

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE AQUICULTURA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA

CRIAÇÃO DE PEIXES NATIVOS EM TANQUES-REDE:
INFLUÊNCIA SOBRE A QUALIDADE DE ÁGUA E SOBRE AS
POPULAÇÕES PLANCTÔNICAS DO RESERVATÓRIO DA USINA
HIDRELÉTRICA ITÁ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Aquicultura.

Orientador: Alex Pires de Oliveira Nuñez

DANIELLE PEDROCIANE CAVALCANTE

Florianópolis , SC
2010

Cavalcante, Danielle Pedrociane

Criação de peixes nativos em tanques-rede: influência sobre a qualidade de água e sobre as populações planctônicas do Reservatório da Usina Hidrelétrica Itá [tese] / Danielle Pedrociane Cavalcante ; orientador, Alex Pires de Oliveira Nuñer. – Florianópolis, SC, 2010.

123 p.: il., grafs., tabs.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura.

Inclui referências

1. Tanques-rede; 2. Impacto Ambiental; 3. Qualidade de água; 4. Plâncton. I. Nuñer, Alex Pires de Oliveira. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura. III. Título.

**Criação de peixes nativos em tanques rede: influência sobre a
qualidade da água e sobre as populações planctônicas
do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá.**

Por

DANIELLE PEDROCIANE CAVALCANTE

Esta tese foi julgada adequada para a obtenção do título de

DOCTORA EM AQUICULTURA

e aprovada em sua forma final pelo Programa de
Pós-Graduação em Aquicultura.

Prof. Cláudio Manoel Rodrigues de Melo, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Dr. Alex Pires de Oliveira Nuñez – *Orientador*

Dr. David Augusto Reynalte Tataje

Dr. Evoy Zaniboni Filho

Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares

Dr. Mauricio Mello Petrucio

À Nilda, Chateaubriand e Allysson
os grandes amores de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos aqueles que de uma forma ou de outra participaram do processo e finalização desta Tese, especialmente:

À minha família, agradeço pelo incentivo em todos os aspectos e por entenderem a minha ausência por todos estes anos, em particular à minha mãe.

Ao Professor Dr. Alex Pires de Oliveira Nuñez, não só pela orientação e discussão das análises estatísticas, mas por sua confiança, paciência e amizade, principalmente durante os dois últimos anos do doutorado, e por ter me dado a chance de conhecer mais um campo fascinante da aquicultura.

À equipe de professores do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura da Universidade Federal de Santa Catarina, em especial aos Professores Evoy Zaniboni-Filho, Mauricio Laterça e Vinicius Cerqueira pelos ensinamentos valiosos; e aos professores Mônica Tsuzuki e Walter Seiffert pelo apoio nas reuniões de colegiado, obrigada!

Ao Departamento de Aquicultura, em especial ao Carlito, por sua paciência, formatação de textos e apoio administrativo.

À CAPES pela bolsa concedida e ao CNPq e Tractebel Energia, pelo apoio financeiro.

Ao LAPAD pelo apoio e espaço físico cedido.

Aos amigos e colegas de Laboratório: Samira, Marquito, Ronaldo, Gominho, Luciano, Renata, David, Mauricio, Ronaldo, Pedrão, Roberta e Claudinha pelo apoio nas atividades de Laboratório; à Leonardo Porto, pelas análises de qualidade de água; Maude, no auxílio das análises de fósforo na carcaça dos peixes; à Bruna, pelas referências em zooplâncton; à Vivis, pelas sugestões no texto e correções ortográficas; à Mariléia pelos cuidados e dedicação que sempre prestou a todos no laboratório; e aos amigos Michy, John, Karine, Kátia, Jô, Roberta e Neiva pelo apoio e amizade durante todo esse anos e pelos agradáveis momentos.

Ao colega Luís Fernando Beux, pelo apoio com os dados de consumo de ração, envio e biometrias dos peixes, e a Rodrigo pela confecção final dos mapas.

Aos colegas Graziella e Lauro pela amizade e apoio que demonstraram no início do doutorado.

A todos os colegas de Doutorado pelo ótimo convívio, em especial a minha amiga Márcia, por me representar nas reuniões de colegiado, valeu a defesa, muito obrigada!!!

Às amigas, Cacau, Bel, Bru e Nica pelo apoio, amizade e companheirismo; ao Jaime, pela ajuda na confecção dos primeiros mapas. Ao Leopoldo, pelos bons momentos de companheirismo.

Enfim, a todos que colaboraram para realização deste trabalho.

“Posso ter defeitos, viver ansioso e ficar irritado algumas vezes, mas não esqueço de que minha vida é a maior empresa do mundo. E que posso evitar que ela vá à falência. Ser feliz é reconhecer que vale a pena viver apesar de todos os desafios, incompreensões e períodos de crise. Ser feliz é deixar de ser vítima dos problemas e se tornar um autor da própria história. É atravessar desertos fora de si, mas ser capaz de encontrar um oásis no recôndito da sua alma. É agradecer a Deus a cada manhã pelo milagre da vida. Ser feliz é não ter medo dos próprios sentimentos. É saber falar de si mesmo. É ter coragem para ouvir um 'não'. É ter segurança para receber uma crítica, mesmo que injusta. Pedras no caminho? Guardo todas, um dia vou construir um castelo...”

(Fernando Pessoa)

RESUMO

O efeito da criação de peixes nativos em tanques-rede sobre a qualidade de água do reservatório da usina hidrelétrica Itá foi avaliada a partir de variáveis físicas, químicas e biológicas que foram analisadas em cinco pontos amostrais: no centro dos tanques-rede (0) e até 120 metros de distância destes em direção ao centro do reservatório (40, 80, 120) e um ponto controle (CT). Mensalmente, de janeiro de 2008 a dezembro de 2009, a temperatura, a concentração de oxigênio dissolvido, o pH e a condutividade elétrica foram analisados na superfície e no fundo de cada ponto amostral, bem como as concentrações de nitrogênio total, amônia total, nitrito, fosfato total, fosfato total dissolvido e fosfato reativo, e durante janeiro de 2008 a novembro de 2008 a população planctônica foi avaliada. Os resultados mostraram um baixo aporte de nutrientes, com variações temporais, sendo que o cultivo em tanques-rede não alterou os parâmetros físicos e químicos da água. Este resultado provavelmente esteve condicionado ao curto tempo de residência da água. Apenas três pontos foram considerados para população planctônica (P0, P120 e CT) e neles o fitoplâncton foi representado por 127 táxons, sendo que as classes Cyanophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae foram numericamente as mais expressivas. Três espécies *Anabaena*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp apresentaram dominância, principalmente nos meses mais quentes. O zooplâncton foi representado por 93 táxons, com Rotifera em maior importância quantitativa, seguido por Copepoda, os quais foram representados principalmente por formas jovens. Com relação à população fitoplanctônica verificou-se que os pontos P0 e PC/CT foram semelhantes. Rotifera foi o grupo mais abundante do zooplâncton, sendo *Conochilus* sp. a espécie mais abundante. De modo geral os Rotíferos foram mais abundantes na estação dos tanques-rede (P0) e menos abundantes na estação controle (PC/CT). Em P0, onde os tanques-rede estão instalados, observou-se redução das populações de Cladoceras e de Protozoa, que esteve associada à população de peixes selvagens associada ao cultivo em tanques-rede, que apresentam dieta zooplancófaga. A densidade média do zooplâncton foi mais elevada nos tanques-rede (P0), e manteve-se elevada até P120. No ponto região controle (CT) a densidade foi menor, o que indicou que houve influência do cultivo sobre a população zooplancônica. Com base nos cálculos da capacidade suporte do reservatório para a espécie nativa que apresentou melhor desempenho zootécnico, estimou-se ser possível cultivar 238 toneladas de surubi por ano sem alterar a qualidade de água do reservatório Itá.

ABSTRACT

Farming of native fish in cages: effect on water quality and plankton populations on the Reservoir Hydroelectric Plant Itá

The effect of farming native fish in cages on water quality of Itá hydroelectric power plant reservoir was analyzed by physical, chemical and biological variables in five sampling points: at the center of the cages (P0) and up to 120 m away toward the center of the reservoir (P40, P80, P120) and a point considered as control (CT). Monthly from January 2008 to December 2009 the temperature, pH, electrical conductivity and the concentrations of dissolved oxygen, total nitrogen, total ammonia, nitrite, total phosphate, dissolved total phosphate and reactive phosphate were analyzed on the surface and bottom of each sample point. The results showed that cultivation in cages did not significantly alter the water physical and chemical parameters, probably due to short residence time of water. Only three points were considered in the analysis of plankton community (P0, P120 and CT). The phytoplankton was represented by 127 taxa with classes Cyanophyceae, Chlorophyceae and Bacillariophyceae numerically the most significant. Three species (*Anabaena*, *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis* sp.) showed dominance, especially in the warmer months. Zooplankton was represented by 93 taxa, with rotifers presenting greater quantitative importance, followed by copepods, which were mainly represented by juvenile forms. The phytoplankton from points P0 and PC were similar. Rotifers was the zooplankton group with higher abundance, with *Conochilus* sp. the most abundant species. Overall rotifers were more abundant in cages (P0) and less abundant in the control station (PC). In P0, where the cages are installed, a decline in cladocera and protozoa was noticed, which was related with the wild fish associated with cage cultivation, that presented zooplanktonic diet. The average density of zooplankton was higher in cages (P0) and remained high until P120. At control point the smaller density was registered, indicating that zooplankton community was influenced by cages. Based on calculations of the carrying capacity of the reservoir for the native species that presented the best performance (*S. scriptum*), it was estimated that 238 tonnes of *S. scriptum* can be grew per year without affecting the water quality of Itá reservoir.

Keywords: Cage aquaculture; Plankton, Reservoir, Uruguay River, Carrying capacity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1

- Fig. 1. Mapa da localização do reservatório da usina hidrelétrica Itá no rio Uruguai e dos pontos de coleta (P0, P120 e PC). 40
- Fig. 2. Transparência (m), zona eufótica (m) e precipitação pluviométrica (mm) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. 45
- Fig. 3. Abundância relativa (%) das principais classes taxonômicas da população fitoplanctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques-rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. 48
- Fig. 4. Variação espacial e temporal da densidade total (org L^{-1}) da população fitoplanctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. 49
- Fig. 5. Abundância relativa (%) das diferentes classes taxonômicas da população zooplanctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da UHE Itá no período de janeiro a novembro de 2008. 51
- Fig. 6. Densidade média de indivíduos das diferentes classes zooplanctônicas em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. 52
- Fig. 7. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica com as espécies do fitoplâncton e as variáveis ambientais amostradas em dois pontos em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. Cyl_rac (*Cylindrospermopsis raciborskii*); Ana_cir (*Anabaena circinalis*); Cyc_sp. (*Cyclotella* sp.); Cel_Mic (Células livres *Microcystis* sp.); Pha_sp. (*Phacus* sp.); Chl_sp. (*Chlorella* sp.); Aph_sp.

(*Aphanizomenon* sp.); Ulo_sp. (*Ulothrix* sp.); Aphano_sp. (*Aphanocapsa* sp.); Aul_gra (*Aulacoseira granulata*); Sce_sp. (*Scenedesmus* sp.); Ooc_sp.(*Oocystis* sp.); DO (oxigênio dissolvido); SRP (fosfato reativo); DP (fósforo total dissolvido); TEMP (temperatura); PREC (precipitação); TP (fósforo total); SEC (profundidade de secchi); NIT (nitrito); CON (condutividade); AM (amônia); TN (nitrogênio total).....53

Fig. 8. Diagrama de ordenação espacial e temporal da análise de correspondência canônica dos pontos de amostragem do fitoplâncton em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. j (janeiro); f (fevereiro); mr (março); a (abril); m (maio); jn (junho); jl (julho); au (agosto); s (setembro); o (outubro); n (novembro); C (ponto controle); 0 (ponto central dos tanques-rede); 120 (ponto localizado a 120 m dos tanques-rede).54

Fig. 9. Diagrama de ordenação da análise canônica de correspondência com as espécies de zooplâncton e as variáveis ambientais amostradas em dois pontos em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. Con_uni (*Conochilus unicornis*); Pty_lib (*Ptygura libera*); Nau_Cyc (Naúplios de Cyclopoida); Con_spp (*Conochilus* sp.); Nau_Cal (Naúplios de Calanoida); Col_sp. (*Collotheca* sp.); Kel_bos (*Kellicottia bostoniensis*); Vor_sp. (*Vorticella* sp.); Pol_vul (*Polyarthra aff. vulgaris*); Cop_Cal (Copepodito de Calanoida); Syn_jol (*Synchaeta jollyi*); Dif_cor (*Diffflugia corona*); Con_coe (*Conochilus coenobasis*); DO (oxigênio dissolvido); SRP (fosfato reativo); DP (fósforo total dissolvido); TEMP (temperatura); PREC (precipitação); TP (fósforo total); SEC (profundidade de secchi); NIT (nitrito); CON (condutividade); AM (amônia); TN (nitrogênio total).....55

Fig. 10. Ordenação espacial e temporal dos pontos de amostragem do zooplâncton em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. j (janeiro); f (fevereiro); mr (março); a (abril); m (maio); jn (junho); jl (julho); au (agosto); s (setembro); o (outubro); n (novembro); C (ponto controle); 0 (ponto central dos tanques-rede); 120 (ponto localizado a 120 m dos tanques-rede).56

Capítulo 2

- Fig. 1. Mapa da localização do reservatório da usina hidrelétrica Itá no rio Uruguai e dos locais de coleta. TR = local onde estão situados os pontos próximos aos tanques-rede; CT= local onde está situado o ponto controle..... 71
- Fig. 2. Biomassa total (\pm desvio padrão) de três espécies de peixes nativos cultivados em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica Itá durante o período de janeiro de 2008 a dezembro de 2009..... 74
- Fig. 3. Consumo acumulado de ração de três espécies de peixes nativos cultivados em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica Itá durante o período de janeiro de 2008 a dezembro de 2009..... 75
- Fig. 4. Temperatura (A), concentração de oxigênio dissolvido (B), potencial hidrogeniônico (C) e condutividade elétrica (D) da água em diferentes distâncias do cultivo de peixes em tanques-rede (pontos 0, 40, 80 e 120 m) e em um ponto controle (CT) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro/2008 a dezembro/2009..... 78
- Fig. 5. Precipitação pluviométrica média mensal (A) e transparência da água (B) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro/2008 a dezembro/2009. 78
- Fig. 6. Ordenação dos pontos amostrais na análise dos componentes principais. A = superfície (°) e fundo (•). B = Variáveis explicativas: DO (oxigênio dissolvido); SRP (fosfato reativo); DP (fósforo total dissolvido); TEMP (temperatura); TP (fósforo total); SEC (profundidade de secchi); NIT (nitrito); CON (condutividade); AM (amônia); TN (nitrogênio total). 80
- Fig. 7. Representação da análise dos componentes principais aplicada às variáveis de qualidade de água para a sub-superfície dos diferentes pontos amostrais do reservatório Itá. TEMP = temperatura. DP = fosfato total dissolvido. NIT = nitrito. COND = condutividade elétrica. DO = oxigênio dissolvido. NIVEL = nível do reservatório. TN = nitrogênio total. SRP = fosfato reativo. TP = fosfato total. 82
- Fig. 8. Representação da análise dos componentes principais aplicada às variáveis de qualidade de água para o fundo dos diferentes pontos amostrais do reservatório de Itá. AM = amônia

total. DP = fosfato total dissolvido. NIT = nitrito. COND = condutividade elétrica. DO = oxigênio dissolvido. NIVEL = nível do reservatório.83

Fig. 9. Densidade média de indivíduos das diferentes classes fitoplanctônicas (A) e zooplanctônicas (B) em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (CT), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008.....85

Fig. 10. Densidade mensal e precipitação pluviométrica dos organismos fitoplanctônicas (A) e zooplanctônicos (B) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008.....86

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela I. Temperatura (T°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) da água em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), na sub-superfície e no fundo no reservatório da UHE Itá no período de janeiro a novembro de 2008. ... 44

Tabela II. Concentrações de nitrogênio total (TN), amônia total ($\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$), nitrito (NO_2), fósforo total (TP), fósforo total dissolvido (DTP) e fosfato solúvel reativo (SRP) em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da UHE Itá no período de janeiro a novembro de 2008. 46

Tabela III. Número de táxons, diversidade (H') e equitabilidade (J') da população fitoplanctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques-rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. 47

Tabela IV. Número de táxons da população zooplanctônica, diversidade (H') e equitabilidade (J') em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques-rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008 e média total desse número por ponto de amostragem. 50

Capítulo 2

Tabela 1. Valores médios (\pm desvio padrão) dos nutrientes obtidos nos diferentes pontos amostrais e profundidades durante o período experimental. 0 = Região central dos Tanques-rede; 40 = região a 40m; 80 = região a 80 m; 120 = região a 120 m; CT = região Controle. TN = nitrogênio total. AM = amônia total. NIT = nitrito. TP = fosfato total. DP = fosfato total dissolvido. SRP = fosfato reativo. S = superfície. F = fundo. Letras diferentes indicam diferença significativa ($P<0,05$) entre as diferentes profundidades de um mesmo ponto amostral. 87

Tabela 2. Cálculo da capacidade suporte para o cultivo de cada uma das três espécies nativas cultivadas (*S.brasiliensis*, *R.quele*n e *S.scriptum*) no presente estudo em sistema de tanques-rede no reservatório Itá. A) Cálculo considerando uma área de cultivo proporcional (0,33 Km²) para cada uma das espécies. B) Cálculo considerando o total da área permitida para cultivo (1,0 Km²) com cada uma das espécies.....88

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
1.1 AQUICULTURA: CONTEXTO MUNDIAL E A PRODUÇÃO AQUÍCOLA BRASILEIRA	23
1.2 SISTEMA DE PRODUÇÃO EM TANQUES-REDE.....	24
1.3 IMPACTOS DA CRIAÇÃO DE PEIXES EM TANQUES-REDE SOBRE OS RESERVATÓRIOS ..	28
1.4. O PLÂNCTON COMO FERRAMENTA DE MONITORAMENTO DO ESTADO TRÓFICO DE RESERVATÓRIOS.....	31
2. OBJETIVOS.....	34
2.1 GERAL.....	34
2.2 ESPECÍFICOS	34
3. CAPÍTULOS	35
CAPÍTULO 1 ARTIGO A SER SUBMETIDO À REVISTA JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH	35
CAPÍTULO 2 ARTIGO A SER SUBMETIDO À REVISTA AQUACULTURE.....	35
CAPÍTULO 1	36
POPULAÇÃO PLANCTÔNICA ASSOCIADA A CRIAÇÃO DE PEIXES NATIVOS EM TANQUES-REDE NO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ITÁ (SC, BRASIL)	36
ABSTRACT	36
RESUMO.....	37
INTRODUÇÃO	37
MATERIAIS E MÉTODOS	39
AMOSTRAGEM E ANÁLISE DOS DADOS.....	41
ANÁLISES QUALITATIVAS.....	41
ANÁLISES QUANTITATIVAS	42
ANÁLISE NUMÉRICA.....	42
RESULTADOS	43
VARIÁVEIS ABIÓTICAS.....	43
VARIÁVEIS BIOLÓGICAS.....	46
RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E AS ESPÉCIES PLANCTÔNICAS	52
DISCUSSÃO.....	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	60

CAPÍTULO 2.....	66
CRIAÇÃO DE PEIXES NATIVOS EM TANQUES-REDE: EFEITO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA DE UM RESERVATÓRIO SUB-TROPICAL.....	66
ABSTRACT	67
RESUMO	67
1. INTRODUÇÃO.....	68
2. MATERIAIS E MÉTODOS	70
2.1. LOCAL DE ESTUDO	70
2.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	70
2.3. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA.....	72
2.4. ANÁLISES DOS NUTRIENTES	72
2.5. ANÁLISE DA POPULAÇÃO PLANCTÔNICA.....	72
2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	73
2.7. CAPACIDADE DE SUPORTE	73
3. RESULTADOS.....	74
3.1. SOBREVIVÊNCIA E BIOMASSA	74
3.1. QUALIDADE DA ÁGUA	75
3.2. POPULAÇÃO PLANCTÔNICA	84
3.3 CAPACIDADE SUPORTE	86
4. DISCUSSÃO	90
5. CONCLUSÕES	95
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
4. CONCLUSÕES GERAIS	99
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	100
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO	103
APÊNDICES E ANEXOS	113

1. INTRODUÇÃO

1.1 Aquicultura: contexto mundial e a produção aquícola brasileira

A aquicultura é definida como a criação, em ambiente confinado, de organismos com habitat predominantemente aquático, em qualquer estágio de desenvolvimento e com valor econômico. Este processo necessita da intervenção do homem e inclui a produção de peixes, ostras, mexilhões, camarões, rãs e plantas aquáticas, sendo que algumas estatísticas de produção aquícola já incluem os cultivos de tartarugas e crocodilos (FAO, 1997; VALENTI, 2002; VINATEA-ARANA, 2004).

Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação a aquicultura é atualmente o maior agronegócio do mundo, e segue crescendo em maior ritmo que a população. A aquicultura tem crescido significativamente nas últimas décadas. A produção (continental e marinha) que no início dos anos 50 era menor do que 1 milhão de toneladas, atingiu 51,7 milhões de toneladas em 2006. Se nessa produção forem incluídas as plantas aquáticas, a produção aquícola mundial em 2006 atingiria 66,7 milhões de toneladas, com um valor de US\$ 85,9 milhões (FAO, 2008).

Atualmente este setor representa um terço da oferta mundial de produtos pesqueiros, e aproximadamente a metade da oferta de peixes comestíveis. Espera-se que a aquíicultura ultrapasse a pesca de captura na produção de pescados para alimentação, uma vez que a pesca de captura encontra-se atualmente estagnada, seguindo a tendência já percebida no final dos anos 90 (BALDISSEROTTO e GOMES, 2005; FAO, 2008).

Em 2006, os países da Ásia e a região do Pacífico produziram 22,8% do pescado aquícola. A China ainda é o país que concentra a maior parte da produção (67%), produzindo 34,4 milhões de toneladas. Os países da América Latina e da região do Caribe produziram apenas 3,0%, contudo, têm apresentado a maior taxa de crescimento médio anual (22%), seguidos pelos países da região do Oriente Médio (20%) e da África (12,7%) (FAO, 2008).

No Brasil a produção aquícola tem apresentado crescimento constante e irreversível, bem acima da média mundial desde 1995 (FAO, 2008). Em 2007, a produção foi de 289,6 mil toneladas de pescado (FAO, 2009). O país vem ganhando posições no ranking internacional e é o segundo país em importância na produção aquícola na América do Sul, perdendo apenas para o Chile, com o cultivo de salmónídeos (31% da produção mundial) (FAO, 2008).

O Brasil reúne condições extremamente favoráveis para o desenvolvimento da aquicultura, em especial devido ao seu grande potencial hídrico. O país possui mais de 8500 km de zona costeira, 12% do total de água doce do planeta e 5 milhões de hectares de água doce estocada em reservatórios naturais e artificiais, que poderão ser aproveitados na produção de organismos aquáticos, além de mão-de-obra abundante e crescente demanda por pescado no mercado interno (SEAP, 2006; AUOZANI, REDIN e KÖFLER, 2007; BOSCARDIN, 2008).

Atualmente, mais da metade da produção aquícola mundial (54%) é constituída pelo cultivo de peixes de água doce. A produção continental brasileira no ano de 2006 alcançou um volume de 191.183,5 toneladas, isto representa 18,2% da produção brasileira de pescado total, e um crescimento de 6,4% em relação ao ano de 2005. A região Sul, baseada na piscicultura (com destaque aos cultivos de espécies exóticas, carpas e tilápias) produziu 62.823,5 toneladas de pescado em 2006, gerando aproximadamente 247 milhões de reais e contribuiu com a maior parcela da produção nacional, 32,9%. O estado de Santa Catarina ficou em segundo lugar na produção com 21.891,5 toneladas (IBAMA, 2008).

Apesar de existirem mais de 2.700 espécies de peixes de água doce catalogadas no nosso país o emprego de espécies nativas de água doce na piscicultura ainda é pequeno, devido a falta de pacotes tecnológicos disponíveis para a criação dessas espécies (ZANIBONI-FILHO, 2000). Enquanto esses pacotes não são desenvolvidos, a piscicultura brasileira é vastamente dominada pelo cultivo de espécies exóticas (BOSCARDIN, 2008).

1.2 Sistema de produção em tanques-rede

A criação de peixes em tanques-rede teve início há mais de cinquenta anos no delta do rio Mekong, na Ásia. Os primeiros cultivos comerciais iniciaram no Japão, em 1961, e em 1963, foram construídos os primeiros tanques-rede nos lagos Suwa e Kazumigaura, para o cultivo de carpa comum. Na década seguinte o sistema foi implantado para a produção de salmónídeos na Noruega (VALENTI et al., 2000). O aperfeiçoamento desta técnica, contudo, ocorreu nos anos setenta, com a criação de tilápias no estado do Alabama, nos Estados Unidos, e de salmónídeos no Chile (SILVA e SIQUEIRA, 1997; VALENTI et al., 2000). No Brasil este sistema é uma realidade bem mais recente, e data da década de 80 (AYROZA et al., 2006).

Os tanques-redes são estruturas de tela ou rede, de formatos e tamanhos variados, fechados de todos os lados que permitem a troca completa de água, na forma de fluxo contínuo, instalados em ambientes aquáticos através de flutuadores ou estacas (SILVA e SIQUEIRA, 1997; SCHMITTOU, 2006; BORGHETTI e SILVA, 2008), que geralmente são confeccionados em alumínio, com telas de aço galvanizado revestidas com PVC, por apresentarem alta durabilidade e boa resistência contra a ação de predadores de menor porte, como algumas espécies de piranhas (BEUX et al., 2008). Como os peixes nesse sistema de cultivo são confinados em altas densidades e são totalmente dependentes do alimento externo, é considerado um sistema de produção intensivo, no qual, a qualidade da ração, a taxa de alimentação e a conversão alimentar eficiente são essenciais para suprir de forma equilibrada, todos os nutrientes necessários para a saúde adequada e o bom desempenho produtivo os animais (KUBTIZA, 1999; CONTE, 2002; ONO e KUBITZA, 2003). O uso de tanques-rede é uma excelente alternativa para a produção de peixes em corpos d'água onde a prática da piscicultura convencional não é viável (SCHMITTOU, 1993, 2006).

