

Jaciara Vanessa Krüger Paes



A ictiofauna associada e as condições limnológicas num sistema de piscicultura em tanques-rede, no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP).

Botucatu, 2006

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

Instituto de Biociências

A ictiofauna associada e as condições limnológicas num sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Nova Avanhandava (baixo Rio Tietê, SP).

Jaciara Vanessa Krüger Paes

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista - UNESP - Campus de Botucatu, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Botucatu, fevereiro de 2006.

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO
DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: SELMA MARIA DE JESUS

Paes, Jaciara Vanessa Krüger.

A ictiofauna associada e as condições limnológicas num sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Nova Avanhandava (baixo Rio Tietê, SP) / Jaciara Vanessa Krüger Paes – 2006.

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 2006.

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Assunto CAPES: 2050009

1. Peixe Ecologia 2. Reservatórios 3. Zoologia 4. Limnologia

CDD 590

Palavras-chave: Atributos ecológicos; Ictiofauna associada; Peixe; Qualidade da água; Reservatório.

DEDICO

A meus pais Lícia e Mauro (em memória)
e irmãs Ligia, Lídia e Lúcia.

Ao João E. Miranda,
pelo apoio e constante dedicação.

OFEREÇO

*“Para ser grande, sê inteiro: nada
Teu exagera ou exclui.
Sê todo em cada coisa. Põe quanto és
No mínimo que fazes.
Assim em cada lago a lua toda
Brilha, porque alta vive”*

Fernando Pessoa

SUMÁRIO

Agradecimentos.....	1
Resumo.....	5
1. Introdução.....	9
2. Objetivos.....	18
3. Área de Estudo.....	20
3.1. Trechos de coleta.....	24
4. Material e Métodos.....	26
4.1. Coleta dos peixes.....	27
4.2. Atributos ecológicos da ictiofauna.....	29
4.3. Caracterização limnológica.....	34
4.4. Índice de estado trófico.....	43
4.5. Coleta e determinação das características físico-químicas do sedimento.....	45
5. Resultados.....	49
Capítulo 1 – Estrutura e composição da ictiofauna associada a um sistema de piscicultura em tanques-rede, no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP).....	51
Capítulo 2 – As condições limnológicas em um sistema de piscicultura em tanques-rede, no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP).....	110
6. Conclusões.....	165
7. Referências Bibliográficas Complementares.....	168

AGRADECIMENTOS

É difícil a tarefa agradecer! Muitos contribuíram para a realização deste trabalho, das mais diversas formas...

Agradeço aqueles que colaboraram na transmissão de seus conhecimentos e experiências, em especial: ao *Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho*, pela oportunidade de desenvolver mais este trabalho sob a sua orientação e junto ao Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes (Depto. de Morfologia, Unesp, Botucatu-SP); aos professores *Dr. Raoul Henry* e *Dr. Marcos Gomes Nogueira*, agradeço por colocar a disposição o Laboratório de Análises Químicas da Água (Depto. de Zoologia, Unesp, Botucatu-SP) para o processamento das amostras de água e sedimento, pelo empréstimo de material bibliográfico e, ainda, por todas as sugestões, críticas e atenção dispensadas a este trabalho; ao técnico de laboratório *Hamilton Antônio Rodrigues* (Depto. de Zoologia, Unesp, Botucatu-SP) agradeço pela ajuda, paciência e companheirismo durante toda a etapa de processamento das amostras.

Ao *Dr. Oscar Akio Shibatta*, curador do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL) agradeço pela atenção dispensada na identificação e tombamento dos exemplares testemunhos.

Ainda, a todos aqueles que realmente “vestiram a camisa” e acreditaram neste trabalho, indo a campo para as “penosas” (mas divertidas!) coletas, sem se importarem com o sol quente que nos castigava durante as amostragens das variáveis limnológicas, após um almoço reforçado a caminho de Buritama, ou com a chuva que “transformava” o reservatório em um mar com fortes ondas, acrescentando mais aventura as mesmas. Por tantas e outras que vivemos, agradeço profundamente: ao acadêmico *Igor Paiva Ramos*, ao doutorando *José Luís da Costa Novaes* e, em especial, a doutoranda *Ana Paula Vidotto*, pelo incessante apoio, amizade e confiança. Também não poderia deixar de agradecer aos técnicos de laboratório *Ricardo Teixeira* e *Renato Devidé* (Depto. de Morfologia, Unesp-SP), pelo apoio em campo e nas atividades cotidianas e

ao técnico *José Eduardo* (Depto. de Embriologia, Unesp, Botucatu-SP) por toda a colaboração e amizade.

