708, 2008.

68. SOUZA, M.B.G; SPERLING, E.V. Uso do zooplâncton como indicador de qualidade da água - estudo de caso da bacia do Rio Araguari. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. n.

- 23, p.1-10, Campo Grande, 2005. In: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental Brasileiro: Utopia ou realidade? Rio de Janeiro: ABES, 2005.
69. SPRULES, W. G. Effects of size-selective predation and food competition on high altitude zooplankton communities. *Ecology* (53): 375- 387, 1972.
70. STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos, **International Lake, Environment Committe, International Institute of Ecology**, Vol. 9 (Gerenciamento da qualidade da água de represas), p.258, 2000.
71. TAKEDA, A.M; LANSAC-TÔHA, F.A; AGOSTINHO, A.A. Estudos ecológicos de longa duração: reservatório de Itaipu e planície alagável do alto do rio Paraná. **Cadernos da Biodiversidade**, v.3, n.2, p. 66-78, 2002.
72. THOMAZ, S.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; ROBERTO, M.C.; ESTEVES, F.A.; LIMA, F.A. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of high Paraná River, State of Mato Grosso do Sul (Brazil). *Revue Hydrobiologic Tropicale*, v.25, n.4, p. 269-276, 1992.
73. VALDERRAMA, J. C. **The Simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus**. In: natural waters. *Marine Chemistry*, 10. p.109-122, 1981.
74. VALENTIN, J. L.; MACEDO-SAIDAH, F.E.; TENENBAUM, D.R.; SILVA, N.L.A. Diversidade específica para análise das sucessões fitoplantônicas. Aplicação ao ecossistema da ressurgência de Cabo frio (Rio de Janeiro - Brasil). *Nerítica*, v. 6, n. 1,2, p. 7-26. 1991.
75. VIEIRA, D.M.; CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Impacto da cheia e da seca sobre a comunidade zooplantônica do açude São José dos Cordeiros, semi-árido paraibano. *Anais do V Simpósio de Ecossistema Brasileiros: Conservação*. Vitória - ES. Vol. III: 401 – 407, 2000.
76. VIEIRA, A.C.B.; RIBEIRO, L.L.; SANTOS, D.P.N; CRISPIM, M.C. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 21, p. 349-358, 2009.
77. WETZEL, R. G.; LINKENS, G. E. *Limnological analysis*. 2. ed. New York: Springer Verlag, p.391 1991.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No açude Carneiro, os eventos de chuvas apresentaram evidente influência sobre as flutuações das variáveis limnológicas e consequentemente sobre a comunidade zooplanctônica, além de contribuir para o carreamento de elevadas taxas de matéria orgânica no sistema.

As altas concentrações de nutrientes e clorofila *a* indicaram condição eutrófica do açude, confirmada pelo IET de Carlson modificado por Toledo Júnior et al. (1983). Esta condição foi observada nas três unidades amostrais ao longo dos meses de estudo.

A resposta da comunidade zooplanctônica as condições de eutrofia foi evidenciada através dos atributos ecológicos (densidade, abundância, riqueza e diversidade), registrou-se altas densidades, baixas riqueza e diversidade de espécies, especialmente na estação seca, em que os níveis tróficos foram mais elevados.

O impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a qualidade da água e comunidade zooplanctônica no açude Carneiro, não foi evidenciado, pois sua influência não foi detectada entre os pontos e meses estudados.

REFERÊNCIAS

1. ABERY, N. W. et al. Fisheries and cage culture of three reservoirs in west Java, Indonésia; a case study of ambitious development and resulting interactions. **Fisheries Management, and Ecology**, n. 12, p.315-330, 2005.
2. ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribata (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tiete, SP). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. & JORCIN, A. eds. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos, Rima. p.349-377, 2005.
3. BORGES, P. A. F. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, n. 649, p.279-291, 2010.
4. CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
5. CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S.; BARBOSA, W.; HUNTINGFORD, F. A. & BEVERIDGE, M. C. M. Growth and production of the Amazonian tambaqui in fixed cages under different feeding regimes. **Aquaculture International**, Amsterdam, Holland, v. 3, n. 1, p. 11-21, 1995.
6. DIAS, J.D. et al. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia**, v.101, n.1-2, p. 75-84, 2011.
7. DEMIR, N.; KIRKAGAC, M. U.; PULATSU, S.; BEKCAN, S. Influence of trout cage on water quality, plankton and benthos in an Anatolian Dam Lake. **The Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh** 53:115-127, 2001.
8. ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. et al. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.3, p. 410-421, 2007.
9. ESPINO, G. L.; PULIDO, S. H.; PÉREZ, J. L. C. **Organismos indicadores de localidad del agua y de la contaminación**. México: Plaza y Valdes (Eds.), p. 633, 2000.
10. FERDOUS, Z.; MUKTADIR, A.K.M. A review: potentiality of Zooplankton as Bioindicator. **Am.J. Appl. Sci.**, v. 6, n.10, p. 1815-1819, 2009.
11. GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze river basin of China. **Aquaculture**, n. 226, p.201-212, 2003.
12. HAKANSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lake and reservoir Management**, n. 10, p.71-80, 2005.
13. JIWYAM, W.; CHAREONTESPRASIT, N. Cage culture of Nile Tilapia and loadings in a freshwater reservoir in Northeast Thailand. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, n. 4, p.614-617, 2001.

14. NEOFITOU, N.; KLAOUDATOS, S. Effect of fish farming on the water column nutrient concentration in a semi-enclosed gulf of the Eastern Mediterranean. **Aquaculture Research**, n. 39, p.482-490, 2008.
15. SAMPAIO, E. V. et al. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoir of the Paranapanema River, Brazil. **Brazil J. Biol.**, v. 62, n. 3, p. 525-545, 2002.
16. SANTOS, R. M. et al. Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. **Aquaculture Research**, n. 40, p.1-9, 2009.
17. TOLEDO JUNIOR, A. P. et al. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutroficação em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 12. Camboriú. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1983, p. 34, 1983.
18. TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, p.248, 2003.
19. YIYONG, Z. et al. Kinetics of alkaline phosphatase in lake sediment associated with cage culture of *Oreochromis niloticus*. **Aquaculture**, n. 203, p. 23-32, 2001.