A tecnologia brasileira de piscicultura em tanques-rede vem sendo difundida, mostrando-se uma técnica promissora por conciliar o uso sustentável do ambiente com alta produtividade oriunda da utilização de altas taxas de estocagem (GOMES et al., 2004). As densidades nas quais as diferentes espécies podem ser estocadas é um fator importante no cálculo do custo de produção em relação ao capital investido. Deve-se esperar que as densidades variem de espécie para espécie, porém este fator, aliado à idade, ao tamanho, ao tipo de manejo, às condições ambientais e à alimentação é crucial para obtenção de bons índices de crescimento e de produtividade máxima (SILVA e SIQUEIRA, 1997).

O volume adequado de um tanque-rede é aquele que permite a estocagem de altas densidades, que propicia a quebra do status social de dominância existente entre os indivíduos, favorecendo a obtenção de lotes mais homogêneos (ALANARA e BRANNAS, 1996). As maiores densidades de estocagem garantem uma maior biomassa, porém com indivíduos com menor peso individual. Por outro lado, a variação de tamanho dos peixes em tanques-rede diminui com o aumento da densidade de estocagem (WATANABE et al., 1990). A densidade de estocagem exerce também efeito direto sobre a sobrevivência e o crescimento dos peixes (BRANDÃO et al., 2004).

Além da densidade de estocagem, as estruturas utilizadas devem ser adequadas à espécie a ser produzida, uma vez que o custo dos tanques-rede é proporcional ao seu volume e ao tipo de tela e malha empregada

(GOMES et al., 2004). Os tanques-rede com volume de até 9 m³ e com 18 m³ tem sido utilizados sendo que no país começam a ser avaliados, em escala experimental, tanques ainda maiores com até 50m³ (BORGHETTI e SILVA, 2008).

Dentre as vantagens do cultivo em tanques-redes tem-se a viabilização de ambientes para o cultivo intensivo de peixes, como os reservatórios de usinas hidrelétricas, o menor investimento inicial, a facilidade de observação, movimentação e despesca dos peixes, que melhora o manejo, a possibilidade de intensificação da produção, a redução dos custos com os tratamentos de doenças e a possibilidade da criação de diferentes espécies no mesmo ambiente (SILVA e SIQUEIRA, 1997; BOZANO e CYRINO, 1999; KUBTIZA, 2000; SCHMITTOU, 2006).

Contudo, este sistema de produção apresenta algumas desvantagens, tais como o fluxo constante de água através dos tanques para a manutenção de um boa concentração de oxigênio dissolvido, a dependência total de rações completas e de qualidade, o risco de rompimento da tela dos tanques-rede e a introdução de peixes no ambiente, prejudicando as populações selvagens, a grande susceptibilidade a furtos, e o incremento de alguns elementos poluentes, como o nitrogênio e o fósforo, que podem produzir modificações nas condições físicas e químicas do meio e conseqüentemente nas comunidades aquáticas (ESTEVES, 1998; KUBTIZA, 2000; SCHMITTOU, 2006).

A criação de peixes em tanques-rede, quando realizado em reservatórios apresenta a vantagem da constante troca de água no seu interior, mas a escolha do lugar ideal é imprescindível para uma boa produção, uma vez que confinados, os peixes não conseguem explorar o alimento natural disponível, nem se deslocar para pontos de melhor oxigenação (SILVA e SIQUEIRA, 1997; KUBTIZA, 1999, 2000; BEVERIDGE, 2004). Locais com pequena profundidade, baixa circulação de água e próximos a lançamentos de efluentes poluidores são propensos a apresentar baixa concentração de oxigênio dissolvido e colocar em risco todo o cultivo (mortalidade em massa, surtos de doenças e baixo crescimento). As áreas tecnicamente mais favoráveis à instalação dos tanques-rede são aquelas não muito profundas (geralmente litorâneas), protegidas de ventos, ondas e correntes. Esses locais são os de mais fácil acesso por terra e, portanto, sujeitos à ação de vândalos e furtos (BEVERIDGE, 2004). Além disso, também podem vir a ser afetados pela operação das usinas, especialmente em reservatórios com variação do nível de água.

Por ser uma atividade relativamente nova no Brasil, a principal espécie cultivada em tanques-rede é a tilápia-do-nylo, *Oreochromis niloticus*, devido à sua rusticidade, fácil adaptação à alimentação artificial e obtenção de dois ciclos de produção por ano (30-300 kg/m³/ciclo) na maior parte das regiões brasileiras, e, portanto, é a espécie que atualmente apresenta o maior potencial para o desenvolvimento da aquíicultura continental (KUBTIZA, 2000; BORGHETTI e SILVA, 2008) nas regiões onde o clima é favorável ao desenvolvimento da espécie e onde não existam impedimentos de ordem legal, como a proibição do uso da espécie devido à sua origem exótica.

O interesse pelo cultivo de espécies de peixes nativos do Brasil vem aumentando a cada ano, sendo que muitas são as características favoráveis ao emprego de algumas dessas espécies, como a sua adaptação ao clima, o rápido crescimento, a rusticidade e o alto valor comercial, além de fazerem parte da pesca regional e do consumo da população. Alguns autores têm demonstrado a viabilidade deste sistema de cultivo para espécies nativas como pacu *Piaractus mesopotamicus* (MEROLA e SOUZA, 1986; BOZANO e FERRAZ DE LIMA, 1994), piauí *Leporinus* spp. (ZANIBONI FILHO et al., 1993; LOPES e NETO, 2004), jundiá *Rhamdia quelen*, (BARCELOS et al., 2004; WEINGARTNER et al., 2008), tambaqui *Colossoma macropomum* (BRANDÃO et al., 2004; GOMES et al., 2004, 2006), pirarucu *Arapaima gigas* (CAVERO et al., 2003), matrinhã *Brycon* spp. (BRANDÃO et al., 2005; CARVALHO-FILHO, 2005; PEDREIRA et al., 2010), lambari *Astyanax bimaculatus* (VILELA e HAYASHI, 2001; HAYASHI et al., 2004), dourado *Salminus brasiliensis* e piracanjuba *Brycon orbignyanus* (BEUX et al., 2006, 2008).

Para impulsionar o desenvolvimento desse sistema de produção, o Ministério da Pesca e Aquicultura, juntamente com o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e com a Agência Nacional das Águas (ANA), publicou a Instrução Normativa 06, de 31 de maio de 2004, que regulamentou o Decreto Nº 4.895/03 que dispõe sobre a autorização do uso de águas públicas para a aquíicultura e estabelece diretrizes para implantação de parques aquícolas. Empreendimentos de aquíicultura em tanques-rede já estão em operação em grandes reservatórios da CESP, CEMIG, CHESF e DNOCS (KUBTIZA, 1999), sendo que para o uso dessas áreas é necessária a obtenção de outorga, de acordo com as leis que instituíram a Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos e da cessão de águas pelo domínio da União (BORGHETTI e SILVA, 2008). No entanto, a produção comercial de peixes em tanques-rede em reservatórios de usinas hidrelétricas é uma atividade recente no Brasil e

demanda estudos que avaliem o desempenho de diferentes espécies, assim como o efeito desses sistemas de produção na qualidade do ambiente (BEUX et al., 2008).

1.3 Impactos da criação de peixes em tanques-rede sobre os reservatórios

Como sistemas complexos, os reservatórios são de extrema importância estratégica, uma vez que são utilizados para diversos e variados usos que interferem na qualidade da água e na sucessão das comunidades aquáticas.

As atividades de aquicultura dependem fundamentalmente dos ecossistemas nos quais estão inseridas e estes devem permanecer em equilíbrio. Ainda que seja impossível produzir sem causar alterações ao ambiente, pode-se diminuir o impacto ambiental por meio de códigos de conduta para assegurar o desenvolvimento da aquicultura (VALENTI et al., 2000). Segundo a Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986, é obrigatória a elaboração de estudo de impacto ambiental (EIA) e de relatório de impacto ambiental (RIMA) para as atividades modificadoras do ambiente. O monitoramento permanente de reservatórios é fundamental para a compreensão dos processos de integração que ocorrem entre os seus usos múltiplos e a conservação ou deterioração da qualidade de água (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A qualidade da água do cultivo é fator de extrema importância para o sucesso da aquicultura (VINATEA-ARANA, 2004; OSTRENSKY et al., 2008), e nos sistemas de produção em tanques-rede ela está diretamente relacionada ao consumo de ração pelos peixes, à taxa conversão alimentar e ao tempo de retenção da água nos reservatórios (ROTTA e QUEIROZ, 2003). Considerando-se os aspectos legais, a classificação dos corpos de água, as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e as condições e os padrões de lançamento de efluentes são normatizados pela Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005.

Os principais impactos da criação de peixe em tanques-rede sobre os reservatórios são o aumento das concentrações de nutrientes (principalmente, nitrogênio e fósforo) na coluna d'água e o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos (GUO e LI, 2003; MENEZES e BEYRUTH, 2003). Alguns estudos sugerem também a acidificação do ambiente e a depleção do oxigênio dissolvido em torno dos tanques-rede (CORNEL e WHORISKEY, 1993; MENEZES e BEYRUTH, 2003;

ALVES e BACCARIN, 2005). Considerando que a legislação brasileira estabelece que até 1,0% da área de um reservatório pode ser utilizada para atividades de aquicultura, deve-se atentar para a possibilidade de que possíveis impactos da atividade possam se estender por uma área maior que a liberada para o uso (MOLISANI, LEITE, FARIAS, 2007). Alguns estudos relacionados aos efeitos da piscicultura em tanques-rede em ambientes de água doce têm sido desenvolvidos no Brasil podendo ser citados os trabalhos de MENEZES e BEYRUTH (2003), ALVES e BACCARIN (2005), BROL (2006), BUENO et al. (2008) e BORGES (2009). No exterior, estão disponíveis alguns estudos com destaque para os de CORNEL e WHORISKEY (1993), LIN e ZHANG (1995), DIAZ, TEMPORETTI e PEDROZO (2001) e KARACA e PULATSÜ (2003).

O incremento nas concentrações de fósforo e nitrogênio relacionado aos cultivos em tanques-rede é oriundo da degradação dos resíduos fecais, da excreção dos peixes e da decomposição das sobras de ração. Nesse sistema estima-se que somente 23% do fósforo é utilizado para o metabolismo dos peixes, enquanto 66% são transferidos para o sedimento e 11% ficam dissolvidos na água (ALVES e BACCARIN, 2005). Segundo PENCZAK et al. (1982) 32% do fósforo são incorporados ao peixe e os 68% restantes são aportados para o meio.

BEVERIDGE (2004) ressalta que as espécies de peixes necessitam de quantidades mínimas de fósforo na alimentação, e que as dietas desenvolvidas para o cultivo intensivo contêm uma quantidade de fósforo superior à requerida, ou incluem formas de fósforo não-assimiláveis. Sendo assim, é altamente recomendável que rações de alta qualidade sejam utilizadas para melhorar a eficiência alimentar e a biodisponibilidade de nutrientes para os peixes, bem como um arrazoamento eficiente, ajustando corretamente os níveis e a frequência de alimentação como estratégias para minimizar o potencial poluente das rações (KUBTZA, 1999).

O nitrogênio é considerado um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, em razão de sua participação na formação de proteínas, podendo atuar como fator limitante da produção primária desses ecossistemas e, sob determinadas condições, tornar-se tóxico para os organismos aquáticos. O nitrogênio na água pode ser encontrado sob diferentes formas, dentre elas, o nitrito, o nitrato, a amônia, o óxido nitroso, e o íon amônio (SIPAÚPA-TAVARES, 1994; PEREIRA e MERCANTE, 2005), sendo que nos efluentes provém principalmente da proteína das rações, com uma parte excretada pelos organismos na forma de amônia e o restante sendo eliminado pelas fezes

na forma de nitrogênio orgânico (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

Uma importante variável que auxilia o controle dos índices de eutrofização do ambiente é o fósforo total (PT) utilizado no índice de estado trófico (IET) desenvolvido com a finalidade de classificar as águas de lagos e reservatórios. A trofia indica o grau de enriquecimento dos sistemas hídricos: quanto maior o grau de trofia, mais intensa é a formação de biomassa e maior será o consumo de oxigênio necessário para sua decomposição. O IET divide os sistemas aquáticos em três classes: oligotróficos, mesotróficos e eutrófico. Determinados sistemas incluem, ainda, classes como: ultra-oligotrófico, hipereutrófico, entre outras (CARLSON, 1977). Outras variáveis abióticas, como a transparência da água, e bióticas, como a densidade e a biomassa do fitoplâncton e do zooplâncton, também aportam informações importantes para o IET (ESTEVEZ, 1998; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Os reservatórios são os receptores de todas as ações realizadas em seu entorno e a qualidade de suas águas é influenciada por um conjunto de fatores que não se relacionam apenas ao cultivo em tanques-rede. As alterações nos parâmetros físicos e químicos de qualidade de água também são decorrentes das atividades desenvolvidas nas áreas adjacentes aos reservatórios, como por exemplo, a existência de resíduos de agroquímicos provenientes das atividades agropecuárias e o aporte de matéria orgânica e de resíduos urbanos das cidades vizinhas (ROTTA e QUEIROZ, 2003). A longo prazo, o recebimento de uma carga constante de nutrientes pode superar a capacidade do sistema em absorver e metabolizar esses resíduos, resultando na sua eutrofização (PENCZAK et al., 1982). A capacidade de diluição e minimização dos impactos sobre a biota dependerá da circulação da água (AGOSTINHO, GOMES, PELICICE, 2007).

Uma análise criteriosa deve ser feita para a escolha de áreas aquícolas, bem como a avaliação da capacidade de suporte, que representa a máxima biomassa sustentada por volume de tanque-rede, ou ainda a capacidade máxima suportável de carga orgânica que um ecossistema aquático pode absorver e depurar (ODUM, 1998). A capacidade de suporte constitui uma importante ferramenta para minimizar o impacto ambiental e a deterioração da qualidade de água nas áreas aquícolas. A capacidade de suporte de um tanque-rede diminui com o aumento de seu tamanho e volume, dado que a melhor taxa de renovação de água e de oxigenação ocorre nos tanques-rede menores (SCHMITTOU, 1993; KUBTIZA, 1999).

Um manejo apropriado dos resíduos torna-se indispensável para manter a sustentabilidade da aquíicultura. MENEZES e BEYRUTH (2003) sugerem a construção de um sistema para o recolhimento de resíduos abaixo dos tanques-rede, com o aproveitamento posterior desse material para adubo. Entretanto seria necessário desenvolver e testar diferentes sistemas, a fim de se identificar a maneira mais eficiente de reter resíduos. Outra sugestão desses autores é o cultivo migratório, isto é, com mudanças do local de instalação.

É importante ressaltar que para o desenvolvimento da aquíicultura em todo o mundo tem se estimulado à adoção de Boas Práticas de Manejo (BPMs). Algumas delas podem ser aplicadas para a produção de peixes em tanques-rede, como, por exemplo, a redução da densidade de estocagem, a utilização de rações de melhor qualidade, a prevenção da erosão do solo das áreas adjacentes aos sistemas de produção aquícolas e a reutilização dos sedimentos para reformar os diques e canais de abastecimento e drenagem (ROTTA e QUEIROZ, 2003). Seguindo estas recomendações a produção de peixes em tanques-rede poderá se expandir de forma ecologicamente responsável, promovendo vários benefícios socioeconômicos e ambientais (ROTTA e QUEIROZ, 2003).

1.4. O plâncton como ferramenta de monitoramento do estado trófico de reservatórios

Estudos sobre a estrutura e a dinâmica do plâncton têm sido implementados em ecossistemas aquáticos pelo fato desses organismos responderem prontamente às mudanças que ocorrem no ambiente, funcionando assim como indicadores ecológicos e auxiliando no entendimento das interações existentes no ambiente (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

A composição e a abundância das comunidades planctônicas podem ser influenciadas por diversos fatores bióticos, abióticos e ambientais que podem atuar simultaneamente ou interagir em diferentes graus, modificando a estrutura das mesmas e desta maneira podem ser utilizados na classificação trófica de ecossistemas aquáticos (TUNDISI e MATSUMURA TUNDISI, 2008). No entanto, a utilização do plâncton como indicador trófico tem sua maior aplicação a nível regional, não tendo, portanto, aplicação universal (ESTEVES, 1998).

O fitoplâncton é um dos principais elementos que podem ser utilizados para a avaliação da qualidade de água, pois mudanças drásticas em sua composição e na abundância de espécies podem ocorrer muito rapidamente devido ao seu curto ciclo de vida (DIANA, et al.,

1997; GENTIL et al., 2008). O enriquecimento excessivo de nutrientes pode alterar a qualidade da água dos reservatórios, e tem como consequência o aumento das populações de fitoplâncton, da produção primária, da mudança qualitativa desta comunidade e do estado trófico da água, levando ao processo de eutrofização. A eutrofização leva inicialmente ao aumento de número de espécies e de indivíduos (ESTEVES, 1988), sendo que uma resposta muito comum ao enriquecimento nutricional das águas é o aparecimento de florações de cianobactérias que podem produzir uma série de toxinas (SOTERO-SANTOS et al., 2007). A ação das cianotoxinas pode ser responsável pela predominância de espécies mais resistentes, como Copepoda e Rotifera, em detrimento das espécies sensíveis, como os Cladocera (FERRÃO-FILHO et al., 2009).

O acúmulo de matéria orgânica decorrente da ração não consumida e dos metabólitos produzidos pelos peixes apresentam influência direta na densidade do fitoplâncton e, conseqüentemente na turbidez da água. O aumento da turbidez da água reduz a penetração de luz e limita a fotossíntese. Com a redução da fotossíntese e o acúmulo de matéria orgânica no sedimento a disponibilidade de oxigênio dissolvido diminui e leva a desequilíbrios no funcionamento de todo o ecossistema aquático (ESTEVES, 1998; ROTTA e QUEIROZ, 2003).

Em sete anos de estudo no reservatório de Alicura, na Patagônica, DIAZ, TEMPORETTI e PEDROZO (2001) observaram que as principais conseqüências das atividades da criação de salmão em tanques-rede sobre a comunidade fitoplanctônica foram o aumento das concentrações de nutrientes, da densidade e da biomassa de algas, bem como mudanças temporais na composição de espécies.

Além de serem boas indicadoras ambientais e úteis no monitoramento e no gerenciamento de ecossistemas (GANNON e STEMBERGER, 1978), as comunidades de zooplâncton apresentam papel importante na ciclagem de nutrientes e fazem parte da dieta de muitos peixes planctófagos e de larvas de peixes (WOYNAROVICH, 1985). O conhecimento da estrutura e da composição do zooplâncton, assim como, o entendimento de suas relações com as demais comunidades aquáticas, fornecem subsídios básicos para a manipulação de cadeias tróficas, que podem ser utilizadas para o controle da eutrofização e conseqüente melhoria da qualidade de água dos reservatórios (COELHO-BOTELHO, 2003). Além das alterações na composição e na densidade zooplanctônica, o aumento de sua biomassa tem sido frequentemente associado ao aumento do estado trófico, não só

em reservatórios no Brasil como também nos reservatórios localizados em outros países.

A proporção entre os diferentes grupos que compõem a população zooplancônica (Rotifera, Copepoda e Cladocera) também pode ser utilizada como indicador das condições tróficas (COELHO-BOTELHO, 2003), sendo que a dominância de determinadas espécies e a sua associação com o grau de trofia têm sido apresentada por diversos autores (MATSUMURA- TUNDISI et al., 1990; BRANCO e SENNA, 1996; ROCHA e GÜNTZEL, 1999; SAMPAIO et al., 2002; SENDACZ et al., 2006).

Desse modo verifica-se que os organismos planctônicos, por atuarem como sensores refinados, refletem a dinâmica do ecossistema (MARGALEF, 1983). Assim, os estudos de avaliação de qualidade de água que incluem análises qualitativas e quantitativas das comunidades planctônicas são muito importantes.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar os efeitos causados pela criação de peixes em tanques-rede, sob o ponto de vista da qualidade de água e da população planctônica do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá, no alto rio Uruguai.

2.2 Específicos

- Analisar a composição das populações de fitoplâncton e de zooplâncton no reservatório da usina hidrelétrica de Itá, associada a criação de peixes em tanques-rede;
- Analisar o efeito da criação de peixes em tanques-rede sobre a qualidade de água do reservatório e sobre a estrutura das comunidades de fitoplâncton e de zooplâncton;
- Avaliar a capacidade suporte do ambiente com base nos dados obtidos.

3. CAPÍTULOS

CAPÍTULO 1 Artigo a ser submetido à revista Journal of Plankton Research

CAPÍTULO 2 Artigo a ser submetido à revista Aquaculture

CAPÍTULO 1

POPULAÇÃO PLANCTÔNICA ASSOCIADA A CRIAÇÃO DE PEIXES NATIVOS EM TANQUES-REDE NO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ITÁ (SC, BRASIL)

Danielle Pedrociane Cavacante¹, Alex Pires de Oliveira Nuñez^{2*}

¹Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura; Universidade Federal de Santa Catarina; Rodovia Admar Gonzaga, 1346, Itacorubi, Florianópolis/SC, CEP 88040-900

²Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce; UFSC; Rodovia SC 406 N° 3532, Florianópolis/SC, CEP 88066-000

*Autor para correspondência: apon@cca.ufsc.br

ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the plankton population associated with the farming of fish in cages in the reservoir of the hydroelectric Itá in the period from January to November 2008. For that three points were sampled, two of them located next to the cages in the center of the set used (P0) and 120 m distance (P120) and located in another similar area but free from the influence of the cages, as control (PC). Both were analyzed for pH, conductivity, temperature and dissolved oxygen, total phosphorus and dissolved orthophosphate, nitrite, ammonia and total nitrogen in water, well as transparency. Phytoplankton was represented by 127 taxa, and the classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, and Bacillariophyceae were numerically the most significant. Zooplankton was represented by 93 taxa, rotifers with a greater quantitative importance, followed by copepods, which were mainly represented by juvenile forms. With respect to phytoplankton was found that the points P0 and PC were similar, however, species richness increased in P0 from August, which indicates the difference between the sampled points from that month. Overall rotifers were more abundant in the station cages (P0) and less abundant in the control station (PC). In P0, where the cages are installed, we observed a decline in populations of cladocerans and protozoa, which was associated with a population of wild fish associated with the farming in net cages, which have Zooplankton diet. The average density of zooplankton was highest in P0, and remained elevated up to P120, being lower in PC, the control region, which

indicated that there was influence of culture on the zooplankton community.

Keywords: plankton, reservoir, cages culture.

RESUMO

O objetivo deste estudo foi analisar a população plânctonica associada a criação de peixe em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica de Itá, no período de janeiro a novembro de 2008. Para tanto três pontos foram amostrados, dois deles localizados próximos aos tanques-rede, no centro do conjunto utilizado (P0) e a 120 m distância (P120), e outro situado em área similar, porém livre da influência dos tanques-rede, considerado como controle (PC). Simultaneamente foram analisados o pH, a condutividade elétrica, a temperatura e as concentrações de oxigênio dissolvido, fósforo total e dissolvido, ortofosfato, nitrito, amônia e nitrogênio total da água, além da transparência. O fitoplâncton foi representado por 127 táxons, sendo que as classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, e Bacillariophyceae foram numericamente as mais expressivas. O zooplâncton foi representado por 93 táxons, com rotíferos em maior importância quantitativa, seguido por copépodos, os quais foram representados principalmente por formas jovens. Com relação à comunidade fitoplanctônica verificou-se que os pontos P0 e PC foram semelhantes, entretanto, a riqueza de táxons aumentou em P0 a partir de agosto, o que indica diferença entre os pontos amostrados a partir daquele mês. De modo geral os rotíferos foram mais abundantes na estação dos tanques-rede (P0) e menos abundantes na estação controle (PC). Em P0, onde os tanques-rede estão instalados, foi observado declínio das populações de cladóceros e de protozoários, que esteve associado à população de peixes selvagens associada ao cultivo em tanques-rede, que apresentam dieta zooplanctófaga. A densidade média do zooplâncton foi mais elevada em P0, e manteve-se elevada até P120, sendo menor em PC, a região controle, o que indicou que houve influência do cultivo sobre a comunidade zooplanctônica.

Palavras-chaves: plâncton, reservatório, tanques-rede.

INTRODUÇÃO

A composição e a abundância das populações planctônicas podem ser influenciadas por inúmeros fatores bióticos, abióticos e ambientais que podem atuar simultaneamente ou interagir em diferentes graus, modificando a estrutura das comunidades (Tundisi e Matsumura

Tundisi, 2008). Fatores como a temperatura (Branco e Senna, 1996), a qualidade e a disponibilidade de nutrientes (Aoyagui *et al.*, 2003), a predação, a radiação, a precipitação (Beyruth, 1996; Nogueira e Matsumura-Tundisi, 1996) e a velocidade do vento (Nogueira e Matsumura-Tundisi, 1996; Rodríguez e Matsumura-Tundisi, 2000) podem afetar a composição, a abundância e a densidade das populações de fitoplâncton e de zooplâncton. Essas comunidades apresentam respostas rápidas às alterações ambientais, refletindo a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, e por isso são consideradas bioindicadoras da qualidade de água, podendo ser utilizadas em monitoramentos biológicos (Tundisi e Matsumura Tundisi, 2008).

O fitoplâncton é um dos principais grupos biológicos utilizados para a avaliação da qualidade de água, pois mudanças drásticas na composição e na abundância de suas espécies podem ocorrer muito rapidamente, devido ao seu ciclo de vida curto (Diana, *et al.*, 1997; Gentil *et al.*, 2008). O enriquecimento excessivo de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo, e a produção primária têm afetado de forma preocupante os reservatórios artificiais de água, tendo como consequência a mudança do seu estado trófico causado pelo processo de eutrofização. Uma resposta comum a este processo de enriquecimento das águas é o aparecimento de florações de cianobactérias que produzem diferentes tipos de toxinas (Sotero-Santos *et al.*, 2007).

De modo similar, a dominância de determinadas espécies zooplancônicas em reservatórios e a sua associação com o grau de trofia têm sido apresentada por diversos autores (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1990; Rocha *et al.*, 1995; Branco e Senna, 1996; Rocha e Güntzel, 1999; Sampaio *et al.*, 2002; Otsuka e Coelho-Botelho, 2003; Sendacz *et al.*, 2006; Landa *et al.*, 2007). Do ponto de vista ecológico também são importantes porque compõe o elo intermediário da cadeia alimentar, através do qual a energia armazenada na matéria orgânica produzida pelos produtores secundários flui para os níveis tróficos superiores (Esteves, 1998).