Ao Sr. Francisco Goulart (“Seu Chico”), pela oportunidade e hospitalidade com que sempre nos recebia em seu rancho durante as coletas, agradeço e dedico este trabalho.

Agradeço pela colaboração nos trabalhos de campo os empreendedores da Escama Forte Piscicultura Ltda: Marcos, André e Rodrigo, em especial, ao Sr. Eliel.

A AES-Tietê, concessionária responsável pelo gerenciamento do reservatório, agradeço por cederem os dados de pluviosidade e cota altimétrica de Nova Avanhandava.

Aos amigos da Funep (Penápolis-SP), que auxiliaram nas coletas: *Hugo, Fabrício, Marlon, Flávio e Márcio*; e ao *Prof. Rodrigo Brás de Castilho Almeida*, pelo apoio logístico e incentivo.

As pessoas que auxiliaram no processamento das amostras em laboratório: mestrandos *Augusto Seawright Zanatta e Marina de Carvalho Landell* (Depto. de Morfologia, Unesp, Botucatu-SP), e *Regiane De Nadai* (Depto. de Zoologia, Unesp-SP). Agradeço ainda ao *Prof. Dr. Pedro Padilha* (Depto. de Química, Unesp, Botucatu-SP) por permitir o uso de seu laboratório para a análise química do sedimento e, em especial, ao mestrando e técnico de laboratório *Cláudio Luís Corrêa* (Depto. de Química e Bioquímica, Unesp, Botucatu), agradeço pela amizade e por dispensar parte do seu tempo para me ajudar nas análises.

A *Profa. Dra. Luzia Aparecida Trinca* (Depto. de Bioestatística, Unesp, Botucatu-SP) agradeço pelo apoio nas análises estatísticas, acima de tudo, pela sua paciência e disponibilidade.

Ao *Prof. Dr. Reinaldo José da Silva* (Depto. de Parasitologia, Unesp, Botucatu-SP) pela oportunidade de trabalharmos juntos e pelas valiosas conversas que não me deixavam desanimar nos momentos difíceis. Aos

amigos do Depto. de Parasitologia (Unesp, Botucatu-SP), agradeço pela amizade e apoio: *Karina, Laura e Telma*.

As seguintes agências de fomento foram fundamentais para a realização deste trabalho, por isso agradeço: ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo (Proc. nº. 133203/2004-2) e os auxílios à pesquisa concedidos ao orientador pela FAPESP (Proc. nº. 03/11239-2) e FUNDUNESP (Proc. nº. 00329/04).

Ao Instituto de Biociências da Unesp, Campus de Botucatu-SP e a Seção de Pós-Graduação, por toda contribuição prestada quando do desenvolvimento deste trabalho. Agradeço também aos funcionários da Biblioteca da Unesp (Campus de Botucatu-SP) por todo auxílio prestado, em especial, a *Diva* pela correção das referências bibliográficas, e acima de tudo, pela amizade e apoio constante.

Aos colegas de Departamento de Morfologia (Unesp, Botucatu-SP) agradeço pela amizade, apoio e momentos de descontração, em especial, aos amigos: *Fernanda Alves, Camila Leite, Priscila Vieira, Fernanda Antoneli e Gisleine França*. A amiga *Fabiana Vilela* (Depto. de Zoologia, Unesp, Botucatu-SP), agradeço pelo incentivo e estima.

Agradeço ainda aos demais amigos que tantas vezes deixei de lado, devido à correria do cotidiano, pela compreensão e apoio constante, em especial: *Sueli, Antenor, Raul, Gláucia, Rinaldo e Valéria*.

Aos meus familiares pelo apoio e compreensão pela ausência. Saibam que vocês são os grandes responsáveis por tudo que sou e tenho conquistado! Agradeço, em especial, a *João Edenilson Miranda* por estar incondicionalmente ao meu lado. Obrigada pela dedicação, amor e por me mostrar que sou muito mais forte do que imaginava!

A Deus por nos oferecer a cada dia oportunidades de crescimento espiritual e profissional!

RESUMO

RESUMO

No Brasil, nas décadas de 60 e 70, a construção de grandes reservatórios foi de suma importância para a produção de energia hidroelétrica. Porém, percebe-se que estes ambientes complexos e de múltiplos usos, são constantemente submetidos, de forma direta ou indireta, a impactos antrópicos. Atualmente, um possível novo impacto negativo sobre os reservatórios é a criação de peixes em tanques-rede. O uso de rações com grandes concentrações de nutrientes e a criação de espécies exóticas e alóctones são os principais pontos que devem ser considerados para se conciliar a viabilidade ambiental e econômica destes empreendimentos. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar as modificações induzidas por um sistema de piscicultura em tanques-rede sobre a assembléia de peixes e as condições limnológicas no rio Santa Bárbara sob a influência do reservatório da UHE de Nova Avanhandava, porção do baixo Tietê (SP). Coletas bimestrais de peixes, água e sedimento foram efetuadas em dois trechos, a saber: trecho 1= em seis pontos junto a piscicultura, nas distâncias de 10 e 100 m dos tanques-rede; trecho 2= ponto situado a cerca de 500 m a montante dos tanques. Os peixes foram capturados preferencialmente com redes de espera de diferentes malhas, exposta na região litorânea em cada um dos trechos por cerca de 13 h. Já para a coleta de água e sedimento utilizou-se de garrafa de Van Dorn e uma draga, respectivamente, sendo que as amostras foram congeladas até o momento da análise em laboratório. As variáveis limnológicas foram obtidas nos sete pontos, em duas profundidades da coluna d' água (superfície e fundo), sendo utilizados também Horiba (U-22) e disco de Secchi para as respectivas coletas das variáveis (oxigênio dissolvido, temperatura, pH e condutividade elétrica) e a transparência (m) da água. Em laboratório foram realizadas as seguintes determinações: na água - nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão e teor de clorofila-a; e no sedimento - nitrogênio e fósforo totais, teor de matéria orgânica e composição

granulométrica. Dados sobre o nível altimétrico (m) e pluviosidade mensal acumulada (mm) foram cedidos pela AES-Tietê. Na análise da composição e estrutura das assembléias ícticas, constatamos para o trecho 1 (junto aos tanques-rede) a ocorrência de 18 espécies, sendo que a onívora *Metynnis maculatus* foi a espécie dominante numericamente, e a carnívora *Plagioscion squamosissimus* em termos de biomassa. Já para o trecho 2, das 20 espécies capturadas, constatou-se a dominância de *Plagioscion squamosissimus*, tanto em número como em biomassa. De modo geral, percebe-se que poucas espécies representam a maioria do número de indivíduos capturados. Ressalta-se, ainda, a grande contribuição das espécies alóctones e exóticas, cuja representatividade numérica e importância em biomassa corresponderam a mais de 50,0% do total das capturas. A constância de captura foi bastante similar entre os trechos, sendo o mesmo observado para a similaridade, medida pelos índices de Jaccard e Morisita-Horn, variando de média a alta similaridade para os trechos 1 e 2 do rio Santa Bárbara. A interpretação do valor obtido para o índice ABC numérico, aplicado para a comparação abundância/biomassa entre os trechos, mostrou que o trecho 1 está sobre condições moderadas de estresse ambiental, sobre o qual pode-se inferir que a piscicultura em tanques-rede estaria provocando esse estresse, o que ao longo do tempo poderá alterar sobremaneira a ictiofauna local. As análises estatísticas mostraram que ocorreu distinção entre os trechos 1 e 2 em função da abundância (e dominância numérica) das principais espécies, indicando estar ocorrendo uma reestruturação das assembléias ícticas, sendo os tanques-rede um atrativo para os peixes, em virtude da grande oferta de alimento (sobras de ração, matéria orgânica ou, ainda, espécies-presa) neste trecho. Já, em relação as variáveis limnológicas avaliadas, maiores valores de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, clorofila-a, nitrogênio total e silicato reativo, foram observados durante o período avaliado, sendo que a maior parte das variáveis limnológicas apresentaram apenas diferenças sazonais, sem um

padrão definido. O índice que avalia o estado trófico (IET) também foi semelhante entre os dois trechos, e o estado de trofia variou de meso a eutrófico, o que indica que este ambiente aquático possui uma quantidade considerável de nutrientes, com destaque também para a biomassa fitoplanctônica (indexada pelo teor de clorofila-a total). Todavia, baixas concentrações de nutrientes dissolvidos na água foram constatadas. Em relação ao sedimento, baixas concentrações de nutrientes totais foram detectadas; sendo que a matéria inorgânica e argila+silte foram os constituintes observados em maiores frações (%), embora não tenha ocorrido distinção entre os dois trechos a respeito dessas variáveis. Assim, conclui-se que, até o presente momento, este ambiente está sendo capaz de autodepurar os efluentes oriundos da piscicultura, porém a concentração crescente de nitrogênio total e biomassa fitoplanctônica, assim como o estado trófico, alerta para a necessidade de um contínuo monitoramento da qualidade da água neste reservatório. Pois, a curto e médio prazo, a intensificação da exploração deste reservatório poderá desencadear o processo de eutrofização das águas, já comumente observado em outros da cascata de reservatórios no Estado de São Paulo.