Os cultivos em tanques-rede podem promover alterações sobre o sistema aquático como o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água e o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos (Guo e Li, 2003). Estas mudanças interferem na dinâmica das comunidades planctônicas. Esta resposta pode estar na substituição de espécies dominantes, na redução da diversidade local em virtude do desaparecimento de algumas espécies e na dominância de grupos

característicos de ambiente eutrofizado (Cornel e Whoriskey, 1993, Diaz *et al.*, 2001, Menezes e Beyruth, 2003).

O presente estudo objetivou avaliar a composição e a abundância das populações planctônicas associadas a criação de peixes em tanques-rede em um reservatório de água da região subtropical.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em uma baía de 3,0 ha no reservatório da Usina de Hidrelétrica Itá (27°16'57''S; 52°23'30''W), localizado no alto rio Uruguai, onde estão instalados 33 tanques-rede de diferentes tamanhos (Fig. 1), que totalizam um volume de 228 m³. Esses tanques-rede foram estocados com diferentes espécies de peixes nativas da região (*Rhamdia quelen*, *Salminus brasiliensis* e *Steindachneridion scriptum*) em diferentes densidades, que totalizaram uma biomassa inicial de 414,86 kg e final de 3000,00 kg. Os peixes foram alimentados com ração comercial com 32 ou 40% de proteína bruta, sendo que a sobra de ração oferecida para cada tanque-rede foi quantificada 30 min após cada alimentação e posteriormente retirada.

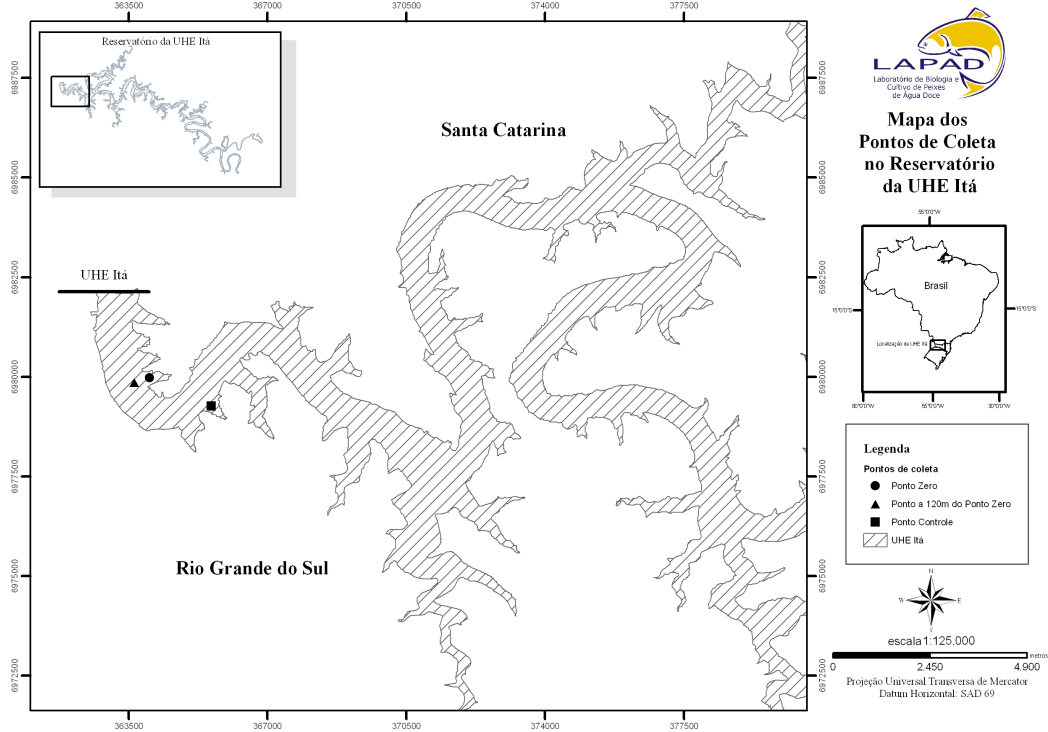


Fig. 1. Mapa da localização do reservatório da usina hidrelétrica Itá no rio Uruguai e dos pontos de coleta (P0, P120 e PC).

Amostragem e análise dos dados

Para avaliação das variáveis físicas e químicas da água e das comunidades de fitoplâncton e de zooplâncton, amostras mensais foram obtidas entre janeiro e novembro de 2008 na sub-superfície (0,50 m) e no fundo (1 m acima do fundo) de três pontos de amostragem, dois deles localizados na região dos tanques-rede, no ponto central (P0) e a 120 m de distância (P120) em direção ao corpo do reservatório, e o outro localizado em uma outra baía com características físicas semelhantes ao local onde foram instalados os tanques-rede, que por não sofrer influência do cultivo foi considerada como ponto controle (PC).

A temperatura, o pH, a condutividade elétrica e as concentrações de oxigênio dissolvido da água foram obtidos diretamente em campo (Yellow Spring Instruments, modelos 63 e 55) e a sua transparência foi medida com o disco de Secchi. Os dados pluviométricos foram obtidos junto ao gestor da usina hidrelétrica. As concentrações de nitrogênio total e fósforo total (Valderrama, 1981), fósforo total dissolvido e fosfato reativo (Strickland e Parsons, 1960) e nitrito de acordo com Golterman *et al.* (Golterman *et al.*, 1978) foram avaliadas num prazo máximo de 30 dias a partir da amostragem.

Análises qualitativas

As amostras para as análises qualitativas do fitoplâncton foram coletadas entre janeiro e novembro de 2008 em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton com abertura de malha de 20 μm e conservadas com lugol acético. A identificação foi realizada utilizando-se os sistemas de classificação de Round (Round, 1971) para as Chlorophyceae, Simonsen (Simonsen, 1979) para as Bacillariophyceae, Komárek e Anagnostidis (Komárek e Anagnostidis 1986, 1999), Anagnostidis e Komárek (Anagnostidis e Komárek, 1988) para as Cyanophyceae e Bourrelly (Bourrelly, 1966, 1981, 1985) e Bicudo e Menezes (Bicudo e Menezes, 2005) para as demais classes.

Para a análise qualitativa do zooplâncton foram realizados arrastos verticais e horizontais utilizando-se rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha. As amostras foram preservadas com formol a 4% e os organismos foram identificados em microscópio estereoscópico e em microscópio óptico, com auxílio de bibliografia especializada.

Análises quantitativas

Para a análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada filtragem de 100 L de água da coluna d'água com rede de 20 μm , conservando posteriormente as amostras com lugol. A contagem dos organismos foi realizada em microscópio óptico invertido Carl Zeiss, em aumento de até 400 vezes. A densidade fitoplanctônica foi estimada em microscópio invertido (Carl Zeiss, Axiovert 135), após prévia sedimentação em câmaras de Utermöhl (Utermöhl, 1958). A densidade foi calculada segundo APHA (APHA, 1995) e expressa em organismos por litro (org. L^{-1}).

A análise quantitativa do zooplâncton foi realizada filtrando-se 100L de água em rede cilindro-cônica de malha de 68 μm . As contagens de Cladocera e Copepoda foram realizadas em placas de acrílico quadriculadas sob microscópio estereoscópico, com aumento de 50x contando sub-amostras ou até a amostra inteira para os raros e microscópio óptico, com aumento de até 1000x. Os Rotifera e Protozoa, foram contados em sub-amostras de 1,0 mL em câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico (1000x). A densidade foi expressa em número de indivíduos por m^3 (ind m^{-3}).

Análise numérica

A partir das análises quantitativas foram calculadas a diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade (Magurran, 2004). As variáveis abióticas, bióticas e as estações amostrais foram correlacionadas através da Análise de Correspondência Canônica (CCA), sendo que na matriz de espécies fitoplanctônicas foram incluídas as 12 espécies que apresentaram a maior abundância no período amostrado. Para o zooplâncton foram analisadas 13 espécies, seguindo-se os mesmos critérios aplicados ao fitoplâncton.

Para cada táxon registrado foi aplicado o índice de constância de Dajóz (Lobo e Leighon, 1986), segundo o qual são considerados constantes os táxons presentes em mais de 50% das amostras, os acessórios aqueles que se encontram presentes entre 25% e 50%, e os raros entre 1% e 25% das amostras.

RESULTADOS

Variáveis abióticas

A temperatura média na sub-superfície variou entre 17,1 °C em junho/08 a 27,2 °C em fevereiro/0, e no fundo entre 15,7 °C em julho/08 a 24,7 °C em abril/08. Em relação ao pH, os valores obtidos se encontraram na faixa da neutralidade na maior parte do ano, atingindo valores acima de 8,0 no período mais quente na sub-superfície. Os valores de oxigênio dissolvido variaram de 4,5 mg L⁻¹ (em janeiro/08, em todos os pontos) a 8,8 mg L⁻¹, na sub-superfície e de 2,5 mg L⁻¹ a 7,8 mg L⁻¹ (PC), no fundo. A condutividade elétrica apresentou variabilidade com respeito a profundidade, com mínimo de 39,2 e 36,9 μS cm⁻¹, na sub-superfície e no fundo, respectivamente, com tendência de aumento nos meses de inverno (50,7 μS cm⁻¹ na sub-superfície e 56,1 μS cm⁻¹ no fundo) (Tabela I).

Tabela I. Temperatura ($T^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) da água em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), na sub-superfície e no fundo no reservatório da UHE Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

	$T(^{\circ}\text{C})$			pH			Cond			OD			
	P0	P120	PC	P0	P120	PC	P0	P120	PC	P0	P120	PC	
Sub-superfície	J	26,2	26,2	26,4	7,7	7,7	7,9	46,3	45,9	47,3	4,6	4,5	4,6
	F	27,2	27,0	26,8	8,6	8,5	8,6	44,8	46,7	46,6	8,9	8,9	8,8
	M	25,1	25,1	25,1	7,9	8,0	8,0	44,4	44,1	43,9	9,0	9,0	8,9
	A	22,8	22,8	23,0	6,8	6,8	6,5	43,9	44,0	43,8	6,7	6,8	7,3
	M	20,5	20,4	20,4	7,0	7,1	6,9	50,7	50,6	46,0	8,4	8,4	8,4
	J	17,1	17,1	17,2	6,8	6,9	6,8	49,2	49,3	49,1	8,1	7,9	8,5
	J	20,2	19,2	20,0	7,3	7,5	7,0	50,7	50,6	50,3	8,3	8,3	8,4
	A	20,7	20,5	20,0	7,5	7,8	7,8	48,3	48,0	47,6	8,4	8,2	8,5
	S	18,1	17,9	18,3	7,1	7,0	6,4	39,6	39,2	40,9	8,2	8,1	8,4
	O	18,9	19,0	20,3	6,8	6,9	6,4	40,3	40,3	41,9	6,6	6,5	6,9
	N	22,5	22,6	23,5	7,0	7,0	6,4	41,2	39,3	40,5	7,7	7,8	7,5
Fundo	J	22,7	20,1	22,5	6,9	7,0	7,0	38,5	43,6	38,9	2,6	3,0	2,7
	F	23,9	19,8	23,9	7,5	7,2	7,4	43,7	44,9	43,4	3,9	4,9	4,7
	M	23,8	20,8	23,5	7,0	6,7	6,9	42,8	42,5	42,7	2,6	3,3	2,4
	A	22,7	19,7	21,9	6,8	6,6	6,5	43,8	48,8	45,4	6,1	3,7	1,8
	M	19,3	18,5	19,3	6,8	6,8	6,7	56,1	55,1	50,1	4,6	3,6	5,5
	J	17,1	16,8	17,2	6,9	6,8	6,9	49,2	49,9	49,4	7,8	3,8	7,8
	J	15,9	15,7	16,1	7,3	7,4	7,4	49,9	49,3	51,0	5,6	5,8	5,8
	A	16,0	16,1	16,2	7,6	7,4	6,9	45,3	46,0	44,0	5,3	5,4	5,6
	S	16,4	16,0	16,4	7,0	7,0	6,9	38,1	36,9	38,0	5,7	7,9	5,6
	O	16,2	15,5	16,8	6,7	6,7	6,7	39,1	40,2	40,0	4,5	2,8	4,9
	N	20,1	19,5	20,1	7,0	7,0	7,0	41,1	38,7	42,1	7,1	7,1	6,9

A Figura 2 apresenta a transparência da água, zona eufótica e a precipitação da água, cujos menores valores de transparência da água foram registrados no mês de novembro. A maior média mensal de precipitação (10,5 mm) foi registrada no mês de outubro, destacando-se também os meses de abril e junho, e em julho foi registrada a menor precipitação (0,71 mm).

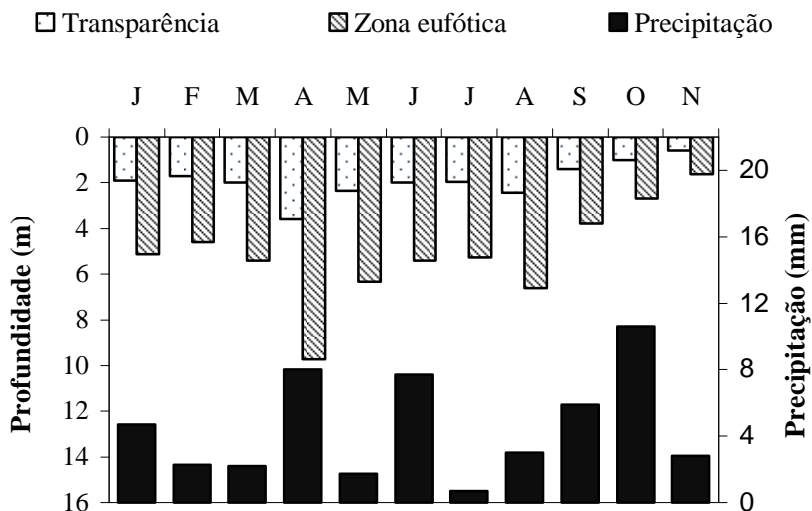


Fig. 2. Transparência (m), zona eufótica (m) e precipitação pluviométrica no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

A concentração de nutrientes (Tabela II) não sofreu grandes variações durante o período de estudo, com valores médios (\pm desvio - padrão) de fósforo e de nitrogênio total de 0,70 (\pm 0,02) e 51,76 (\pm 0,52) μM respectivamente.

Tabela II. Concentrações de nitrogênio total (TN), amônia total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), nitrito (NO_2), fósforo total (TP), fósforo total dissolvido (DTP) e fosfato solúvel reativo (SRP) em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da UHE Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

Nutrientes	P0	P120	PC	Média	D.P
$\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ (μM)	0,48	0,29	0,28	0,35	0,11
NO_2 (μM)	0,05	0,07	0,06	0,06	0,01
SRP (μM)	0,10	0,06	0,06	0,07	0,03
TN (μM)	51,32	52,33	51,64	51,76	0,52
TP (μM)	0,68	0,72	0,69	0,70	0,02
DTP (μM)	0,47	0,31	0,29	0,36	0,10

Variáveis biológicas

Para a população fitoplanctônica foram encontrados 127 táxons, distribuídos em 12 classes taxonômicas, com a classe Chlorophyceae representada por 34 espécies, Cyanophyceae por 30, Zygnemaphyceae por 28, Bacillariophyceae por 18, Euglenophyceae por 4, Chlamydomphyceae, Xanthophyceae e Crysophyceae por 3 e Ulothricophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae e Oedogoniophyceae por 1 espécie cada uma. Do total dos táxons analisados, 47 foram considerados raros, 30 constantes e os demais foram considerados acessórios.

Os táxons *Microcystis aeruginosa*, *M. protocystis*, *M. panniformis*, *Pseudoanabaena mucicola*, *Anabaena circinalis*, *A. spiroides*, *Dictyosphaerium* sp., *Coelastrum microporum*, *Chlorella* sp., *Sphaerocystis* sp, *Eutetramorus* sp., *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cyclotella* sp., *Fragilaria* sp., *Surirella* sp. e *Peridinium* sp. foram os mais constantes. O número de táxons da comunidade fitoplanctônica variou entre 18 e 57, com maior número de táxons registrado em P0 em abril e entre setembro e novembro. O número de táxons aumentou em

P0 a partir de agosto. A maior diversidade fitoplanctônica foi encontrada em P0 no mês de maio (2,54 bits/ind) e a menor equitabilidade foi registrada também em P0 em março (Tabela III).

Tabela III. Número de táxons, diversidade (H') e equitabilidade (J') da população fitoplanctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques-rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

Mês	Táxons			H'			J		
	P0	P120	PC	P0	P120	PC	P0	P120	PC
J	18	24	21	1,82	2,04	0,89	0,57	0,73	0,53
F	41	39	40	2,33	1,91	1,50	0,72	0,56	0,45
M	28	30	37	0,79	0,91	0,96	0,23	0,27	0,29
A	46	42	39	2,01	1,69	2,46	0,64	0,66	0,73
M	28	28	36	2,54	2,12	2,02	0,79	0,70	0,61
J	28	28	28	1,98	2,28	2,48	0,69	0,79	0,73
J	31	32	31	2,12	2,20	2,08	0,75	0,75	0,71
A	34	29	29	1,87	2,20	1,91	0,75	0,75	0,79
S	47	36	42	1,58	1,95	2,35	0,51	0,66	0,79
O	52	39	46	1,75	2,36	2,03	0,62	0,79	0,70
N	57	41	49	1,84	1,59	2,06	0,77	0,55	0,71

Em janeiro a família Bacillariophyceae apresentou elevada densidade, sendo seguida por Cyanophyceae no período de fevereiro a julho e por Euglenophyceae e Bacillariophyceae no período de agosto a novembro (Fig. 3). *Cylindrospermopsis raciborskii*, as células livres de *Microcystis* sp. e *Anabaena circinalis* entre as Cyanophyceae foram os táxons numericamente mais expressivos, com densidades de 11,609, 1,002 e 0,665 org mL⁻¹, respectivamente. Entre as Chlorophyceae, *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. e *Eutetramorus* sp. foram os táxons que registraram as maiores densidades (0,897, 0,128 e 0,104 org L⁻¹). Dentre as Bacillariophyceae, *Cyclotella* sp e *Melosira* sp. foram as mais representativas apresentando 2,452 e 0,093 org L⁻¹ respectivamente. No geral, *Cylindrospermopsis raciborskii* foi a espécie que registrou a maior densidade com 11,609 org L⁻¹ em P0. No centro dos tanques-rede

foi registrada a maior densidade de algas ($13,8 \text{ org L}^{-1}$) no mês de março e com relação à distribuição espacial verificou-se que os pontos P0 e PC foram semelhantes (Fig. 4).

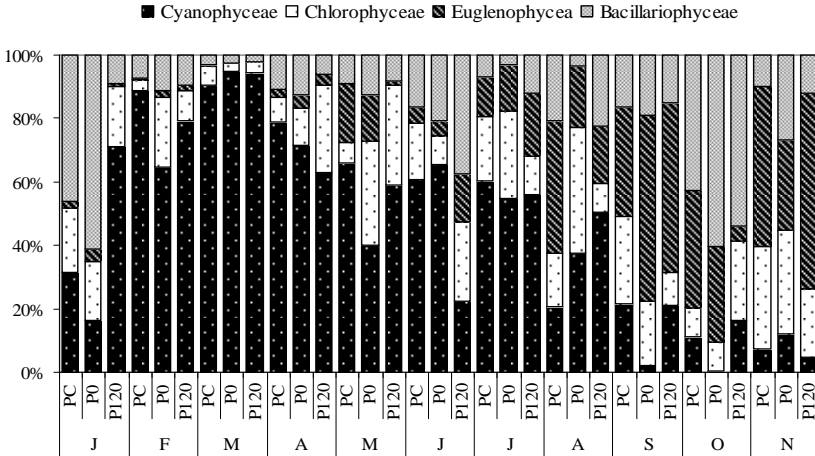


Fig. 3. Abundância relativa (%) das principais classes taxonômicas da população fitoplanctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques-rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

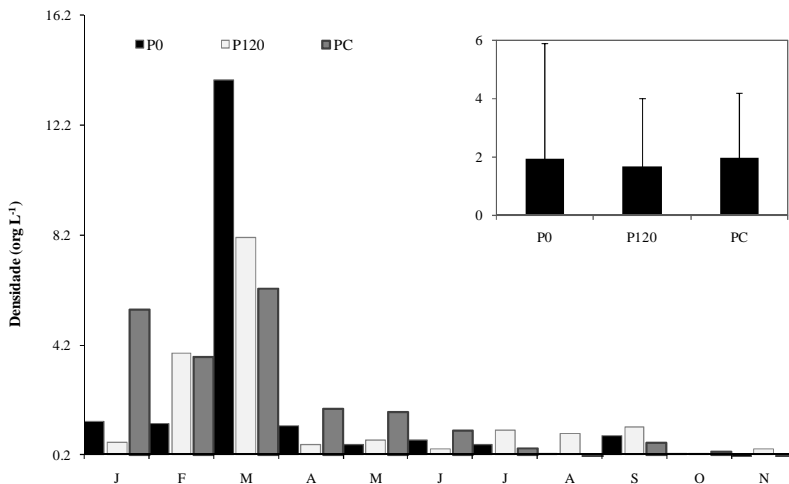


Fig. 4. Variação espacial e temporal da densidade total (org L^{-1}) da população fitoplanctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

A população zooplanctônica amostrada em PC, P0 e P120 foi representada por 91 táxons, sendo 44 de Rotifera, 21 de Cladocera, 15 de Copepoda e 11 de Protozoa. Foi registrada também a ocorrência dos seguintes grupos: Hidracarina, Coleoptera, Ephemeroptera, Acarinae, Diptera, Odonata, Turbellaria, Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae, Nematoda, Oligochaeta e Ostracoda. Do total de táxons analisados 35 foram considerados raros, 41 constantes e os demais acessórios. Os táxons considerados constantes foram: *Bosmina longirostris*, *B. freyi*, *Ceriodaphnia cornuta cornuta*, *Diaphanosoma birgei*, *Moina minuta*, *Thermocyclops decipiens*, *T. minutus* e as formas jovens de copepódas, *Collotheca* sp., *Conochilus coenobasis*, *C. unicornis*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *K. tropica tropica*, *Polyarthra* aff. *vulgaris*, *Diffugia corona* e *D. urceolata*.

O número de táxons variou de 32 a 80, com menor número em P0 em agosto e maior em PC em novembro (Tabela IV). Semelhante ao que foi registrado para a comunidade fitoplanctônica, em agosto também houve decréscimo no número de táxons para todas as estações amostradas. A estação controle (P0) apresentou o maior número médio de táxons, seguida por P120. A maior diversidade zooplanctônica foi

registrada em PC no mês de outubro (2,47 bits.ind). A maior equitabilidade foi registrada em P0 e PC em junho, mês no qual a riqueza de espécies foi menor para P0 e PC (Tabela IV).

Tabela IV. Número de táxons da população zooplanctônica, diversidade (H') e equitabilidade (J') em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques-rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008 e média total desse número por ponto de amostragem.

Mês	Táxons			H'			J'		
	P0	P120	PC	P0	120	PC	P0	P120	PC
J	-	42	44	-	2,20	2,07	-	0,67	0,69
F	34	52	45	1,69	1,76	1,35	0,54	0,52	0,47
M	46	56	53	1,90	1,72	1,92	0,58	0,55	0,69
A	49	58	55	2,15	1,64	1,04	0,73	0,58	0,45
M	51	58	56	1,43	1,51	1,34	0,47	0,53	0,47
J	56	59	60	1,74	1,39	1,75	0,90	0,46	0,80
J	56	61	63	1,94	1,47	1,80	0,67	0,59	0,65
A	32	38	33	1,33	1,48	1,83	0,44	0,49	0,60
S	53	47	55	1,60	2,06	2,30	0,54	0,63	0,73
O	68	61	71	1,95	2,40	2,47	0,61	0,67	0,69
N	74	67	80	2,05	1,84	1,80	0,61	0,55	0,54

Rotifera foi o grupo mais abundante da comunidade zooplanctônica do reservatório Itá, chegando a representar mais de 89% do total de organismos encontrados na estação PC em fevereiro/08, seguido pelos copépodos com representatividade de 70% na estação PC em agosto. Os protozoários e os cladóceros apresentaram as menores abundâncias relativas (Fig. 5).

Em termos espaciais, as estações dos tanques-rede (P0 e P120) foram as que registraram as maiores densidades de rotíferos. Os táxons *Conochilus unicornis* e *Ptygura libera* registraram as maiores densidades nas amostras analisadas (254.400 ind m⁻³ e 583.200 ind m⁻³, respectivamente). No presente estudo também foram registradas densidades elevadas para os táxons *Collotheca* sp, *Conochilus* sp, *Kellicottia bostoniensis*, *Trichocerca cylindrica* e *Polyarthra vulgaris*.

Copepoda foi o segundo grupo em maior densidade, representado principalmente por náuplios de Cyclopoida e de Calanoida (139.500 e 67.100 ind m^{-3} , respectivamente). Para Cladocera, *Bosminopsis deitersi*, *Moina minuta* e *Bosmina freyi* (22.990, 8.140 e 3.520 ind m^{-3}) foram as espécies numericamente mais representativas. Dentre Protozoa, *Vorticella* sp. apresentou a maior densidade (117.700 ind m^{-3} , na estação P120, em agosto). Um maior número de táxons de Protozoa foi registrado na estação distante 120 metros dos tanques-rede (P120). A maior densidade foi registrada em P0 em maio, e com relação à distribuição espacial verificou-se que os pontos P120 e PC foram semelhantes (Fig. 6).