PALAVRAS-CHAVE: água, ictiofauna, piscicultura, reservatório, sedimento, tanques-rede.

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Nos ambientes fluviais percebe-se, desde a nascente até a foz a existência de gradientes longitudinais os quais vão se modificando, de maneira contínua e previsível, quanto as suas características geológicas, físicas e bióticas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; DAJOZ, 2005). Segundo VANNOTE *et al.* (1980), esses ambientes abrigam uma comunidade biológica que vive em equilíbrio com tais gradientes, quando estas ocorrem de forma natural como delineado no conceito do contínuo fluvial, ou seja, nos rios, os organismos que compõe determinada biocenose muitas vezes são capazes de compartilhar, de modo complexo e eficiente, os recursos disponíveis no meio (LOWE-McCONNELL, 1999; NOBLE, 1990 in PRIMACK & RODRIGUES, *op. cit.*).

Porém, a interrupção dos cursos d' água com a inserção de barragens é uma importante forma de fragmentação física do ambiente, de origem antrópica, resultando em uma paisagem altamente modificada quanto aos seus componentes físicos, químicos e biológicos (BIANCHINI Jr., 1994 in PRIMACK & RODRIGUES, 2001), e ainda, constituindo-se em barreiras ao fluxo de espécies. O súbito rompimento dessas características físico-químicas força um ajuste da biota às novas condições impostas por essa interferência.

No Brasil, a partir de 1950 e até o momento atual, investimentos maciços no setor hidroelétrico resultaram em um conjunto de reservatório de grande porte, atingindo o auge dessas construções e operacionalização das usinas nas décadas de 60 e 70 (TUNDISI, 1999a). Impulsionados pelo crescimento das indústrias e com o desenvolvimento das regiões urbanas, as exigências por energia elétrica cresceram de modo acentuado, justificando-se assim a construção dos grandes reservatórios para fins de produção de energia.

Ao longo dos anos, muitos dos grandes rios brasileiros, tais como os rios Paranapanema, Grande, Tietê e Paraná, entre outros, foram aproveitados

para fins de produção de hidroeletricidade, formando extensos sistemas fluviais em cascata (AGOSTINHO *et al.*, 1995; BARBOSA *et al.*, 1999; TUNDISI, *op. cit.*).

A alteração drástica e permanente nos fluxos dos rios decorrente dos barramentos origina novos ambientes, com características intermediárias entre as dos rios e lagos, sendo por isso considerados como sistemas mais complexos e variáveis em relação aos seus componentes físico-químicos e processos vigentes (MARGALEF, 1975 in TUNDISI, 1988).

Segundo AGOSTINHO *et al.* (1992) a transformação de um ambiente lótico em lêntico apresenta uma série de implicações que são determinantes sobre a fauna e flora e, em especial, sobre as comunidades de peixes. Pois, o represamento expande lateralmente o ambiente criando novos habitats, porém mais homogêneos. Todavia, muitas espécies não conseguem se ajustar a essas novas condições, o que obriga o sistema a reorganizar-se. Assim alterações na abundância da maioria das espécies, e até a extinção local de alguns elementos da biota aquática, podem ser esperadas (AGOSTINHO *et al.*, *op. cit.*; ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995; AGOSTINHO & GOMES, 1997).

De forma geral, percebe-se quando do barramento: extinção local e/ou redução na abundância das espécies consumidoras de itens alimentares de origem alóctone e dos grandes peixes migradores; e, em contraste, há a proliferação massiva das espécies tidas como oportunistas (de ciclo de vida curto e fecundação interna, planctófagas com ampla plasticidade alimentar) e também de algumas alóctones/exóticas, especialmente as de dietas generalistas e desovas múltiplas (ARAÚJO-LIMA *et al.*, *op. cit.*).

Ainda, a ictiofauna de um reservatório é, em primeira instância, originária da fauna fluvial que habitava o trecho livre do rio, em período anterior ao seu represamento (FERNANDO & HOLCICK, 1991; AGOSTINHO & GOMES, 1997; LOWE-McCONNELL, 1999). Entretanto, este novo ambiente é muitas vezes instável não somente em decorrência do

represamento, mas também pelas perturbações produzidas pela operação da barragem ou por outras ações antropogênicas, o que faz com que a comunidade íctica também seja instável e, gradativamente, mais simples (AGOSTINHO & GOMES, *op. cit.*).

De modo geral, pode ser constatada uma considerável redução na biodiversidade *lato sensu* e produção pesqueira dos reservatórios em relação aos seus rios formadores. Alguns autores atribuem à baixa produção dos reservatórios à forma de operação da usina hidroelétrica, o que determina a disponibilidade dos micro-habitats, podendo afetar a sobrevivência de determinadas espécies de peixes (principalmente nos primeiros estágios de vida, isto é, ovos, larvas e juvenis), resultando na depleção dos estoques e no recrutamento neste ecossistema aquático (AGOSTINHO & GOMES, 1997; CARVALHO & SILVA, 1999; LOWE-McCONNELL, 1999).

Outros impactos negativos, associados à questão do represamento dos grandes rios, contribuem também para a depleção das populações de peixes nestes ambientes artificiais, tais como o afogamento das lagoas marginais e importantes regiões de várzeas, supressão das matas ciliares, os processos de lixiviação/transporte de partículas do solo, fertilizantes e pesticidas para os corpos d'água e, conseqüentemente, o assoreamento destes (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Além destes, demais fatores associados, de forma direta ou indireta, à questão do aproveitamento destes lagos artificiais e uso (muitas vezes contraditórios) da água, tais como produção de hidroeletricidade, irrigação, abastecimento, despejo de efluentes (domésticos, industriais e agrícolas), pesca e práticas de aquícolas, têm gerado conflitos sócio-econômicos relativos a seus múltiplos usos (PAIVA, 1982; TORLONI *et al.*, 1986; TUNDISI, 2003).

Com o intuito de mitigar tais impactos negativos, as empresas geradoras de hidroeletricidade vêm, equivocadamente, efetuando massivas introduções de peixes nos sistemas represados, através das instalações de pisciculturas para

fins de repovoamentos e estocagem, em cumprimento do Decreto-Lei 794/38 (in AGOSTINHO & GOMES, 1997). No entanto, a escolha sem critérios das espécies para estes fins, muitas vezes, não leva em consideração os potenciais impactos sob a ictiofauna autóctone (AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1996; AGOSTINHO & GOMES, *op. cit.*; FERNANDES *et al.*, 2003). Segundo AGOSTINHO *et al.* (2000 in AGOSTINHO & GOMES, 2005), entre as décadas de 70 a 90, estima-se que mais de 20 espécies tenham sido introduzidas nos reservatórios do sul e sudeste do Brasil.

Assim, ao longo do tempo tem se verificado que algumas destas ações mitigadoras têm sido pouco eficientes e, em alguns casos, potencialmente impactantes, refletindo de forma negativa sobre a biodiversidade dos peixes. Constituem-se em forças impactantes ou potencialmente impactantes: a fragmentação ou perda do habitat (PRIMACK & RODRIGUES, 2001), as introduções/transposições de espécies alóctones ou exóticas, a pesca predatória, os efluentes gerados pelas pisciculturas em tanques escavados ou em tanques-rede e os escapes de espécies das pisciculturas, dentre outros (SANTOS *et al.*, 1994; AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1996; ORSI & AGOSTINHO, 1999; BRITTO, 2003; CARVALHO *et al.*, 2003; SMITH *et al.*, 2002; LATINI & PETRERE Jr., 2004; RAMOS *et al.*, 2004).

Uma nova forma de aproveitamento das águas públicas vem sendo observada nas últimas décadas, reafirmando o papel destes ambientes em relação aos usos múltiplos. A criação de organismos aquáticos, em especial, dos peixes, em sistemas de gaiolas ou tanques-rede, prática iniciada há mais de 50 anos na Ásia (ONO, 1998), vem sendo desenvolvida em reservatórios do mundo todo (CASTAGNOLLI *et al.*, 2000; MEDEIROS, 2002; HERMES-SILVA *et al.*, 2004; ALVES & BACCARIN, 2005; CARVALHO-FILHO, 2005a). E, recentemente, órgãos governamentais brasileiros como, por exemplo, a Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca - (SEAP), vêm

incentivando está prática (CARVALHO *et al.*, em andamento; AGOSTINHO & GOMES, 2005; CARVALHO-FILHO, 2005b).