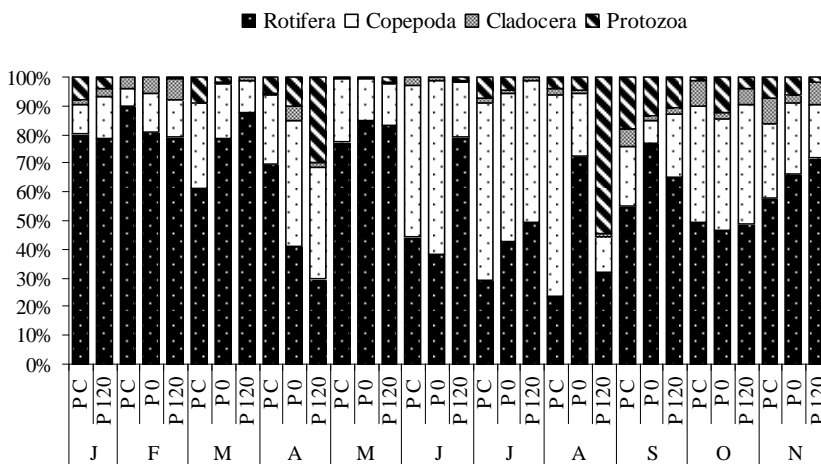


Fig. 5. Abundância relativa (%) das diferentes classes taxonômicas da população zooplânctônica em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da UHE Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

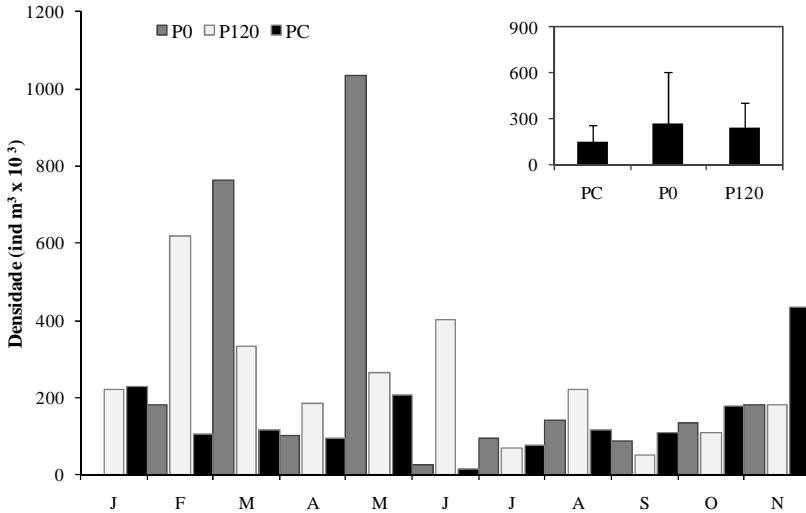


Fig. 6. Variação espacial e temporal da densidade total (ind m⁻³) da população zooplânctônicas em dois pontos de amostragem em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

Relação entre as variáveis ambientais e as espécies planctônicas

A análise de correspondência canônica (CCA) para o fitoplâncton no período amostrado explicou 77,1% da variância total dos dados (Figs. 7 e 8). O eixo 1 explicou 52,2% da variância total dos dados e esteve positivamente relacionado com elevadas concentrações de nitrogênio total (TN) e precipitação pluviométrica (PREC) principalmente nos meses de junho, outubro e novembro, quando também foi registrada elevada abundância dos táxons *Phacus* sp., *Aulacoseira granulata* e *Ulothrix* sp. A fração negativa do eixo 1 foi caracterizada pelas concentrações de fosfato total dissolvido (DP) e fosfato reativo (SRP), associadas aos táxons *Aphanocapsa* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*. O eixo 2 explicou 24,9% da variância total dos dados, estando relacionado negativamente com elevadas concentrações de nitrito (NIT) e condutividade (CON) que se associaram com elevada abundância do táxon *Cyclotella* sp. Os demais táxons não se associaram a este eixo.

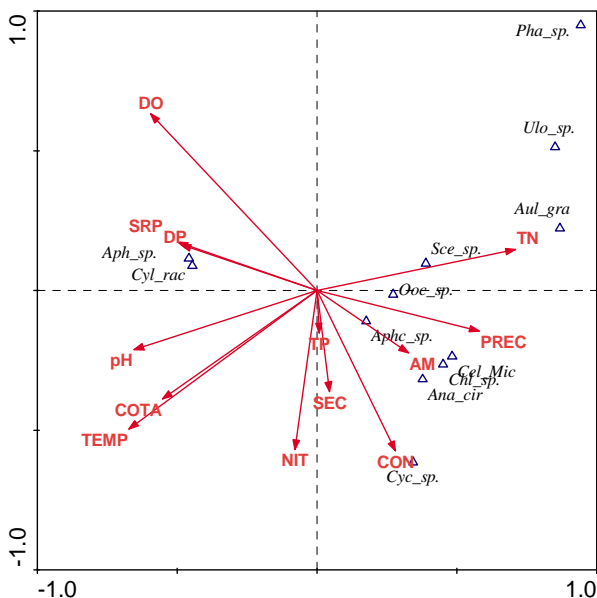


Fig. 7. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica com as espécies do fitoplâncton e as variáveis ambientais amostradas em dois pontos em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. Cyl_rac (*Cylindrospermopsis raciborskii*); Ana_cir (*Anabaena circinalis*); Cyc_sp. (*Cyclotella* sp.); Cel_Mic (Células livres *Microcystis* sp.); Pha_sp. (*Phacus* sp.); Chl_sp. (*Chlorella* sp.); Aph_sp. (*Aphanizomenon* sp.); Ulo_sp. (*Ulothrix* sp.); Aphano_sp. (*Aphanocapsa* sp.); Aul_gra (*Aulacoseira granulata*); Sce_sp. (*Scenedesmus* sp.); Ooc_sp. (*Oocystis* sp.); DO (oxigênio dissolvido); SRP (fosfato reativo); DP (fósforo total dissolvido); TEMP (temperatura); PREC (precipitação); TP (fósforo total); SEC (profundidade de secchi); NIT (nitrito); CON (condutividade); AM (amônia); TN (nitrogênio total).

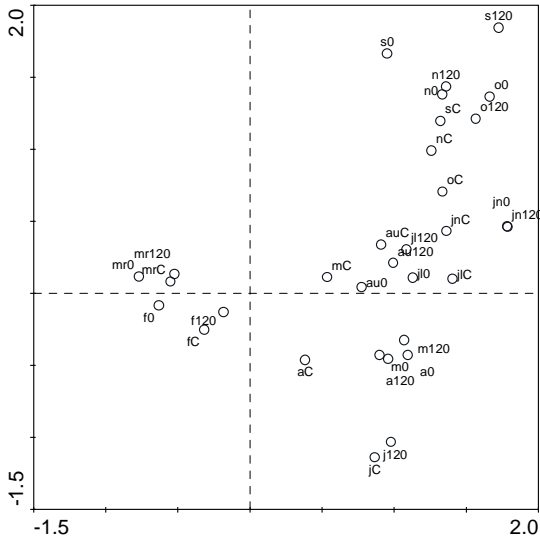


Fig. 8. Diagrama de ordenação espacial e temporal da análise de correspondência canônica dos pontos de amostragem do fitoplâncton em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. j (janeiro); f (fevereiro); mr (março); a (abril); m (maio); jn (junho); jl (julho); au (agosto); s (setembro); o (outubro); n (novembro); C (ponto controle); 0 (ponto central dos tanques-rede); 120 (ponto localizado a 120 m dos tanques-rede).

Para o zooplâncton a análise de correspondência canônica (Figs. 9 e 10) representou 60,3% da variância total dos dados. O eixo 1 representou 39,4% da variância total e esteve positivamente relacionado com elevadas concentrações de nitrogênio total (TN) e precipitação (PREC) principalmente nos meses de outubro e novembro, associadas a elevadas densidades de *Conochilus unicornis*, *Conochilus coenobasis*, *Vorticella* sp., náuplios e copepoditos de Calanoida. Em oposição, projetam-se na fração negativa do eixo 1 as temperaturas elevadas, o pH alto e o baixo nível do reservatório em fevereiro e março, em especial nas estações dos tanques-rede, P0 e P120, associadas à *Ptygura libera*. O eixo 2 representou 20,09% da variância total, estando relacionado principalmente com elevada transparência da água e baixas concentrações de oxigênio dissolvido (DO), condição na qual verificou-se elevada abundância dos táxons *Conochilus* sp., *Polyarthra* aff. *vulgaris*, náuplios de Cyclopoida e *Kellicottia bostoniensis*. O táxon

Difflugia corona esteve fortemente associada à elevada transparência da água (SEC).

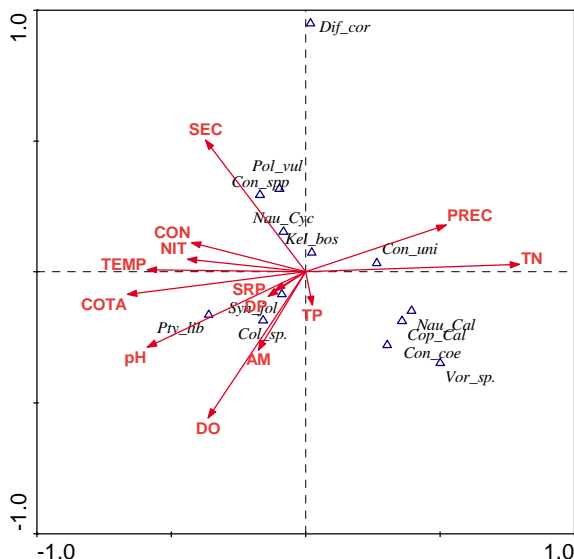


Fig. 9. Diagrama de ordenação da análise canônica de correspondência com as espécies de zooplâncton e as variáveis ambientais amostradas em dois pontos em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. Con_uni (*Conochilus unicornis*); Pty_lib (*Ptygura libera*); Nau_Cyc (Naúplios de Cyclopoida); Con_spp (*Conochilus* sp.); Nau_Cal (Naúplios de Calanoida); Col_sp. (*Collotheca* sp.); Kel_bos (*Kellicottia bostoniensis*); Vor_sp. (*Vorticella* sp.); Pol_vul (*Polyarthra aff. vulgaris*); Cop_Cal (Copepodito de Calanoida); Syn_jol (*Synchaeta jollyi*); Dif_cor (*Difflugia corona*); Con_coe (*Conochilus coenobasis*); DO (oxigênio dissolvido); SRP (fosfato reativo); DP (fósforo total dissolvido); TEMP (temperatura); PREC (precipitação); TP (fósforo total); SEC (profundidade de secchi); NIT (nitrito); CON (condutividade); AM (amônia); TN (nitrogênio total).

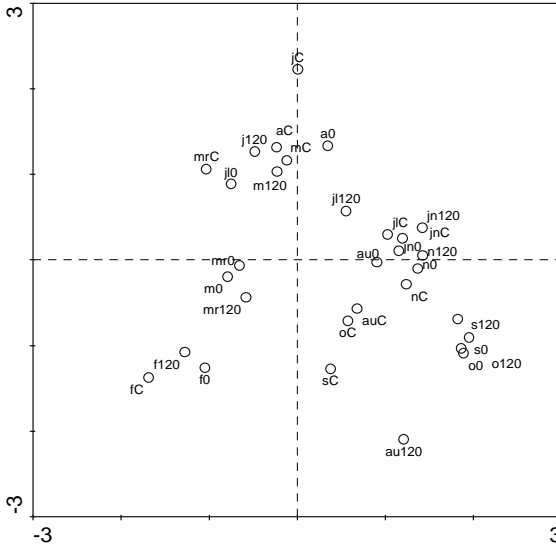


Fig. 10. Ordenação espacial e temporal dos pontos de amostragem do zooplâncton em cultivo de peixes em tanques rede (P0) e (P120) e em um ponto controle (PC), no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro a novembro de 2008. j (janeiro); f (fevereiro); mr (março); a (abril); m (maio); jn (junho); jl (julho); au (agosto); s (setembro); o (outubro); n (novembro); C (ponto controle); 0 (ponto central dos tanques-rede); 120 (ponto localizado a 120 m dos tanques-rede).

DISCUSSÃO

As cianobactérias foram um importante componente da comunidade fitoplanctônica, sendo que os táxons que apresentaram maior densidade no presente estudo também foram registrados por Bouvy *et al.* (Bouvy *et al.*, 2000) em outros 31 reservatórios brasileiros. Esses autores verificaram que a classe Chlorophyceae foi a responsável pelo maior número de táxons presentes, mas que, em termos de abundância, a classe Cyanophyceae foi predominante. Dentre as cianobactérias registradas no presente estudo, *C. raciborskii* ocorreu em densidades mais elevadas no período de altas temperaturas, pH elevado (fevereiro a abril) e alta transparência da água ($1,9 \text{ m} \pm 0,78$), fatores esses que corroboram outros estudos como os de Branco e Senna (Branco e Senna, 1996), Bouvy *et al.* (Bouvy *et al.*, 2000), Tucci e

Sant'Anna (Tucci e Sant'Anna, 2003), Matsuzaki *et al.* (Matsuzaki *et al.*, 2004), Gentil *et al.* (Gentil *et al.*, 2008) e Fonseca e Bicudo (Fonseca e Bicudo, 2010).

C. raciborskii é considerada uma espécie invasora e formadora de florações em águas tropicais e subtropicais, sendo também uma espécie potencialmente tóxica (Padisák, 1997; Komárek *et al.*, 2003). Porém, no presente estudo não foram observadas florações durante todo o período analisado. Tucci e Sant'Anna (Tucci e Sant'Anna, 2003) em estudo sobre a distribuição temporal de *C. raciborskii*, sugeriram que essa espécie foi também favorecida pela alta disponibilidade de nitrogênio na forma do íon amônio, mas Branco e Senna (Branco e Senna, 1996), estudando lagos tropicais eutrofizados, associaram a dominância de *C. raciborskii* a baixas concentrações de nitrogênio amoniacal, de fósforo solúvel reativo e a valores mais elevados de pH.

Com relação às demais classes do fitoplâncton (Crysophyceae, Chlamydomphyceae, Xanthophyceae, Ulothricophyceae, Dinophyceae e Oedogoniophyceae), não se verificou influência das condições ambientais sobre sua densidade, o que também foi observado por Gentil *et al.* (Gentil *et al.*, 2008) e Tucci *et al.* (Tucci *et al.*, 2006) em um lago eutrófico.

Com base nos resultados qualitativos e quantitativos da comunidade fitoplanctônica das estações amostradas, pode-se afirmar que o ponto controle (PC) e o ponto localizado no centro da estrutura dos tanques-rede (P0) foram semelhantes com relação à composição da comunidade. Entretanto, a riqueza de espécies aumentou em P0 a partir de agosto, indicando diferença espacial a partir daquele mês. Em sete anos de estudo no reservatório de Alicura, na Patagônica, Diaz *et al.* (Diaz *et al.*, 2001) observaram mudanças na composição de espécies do fitoplâncton associadas ao cultivo de salmão em tanques-rede, e tendência ao aumento de Cyanophyceae (*Anabaena spiroides*), além do aumento das concentrações de nutrientes e da biomassa de algas.

Os levantamentos da ocorrência e da abundância das comunidades zooplanctônicas revelaram uma diversidade considerável de espécies, com dominância de alguns grupos característicos, sendo que os rotíferos foram os mais representativos. Esses organismos são considerados oportunistas, têm ciclo de vida curto e capacidade de se ajustar às mudanças ambientais (Margalef, 1983; Esteves, 1998; Rodríguez e Matsumura - Tundisi, 2000; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). A predominância de rotíferos em reservatórios deve-se a grande capacidade de colonização desses organismos em ambientes recém-formados, e ao reduzido tempo de residência da água, como é o caso do

reservatório em estudo. Esta predominância tem sido apontada por diversos autores, independentemente do estado trófico do ambiente aquático (Sendacz *et al.*, 2006; Hermes-Silva *et al.*, 2008; Sartori *et al.*, 2009).

As populações de rotíferos apresentaram maior densidade no verão, e condição inversa no inverno. As espécies de Rotifera constantes nas três estações de amostragem foram *Collotheca* sp., *Conochilus coenobasis*, *C. unicornis*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *K. tropica tropica* e *Polyarthra* aff. *vulgaris*, espécies que são freqüentemente encontradas em outros reservatórios brasileiros (Rodríguez e Matsumura-Tundisi, 2000; Sendacz *et al.*, 2006; Hermes-Silva *et al.*, 2008). As espécies *Ptygura libera* e *Conochilus unicornis* apresentaram as maiores densidades (583.200 e 254.400 ind.m⁻³, respectivamente), sendo que Matsumura-Tundisi e Rodríguez (Matsumura-Tundisi e Rodríguez, 2000) observaram a explosão destas duas espécies na Represa do Broa. No presente estudo, também foram observadas altas densidades de *Collotheca* sp., *Conochilus* sp., *Kellicottia bostoniensis*, *Trichocerca cylindrica* e *Polyarthra vulgaris*. Matsumura -Tundisi *et al.* (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1990) estudando o reservatório de Barra Bonita (SP) concluíram que a associação de *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis* é comum de ambientes bem eutrofizados e de *Polyarthra vulgaris* e *Keratella tropica* como indicadora de ambientes menos eutrofizados.

Os resultados deste estudo mostram que o reservatório de Itá foi mais favorável para a colonização e o desenvolvimento de Rotifera. A análise espacial mostra que os rotíferos foram mais abundantes na estação dos tanques-rede (P0) e menos abundantes na estação controle (PC). De acordo com Guo e Li (Guo e Li, 2003) a maior abundância de rotíferos nas proximidades dos tanques-rede deve-se ao aumento da concentração de nutrientes nas proximidades do cultivo.

Grande parte da população de copepódes foi formada por náuplios de Cyclopoida e de Calanoida. A participação das formas jovens e adultas foi relativamente pequena, mostrando a redução da capacidade competitiva de Copepoda neste ambiente. Resultados semelhantes foram encontrados por Sartori *et al.* (Sartori *et al.*, 2009) no reservatório de Jurumirim (SP). Os náuplios de Cyclopoida estiveram presentes em todas as estações de amostragem, mostrando-se bem adaptados e aparentemente não sofreram influência das variações ambientais nem dos procedimentos operacionais da usina. Alguns autores destacam que copépodes calanóides ocorrem em menor

proporção em ambientes mais eutrofizados do que copépodes ciclopoídes e cladóceros (Gannon e Stemberger, 1978). No presente estudo, os copépodes ciclopoídes foram um pouco mais abundantes que os calanóides, o que corrobora os dados de Hermes-Silva *et al.* (Hermes-Silva *et al.*, 2008).

Sampaio *et al.* (Sampaio *et al.*, 2002) também registraram densidades elevadas de Cyclopoida no reservatório do rio Paranapanema (SP), assim como Santos-Wisniewski e Rocha (Santos-Wisniewski e Rocha, 2007) no reservatório de Barra Bonita (SP).

De acordo com Anderson (Anderson, 1970), as espécies de Cyclopoida são essencialmente predadoras, capturando uma grande variedade de organismos planctônicos, inclusive pequenos cladóceros. Já Dussart e Defaye (Dussart e Defaye, 1995), afirmaram que os Cyclopoida tendem a ser mais onívoros, alimentando-se adicionalmente, ou mesmo preferencialmente, do plâncton e de microinvertebrados bentônicos e que a maioria dos Calanoida são herbívoros, alimentando-se de algas.

Os protozoários e os cladóceros apresentaram as menores abundâncias e densidades, sendo que o maior número de táxons e a maior densidade foram registrados na estação P120 para ambas as classes, diferindo dos resultados encontrados por Cornel e Whoriskey (Cornel e Whoriskey 1993) e Guo e Li (Guo e Li, 2003) que encontraram maior biomassa de cladóceros na área próxima a tanques-rede. Dentre os protozoários destacou-se em importância numérica o ciliado *Vorticella* sp.. A abundância desse ciliado em reservatórios também foi observada por Neumann-Leitão *et al.* (Neumann-Leitão *et al.*, 1991), na represa do Lobo (Broa) no estado de São Paulo. As espécies de *Diffugia* presentes neste estudo, de acordo com Wetzel (Wetzel, 1991), são comumente encontradas no plâncton, tanto em águas eutróficas como oligotróficas.

Cladocera foi a segunda classe em número de táxons, entretanto, de modo quantitativo foi a terceira em abundância de espécies, sendo que *Bosminopsis deitersi* e *Moina minuta*, espécies consideradas típicas de ambientes oligotróficos e mesotróficos (Arcifa, 1984; Sampaio *et al.*, 2002), foram as mais representativas. No ponto P0, onde os tanques-rede estão instalados foi observado declínio das populações de Cladocera e de Protozoa, condição esclarecida por Nunes (Nunes, 2008), que verificou que nesse mesmo local 80% da população de peixe selvagens associada ao cultivo em tanques-rede apresentaram dieta zooplancetófaga, com preferência alimentar por copépodes e cladóceros.

Os dados indicam que Cianobactéria também afetaram negativamente a população de Cladocera. A predominância de Cianobactéria e Rotifera carnívora foi observada nos meses mais quentes. O inverso foi observado primavera, com o predomínio de Cladocera e Copepoda, onde se observou o declínio de Cianobactéria e uma menor densidade de Rotifera.

A densidade total do zooplâncton foi mais elevada em P0, região central de influência dos tanques-redes, apresentando-se elevada até a estação a 120 m (P120) dos tanques-rede. No ponto controle (CT) a densidade foi menor, sugerindo, desse modo, que existe influência do cultivo sobre a população zooplânctônica. Contudo para a população fitoplanctônica verificou-se que a densidade na região controle (CT) foi semelhante ao ponto do centro dos tanques-rede (P0). A população fitoplanctônica apresentou padrão sazonal e maior abundância nos meses mais quentes.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora agradece à CAPES pela bolsa de doutorado concedida.

FINANCIAMENTO

Este estudo foi financiado pelo Conselho Nacional de Pesquisa Científica e Tecnológica (CNPq – Processo 552660/2007-8) e pela Tractebel Energia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aoyagui, A. S. M.; Bonecker, C.C.; Lansac-Tôha, F. A. *et al.* (2003) Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum*, **25**, 31-39.
- American Public Health Association (APHA) (1995) *Standart Methods for the Examination of Water and Waste-water*. 19^a Edition. Washington.
- Anagnostidis, K. e Komárek, J. (1988) Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 3: Oscillatoriales. *Algological Studies*, **50**, 327-472.
- Anderson, R.S. (1970) Predator-prey relationships and predation rates for crustacean zooplankers from some lakes in western Canada. *Can. J. Zool.*, **48**, 1229-1240.

- Arcifa, M. D. (1984) Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, **113**, 137-145.
- Beyruth, Z. (ed.) (1996) *Comunidade Fitoplancônica da Represa de Guarapiranga: 1991-1992 Aspectos Ecológicos, Sanitários, e Subsídios para Reabilitação da Qualidade Ambiental*. São Paulo.
- Bicudo, C. E. e Menezes, M. (2005) *Gêneros de algas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)*. Rima. São Carlos.
- Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M. e Moura, A. (2000) Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, **23**, 13-27.
- Branco, C. W. C. e Senna, P. A. C. (1996) Relation among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brazil. *Hidrobiologia*, **337**, 171-181.
- Cornel, G. E.; Whoriskey, F. G. (1993) The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, Quebec. *Aquaculture*, **109**, 101-107.
- Diana, J. S., Szyper, J. P., Batterson, T. R. *et al.* (1997) Water quality in ponds. In Egna, H. S. e Boyd, C. E. (eds), *Dynamics of ponds aquaculture*. CRC Press, Florida.
- Diaz, M. M; Temporetti, P. F; Pedrozo, F. L. (2001) Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagônia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, **6**, 152-158.
- Donner, J. (ed.) (1966) *Rotifers*. Frederik Warne, London.
- Dussart, B. N. e Defaye, D. (1995) Introduction to the Copepoda. In Dumont, H. J. F. (eds), *Guides to the indentification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. The Hague, SPB Academic. v.7. 277 pp.
- Edmondson, W. T. (ed.) (1959) *Freshwater Biology*. 2ed., New York.
- Elmoor-loureiro, L. M. A. (ed.) (1997) *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Universa, Brasília.
- Esteves, F.A. (ed.) (1998) *Fundamentos de limnologia*. Interciência. 2ª ed., Rio de Janeiro.
- Esteves, K. E. e Sendacz, S. (1988) Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnol. Brasil.*, **2**, 587-604.
- Fonseca, B. M. e Bicudo, C. E. M. (2010) How important can the presence/ absence of macrophytes be in determining phytoplankton

- strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status? *Journal of plankton research*, **32**, 31-46.
- Gannon, J.E. e Stemberg, R.S. (1978) Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, **97**, 6-35.
- Gentil, R. C., Tucci, A. e Sant'Anna, C. L.(2008) Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo (SP). *Hoehnea*, **35**, 265-280.
- Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. (eds) (1978) *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Blackweel Sci. Publ., London.
- Guo, L. e Li, Z. (2003) Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture* , **226**, 201-212.
- Hermes-Silva, S., Guerreschi, R. M., Craide, L. F. *et al.* (2008) Comunidades zooplanctônicas e bentônicas do Alto Rio Uruguai: caracterização da área de influência da Usina hidrelétrica Itá. In Zaniboni-Filho, E. e Nuñez, A. P. O. (eds), *Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Editora da UFSC. Florianópolis, pp. 109-126.
- Komárek, J. e Anagnostidis, K. (1986) Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2: Chroococcales. *Algological Studies*, **43**, 157-226.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (1999) Cyanoprokaryota, 1: Chroococcales. In Ettl, H., Gardner, G., Heynig, H.; et al. (eds), *Süsswasserflora von Mitteleurope. Gustav Fisher, Jena*, **19**, 1-548.
- Komárek, J. C. (2003) Colonial Cyanobacteria. In Wehr, J.D. e Sheath, R.G. (eds), *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic Press, USA, pp. 59-116.
- Koste, W. (1978) *Hydrobiologia: Rotatoria. die rädertiere mitteleuropas, Überordnung Monogononta*. Gebrüder Bornträger, Berlin.
- Landa, G. G., Barbosa, F. A. R., Rietzler, A. C. (2007) *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the State of Minas Gerais, Brazil. *Braz. Archives Biol. Technology*, **50**, 695-705.
- Lansac-Tôha, F.A. et al. (2005) Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatório. In RODRIGUES, L. et al. (eds.), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos, pp. 115-127.