No Brasil, por volta da década de 90, este sistema de piscicultura começou a ser implantado com maior intensidade, em especial na região Sudeste do país (ONO, 1998; MEDEIROS, 2002; KUBITZA & CAMPOS, 2005). E atualmente, constata-se uma franca expansão da piscicultura em tanques-rede nas grandes represas brasileiras, cuja área alagada é superior a cinco milhões de hectares (CASTAGNOLLI *et al.*, 2000), tendo como modelo zootécnico mais comumente adotado a tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) e seus híbridos (CASTAGNOLLI *et al.*, *op. cit.*; BOSCOLO *et al.*, 2004; CARVALHO *et al.*, 2005).

A piscicultura em tanques-rede tem despertado particular interesse dos pesquisadores (ALVES *et al.*, 2004; BRANDÃO *et al.*, 2004; HERMES-SILVA, 2004; REIS *et al.*, 2004; SANTAMARIA *et al.*, 2004; ALVES & BACCARIN, 2005), visto que esta atividade, se for desenvolvida de forma empírica, pode vir a comprometer ainda mais os estoques pesqueiros e a diversidade *lato sensu* de peixes (PETRERE, 1989; AGOSTINHO & JÚLIO Jr, 1996; CARVALHO & SILVA, 1999; BRITTO, 2003; CARVALHO *et al.*, 2005).

Embora a utilização de espécies exóticas ou alóctones nas pisciculturas em tanques-rede represente uma ameaça às nativas, via competição e/ou predação (através dos escapes) ou mesmo pela introdução de demais organismos acompanhantes dos peixes, como os parasitas (GABRIELLI & ORSI, 2000; PAES *et al.*, 2003), ainda assim, as nativas são preteridas nas criações. Alega-se que, por haver mais informações a respeito da biologia, fisiologia e potencial zootécnico destas espécies por serem cultivadas há tempos em diversas partes do mundo (tais como as tilápias do gênero *Oreochromis* e híbridos; e carpas – *Cyprinus carpio*, dentre outras), há maiores garantias de sucesso em relação ao cultivo das nativas.

Apesar do cultivo destas espécies ser proibido (DECRETO 2.869/98 in AGOSTINHO & GOMES, 2005), no caso destas não se encontrarem estabelecidas no ambiente, a deturpação deste decreto faz com que estas continuem a ser utilizadas pelos piscicultores, particularmente, as da bacia do rio Paraná (AGOSTINHO & GOMES, *op. cit.*). Segundo AGOSTINHO & JÚLIO Jr. (1996), a aquicultura é considerada o mecanismo mais importante para a dispersão de espécies exóticas.

Além disso, o arraçamento e descarga de efluentes do cultivo direto no corpo d'água, provenientes da produção de excretas ou por sobras de alimento, pode comprometer seriamente a qualidade da água (ONO, 1998; MEDEIROS, 2002), e causar a mortalidade dos organismos aquáticos (TUNDISI, 1986; ESTEVES, 1998; BARBOSA *et al.*, 1999).

O enriquecimento do ambiente, denominado por eutrofização artificial ou cultural (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 1986 e 2003), consiste numa reação em cadeia de causa-efeito, caracterizada por meio da perda de estabilidade. Particularmente, nos ecossistemas aquáticos em equilíbrio, observa-se um balanço entre a produção de matéria orgânica e o consumo/decomposição desta. Todavia, em situação de desequilíbrio, o ecossistema produz demasiada quantidade de matéria orgânica, muito além do que é capaz de consumir e decompor, gerando grandes alterações no metabolismo do ambiente em questão (ESTEVES, *op. cit.*).

Assim, quando se observa um ambiente em desequilíbrio, constata-se a elevação nas concentrações de quase todos compostos químicos essenciais à produtividade primária, em especial, o pH, oxigênio dissolvido, concentração de nitrogênio (em suas formas dissolvidas como nitratos, nitritos e íon amônio) e fósforo total, bem como dos teores de sais, íons de carbono, elementos traços e outros íons (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; ESPÍNDOLA, 2002). Esta situação, devido a grande disponibilidade de nutrientes, favorece

também “blooms” de algas e macrófitas aquáticas (SIPAÚBA-TAVARES, *op. cit.*; ESTEVES, 1998).