- Lewis, W. M. (1978) A compositional phytogeographical and elementary community structural analysis of the phytoplankton in a tropical lake. *J. Ecol.*, **66**, 213-226.
- Lobo, E. e Leighton, G. (1986) Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonica de los sistemas de desembocaduras de rios e esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol.*, **22**, 1-29.
- Margalef, R. (1983) *Limnologia*. Omega S/A, Barcelona.
- Magurran, A. E. (Ed.) (2004) *Measuring biological diversity*. Brackwell Public, Oxford.
- Matsumura-Tundisi, T., Neumann-Leitão, S., Agüena, L. S. *et al.* (1990) Eutrofização da Represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de rotifera. *Rev. Brasil. Biol.*, **50**, 923-935.
- Matsumura-Tundisi, T. e Tundisi, J. G. (2005) Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, **542**, 367-378
- Matsuzaki, M., Mucci, J. L. M. e Rocha, A. A. (2004) Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Rev. Saud. Pub.*, **38**, 679-686.
- Menezes, L. C. B., Beyruth, Z. (2003) Impactos da Aqüicultura em Tanques-rede sobre a comunidade Bentônica da Represa de Guarapiranga. *Boletim Instituto de Pesca*, **29**, 77-86.
- Neumann-Leitão *et al.* (1991) Distribuição e aspectos ecológicos da represa do lobo (Broa). In Encontro Brasileiro de Plâncton, Recife, pp. 393-414.
- Nogueira, M. G. e Matsumura-Tundisi, T. (1996) Limnologia de um sistema artificial raso (Represa de Monjolinhos- São Carlos, SP. Dinâmica de populações planctônicas. *Acta Limnologia Brasiliensia*, **8**, 149-168.
- Nogrady, T. *et al.* (1993) Rotifera biology, ecology and systematics. In DUMONT, H. J. F. (eds). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic.
- Nunes, M. C. (2009) Ictiofauna associada ao cultivo de peixes em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica de Itá. Dissertação de mestrado. Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, 35pp.
- Otsuka, M. M. and Coelho-Botelho, M. J. (2003) Cladóceros planctônicos como indicadores do estado trófico dos reservatórios Billings e Guarapiranga. In Resumos do IX Congresso Brasileiro de Limnologia, Juiz de Fora-MG.

- Pace, M. L. and Orcutt, J. D. (1981) The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.*, **26**, 822- 830.
- Padisák, J. (1997) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, **107**, 563-593.
- Paggi, J. C. (ed.) (1993) Analisis Preliminar de la distribución geográfica de los Cladoceros sulamericanos. In Boltovskoy, A. e López, H. L. *Conferencias de Limnologia*: pp. 107-113.
- Reid, J. W. (1985) Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bolem. Zool. USP*, 17-143.
- Rocha, O., Sendacz, S. e Matsumura-Tundisi, T. (1995) Composition, Biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. In Tundisi, J.G., C.E.M. Bicudo e Matsumura-Tundisi, T. (eds), *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL. pp. 151-166.
- Rocha, O. e Güntzel, A. (1999) Crustáceos Branchiópodos. In Joly, C. A. e Bicudo, C. E. M. (eds), *Biodiversidade do Estado de São Paulo: Síntese do conhecimento ao final do século XX*, 4: Invertebrados de água doce. São Paulo : FAPESP, 109-120pp.
- Rodríguez, M. P. e Matsumura-Tundisi, T. (2000) Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Rev. Bras. Biol.*, **60**, 1-9.
- Round, F. E. (1971) The taxonomy of Chlorophyta, 2. *Britain Phycology Journal*, **6**, 235-264.
- Sampaio, E. V., Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T. *et al.* (2002) Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema river, *Brazil. Braz. J. Biol.*, **62**, 525-545.
- Sant'Anna, C. L., Sormus, L, Tucci, A. e Azevedo, M. T. P. (1997) Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea*, **24**, 67-86.
- Sant'Anna, C. L., Melcher, S. S., Carvalho, M. C. *et al.* (2007) Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasil. Bot.*, **30**, 1-17.
- Santos-Wisniewski, M. J. e Rocha, O. (2007) Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brazil *Braz. J. Biol.*, **67**, 223-233.

- Sartori, L. P., Nogueira, M. G., Henry, R. *et al.* (2009) Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three- year study. *Braz. J. Biol.*, **69**, 1-18.
- Sendacz, S., Caleffi, S. e Santos-Soares, J. (2006) Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.*, **66**, 337-350.
- Segers, H. *et al.* (1993) On the taxonomy of the Brachionidae: description of *Plationus* n. gen. (Rotifera, Monogonta). *Hydrobiologia*, **268**, 1-8.
- Segers, H. (1995) Rotifera: the Lecanidae (Monogonta). In DUMONT, H. J. F. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic, v. 2.
- Simonsen, R. (1979) The diatoms system: ideas on phylogeny. *Bacillaria*, **2**, 9-71.
- Smirnov, N. N. (ed.) (1974) *Crustacea: Chydorinae*. Israel Program for Scientific Translation, Jerusalém, 644 pp.
- Sotero-Santos, R. B., Carvalho, E. G., Dellamano-Oliveira, M.J. and Rocha, O. (2007) Occurrence and toxicity of an *Anabaena* bloom in a tropical reservoir (Southeast Brazil). *Harmful Algae*, **7**, 590-598.
- Strickland, J. D. H. e Parsons, T. R. (1960) A manual of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, **125**, 1-18.
- Tucci, A and Sant'Anna, C. (2003) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Rev. Bras. Botân.* **26**, 97-112.
- Tucci, A., Sant'Anna, C. L., Gentil, R. C. *et al.* (2006) Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*, **33**, 147-175.
- Tundisi, J. G. e Matsumura-tundisi, T. (eds) (2008) *Limnologia*. Oficina de Textos, São Paulo.
- Valderrama, J. C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marc. Chem.*, **10**, 1109-1122.
- Wetzel, R. G. e Likens, G. E. (eds) (1991) *Limnological analyses*. 2 ed. New York.

CAPÍTULO 2

CRIAÇÃO DE PEIXES NATIVOS EM TANQUES-REDE: EFEITO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA DE UM RESERVATÓRIO SUB-TROPICAL

FARMING NATIVE FISH IN CAGES: EFFECT ON WATER QUALITY OF A SUB-TROPICAL RESERVOIR

Danielle Pedrociane Cavacante^{1,2}, Alex Pires de Oliveira Nuñez^{1,*}

¹ Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce, Universidade Federal de Santa Catarina/Centro de Ciências Agrárias/Departamento de Aquicultura. Rodovia SC 406, 3532, Florianópolis, Santa Catarina, CEP 88066-000, Brazil. Telephone: (+55 48) 3389-5216, e-mail: nielani@gmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina/Centro de Ciências Agrárias/Departamento de Aquicultura. Rodovia Admar Gonzaga, 1346, Florianópolis, Santa Catarina, CEP 88034-001, Brazil.

*Corresponding author:

Alex Pires de Oliveira Nuñez
Universidade Federal de Santa Catarina
Departamento de Aquicultura
Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce.
Rodovia SC 406, 3532
Florianópolis, Santa Catarina
CEP 88066-000.
Brazil
Telephone/Fax: (+55 48) 3389-5216
e-mail: apon@cca.ufsc.br

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the effect of farming native fish in cages on water quality and plankton population and to estimate the carrying capacity of this environment. To characterize the environment, physical and chemical variables were analyzed in five sampling points: the center of the cages (0) and up to 120 m away toward the center of the reservoir (40, 80, 120) and at one point considered as control (CT). The biological variables analyzed were phytoplankton and zooplankton communities, which were sampled at three points (P0, P120 and CT). Monthly the temperature, pH, electrical conductivity and the concentrations of dissolved oxygen, total nitrogen, total ammonia, nitrite, total phosphate, total dissolved phosphate and reactive phosphate were analyzed on the surface and bottom of each sample point. The results showed that cultivation in cages did not significantly alter the water physical and chemical parameters, probably due to short residence time of water, but the cage influence on zooplankton population was recorded, since it was more abundant at the P0. Phytoplankton, however, showed a seasonal pattern and was more abundant in warmer months. Considering only the species that showed the best performance (*Steindachneridion scriptum*) to estimate the carrying capacity, it was found that 238 tonnes of fish can be grow per year in cages.

Keywords: Cages; Water quality; Plankton; Carrying capacity; Reservoir.

RESUMO

Este estudo teve por objetivo avaliar o efeito da criação de peixes em tanques-rede sobre a qualidade de água e sobre a população planctônica do reservatório da Usina Hidrelétrica Itá e estimar a capacidade de suporte desse ambiente. Para a caracterização do ambiente, variáveis físicas e químicas foram analisadas em cinco pontos amostrais: no centro dos tanques-rede (0) e até 120 metros de distância destes em direção ao centro do reservatório (40, 80, 120) e em um ponto considerado como controle (CT). As variáveis biológicas analisadas foram as populações de fitoplâncton e zooplâncton, que foram

amostradas em três pontos (P0, P120 e CT). Mensalmente a temperatura, o pH, a condutividade elétrica e as concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio total, amônia total, nitrito, fosfato total, fosfato total dissolvido e fosfato reativo foram analisadas na superfície e no fundo de cada ponto amostral. Os resultados mostraram que a criação de peixes em tanques-rede não alterou de forma significativa os parâmetros físicos e químicos, provavelmente devido ao curto tempo de residência da água, porém foi registrada influência do cultivo sobre a comunidade zooplânctônica, que foi mais abundante em P0. O fitoplâncton, no entanto, apresentou padrão sazonal e maior abundância nos meses mais quentes. Considerando-se apenas a espécie que apresentou o melhor desempenho zootécnico para estimativa da capacidade de suporte, verificou-se ser possível cultivar 238 toneladas de peixes por ano em sistema de tanques-rede.

Palavras-chave: Tanques-rede; Qualidade da água; Plâncton; Capacidade suporte, Reservatório.

1. INTRODUÇÃO

A piscicultura em tanques-rede vem se desenvolvendo no Brasil por ser uma atividade com elevada produtividade proveniente do emprego de altas taxas de estocagem, além de aproveitar ambientes aquáticos já existentes, como reservatórios de usinas hidrelétricas, rios e lagos naturais para o cultivo, o que reduz os custos de implantação da atividade (Ono e Kubitzka, 2003; Beveridge, 2004). Neste contexto a ampla rede hídrica do país apresenta condições extremamente favoráveis para a aqüicultura, como a disponibilidade de cinco milhões de hectares de água doce em reservatórios naturais e artificiais que poderão ser aproveitados para a produção de organismos aquáticos (Ostrensky et al., 2008).

Atualmente, com os incentivos governamentais para a criação de parques aquícolas destinados à piscicultura, permite-se que até 1,0% da área das águas em reservatórios possa ser utilizada para a produção de peixes. Caso seja empregado o sistema de cultivo em tanques-rede, que emprega um volume considerável de insumos alimentares para produção de peixes em alta densidade em uma área reduzida, com o conseqüente lançamento das sobras de ração e de metabólitos para o ambiente, torna-se evidente a necessidade de monitoramento desta atividade em função de sua capacidade de degradação da qualidade da água.

A qualidade de água é um dos fatores fundamentais para o bem estar geral dos organismos cultivados em tanques-rede (Beveridge, 2004). Nos grandes reservatórios ela está diretamente relacionada ao tamanho e ao manejo empregado no cultivo, ao consumo de ração pelos peixes, à taxa de conversão alimentar, ao tempo de retenção da água nos reservatórios e à natureza e volume dos resíduos produzidos (Cornel e Whoriskey, 1993; Rotta e Queiroz, 2003).

Embora a piscicultura em tanques-rede seja uma atividade altamente vantajosa, ela pode aumentar as concentrações de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, tanto na água como nos sedimentos (Guo e Li, 2003). Do total de fósforo aportado via ração a esse sistema de cultivo, estima-se que somente 23% são utilizados no metabolismo do peixe, enquanto 66% são transferidos para o sedimento e 11% ficam dissolvidos na água (Alves e Baccarin, 2005). Para o nitrogênio, Berghein et al. (1991) estimaram que 25% são aproveitados no metabolismo do peixe, que 65% são dissolvidos na água, e que 10% se depositam no sedimento. A liberação de nutrientes pode estimular a produção primária do fitoplâncton.

A diminuição da transparência da água, das concentrações de oxigênio dissolvido, o aumento da condutividade e do pH, e as mudanças na estrutura da comunidade planctônica foram associadas ao impacto do cultivo em tanques-rede no ambiente em diversos estudos (Cornel e Whoriskey, 1993; Diaz et al, 2001; Guo e Li, 2003; Alves e Baccarin, 2005).

A longo prazo, a adição constante de nutrientes no ambiente aquático pode superar a capacidade do sistema em absorver e metabolizar os resíduos (Penczak et al., 1982). A avaliação da capacidade suporte constitui uma medida de manutenção do ecossistema (Kashiwai, 1995), uma vez que prevê a produção máxima permitida de organismos aquáticos para a qual a emissão de resíduos não ultrapasse a capacidade de assimilação do ambiente (Kautsky, 1997).

Considerando-se a disseminação desse sistema de cultivo, o incentivo à criação de parques aquícolas e a carência de estudos sobre esse tema em águas doces, o presente estudo teve como objetivos avaliar o possível impacto do cultivo em tanques-rede sobre a qualidade da água e sobre as comunidades planctônicas em escala local e estimar a capacidade de suporte de um reservatório subtropical para o desenvolvimento da aquíicultura com espécies nativas de peixes em tanques-rede.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Local de estudo

O estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica Itá (27°16'57" S e 52°23'30" W), no alto rio Uruguai (Fig.1). Este reservatório apresenta área inundada de 103 Km² (total de 141 Km²), volume total de 5,1 Km³, profundidade média de 36 m e tempo de residência da água de 55 dias.

2.2. Delineamento experimental

A área onde estão instalados os tanques-rede apresenta profundidade média de 21 m e nela estão instalados 33 tanques-rede de diferentes tamanhos que foram estocados com diferentes espécies nativas de peixes (*Rhamdia quelen*, *Salminus brasiliensis* e *Steindachneridion scriptum*) em diferentes densidades, que totalizaram uma biomassa inicial de 415 kg. Mensalmente foram aferidas as taxas de sobrevivência e a biomassa, utilizando-se uma amostra de 10% da população de *R. quelen* e de *S. scriptum*, e para *S. brasiliensis* uma amostra de 20% da população foi avaliada a cada seis meses.

Os peixes foram alimentados com rações comerciais extrusadas, contendo 40% de proteína bruta (PB) para *S. brasiliensis* e *S. scriptum* e 32% de PB para *R. quelen*, que foram alimentados manualmente duas vezes ao dia até a saciedade aparente. As sobras de ração foram quantificadas 30 min após cada arraçoamento e o total de ração utilizado no experimento foi 7.299,41 kg.

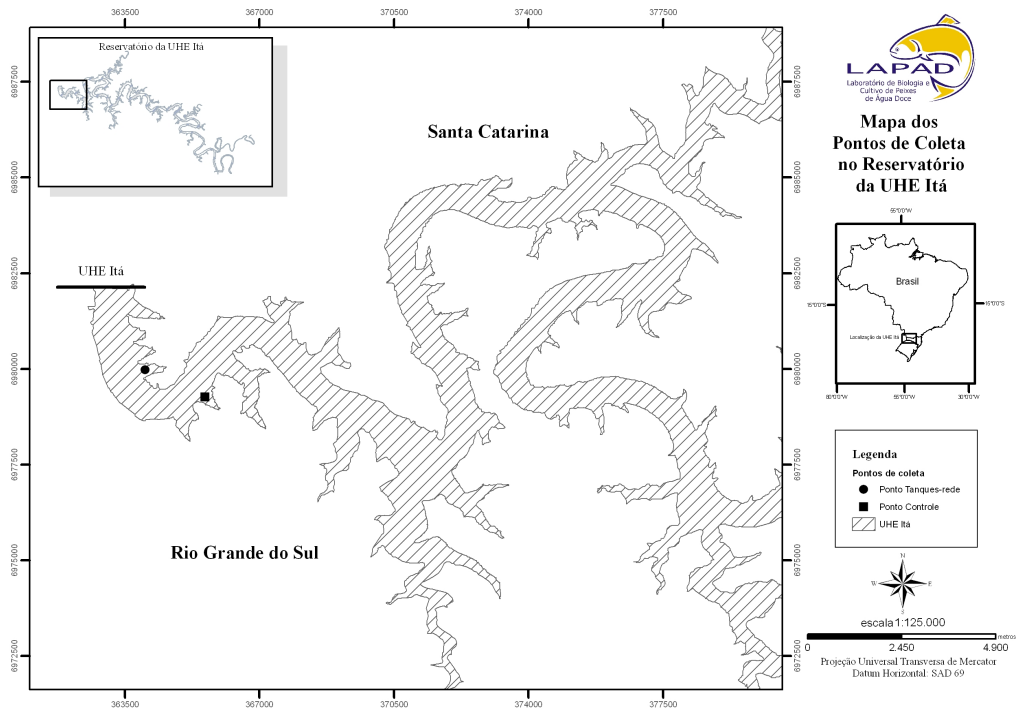


Fig. 1. Mapa da localização do reservatório da usina hidrelétrica Itá no rio Uruguai e dos locais de coleta. TR = local onde estão situados os pontos próximos aos tanques-rede; CT= local onde está situado o ponto controle.

2.3. Monitoramento da qualidade de água

O estudo foi conduzido de janeiro de 2008 a dezembro de 2009 e para avaliação da qualidade da água foram realizadas amostragens mensais em cinco pontos: no centro da estrutura dos tanques-rede (P0), a 40, 80 e 120 m de distância dos tanques-rede (P40, P80 e P120) em direção ao corpo do reservatório, e em um ponto situado em uma baía vizinha que não sofre influência do cultivo, que foi considerado como ponto controle (CT). Esta baía possui característica de circulação de água e profundidade semelhantes a da área estudada, e está localizada a montante dos tanques-rede.

As variáveis físicas e químicas da água foram analisadas mensalmente na sub-superfície (0.10 m) e no fundo de cada ponto amostral. O pH, a condutividade elétrica, a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido foram quantificados utilizando equipamentos YSI 63 e YSI 55, e a transparência da água foi aferida *in situ* com o disco de Secchi. Todas as amostras foram acondicionadas em garrafas de polietileno e refrigeradas na ausência de luz para análise posterior. O nível do reservatório e a precipitação pluviométrica foram obtidos junto à empresa que opera o reservatório.

2.4. Análises dos nutrientes

As concentrações de nitrogênio total e de fósforo total foram quantificados pelos métodos de Valderrama (1981), o fósforo total dissolvido e o fosfato reativo seguiram Strickland e Parsons (1960), o nitrito foi quantificado conforme Golterman et al. (1978) e a amônia total segundo Koroleff (1976).

A concentração do fósforo na ração foi quantificada através da análise deste elemento em 200 g de cada lote, e a sua retenção no tecido muscular dos peixes foi calculada a partir da análise de amostras de três peixes de cada unidade experimental, retiradas no início e no final dos experimentos. A diferença entre as concentrações do fósforo na ração e no peixe foi utilizada para estimativa da transferência do fósforo proveniente da ração para o ambiente. Para análise do fósforo nas rações e nos peixes seguiu-se o proposto por AOAC (2000).

2.5. Análise da população planctônica

O zooplâncton e o fitoplâncton foram amostrados durante o período de janeiro a novembro de 2008 nos pontos P0, P120 e CT a

partir da filtragem de 100 L da coluna de água com rede cilindro-cônica de malha 20 μm para a amostragem do fitoplâncton e com rede de malha 68 μm para o zooplâncton.

As amostras de fitoplâncton foram preservadas com lugol e sua contagem foi realizada em microscópio óptico invertido marca Carl Zeiss, em aumento de até 400 vezes. A densidade fitoplanctônica foi estimada em microscópio invertido (Carl Zeiss - Axiovert 135) após sedimentação prévia em câmaras de Utermöhl (Utermöhl, 1958). Os indivíduos foram contados em campos aleatórios e as densidades foram calculadas conforme recomendado por APHA (1995), sendo os resultados expressos em org L^{-1} .

As contagens de Cladoceras e Copepodas foram realizadas em placas de acrílico quadriculadas sob microscópio estereoscópico com aumento de 50x, contando-se sub-amostras e em microscópio óptico com aumento de até 1000x. Para os rotíferos e protozoários foram contadas sub-amostras de 1,0 mL em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico com aumento de 1000x. A densidade foi expressa em número de indivíduos por m^3 .

2.6 Análises estatísticas

A análise de variância foi utilizada para determinação da existência de diferença significativa da concentração de nutrientes entre as diferentes profundidades ($\alpha=0,05$). Para identificar os padrões de diferença temporal e espacial das variáveis da qualidade de água na superfície e no fundo de cada ponto amostral foi empregada a Análise dos Componentes Principais (Legendre e Legendre, 1983).

2.7. Capacidade de suporte

A biomassa máxima a ser estocada no ambiente foi estimada a partir do modelo matemático descrito por Dillon e Rigler (1974) modificado do modelo original de Vollenweider (1968) e apresentado por Beveridge (2004).

3. RESULTADOS

3.1. Sobrevivência e Biomassa

A sobrevivência média (\pm desvio-padrão) das espécies peixes cultivadas foi $86,4\pm 9,2\%$ para *S. brasiliensis*, $86,0\pm 12,3\%$ para *R. quelen* e $99,5\pm 0,5\%$ para *S. scriptum*. A biomassa total (Fig.2) apresentou tendência de crescimento contínuo ao longo do tempo, atingindo $2.926,3 \pm 200,0$ kg de peixes. Aos 450 dias de cultivo, no entanto, foi realizada a despesca dos tanques-rede com *R. quelen*. O consumo total de ração ao longo do estudo foi de 7.299,14 kg, e sua variação temporal está representada na Figura 3.

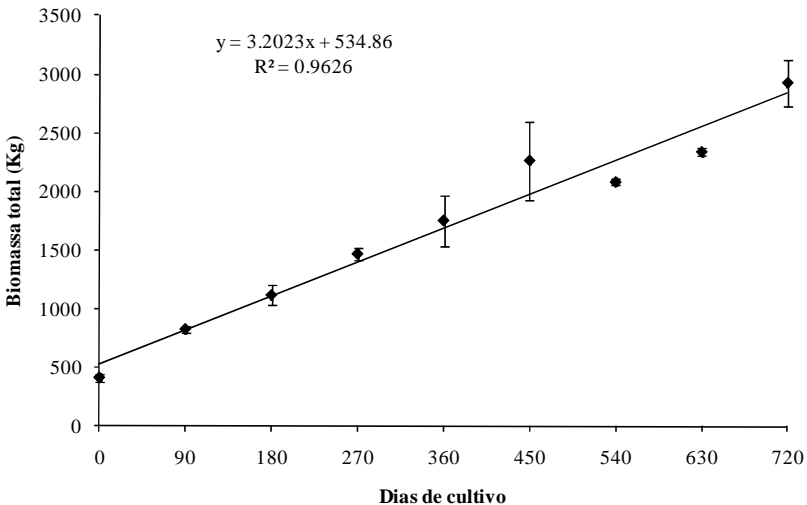


Fig. 2. Biomassa total (\pm desvio padrão) de três espécies de peixes nativos cultivados em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica Itá durante o período de janeiro de 2008 a dezembro de 2009.

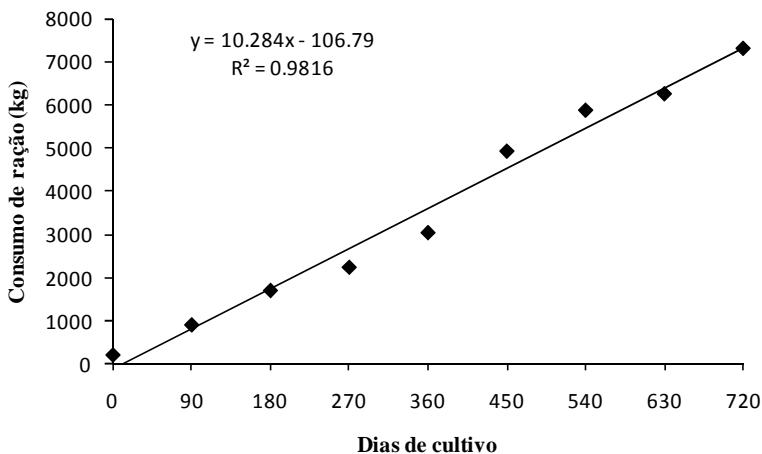


Fig. 3. Consumo acumulado de ração de três espécies de peixes nativos cultivados em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica Itá durante o período de janeiro de 2008 a dezembro de 2009.

3.1. Qualidade da água

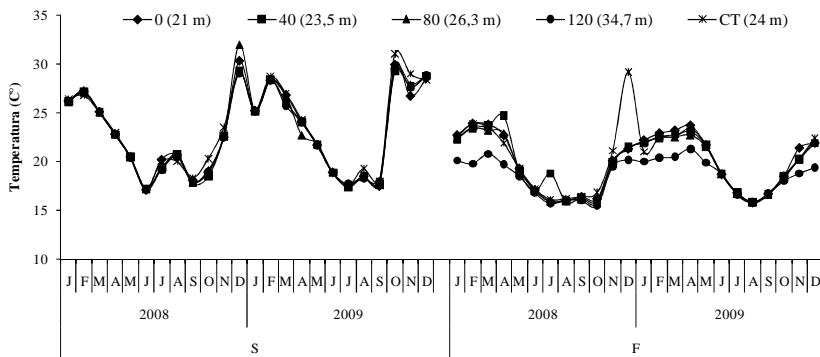
Os parâmetros físicos e químicos da água não apresentaram alterações espaciais durante o período de estudo, entretanto mostraram variações temporais e com a profundidade.

Os valores da temperatura da água variaram de maneira bem clara, sendo observadas as menores temperaturas nas coletas de água de fundo nos diferentes pontos amostrais, assim como menores valores de temperatura nos meses de junho a outubro de 2008 e 2009 (Fig. 4A). A temperatura média na sub-superfície durante a primavera-verão foi 26,4 e no outono-inverno foi 19,8°C. No fundo estes valores foram 21,1 e 18,3 °C na primavera-verão e no outono-inverno, respectivamente. Comportamento semelhante foi registrado para as concentrações de oxigênio dissolvido, para as quais foram registradas as maiores concentrações na sub-superfície dos diferentes pontos amostrais (Fig. 4B). As concentrações médias de oxigênio dissolvido na sub-superfície e no fundo dos diferentes pontos amostrais foram 7,8 e 5,5 mg L⁻¹, respectivamente. As menores concentrações de oxigênio dissolvido foram registradas nos meses de janeiro (4,5 mg L⁻¹) e abril (2,00 mg L⁻¹) de 2008 na superfície e no fundo, respectivamente.

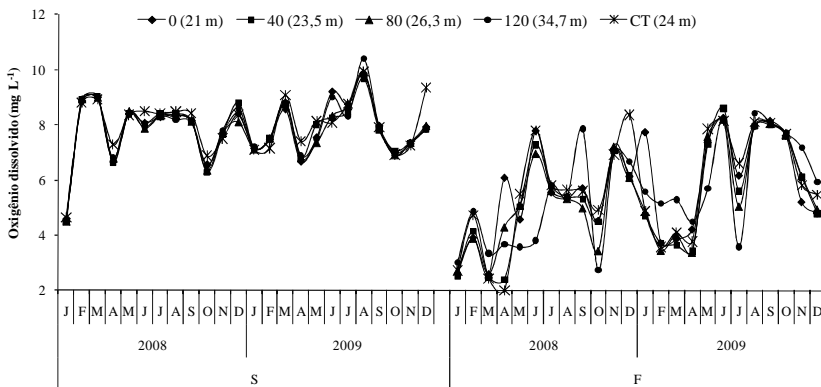
Em relação ao pH, os valores não apresentaram variações espaciais e nem com a profundidade, e oscilaram dentro da faixa de 6,0-8,0 na maior parte do período amostrado. Durante os meses de julho e agosto de 2009, o pH apresentou ampla oscilação, passando de ácido a alcalino (Fig. 4C). Os valores médios de pH na sub-superfície e no fundo dos diferentes pontos amostrais foram, respectivamente, de 7,3 e 7,1. Do mesmo modo, a condutividade também não apresentou grandes variações entre as profundidades, exceto entre setembro e novembro/2009, e sim em escala temporal, sendo que no período de primavera-verão foram registrados os valores mais baixos desta variável. Os valores de pico foram registrados nos meses de julho e agosto de 2008 e 2009 para as amostras de superfície e de fundo (Fig. 4D). A média da condutividade durante o estudo na sub-superfície foi de $45,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ e no fundo de $43,2 \mu\text{S cm}^{-1}$.

As maiores médias mensais de precipitação ($> 10,0 \text{ mm}$) foram observados em outubro de 2008 e em setembro e dezembro de 2009 (Fig. 5A). A transparência da água (Fig. 5B) apresentou, durante o período de outono-inverno, médias superiores a 2,0 m de profundidade. Os menores valores de transparência foram encontrados em novembro de 2008 (0,65 m) e em setembro de 2009 (0,38 m).

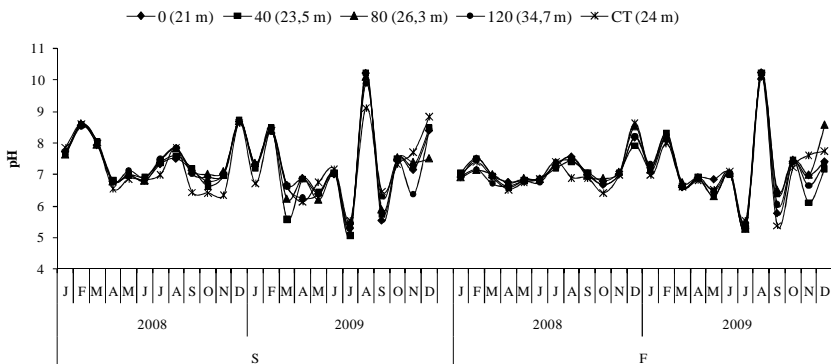
A



B



C



D

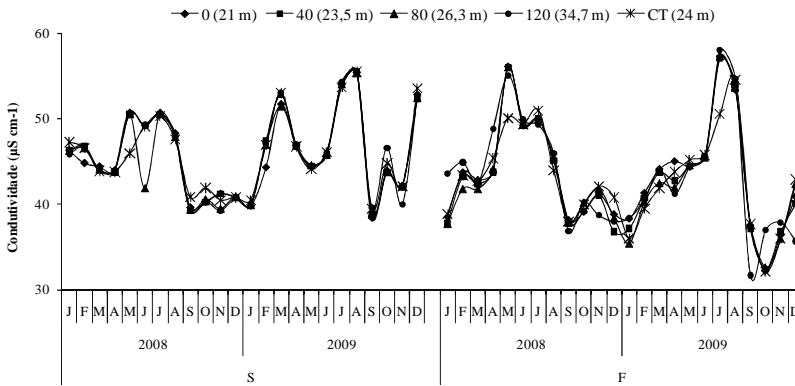


Fig. 4. Temperatura (A), concentração de oxigênio dissolvido (B), potencial hidrogeniônico (C) e condutividade elétrica (D) da água em diferentes distâncias do cultivo de peixes em tanques-rede (pontos 0, 40, 80 e 120 m) e em um ponto controle (CT) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro/2008 a dezembro/2009.

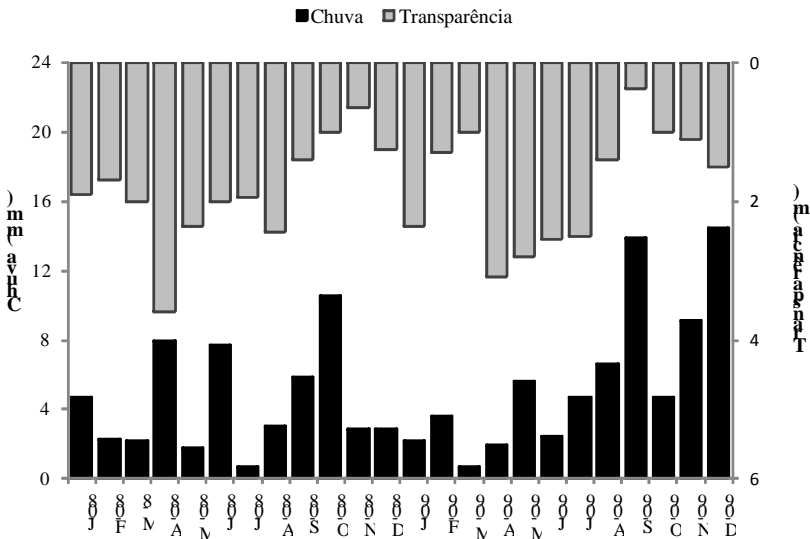


Fig. 5. Precipitação pluviométrica média mensal (A) e transparência da água (B) no reservatório da usina hidrelétrica Itá no período de janeiro/2008 a dezembro/2009.

A representação da sub-superfície e do fundo dos pontos amostrais na análise dos componentes principais (PCA) mostrou que existem diferenças entre as profundidades (Fig. 6A e Tabela 1). Essas diferenças podem ser explicadas principalmente pela maior concentração de oxigênio dissolvido que caracterizou as amostras de superfície, e pelas maiores concentrações das formas fosfatadas (fosfato total dissolvido e fosfato reativo) e das formas nitrogenadas (amônia total, nitrogênio total e nitrito) que caracterizaram o fundo (Fig 6B e Tabela 1).

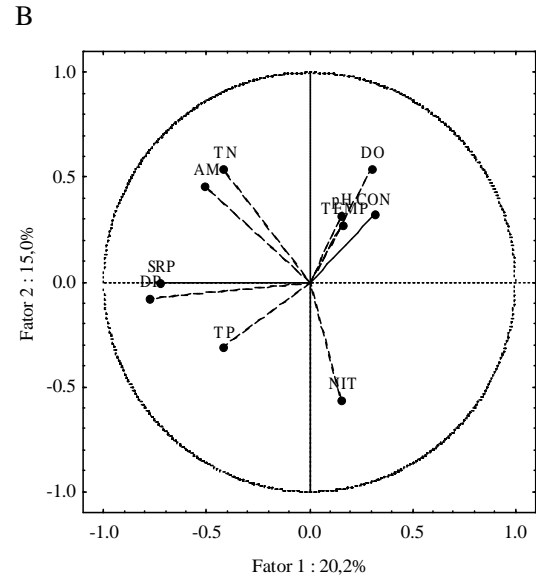
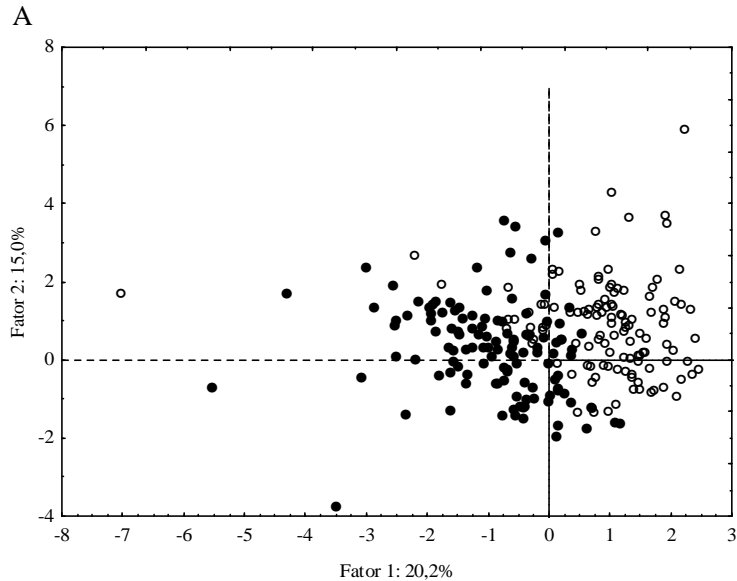


Fig. 6. Ordenação dos pontos amostrais na análise dos componentes principais. A = superfície (◦) e fundo (•). B = Variáveis explicativas: DO (oxigênio dissolvido); SRP (fosfato reativo); DP (fósforo total dissolvido); TEMP (temperatura); TP (fósforo total); SEC (profundidade de secchi); NIT (nitrito); CON (condutividade); AM (amônia); TN (nitrogênio total).

Através da PCA para a sub-superfície dos cinco pontos de amostragem, observou-se que os dois primeiros eixos da análise explicaram 35,8% da variância total do conjunto de dados (Fig. 7). O primeiro eixo componente principal 1 (F1) foi responsável por 18,8% da variância como resultado de elevados valores das formas nitrogenadas e do nível do reservatório. O eixo 2 esteve associado às maiores concentrações das formas fosfatadas. As maiores concentrações de nitrito foram observadas nos meses mais quentes (janeiro a março de 2008), quando foi registrado o menor de nível do reservatório.

A análise dos componentes principais para o fundo mostrou que os dois primeiros eixos da análise dos componentes principais (PC1 e PC2) explicaram 37,02% da variância do conjunto de dados (Fig. 8). O eixo 1 (F1) é responsável de 21,48% da variância e esteve associado aos valores de oxigênio dissolvido, nível do reservatório, amônia total e nitrito. O eixo 2 esteve associado principalmente os maiores valores de condutividade e concentração de fósforo total dissolvido. No fundo as concentrações de nitrito estiveram associadas aos meses de menores valores de nível do reservatório e de concentração do oxigênio dissolvido. A análise da PCA revelou que o ano de 2008 foi diferente do ano seguinte, onde foram observadas neste último as menores concentrações dos nutrientes avaliados neste estudo.

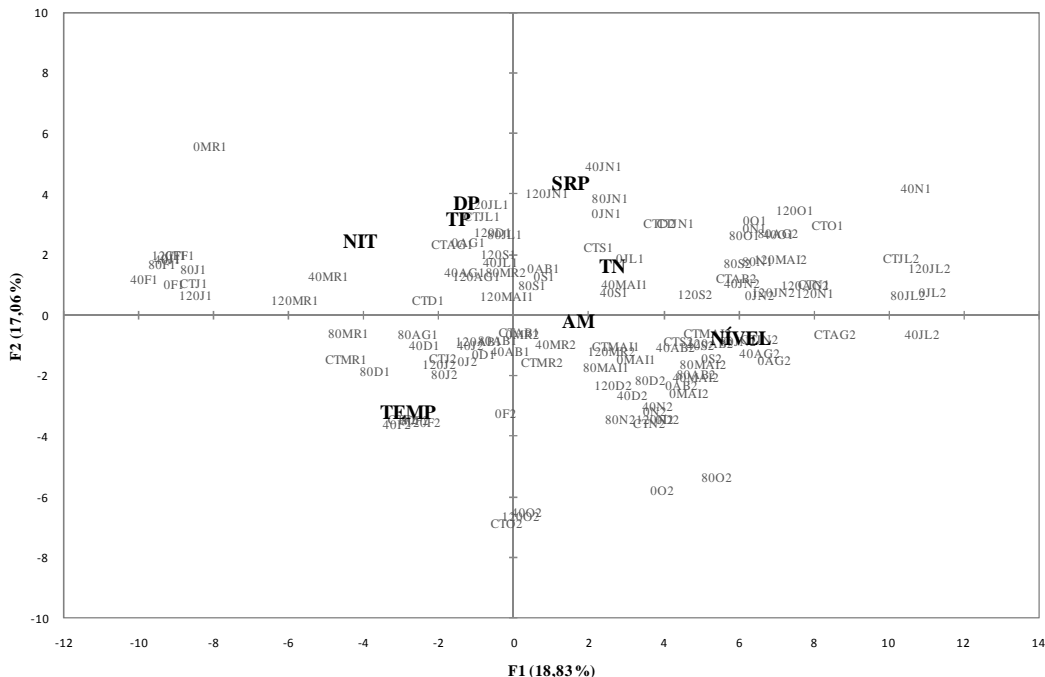


Fig. 7. Representação da análise dos componentes principais aplicada às variáveis de qualidade de água para a sub-superfície dos diferentes pontos amostrais do reservatório Itá. TEMP = temperatura. DP = fósforo total dissolvido. NIT = nitrito. COND = condutividade elétrica. DO = oxigênio dissolvido. NÍVEL = nível do reservatório. TN = nitrogênio total. SRP = fósforo reativo. TP = fósforo total.

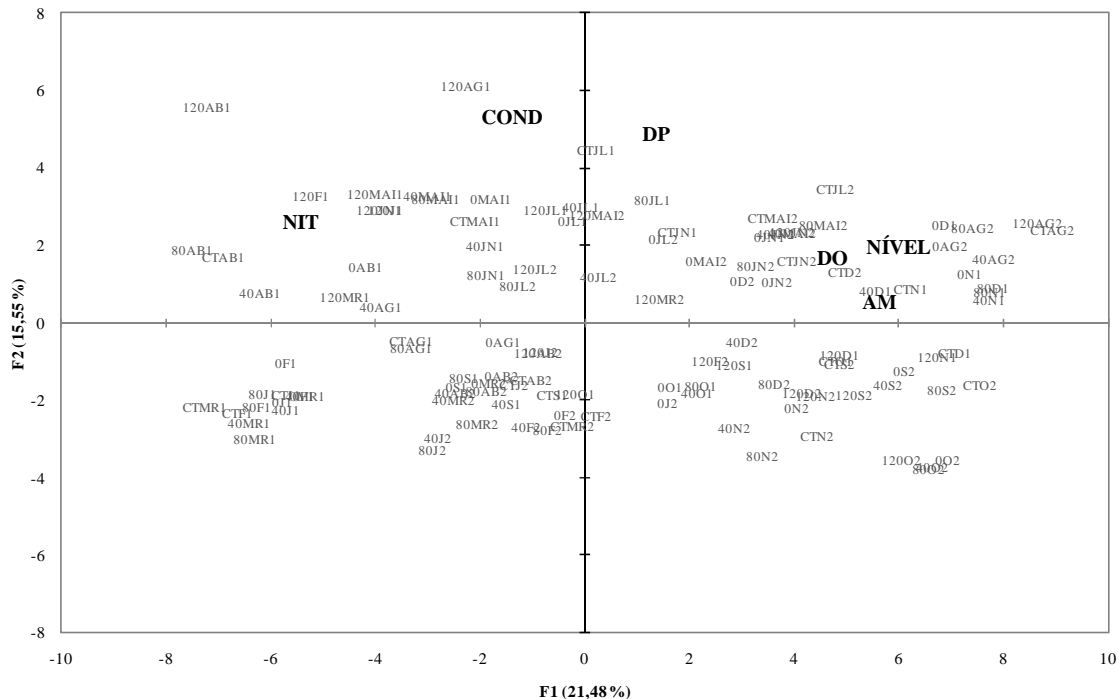
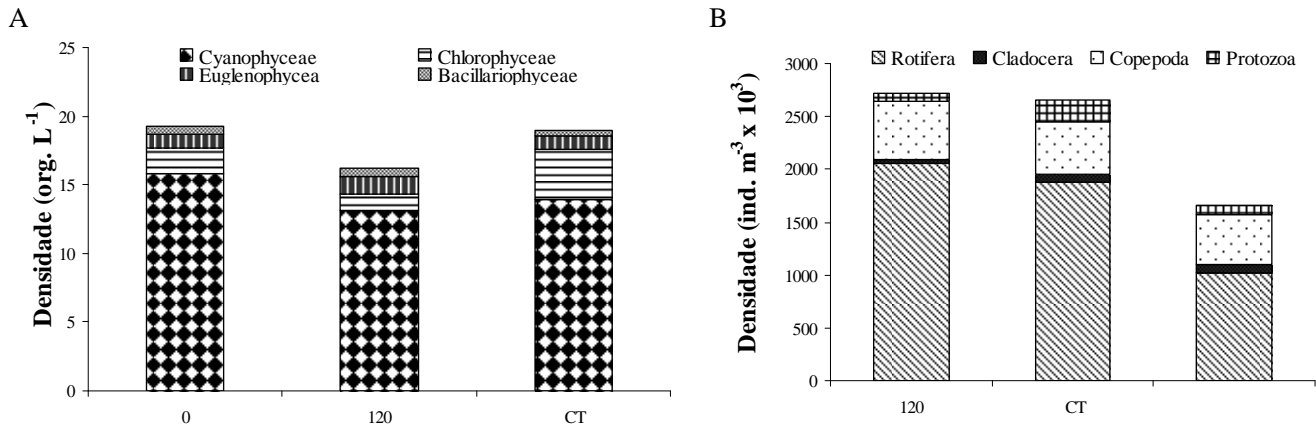


Fig. 8. Representação da análise dos componentes principais aplicada às variáveis de qualidade de água para o fundo dos diferentes pontos amostrais do reservatório de Itá. AM = amônia total. DP = fosfato total dissolvido. NIT = nitrito. COND = condutividade elétrica. DO = oxigênio dissolvido. NÍVEL = nível do reservatório.

3.2. População planctônica

As famílias Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae constituíram as classes mais representativas da comunidade fitoplanctônica, e entre elas Cyanophyceae foi o grupo que apresentou maior contribuição, com destaque para *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e as células livres de *Microcystis* sp., espécies de maior importância numérica (0,665, 11,609 e 1,002 org L⁻¹ respectivamente) (Fig 9A). Verificou-se que os pontos tanques-rede (0) e CT foram os mais semelhantes para a população fitoplanctônica. O grupo Rotifera foi o mais abundante seguido pelos copépodos, sendo que os protozoários e os cladóceros apresentaram abundâncias menores. Em termos espaciais, as estações dos tanques-rede (P0) e a 120 m destes (P120) foram as que registraram as maiores densidades de rotíferos. As espécies dominantes no reservatório de Itá foram *Ptygura libera* e *Conochilus unicornis* (254.400 ind m⁻³ e 583.200 ind m⁻³, respectivamente). De modo geral verificou-se que o ponto controle apresentou a menor densidade total (Fig. 9B). A comunidade fitoplanctônica apresentou variação temporal, com maiores densidades nos meses mais quentes, já o zooplâncton apresentou picos de densidade nos meses de março e maio de 2008 (Fig. 10).



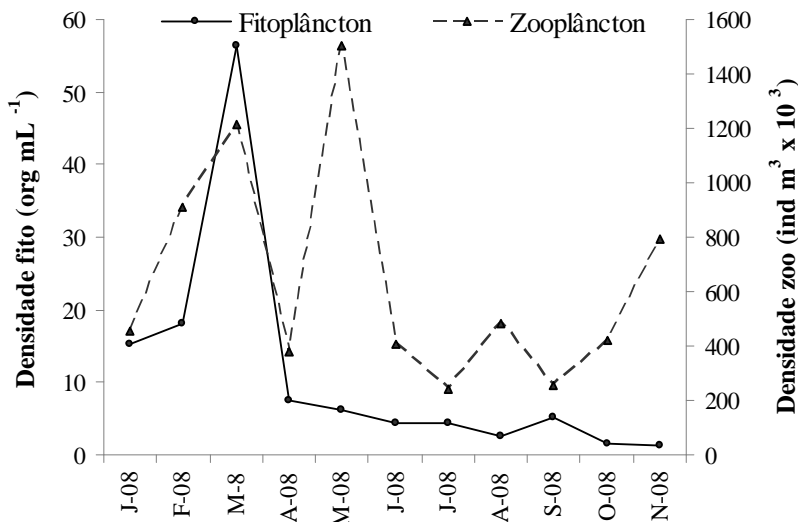


Fig. 10. Densidade mensal dos organismos fitoplancônicos e zooplancônicos no reservatório da UHE Itá no período de janeiro a novembro de 2008.

3.3 Capacidade suporte

Durante o cultivo foram utilizados 7.712,8 kg de ração, dos quais 6.032,9 kg foram de ração contendo 40% de PB e os demais 1.679,9 kg foram de ração com 32% de PB. Essas rações contêm, respectivamente, 1,62% e 1,41% de teor de fósforo.

A Tabela 2 apresenta os dados utilizados para a estimativa da capacidade de suporte a partir do modelo matemático descrito por Dillon e Rigler (1974), apresentado por Beveridge (2004) para cada uma das três espécies nativas cultivadas no presente estudo em sistema de tanques-rede no reservatório de Itá. Nesse cálculo foram utilizadas as taxas de conversão alimentar (CA) obtidas no presente estudo que foi de 3:1 para *S.brasiliensis*, 2:1 para *R.quele*n e de 1,5:1 para o *S.scriptum*.

Tabela 1. Valores médios (\pm desvio padrão) dos nutrientes obtidos nos diferentes pontos amostrais e profundidades durante o período experimental. 0 = Região central dos Tanques-rede; 40 = região a 40m; 80 = região a 80 m; 120 = região a 120 m; CT = região Controle. TN = nitrogênio total. AM = amônia total. NIT = nitrito. TP = fosfato total. DP = fosfato total dissolvido. SRP = fosfato reativo. S = superfície. F = fundo. Letras diferentes indicam diferença significativa ($P < 0,05$) entre as diferentes profundidades de um mesmo ponto amostral.

Ponto	Prof.	TN (mg/L)	AM ($\mu\text{g/L}$)	NIT ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)	DP ($\mu\text{g/L}$)	SRP ($\mu\text{g/L}$)
0	S	0,77 \pm 0,20 a	11,99 \pm 5,21 a	1,26 \pm 0,78 a	18,44 \pm 7,32 a	9,44 \pm 10,20 a	4,49 \pm 2,34 a
	F	0,84 \pm 0,24 b	21,39 \pm 9,64 b	0,92 \pm 0,33 b	29,18 \pm 12,68 b	14,98 \pm 6,17 b	10,13 \pm 4,50 b
40	S	0,74 \pm 0,26 a	10,71 \pm 5,06 a	1,31 \pm 0,66 a	20,78 \pm 9,00 a	7,28 \pm 4,76 a	4,35 \pm 2,31 a
	F	0,91 \pm 0,23 b	14,80 \pm 8,05 b	0,88 \pm 0,26 b	25,88 \pm 10,46 b	13,36 \pm 7,28 b	9,03 \pm 3,59 b
80	S	0,75 \pm 0,28 a	9,63 \pm 4,46 a	1,31 \pm 0,73 a	20,90 \pm 9,61 a	7,22 \pm 4,11 a	4,45 \pm 2,46 a
	F	0,88 \pm 0,25 b	15,61 \pm 9,73 b	0,91 \pm 0,39 b	26,17 \pm 10,83 b	12,60 \pm 6,16 b	8,63 \pm 3,83 b
120	S	0,70 \pm 0,31 a	12,49 \pm 5,88 a	1,63 \pm 0,73 a	19,93 \pm 7,38 a	7,39 \pm 4,20 a	5,25 \pm 3,21 a
	F	0,97 \pm 0,17 b	15,35 \pm 7,46 b	1,18 \pm 0,60 b	28,55 \pm 9,60 b	17,07 \pm 7,65 b	11,58 \pm 4,06 b
CT	S	0,69 \pm 0,31 a	12,15 \pm 5,62 a	1,46 \pm 0,76 a	20,35 \pm 7,18 a	7,86 \pm 3,94 a	5,36 \pm 2,49 a
	F	0,94 \pm 0,29 b	18,62 \pm 7,47 b	0,95 \pm 0,30 b	24,52 \pm 8,13 b	15,49 \pm 6,75 b	10,04 \pm 4,19 b

Tabela 2. Cálculo da capacidade suporte para o cultivo de cada uma das três espécies nativas cultivadas (*S.brasiliensis*, *R.quele*n e *S.scriptum*) no presente estudo em sistema de tanques-rede no reservatório Itá. A) Cálculo considerando uma área de cultivo proporcional (0,33 Km²) para cada uma das espécies. B) Cálculo considerando o total da área permitida para cultivo (1,0 Km²) com cada uma das espécies.