A concentração de fósforo de determinado ambiente aquático e período do ano contribuem para a identificação do estado trófico do corpo hídrico, que é estimado por meio do Índice de Estado Trófico (IET) de CARLSON (in TOLEDO *et al.*, 1983). Outras variáveis abióticas como a transparência e condutividade elétrica da água, e biótica, biomassa fitoplanctônica (indexada pelo teor de clorofila-*a*), também trazem informações sobre o IET (TUNDISI, 1986; ESTEVES, 1998).

A crescente pressão e incentivo sobre os usos múltiplos de reservatórios para a produção aquícola, através da criação de peixes em tanques-rede, têm mostrado a necessidade de ordenamento desta atividade em águas públicas (TUNDISI, 2003; SANTAMARIA *et al.*, 2004; CARVALHO-FILHO, 2005b; BRASIL, 2003). Entretanto, estudos que avaliem o impacto deste sistema de cultivo, de modo a fornecer dados para a avaliação do nível máximo de produção em um determinado ambiente (capacidade suporte), são necessários para o desenvolvimento sustentado desta atividade em águas públicas abertas (represas).

Até o momento, poucos trabalhos foram desenvolvidos no Brasil com o intuito de avaliar possíveis impactos ou alterações ambientais, da piscicultura em tanques-rede, quer seja pelo enriquecimento do ecossistema aquático (rações e efluentes), quer seja nos componentes biológicos. Destacam-se os estudos de: HERMES-SILVA *et al.* (2004), que estudaram os efeitos da piscicultura em tanques-rede sobre a dinâmica das comunidades de zooplâncton e zoobentos no rio Uruguai (reservatório de Machadinho); ALVES & BACCARIN (2005), que avaliaram a interferência dos tanques-rede sobre a sedimentação, no córrego da Arribada (reservatório de Nova Avanhandava); CARVALHO *et al.* (2005) e PAES & CARVALHO (2005), que analisaram o impacto sobre a ictiofauna, o pescado e também, as

condições limnológicas, no rio Santa Bárbara (reservatório de Nova Avanhandava, baixo Tietê); MENEZES & BEYRUTH (2003), aferiram o grau de interferência sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga (São Paulo); dentre outros.

Considerando que as informações da implementação de pisciculturas em tanques-rede nos corpos d'água públicos sobre aos componentes físico, químicos e biológicos são escassas, o monitoramento nestas pisciculturas parece ser uma ferramenta útil na tentativa de evitar a degradação da qualidade da água, de modo a permitir um melhor manejo dos recursos hídricos e pesqueiros (HERMES-SILVA *et al.*, 2004). Ainda, as informações resultantes de pesquisas científicas poderão nortear legislação específica sobre a piscicultura em tanques-rede em água doces, particularmente, nos grandes reservatórios artificiais.

Neste contexto, o presente trabalho teve o intuito de avaliar as possíveis modificações nos componentes bióticos (assembléia de peixes) e abióticos (condições limnológicas) decorrentes da criação de peixes em tanques-rede, no rio Santa Bárbara, um importante tributário do reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP).

OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a interferência de um sistema de piscicultura em tanques-rede sobre a assembléia de peixes e as condições limnológicas, no reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo Tietê, Buritama (SP).

Para tanto foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- A.** Distinguir os trechos estudados do rio Santa Bárbara em relação à composição e estrutura da ictiofauna e de seus atributos ecológicos, a saber: trecho 1 - situado junto ao sistema de tanques-rede; e trecho 2 - a montante deste sistema.
- B.** Caracterizar limnologicamente os trechos 1 e 2, em termos das variáveis físico-químicas da água, tais como nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão, transparência e a biomassa fitoplanctônica.
- C.** Identificar possíveis correlações entre a abundância das espécies, por trecho, e as variáveis limnológicas da água.
- D.** Caracterizar e comparar o sedimento de cada trecho quanto os seus teores de nutrientes totais e matéria orgânica, e a sua composição granulométrica.

ÁREA DE ESTUDO

3. ÁREA DE ESTUDO

Dentre os grandes rios que cortam o Estado de São Paulo, o Tietê ao centro no sentido leste-oeste e o Paranapanema ao sul, são as duas maiores artérias fluviais, excluindo o Paraná (SAMPAIO, 1944). O Tietê é um rio essencialmente paulista, cuja nascente está localizada a leste de São Paulo, no município de Salesópolis, a uma altitude de 1.030 m e a sua desembocadura ocorre a 1000 km de distância, no rio Paraná (ROCHA, 1991 in BARRELLA & PETRERE, 2003). Possui importantes tributários de médio à grande porte, como os rios Piracicaba, Pinheiros, do Peixe, Jacaré-Pepira, Dourado e ribeirão Lajeado, entre outros (SAMPAIO, *op. cit.*).