A)

Espécie	[P]_i (mg/m ³)	[P]_f (mg/m ³)	ΔP* (mg/m ³)	z (m)	ρ (x/ano)	R_{peixe}	L_{peixe} (g/m ² /ano)	A_{res} (Km ²)	LT (kg/ano)	P_{tq} (kg/ton)	LT/P_{tq} (ton/ano)
<i>S. brasiliensis</i>	24,0	30,0	6,0	36,0	6,64	0,63	4,46	0,33	1.516,2	31,2	49,0
<i>R. quele</i> n	24,0	30,0	6,0	36,0	6,64	0,63	4,46	0,33	1.516,2	22,7	67,0
<i>S. scriptum</i>	24,0	30,0	6,0	36,0	6,64	0,63	4,46	0,33	1.516,2	18,7	81,0

B)

Espécie	[P]_i (mg/m ³)	[P]_f (mg/m ³)	ΔP* (mg/m ³)	z (m)	ρ (x/ano)	R_{peixe}	L_{peixe} (g/m ² /ano)	A_{res} (Km ²)	LT (kg/ano)	P_{tq} (kg/ton)	LT/P_{tq} (ton/ano)
<i>S. brasiliensis</i>	24,0	30,0	6,0	36,0	6,64	0,63	4,46	1,0	4.459,3	31,2	143,0
<i>R. quelen</i>	24,0	30,0	6,0	36,0	6,64	0,63	4,46	1,0	4.459,3	22,7	196,0
<i>S. scriptum</i>	24,0	30,0	6,0	36,0	6,64	0,63	4,46	1,0	4.459,3	18,7	238,0

[P]_i = concentração de fósforo total no ambiente em janeiro de 2008 no ponto controle (CT)

[P]_f = concentração máxima aceitável de fósforo total no ambiente utilizado para o cultivo intensivo em tanques-rede (mg/m³); valor obtido no artigo 15 da Resolução CONAMA 357 de 17/03/2005);

ΔP = aumento máximo de fósforo total no ambiente utilizado para cultivo em tanques-rede (mg/m³) para que não seja ultrapassado o limite de fósforo permitido;

z = profundidade média do ambiente estudado (m);

ρ = taxa de renovação da água do ambiente, em vezes por ano;

L_{peixe} = aporte de fósforo oriundo do cultivo nos tanques-rede (g/m²/ano);

R_{peixe} = fração do L_{peixe} retida no sedimento; o coeficiente de retenção do P-total (R) foi calculado a partir da equação de Hejzlar et al., (2006) para reservatórios;

A_{res} = área máxima do reservatório que pode ser utilizada para a implantação de cultivos em tanques-rede;

LT = aporte permitido de fósforo total no reservatório (kg/ano);

P_{tq} = estimativa de aporte de fósforo total produzido (kg) por tonelada de peixe nos tanques-rede;

LT/P_{tq} = Capacidade suporte

4. DISCUSSÃO

O maior impacto que um cultivo em tanques-rede pode produzir é o aumento das concentrações de nitrogênio, de fósforo e de matéria orgânica no ambiente, que podem provocar o enriquecimento de nutrientes na água e no sedimento adjacente. Este impacto depende principalmente da área, da profundidade, do tempo de residência da água e da produção de pescado (Guo e Li, 2003, Rotta e Queiroz, 2003).

No presente estudo foi registrado aumento crescente da biomassa, com decréscimo da biomassa apenas aos 450 dias quando foi realizada a despesca dos tanques-rede com *R. quelen*. Comparando-se os resultados aqui obtidos (2.926,3 kg) com o de Brol (2006), que cultivou a piracanjuba (*Brycon orbignyianus*) em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica Machadinho, situada na mesma bacia no rio Uruguai a montante da UHE Itá, observou-se a produção similar, com 1.231,50 kg de peixes ao final de doze meses.

O sucesso da produção de peixes em qualquer sistema de cultivo está diretamente relacionado ao monitoramento da qualidade de água e ao posicionamento correto dos tanques-rede no corpo d'água, uma vez que os peixes confinados não têm como se deslocar para locais de melhor qualidade de água (Beveridge, 2004). No reservatório de Itá, a concentração de oxigênio dissolvido, a temperatura, o pH e a condutividade elétrica da água foram semelhantes na sub-superfície dos cinco pontos amostrais. Entretanto foram encontradas algumas diferenças sazonais e entre as profundidades estudadas para os valores de temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade, relacionadas principalmente à profundidade amostrada. Brol (2006) também registrou um número maior de variações temporais do que espaciais, porém Alves e Baccarin (2005), avaliando a influência do cultivo de peixes sobre o sedimento na usina hidrelétrica Nova Avanhandava, em São Paulo, observaram alterações espaciais, sobretudo quanto às variações de amônia total e fosfato total.

A variação da temperatura com a profundidade propiciou a ocorrência de estratificação da temperatura e do oxigênio dissolvido na coluna d'água para alguns meses. A estratificação, na maioria das vezes, é efeito da temperatura sobre a densidade da água e assim, as distintas camadas que se formam não se misturam (Sipaúba-Tavares, 1994). A desestratificação térmica ocorre no inverno e a coluna d'água circula totalmente até o final da primavera, com a oxigenação atingindo maiores profundidades. A variação média da temperatura durante a primavera-verão (26,4°C) e no outono-inverno (19,8°C) mostrou-se similar à

registrada por Bueno et al. (2008) para uma área aquícola do reservatório de Itaipu (PR). A temperatura afetou o comportamento alimentar de *S. brasiliensis* e *S. scriptum*, pois nos meses de inverno, essas espécies reduziram a ingestão de ração, o que não ocorreu com *R. quelen*. De acordo Weingartner et al. (2008), *S. brasiliensis* e *R. quelen* se adaptam bem ao cultivo em tanques-rede, entretanto no inverno *S. brasiliensis* reduz a ingestão de ração, com conseqüente estabilização do crescimento. *R. quelen* em ambiente natural continua a ingestão de alimento até a temperatura da água de 11°C (Baldisseroto e Radünz-Neto, 2005).

As concentrações de oxigênio dissolvido estiveram dentro dos valores aceitáveis para o cultivo. Em janeiro/2008 foi registrada a menor concentração de oxigênio dissolvido na sub-superfície (4,5 mg L⁻¹). Esse valor, no entanto, está dentro dos limites estabelecidos para uma boa qualidade de água uma vez que, de modo geral para a piscicultura, a concentração mínima de oxigênio dissolvido deve ser 4,0 mg L⁻¹ (Boyd e Tucker, 1998). Estresse e risco de mortalidade ocorrem quando a concentração de oxigênio é reduzida para valores abaixo de 2,0 mg L⁻¹ (Kubitza, 2003). Os resultados aqui encontrados estão de acordo com Serafini (2005), que recomenda que *S. brasiliensis* seja cultivado em altas concentrações de oxigênio dissolvido, pois apresenta melhor crescimento e utilização do alimento, em concentrações superiores a 5,0 mg L⁻¹. Para a condutividade, os valores médios durante o estudo foram de 45,9 µS cm⁻¹ na sub-superfície e 43,2 µS cm⁻¹ no fundo, valores próximos aos registrados por Bueno et al. (2008), no reservatório de Itaipu (45,0-50,4 µS cm⁻¹) e por Brol (2006), no reservatório de Machadinho que registrou valores médios de 42,0 µS cm⁻¹ para a superfície. No presente estudo os maiores valores de condutividade e as baixas concentrações de oxigênio dissolvido estão possivelmente relacionados à maior quantidade de amônia total oriunda do processo de decomposição. No fundo, muito provavelmente, a ação de decompositores libera amônia e eleva a concentração iônica, o que reflete no aumento da condutividade (Esteves, 1998).

Em relação ao pH da água na maior parte do tempo foram registrados valores entre 6,5 e 9,0 que estão em consonância com Boyd e Tucker (1998) e com a legislação vigente (resolução CONAMA 350/2005). Em agosto/2009 foi registrado valor muito acima da média de todos os pontos, período no qual também foram registrados os maiores valores de oxigênio dissolvido na superfície. Valores muito altos de pH durante períodos de intensa fotossíntese, mesmo na ausência de níveis detectáveis de amônia total, prejudica a excreção da amônia e

podem ocasionar um eventual estresse alcalino (Vinatea-Arana, 2004). Tal condição invariavelmente resulta na intoxicação dos peixes pela amônia produzida em seus próprios processos metabólicos.

A análise dos componentes principais mostrou que entre os diferentes pontos de coleta, não houve diferença significativa das concentrações dos nutrientes avaliados no período de estudo, sugerindo que o cultivo não propiciou alterações significativas na qualidade da água do entorno dos tanques-redes. Estes resultados corroboram com os de Brol (2006), Menezes e Beyruth (2003), que observaram que a atividade de cultivo não promoveu impacto na qualidade da água da represa de Guarapiranga (SP). Em oposição, Cornel e Whoriskey (1993) estudando o impacto do cultivo de trutas arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) relataram que em curto prazo os impactos são localizados no meio do lago. Além disso, os autores também registraram a depleção da concentração de oxigênio dissolvido e o aumento da taxa de sedimentação ao redor dos tanques-rede.

O impacto causado pelo cultivo ao ambiente varia de acordo com o sistema de cultivo utilizado e com as características do corpo d'água que recebe o efluente (Zaniboni-Filho, 1997). Os estudos de Guo e Li (2003) mostraram que o cultivo em gaiolas tem efeito significativo sobre a concentração do fósforo total e do nitrogênio total, e que esses impactos podem se estender até 20 m ou mais das gaiolas no lago. A produção daquele lago foi na ordem de 16 toneladas de pescados e as cargas de nutrientes da dieta foram proeminentes (0,04 kg P/kg de peixe produzido e 0,16 kg N/kg de peixe produzido).

O comportamento espacial verificado para as séries nitrogenada e fosfatada indica pouca variação, porém foram registradas maiores concentrações no fundo. Isto pode ser reflexo das características do reservatório, como o baixo tempo de residência da água. Este resultado corrobora com os estudos de Guo e Li (2003) e Brol (2006) sendo que, em geral, as maiores concentrações de nutrientes foram registradas nos meses de inverno, ou seja, durante a desestratificação térmica. É provável também que a biocenose local esteja absorvendo e depurando o aporte desses nutrientes, devida à pequena concentração de nutrientes encontradas neste estudo. Os nutrientes fosfatados e nitrogenados por serem solúveis e com distribuição influenciada pela ação das correntes podem não se concentrar apenas nos locais onde são liberados (Alves e Baccarin, 2005).

O fósforo é tido como elemento que muito freqüentemente limita a produtividade em ecossistemas aquáticos. É imediatamente incorporado à cadeia alimentar, pois é um nutriente essencial pra

manutenção do plâncton (Sipaúba-Tavares, 1994). Em geral, as concentrações de fosfato foram um pouco mais elevadas durante os meses de frio. Talvez esses valores estejam associados à redução do processamento do fosfato pela biota em função da redução da temperatura. Apenas no hipolímnio do ponto 0 (tanques-rede) a concentração média de fosfato total foi próxima à permitida pela legislação ($30 \mu\text{g L}^{-1}$).

As baixas concentrações de amônia total no epilímnio podem estar associadas ao consumo do íon amônio (NH_4^+) pelo fitoplâncton, e as altas concentrações no hipolímnio aos processos de decomposição da matéria orgânica nessa região. A concentração de nitrogênio amoniacal também apresenta forte relação com a duração do período de estratificação térmica. Em estudo realizado em Lac du Passage, Cornel e Whoriskey (1993) observaram que o acúmulo de amônia foi evidenciado no centro do lago no hipolímnio em seu ponto de maior profundidade.

Devido ao aporte de nutrientes a piscicultura em tanques-rede pode apresentar diferentes impactos nas comunidades aquáticas, provocando mudanças em sua composição e abundância (Cornel e Whoriskey, 1993; Guo e Li, 2003). No presente estudo ocorreu a dominância das cianofíceas, com a presença das espécies potencialmente tóxicas *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp. Segundo Huszar et al. (2000) o regime de estratificação da coluna d'água favorece o desenvolvimento das cianobactérias, pois a presença de aerótopos possibilita a sua migração na coluna d'água para ocupar a zona eufótica para melhor aproveitamento de luz e nutrientes, mecanismo que lhes confere vantagens competitivas sobre os demais grupos. De acordo com Bonecker et al. (2007) o aumento da pressão por predação do zooplâncton sobre espécies fitoplanctônicas de pequeno porte ($<40\mu\text{m}$) também favorece as cianobactérias de elevado tamanho celular. Apesar do reservatório Itá apresentar dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas, estas estiveram em densidades muito inferiores ao valor máximo (50 org L^{-1}) previsto pela legislação (Resolução CONAMA 357/2005).

Quanto à escala espacial, não foram observadas diferenças significativas na densidade fitoplanctônica, especialmente em virtude das características hidrodinâmicas do reservatório, resultado similar ao encontrado por Borges (2009) para o reservatório de Rosana (SP).

Nos pontos amostrados no reservatório de Itá os rotíferos foram os mais abundantes, uma vez que eles apresentam ciclo de vida curto e

capacidade para se ajustar a mudanças ambientais (Rodríguez e Matsumura-Tundisi, 2000; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008), sendo que a abundância do zooplâncton foi maior junto aos tanques-redes e menor na região controle. Estudo realizado por Dias (2008) no reservatório Rosana (PR) apontaram a influência do cultivo em tanques-rede sobre a composição da comunidade zooplanctônica ao longo do tempo, no entanto, a maior abundância do zooplâncton foi encontrada a montante do cultivo. O gênero *Conochilus* foi o mais abundante em todos os pontos de amostragem, e como ele predomina em ambientes eutrofizados e oligotróficos, sua maior densidade junto aos tanques-rede pode ser explicada pelo metabolismo mais intenso dessa região. Neste estudo foram evidenciadas diferenças nas densidades de rotíferos, cladóceros e copépodos em relação ao local de cultivo e ao ponto controle, que demonstraram que o sistema de produção utilizado apresentou influência sobre a distribuição e a densidade do zooplâncton. Os estudos de Guo e Li (2003) em reservatório da China relatam maior abundância de rotíferos nas proximidades do cultivo, devido ao aumento de nutrientes próximo aos tanques-rede. De modo geral, o zooplâncton apresentou maior densidade que o fitoplâncton. A precipitação pluviométrica exerceu influência na distribuição temporal do zooplâncton, o que indica que a diluição dos nutrientes pela chuva afeta de maneira significativa esta população.

O cálculo da capacidade suporte do reservatório de Itá para cultivo de peixes em tanques-rede foi realizado de acordo com as características desse ambiente, e apontam uma capacidade produção para *S. brasiliensis* e *R. quelen* de 143 e 196 ton/ano, respectivamente, e maior para *S. scriptum* (238 ton/ano), quando se considera a área máxima de cultivo permitida no reservatório para cada espécie. Essa diferença entre as espécies deveu-se à conversão alimentar, que foi menos eficiente para *S. brasiliensis* e *R. quelen* e, como consequência, transferiu maior quantidade de fosfato para o ambiente. Para o reservatório de Machadinho (SC) que apresenta características similares ao de Itá, estimou-se ser possível cultivar 47,2 ton de *B. orbignyanus* por ano (Brol, 2006), valor muito inferior aos encontrados para o reservatório Itá, em função da baixa eficiência da taxa de conversão alimentar de *B. orbignyanus*. Verifica-se portanto que cada área de cultivo deve ser objeto de um monitoramento periódico e continuado, de forma que o efeito da implantação das unidades de produção sobre a concentração de nutrientes em cada uma delas possa ser avaliado, de modo a permitir o redimensionamento da carga de nutrientes que o corpo d' água pode suportar (Calado-Neto et al., 2010).

5. CONCLUSÕES

O cultivo em tanque-rede não promoveu alterações significativas nas variáveis físicas e químicas da água do reservatório da Usina Hidroelétrica Itá, porém mostrou influência sobre a população zooplanctônica. A capacidade suporte do reservatório Itá, estimada para a espécie nativa que apresentou melhor desempenho zootécnico foi 238 ton/ano.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, R.C.P., Baccarin, A.E., 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP), in: Nogueira, M. G. et al. (eds), Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Rima, São Carlos, pp. 329-347.
- American Public Health Association (APHA), 1995. Standart Methods for the Examination of Water and Waste-water. 19^a Ed. Washington.
- AOAC International, 2000. Official Methods of Analysis of AOAC International, 17 ed. AOAC, Arlington, USA.
- Baldisserotto, B., Radtünz-Neto, J., 2005. Criação de Jundiá. Ed. UFSM, Santa Maria.
- Bergheim, A.; Aabel, J.B.; Seymour, E.A., 1991. Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture operations, in: International Symposium On Nutritional Strategies in Management Of Aquaculture Waste, 1, Ontario. *Anais...*pp.88-95.
- Beveridge, M.C.M., 2004. Cage Aquaculture, 3 ed. Fishing News Books, England.
- Boyd, C.E.; Tucker, C.S., 1998. Pond water quality management. Kluwer Academic, Boston.
- Bonecker, C.C., Nagae, M.Y., Bletler, M.C.M., Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A., 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*. 579, 115-123.
- Borges, P.A.F., 2009. Influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus*, Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica. Tese (Doutorado em

- Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Brasil, 2003. Decreto Nº. 4.895, de 25 de novembro de 2003. Dispõe sobre a autorização de uso de espaços físicos de corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências.
- Brasil, 2004 Instrução Normativa Interministerial Nº. 6, de 28 de maio de 2004. Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências.
- Brasil, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA No. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- Brol, F.F., 2006. Influência do cultivo de *Brycon orbignyanus* em tanques-rede sobre a qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica Machadinho. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Bueno, G.W., Marengoni, N.G., Gonçalves- Júnior, A.C., Boscolo, W.R., Teixeira, R.A., 2008. Estado trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-rede na área aquícola do reservatório de Itaipu. *Acta Sci. Biol. Sci.* 30, 237-243.
- Calado-Neto, A.V., Severi, W., Costa, B.D.F., 2010. Dimensionamento da capacidade ambiental do reservatório de Pedra (BA) para implantação da piscicultura em tanques-rede, in: Moura, A.N., Araújo, E.L., Bittencourt-Oliveira, M.C., Pimentel, R.M.M., Albuquerque, U.P. (Eds.), *Resrvatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, Ecologia e Manejo*. Canal 6, Bauru, pp. 239-265.
- Cornel, G.E., Whoriskey, F.G., 1993. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, Quebec. *Aquaculture*. 109, 101-107.
- Dias, J.D., 2008. Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplancônica em um reservatório subtropical, Brasil. Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Diaz, M.M, Temporetti, P.F, Pedrozo, F.L., 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura

- Reservoir (Patagônia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*. 6, 152-158.
- Dillon, P.J., Rigler, F.H., 1974. A test of a simple nutrient budget model prediction the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Board Can.* 31, 1771-1778.
- Esteves, F.A., 1998. *Fundamentos de Limnologia*, 2. ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- Golterman, H.L. et al., 1978. *Methods for chemical analysis of freshwater*, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Guo, L., Li, Z., 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*. 226, 201-212.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M.M., Domingos, P., Sant'Anna, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters, in: Reynolds, C. S., Dokulil, M., Padisák, J. (Eds.), *The trophic spectrum revisited: The influence of trophic state on the assembly of phytoplankton communities*. Academic Publishers, Dordrecht, pp. 67-77.
- Kautsky, N., Berg, H., Folke, C., Larsson, J., 1997. Ecological footprint for assessment for resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research*, 28, 753-766
- Kashiwai, M., 1995. History of carrying capacity concept as an index of ecosystem productivity (Review). *Bull. Hokkaido Natl. Fish Res. Inst.*, 59, 81-101.
- Koroleff, F., 1976. Determination of nutrients, in: Grasshoff, K. (ed.) *Methods of sea water analysis*. Verlag, Chemie., pp. 117-181.
- Kubitza, F., 1999. *Qualidade da água na produção de peixes*, 3. ed. Degaspari, Jundiaí.
- Kubitza, F., 2003. *Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões*. F. Kubitza, Jundiaí.
- Legendre, L., Legendre, P., 1983. *Numerical Ecology*, Elsevier Scientific, Amsterdam.
- Menezes, L.C.B., Beyruth, Z. 2003. Impactos da Aqüicultura em Tanques-rede sobre a Comunidade Bentônica da Represa de Guarapiranga. *Bol. Inst. Pesca*. 29, 77-86.
- Ono, E.A., Kubitza, F., 2003. *Cultivo de peixes em taques-rede*. E.A. Ono, Jundiaí.
- Ostrensky, A. et al., 2008. *Aqüicultura no Brasil: o desafio é crescer*, Brasília.
- Penczak, T., Galicka, W., Molinski, M., Kusto, E., Zalewski, M., 1982. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and

- nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal of Applied Ecology*. 19, 371-393.
- Rodríguez, M.P., Matsumura-Tundisi, T., 2000. Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Rev. Bras. Biol.*, 60, 1-9.
- Rotta, M.A., Queiroz, J.F., 2003. Boas Práticas de Manejo (BPMs) para a Produção de Peixes em Tanques-rede, Embrapa Pantanal, Corumbá.
- Serafini, R.L. 2005. Efeito do oxigênio dissolvido e amônia na sobrevivência e crescimento de juvenis de dourado *Salminus brasiliensis*. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Sipaúba-Tavares, L.H., 1994. Limnologia aplicada à aqüicultura, Funep, Jaboticabal.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R., 1960. A manual of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 125, 1-18.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. 2008. Limnologia, Oficina de Textos, São Paulo.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton metodik. *Mitt Int. Rer. Limnol.* 9, 1-38.
- Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marc. Chem.* 10, 1109-1122.
- Vinatea-Arana, L. 2004. Fundamentos de aqüicultura. Editora UFSC, Florianópolis.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD. Technical Report DAS/CSI/68-27, Paris.
- Weingartner, M., Fracalossi, D.M., Beux, L.F., Moraes, F.R., Nuñez, A.P.O., Zaniboni-Filho, E., 2008. Desenvolvimento de tecnologias de cultivo para peixes nativos do Alto Rio Uruguai, in: Zaniboni Filho, E; Nuñez, A.P.O. (Eds.) Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologia de cultivo e conservação da ictiofauna. Ed. UFSC, Florianópolis, pp. 257-306.
- Zaniboni-Filho, E.O., 1997. Desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade de água. *Rev. Bras. Biol.* 57, 3-9.

4. CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados deste estudo indicaram que o cultivo em tanques-rede não propiciou alterações dos parâmetros físicos e químicos da água do reservatório da UHE de Itá, mas que houve influência do cultivo sobre a comunidade zooplanctônica que foi mais abundante no entorno dos tanques-rede. Os rotíferos apresentaram maior importância, sendo que *Conochilus* sp. e *Ptygura libera* foram as espécies mais abundantes. O fitoplâncton apresentou padrão sazonal; três espécies *Anabaena*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* sp apresentaram dominância, principalmente nos meses mais quentes. Com relação à distribuição espacial a comunidade fitoplanctônica os pontos tanques-rede (P0) e controle (CT) foram semelhantes quanto a densidade de organismos. Considerando que o *S. scriptum* foi a espécie nativa que apresentou melhor desempenho zootécnico, o modelo utilizado para estimar a capacidade de suporte mostrou ser possível cultivar 238 toneladas dessa espécie por ano no reservatório da usina hidrelétrica Itá.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As atividades de aquíicultura dependem fundamentalmente dos ecossistemas nos quais estão inseridas e ainda que produzir possa causar alterações ao ambiente, se procura reduzir o impacto ambiental e, nesse sentido, os efeitos socioambientais ocasionados pela aquíicultura têm estimulado o desenvolvimento da chamada aquíicultura sustentável. O conceito de sustentabilidade deve constituir a base do ordenamento aquícola, além de envolver não somente a sustentabilidade, mas também o valor e os benefícios sociais que são gerados. A sustentabilidade pode ser alcançada através do estabelecimento de códigos para a prática adequada da aquíicultura.

ROTTA e QUEIROZ (2003) salientam que a adoção de Boas Práticas de Manejo (BPM), como, por exemplo, a redução da densidade de estocagem e a utilização de rações de melhor qualidade que proporcionam a obtenção de lucros mais efetivos e a redução de possíveis impactos ambientais.

O potencial brasileiro para a piscicultura em tanques-rede é imenso, e o cultivo em tanques-rede é uma alternativa de investimento de menor custo e maior rapidez de implantação. Considerando que a legislação brasileira libere até 1,0% da área de um reservatório para introdução de tanques-rede, deve-se atentar ao fato de que possíveis impactos gerados pela atividade possam se estender por uma área maior que a liberada. Empreendimentos de aquíicultura em tanques-rede já estão em operação em grandes reservatórios da CESP, CEMIG, CHESF e DNOCS (KUBTIZA, 1999) e demandam estudos que avaliem o desempenho de diferentes espécies, assim como o efeito desses sistemas de produção na qualidade do ambiente (BEUX et al., 2008).

Tendo em vista que o cultivo em tanques-rede apresentou influência sobre a população zooplânctônica, e que a composição de espécies do fitoplâncton, é dominado por espécies com potencial de produção de cianotoxinas, verifica-se a necessidade de continuar o monitoramento do reservatório Itá, a fim de manter a sustentabilidade do cultivo e do ambiente. MENEZES e BEYRUTH (2003) sugerem o cultivo migratório, isto é, com mudanças do local de instalação para minimizar os efeitos do cultivo sobre as comunidades aquáticas, no entanto a adoção desta sugestão seria de alto custo. A utilização de peixes detritívoros, como cascudos dentro das gaiolas, a fim de efetuar a limpeza das malhas, onde as algas se fixam, pode ser uma boa opção para melhorar a renovação de água.

O presente estudo mostrou que esta atividade não alterou significativamente as condições da água, o que provavelmente se deve à alta renovação de água do reservatório da UHE Itá. Nos sistemas de produção em tanques-rede a qualidade da água do cultivo também é fator de extrema importância, e está diretamente relacionada ao consumo de ração pelos peixes, à taxa conversão alimentar e ao tempo de retenção da água nos reservatórios (ROTTA e QUEIROZ, 2003).

A espécie que apresentou melhor conversão alimentar foi o suruvi, *S. scriptum*, mostrando-se uma espécie promissora para o cultivo em tanques-rede. Esta espécie é considerada dócil, resistente ao manejo e apresenta tolerância a altas densidades, além de ótimas taxas de sobrevivência. Para o *S. brasiliensis* esse desempenho não foi alcançado, possivelmente pela carência de informações nutricionais ou das práticas de manejo. Segundo Beux et al., (2008) *S. brasiliensis* quando cultivado em baixas densidades de estocagem e intervalos de manejo mais prolongados (180 dias) apresentam melhores índices de conversão alimentar. O interesse pelo cultivo de espécies de peixes nativos do Brasil vem aumentando a cada ano, contudo a falta de pacotes tecnológicos disponíveis para a criação dessas espécies tem colocado as espécies exóticas, tais como a tilápia (*Oreochromis niloticus*), em posição de rápida expansão. A realização de estudos com espécies nativas pode mudar esse cenário, sendo, portanto muito necessários.

O principal impacto relativo ao cultivo em tanques-rede é o aporte adicional de nutrientes para a coluna d'água, devido à ração não incorporada pela biomassa produzida e pela liberação das fezes e secreção dos peixes. Um manejo alimentar adequado torna-se importante para a manutenção da qualidade de água, do desempenho zootécnico e para eficiência econômica do cultivo. Desta forma, é fundamental observar a saciedade dos peixes, para evitar a subalimentação, que aumenta a competição entre os indivíduos e provoca perda de crescimento. O uso de ração de alta qualidade, formulada com ingredientes de alta digestibilidade que possibilite índices de conversão alimentar próximos à unidade e a definição dos limites de capacidade suporte podem minorar as perdas de nitrogênio e fósforo para a água. Com essas medidas seria possível aumentar a produção brasileira em médio prazo (KUBTIZA, 1999).

De acordo com a produção máxima estimada para a espécie *S. scriptum*, que apresentou o melhor desempenho zootécnico, de 238 toneladas de peixes, e utilizando tanques-rede de 8m³, na densidade de

40 peixes m^{-3} seria possível alocar 372 tanques-rede no reservatório Itá. Segundo este valor é cabível implantar mais 339 tanques-rede ao sistema. A análise desta área aquícola serviu como ferramenta para a quantificação da influência que este sistema de cultivo exerce ou não exerce sobre o ecossistema aquático, auxiliando na definição da capacidade suporte e da manutenção da qualidade da água do reservatório Itá. A capacidade suporte do sistema deve sempre ser respeitada, e quando isso acontece os impactos causados pela atividade podem ser localizados e de curto prazo (CORNEL e WHORISKEY, 1993), viabilizando assim a utilização desse sistema de produção.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501p.

ALANÄRÄ, A.; BRÄNNÄS, E. Dominance in demand feeding behavior in Arctic char and rainbow trout: The effect of stocking density. **Journal of Fish Biology**, London, 48, 242-254, 1996.

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 Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP). In: NOGUEIRA, M. G. et al. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 2005. p. 329-347.

AUOZANI, L. L.; REDIN, E.; HÖFLER, C. E. **Plano Estratégico de desenvolvimento da aquicultura e pesca 2007-2017**. Ijuí: Ed. Unijuí, 2007. 136p.

AYROSA, D. M. M. R. et al. Regularização dos projetos de tanques-rede em águas públicas continentais de domínio da união no Estado de São Paulo. **Boletim Técnico do Instituto de Pesca**, São Paulo, n. 36, p. 1-32, 2006.

BALDISSEROTTO, B.; GOMES, L.C. **Espécies nativas para piscicultura no Brasil**. Santa Maria: Ed. UFSM, 2005. 468p.

BARCELOS, L. J. G. et al. Nursery rearing of jundiá, *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard) in cages: cage type, stocking density and stress response to confinement. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 232, p. 383-394, 2004.

BEUX, L. F. et al. Cultivo de Dourado *Salminus brasiliensis* e Jundiá *Rhamdia quelen* em Tanques-rede no Reservatório da Usina Hidrelétrica Ita. In: **SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS, LIMNOLOGIA DE RESERVATÓRIOS PROFUNDOS**, jul. 2006, Itá, SC, Brasil. 2006, 33p.

BEUX, et al., L. F. Tecnologia de produção de peixes nativos em tanques-rede nos Reservatórios de Machadinho e Itá, Rio Uruguai. In: CYRINO et al.(eds). **Tópicos especiais em biologia aquática e aqüicultura II**. Jaboticabal. 2008, p. 53-67.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage Aquaculture**. 3. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 368p.

BORGES, P. A. F. **Influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus* – (Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica**. 2009. 107 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

BORGHETTI, J. R.; SILVA, U. A. T. Principais sistemas produtivos empregados comercialmente. In: OSTRENSKY, A. et al. **Aqüicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília, 2008. p.73-94.

BOSCARDIN, N. R. A produção aquícola brasileira. In: OSTRENSKY, A. et al. **Aqüicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília, 2008. p.27-72.

BOZANO, G. L. N.; CYRINO, J. E. P. Produção intensiva de peixes em tanques-rede e gaiolas. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 56, p. 25-30, nov./dez.1999.

BOZANO, G. L. N.; FERRAZ DE LIMA, J. A. Avaliação do crescimento de pacu *Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887, em gaiolas com diferentes espaços de confinamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 8, 1994, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Fealq, 1994. p. 4.

BRANCO, C. W. C. E SENNA, P. A. C. Relation among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasilia, Brazil. **Hidrobiologia**, 337, 171-181, 1996.

BRANDÃO, F. B. et al. Densidade de estocagem de juvenis de tambaqui durante a recria em tanques-rede. **Pesquisa Agropecuária**

Brasileira, Brasília, v.39, p. 357-362, 2004.

BRANDÃO, F. B. et al. Densidade de estocagem de matrinxã (*Brycon amazonicus*) na recria em tanques-rede. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.3, p. 299-303, mar. 2005.

BRASIL. 1986. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA No. 01, de 23 de janeiro de 1986**. Estabelecem as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da avaliação de impacto ambiental como um dos instrumentos da política nacional do meio ambiente.

BRASIL. 2004 **Instrução Normativa Interministerial Nº. 6, de 28 de maio de 2004**. Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquíicultura, e dá outras providencias.

BRASIL. 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA No. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providencias.

BROL, F. F. **Influência do cultivo de *Brycon orbignyanus* em tanques-rede sobre a qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica Machadinho**. 2006. xx f. Dissertação (Mestrado em Aquíicultura) -Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

BUENO, G. W. et al. Estado trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-rede na área aquícola do reservatório de Itaipu. **Acta Sci. Biol. Sci.**, Maringá, v. 30, n. 3, p. 237-243, 2008.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology Oceanography**, Baltimore, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARVALHO-FILHO, J. A matrinxã nos tanques-rede em Rondônia. **Panorama da Aquíicultura**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 88, p. 46, 2005.

CAVERO, B. A. S. et al. Efeito da densidade de estocagem na homogeneidade do crescimento de juvenis de pirarucu em ambiente confinado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 723-728, 2003.

COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da comunidade zooplantônica e sua relação com o grau de trófia em reservatórios**. CETBS – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, Setor de Comunidades Aquáticas - São Paulo. 2003.

CONTE, L. **Produtividade e economicidade da tilapicultura em gaiolas na região sudoeste do Estado de São Paulo: estudos de casos**. 2002. Dissertação (Mestrado – ESALQ) Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

CORNEL, G. E.; WHORISKEY, F. G. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, Quebec. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 109, p. 101-107, 1993.

DIANA, J. S. et al. Water quality in ponds. In: Egna, H. S. e BOYD, C. E. (eds) **Dynamics of ponds aquaculture**. Florida: CRC Press, 1997, 416pp.

DIAZ, M. M; TEMPORETTI, P. F; PEDROZO, F. L. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagônia, Argentina). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, Bariloche, v. 6 , p.152-158, 2001.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998. 602 p.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) **Review of the State of World Aquaculture**. Fisheries Circular n° 886. Rev. 1. Roma, 1997.163p.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) **The state of world fisheries and aquaculture 2008**. Fisheries Department. 2008. Rome, 2008.196p.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) **Global aquaculture production**. Roma, 2009. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/fi/STAT/summary/a-0a.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S. et al. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. *Oecol. Bras.*, v. 13, n. 2, p. 346-365, 2009.

GANNON, J. E.; STEMBERGER, R.S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Trans. **Amer. Micros. Soc**, v. 97, p. 6-35, 1978.

GENTIL, R. C., TUCCI, A. E; SANT'ANNA, C. L. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo (SP). **Hoehnea**, v. 35, p. 265-280, 2008.

GOMES, L. C. et al. Efeito do volume do tanque-rede na produtividade de tambaqui (*Colossoma macropomum*) durante a recria. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n.1, p. 111-113, 2004.

GOMES, L. C. et al. Cage culture of tambaqui (*Colossoma macropomum*) in a central Amazon floodplain lake. **Aquaculture**, Amsterdam, 253, 374-384, 2006.

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**, Amsterdam. v. 226, p. 201-212, 2003.

HAYASHI et al. Frequência de arraçoamento para alevinos de lambari do rabo amarelo (*Astyanax bimaculatus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.33, n.1, p.21-26, 2004.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquíicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrofitas aquáticas- Relato de caso. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 163-173, 2008.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). **Estatística da pesca em 2006 Brasil: grande regiões e**

unidades da federação, Brasília: IBAMA, 2008.174p.

KARACA, I.; PULATSÜ, S. The effect of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) cage culture on benthic macrofauna in Kesikköprü dam lake. **Turk J Vet Anim Sci.** v. 27, p. 1141-1146, 2003.

KUBTIZA, F. Tanques-redes, rações e impactos ambientais. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v.9, n. 51, p. 44-50, jan./fev. 1999.

KUBTIZA, F. **Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial**. Jundiá: Fernando Kubitza, 2000. 285p.

LIN, Y.; ZHANG, Q. Effect of cage culture on the water environment in Heilongtan reservoir. **Reserv. Fish**, v. 6, p. 6 -10, 1995.

LOPES, P. S; NETO, S. A. M. Cultivo experimental de piau *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847), em gaiolas de pequeno volume. In: **ANAIS... do XIII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura – Simbraq; CD ROM**, não paginado. 2004.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega S/A, 1983. 1010 p.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. Eutrofização da Represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de rotifera. **Rev. Brasil. Biol.**, São Carlos, v. 50, p. 923-935, 1990.

MENEZES, L. C. B.; BEYRUTH, Z. Impactos da Aqüicultura em Tanques-rede sobre a comunidade Bentônica da Represa de Guarapiranga. **Boletim Instituto de Pesca**, São Paulo, v.29, n.1, p. 77-86, 2003.

MEROLA, N.; SOUZA, J. H. **Cultivo de pacu, *Colossoma mitrei* em gaiolas, com diferentes densidades de estocagem**. CEPTA – Pirassununga – SP – Síntese dos trabalhos realizados com espécies do gênero *Colossoma* (mar/82 a abr/86), 1986. p. 23.

MOLISANI, M. M.; LEITE, L. J. A.; FARIAS, E. G. G. A tilapicultura cearense: uma reflexão sobre a capacidade de suporte dos reservatórios. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 99, p. 32-33, jan./fev. 2007.

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa de Monjolinhos- São Carlos, SP. Dinâmica de populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 8, p.149-168, 1996.

ODUM, E P. **Ecological vignettes**. Harwood Academic Press, 1998. 269 pp.

ONO, E. A; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. 3. ed. Jundiaí, 2003. 112p.

OSTRENSKY, A. et al. **Aqüicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília, 2008. 276p.

PEDREIRA, M. M. et al. Cultivo de matrinxã *Brycon orthotaenia* (Günther, 1864) em tanques-rede, em diferentes densidades de estocagem. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 32, n. 1, p. 17-22, 2010.

PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, 31 (1): p. 81-88, 2005.

PENCZAK, T. et al. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 19, n. 2, p. 371-393, 1982.

ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. Crustáceos Branchiópodos. In: JOLY, C. A. E BICUDO, C. E. M. (eds.) **Biodiversidade do Estado de São Paulo: Síntese do conhecimento ao final do século XX, 4: Invertebrados de água doce**. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 109-120.

ROTTA, M. A.; QUEIROZ, J. F. **Boas Práticas de Manejo (BPMs) para a Produção de Peixes em Tanques-redes**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. 27 p.

SAMPAIO, E. V. et al. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema river, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 62, p. 525-545, 2002.

SCHMITTOU, H. R. **High density fish culture in low volume cages**. Singapore: American Soybean Association, 1993. 78p.

SCHMITTOU, H. R. Cage Culture. In: LIM, C.; WEBSTER, C. D. (eds.) **Tilapia: Biology, Culture and Nutrition**. New York: The Haworth Press, 2006. p. 313-342.

SEAP (Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca) **Aqüicultura no Brasil**. Brasília, 2006. Disponível em: http://www.presidencia.gov.br/estrutura_presidencia/seap/aqui/. Acesso em: 16 jun. 2009.

SENDACZ, S., CALEFFI, S. E; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. **66**, p. 337-350, 2006.

SILVA, A. L. N.; SIQUEIRA, A. T. **Piscicultura em tanques-rede: princípios básicos**. Recife: SUDENE, 1997. 72 p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Limnologia aplicada à aqüicultura**. Jaboticabal: Funep, 1994. 70 p.

SOTERO-SANTOS, R. B. et al. Occurrence and toxicity of an *Anabaena* bloom in a tropical reservoir (Southeast Brazil). **Harmful Algae**, v. 7, p. 590-598, 2007.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

VALENTI, W. C. et al. **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. 1 ed. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. 399 p.

VILELA, C.; HAYASHI, C. Desenvolvimento de juvenis de lambari *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758), sob diferentes densidades de estocagem em tanques-rede. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 491-496, 2001.

VINATEA-ARANA, L. **Fundamentos de aqüicultura**. Florianópolis: Editora UFSC, 2004. 349p.

WATANABE, W. O. et al. Culture of Florida red tilapia in marine cages: The effect of stocking density and dietary protein on growth. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 90, p. 123-134, 1990.

WEINGARTNER, M. et al. Desenvolvimento de tecnologias de cultivo para peixes nativos do Alto Rio Uruguai. In: ZANIBONI FILHO, E; NUÑER, A. P. O. (Org.) **Reservatório de Itá: Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologia de cultivo e conservação da ictiofauna**. Florianópolis. Ed. UFSC. 2008. p. 257-306.

WOYNAROVICH, E. **Manual de piscicultura**. Brasília: MINTER/CODEVASF. 1985. 71p.

ZANIBONI FILHO, E. et al. Avaliação comparativa da eficiência do tanque-rede no cultivo de piaú (*Leporinus friderici* Bloch, 1794) (Teleostei: Anostomidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 3, p. 435-442, 1993.

ZANIBONI- FILHO, E. Larvicultura de peixes. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 203, p. 69-77, mar./abr. 2000.

APÊNDICES E ANEXOS

APÊNDICE I

Lista dos táxons zooplanctônicos encontrados no reservatório Itá.

CLADOCERA

Alona affins
Alona glabra
Alona guttata
Alona intermedia
Bosmina freyi
Bosmina hagdmani
Bosmina longirostris
Bosminopsis deitersi
Ceriodaphnia cornuta cornuta
C. cornuta intermedia
C. cornuta righaudi
Ceriodaphnia silvestrii
Chydorus pubescens
Daphnia ambigua
Daphnia gessneri
Diaphanosoma birgei
Diaphanosoma brevireme
Diaphanosoma fluviatile
Leydigia propinqua
Moina minuta
Simocephalus serrulatus

COPEPODA

Argyrodaptomus azevedoi
Notodaptomus incompositus
Notodaptomus jatobensis
Notodaptomus sp.
 Copepodito de Calanoida
 Nauplios de Calanoida
Acanthocyclops robustus
Ergasilus sp.
Mesocyclops longisetus
Metacyclops mendocinus
Thermocyclops decipiens
Thermocyclops minutus

Copepodito de Cyclopoida
 Nauplios de Cyclopoida
 Harpacticoida

ROTIFERA

Ascomorpha ovalis
Ascomorpha tundisii
Asplanchna sieboldi
Brachionus angularis
Brachionus calyciflorus
Brachionus caudatus f. majusculus
Brachionus caudatus f. personatus
Brachionus dolabratus
Brachionus falcatus
Brachionus mirus
Collotheca sp.
Conochilus coenobasis
Conochilus hippocreps
Conochilus natans
Conochilus unicornis
Euchlanis dilatata
Filinia longiseta
Filinia opoliensis
Filinia pejler
Gastropus stilifer
Hexarthra intermedia
Horaëlla thomassoni
Kellicottia bostoniensis
Keratella americana
Keratella cochlearis
Keratella cochlearis var. tecta
Keratella tropica f. tropica
Keratella tropica f. reducta
Lecane stenroosi
Philodina cf. roseola

Ploeosoma truncatum
Polyarthra aff. vulgaris
Proales sigmoidea
Ptygura libera
Synchaeta jollyi
Testudinella patina
Trichocerca capucina
*Trichocerca chattoni**
Trichocerca longiseta
Trichocerca porcellus
Trichocerca pusilla
Trichocerca similis
Trichocerca stylata
Rotaria neptunia

PROTOZOA

Arcella vulgaris
Centropyxis aculeata
Diffugia corona
Diffugia oblonga
Diffugia urceolata

Paradileptus elephantinus
Strombidium sp.
Strombilidium sp.
Trichodina sp.
Vorticella sp.
 Ciliophora

OUTROS

Chironomidae
 Coleoptera
 Ephemeroptera
 Hidracarina
 Nematoda
 Oligochaeta
 Ostracoda
 Plecoptera
 Turbellaria
 Acarinae
 Diptera
 Odonata
 Trichoptera

APÊNDICE II

Lista das espécies da comunidade fitoplanctônicas encontradas no reservatório Itá.

CHLOROPHYCEAE

Dictyosphaerium sp.
Chlorococcum sp.
Ankistrodesmus sp.
Kirchneriella elongata
Kirchneriella lunaris
Kirchneriella obesa
Kirchneriella obtuse
Tetradedron minimum
Coelastrum cornutum
Coelastrum microporum
Coelastrum reticulatum
Crucigenia sp.
Crucigenia quadrata
Euastropsis sp.
Pediastrum duplex
Pediastrum tetras
Pediastrum simplex
Golenkinia radiata
Golenkiniopsis parvula
Chlorella sp.
Botryococcus sp.
Closteriopsis acicularis
Oocystis sp.
Sphaerocystis sp.
Eutetramorus sp.
Desmodesmus cf. *armatus*
Scenedesmus sp.
Tetradesmus sp.
Gonium sp.
Pandorina sp.
Pediastrum duplex
Pediastrum simplex
Micractinium bornhemense
Micractinium pusillum

CYANOPHYCEAE

Microcystis aeruginosa
Microcystis panniformis
Microcystis protocystis
Aphanocapsa sp.
Coelomoron sp.
Coelosphaerium sp.
Gomphosphaeria aff. *virieuxii*
Merismopedia glauca
Merismopedia sp.
Radiocystis sp.
Radiocystis fernandoi
Snowella sp.
Geitlerinema cf. *splendidum*
Geitlerinema sp.
Lyngbya sp.
Oscillatoria sp.
Plectonema sp.
Limnothrix sp.
Planktolingbya sp.
Pseudoanabaena mucicola
Pseudoanabaena cf. *catenata*
Aphanizomenon sp.
Anabaena circinalis
Anabaena spiroides
Anabaena crassa
Cylindrospermopsis raciborskii
Raphidiopsis curvata
Nostochopsis sp.
Hapalosiphon sp.
Phormidium sp.

ZYGNEMAPHYCEAE

Actinotaeium sp.
Closterium sp.

Cosmarium sp.
Cosmarium tetraophthalmum
Desmidiium sp.
Euastrum cf. *spinulosum*
Euastrum verrucosum
Spondylosium cf. *planum*
Pleurotaenium sp.
Spirogira sp.
Staurastrum lepdocladum
Staurastrum gracile
Staurastrum rotula
Staurastrum sp.1
Staurastrum sp.2
Staurastrum sp.3
Staurastrum sp.4
Staurastrum sp.5
Staurastrum sp.6
Staurastrum sp.7
Staurastrum sp.8
Staurastrum sp.9
Staurastrum sp.10
Staurastrum sp.11
Staurastrum sp.12
Staurodesmus mammilatus
Micrasterias sp.
Xanthidium sp.

BACILLARIOPHYCEAE

Cymbella sp.
Aulacoseira ambigua
Aulacoseira granulata
Cyclotella sp.
Urosolenia cf. *longiseta*
Navicula sp.
Nitzschia sp.
Pinnularia sp.
Pinnularia acroscephala
Stauroneis sp.
Surirella sp.
Asterionella formosa

Fragilaria sp.
Synedra sp.
Synedra goulardii
Tabellaria sp.
Eunotia sp.
Mellosira sp.

EUGLENOPHYCEAE

Euglena sp.
Phacus longicauda
Phacus sp.
Trachelomonas cf. *armata*

CHLAMYDOPHYCEAE

Chlamydomonas cf. *pertusa*
Volvox sp.
Eudorina elegans

CHRYSOPHYCEAE

Dynobryon bavaricum
Mallomonas caudata
Mallomonas sp.

XANTHOPHYCEAE

Merismogloea ellipsoidea
Akantochloris scherffellii
Akantochloris sp.

OEDOGONIOPHYCEAE

Oedogonium sp.

ULOTHRICOPHYCEAE

Ulothrix sp.

DINOPHYCEAE

Peridinium sp.

CRYPTOPHYCEAE

Cyanomomas americana

ANEXO I



Figura. 1. Tanques-rede circulares e quadrados no reservatório da UHE Itá.

ANEXO II

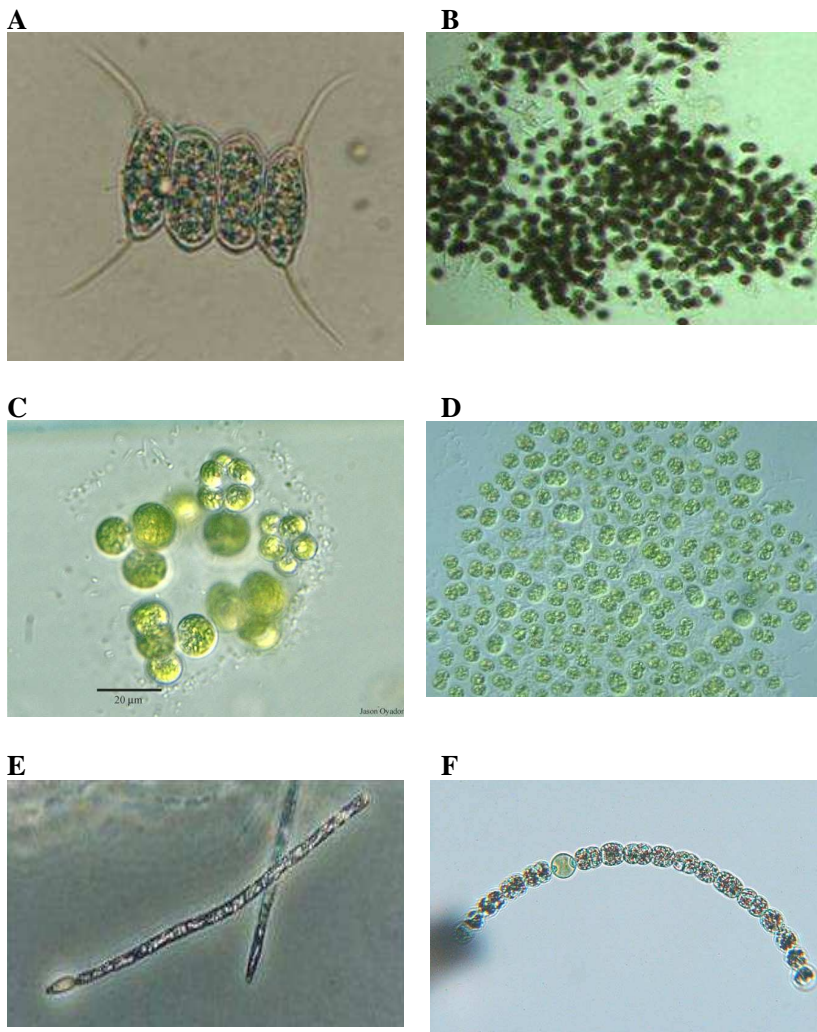


Figura. 2. (A) *Scenedesmus* sp., (B) *Microcystis aeruginosa* e *Pseudoanabaena mucicola*, (C) *Sphaerocystis schroeteri*, (D) *Microcystis* sp., (E) *Cylindrospermopsis raciborskii*, (F) *Anabaena circinalis*.

Fonte: Limnotec Brasil.

ANEXO III

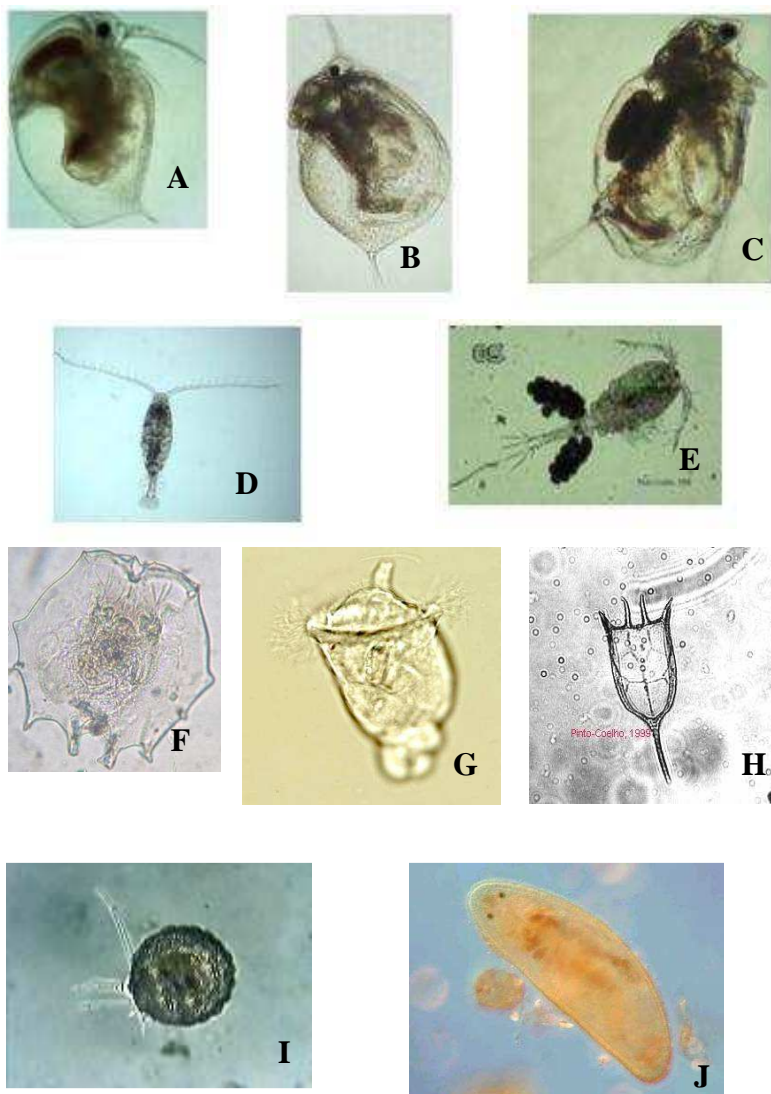


Figura. 3. (A) *Bosmina freyi*, (B) *Ceriodaphnia cornuta cornuta*, (C) *Moina minuta*, (D) *Notodiptomus iheringi*, (E) *Thermocyclops decipiens*, (F) *Brachionus dolabratus*, (G) *Conochilus unicornis*, (H) *Keratella cochlearis*, (I) *Difflugia* sp. e (J) *Turbellaria*.

Fonte: Limnotec Brasil.