No conceito de múltiplos usos dos recursos hídricos o rio Tietê é um exemplo, pois serve a navegação (hidrovia Paraná-Tietê), irrigação, abastecimento, pesca artesanal e esportiva, lazer e turismo (TUNDISI, 2003).

Desempenha também a função de reter e metabolizar os efluentes, provenientes dos aglomerados urbanos, industriais e das regiões agrícolas (BARBOSA *et al.*, 1999; MARTINELLI *et al.*, 2002; BARRELLA & PETRERE, 2003), funcionando como um vaso de reação e coletor de eventos que acontecem ao longo de sua bacia hidrográfica (TUNDISI, 1988).

A porção superior do rio Tietê, no trecho de sua cabeceira, atravessa a área de relevo acidentado da Serra do Mar, ganhando maior volume à medida que se distancia (BARRELLA, 1995). Ao cortar a região metropolitana de São Paulo, recebe grandes descargas poluidoras (efluentes de diversas origens) (BARRELLA, *op. cit.*; BARRELLA & PETRERE, 2003; FRACÁCIO *et al.*, 2002).

Após este primeiro trecho, o rio atravessa uma região onde predominam os afloramentos de rochas duras do Embasamento Cristalino do Planalto Atlântico e da Depressão Periférica, com o predomínio dos granitos e quartzitos (BARRELLA, *op. cit.*). Tais afloramentos são responsáveis pela formação das corredeiras outrora existente neste trecho até o reservatório de

Barra Bonita. Segundo SAMPAIO (1944), nesta porção o rio apresentava um curso dos mais acidentados, com a presença de muitas cachoeiras e saltos, como o Salto de Itu, Salto de Avanhandava e o Salto de Itapura.

Em relação à qualidade de suas águas, esta permanece insatisfatória praticamente por todo o trecho médio de sua bacia, devido aqueles lançamentos de efluentes da região metropolitana e também de seus principais tributários: o rio Sorocaba pela margem esquerda e os rios Jundiá, Capivari e Piracicaba, pela margem direita (BARRELLA, 1995; ROCHA, 1991 in BARRELLA & PETRERE, 2003).

No seu curso médio e final, o Tietê encontra-se no Planalto Ocidental e, devido ao grande volume de água e menores aglomerações humanas, a qualidade das águas melhora, sendo classificadas de média à boa qualidade (BARRELLA, *op. cit.*). Também, porque a disposição dos reservatórios em sistemas de lagos consecutivos (cascata) favorece a melhoria gradativa da qualidade da água, funcionando como filtros retentores de parte dos sólidos suspensos e nutrientes dissolvidos na água e os vertedouros e comportas das usinas favorecem a oxigenação da água (TUNDISI, 1986; BARRELLA & PETRERE, *op. cit.*; TUNDISI, 2003; FRACÁCIO *et al.*, 2002). Todavia, em relação às características ambientais e fisiográficas, percebe-se que estas foram completamente alteradas pela construção dos grandes reservatórios, em cascata (Figura 1a).

Na porção do baixo Tietê encontra-se o reservatório de Nova Avanhandava, penúltimo desta cascata de reservatórios, situado a montante do reservatório de Promissão e a jusante de Três Irmãos, com sua barragem situada nas coordenadas geográficas de 21°07'S e 50°17'W (Figura 1b). Foi formado em 1982, inundando uma área de 210 Km² (em sua cota máxima), volume útil de 3,8 x 10⁸ m³, perímetro de 462 Km, tempo médio de residência da água em torno de 46 dias e vazão média de 688 m³/s (TORLONI, *et al.*, 1993b; CESP, 1998).

O reservatório de Nova Avanhandava recebe a contribuição de nove tributários, sendo os mais representativos: rio dos Patos, ribeirão dos Ferreiros, ribeirão Bonito, ribeirão Lajeado e rio Santa Bárbara (Figura 1b).

Nas áreas adjacentes ao reservatório podem-se observar o predomínio de pastagens e diversas culturas agrícolas, como milho, café e cana-de-açúcar (TORLONI *et al.*, *op. cit.*; FRACÁCIO *et al.*, 2002). Também, similarmente ao que acontecem ao longo do eixo dos grandes rios, suas margens sendo loteadas para a implantação de condomínios e áreas de lazer (CARVALHO *et al.*, 2005).

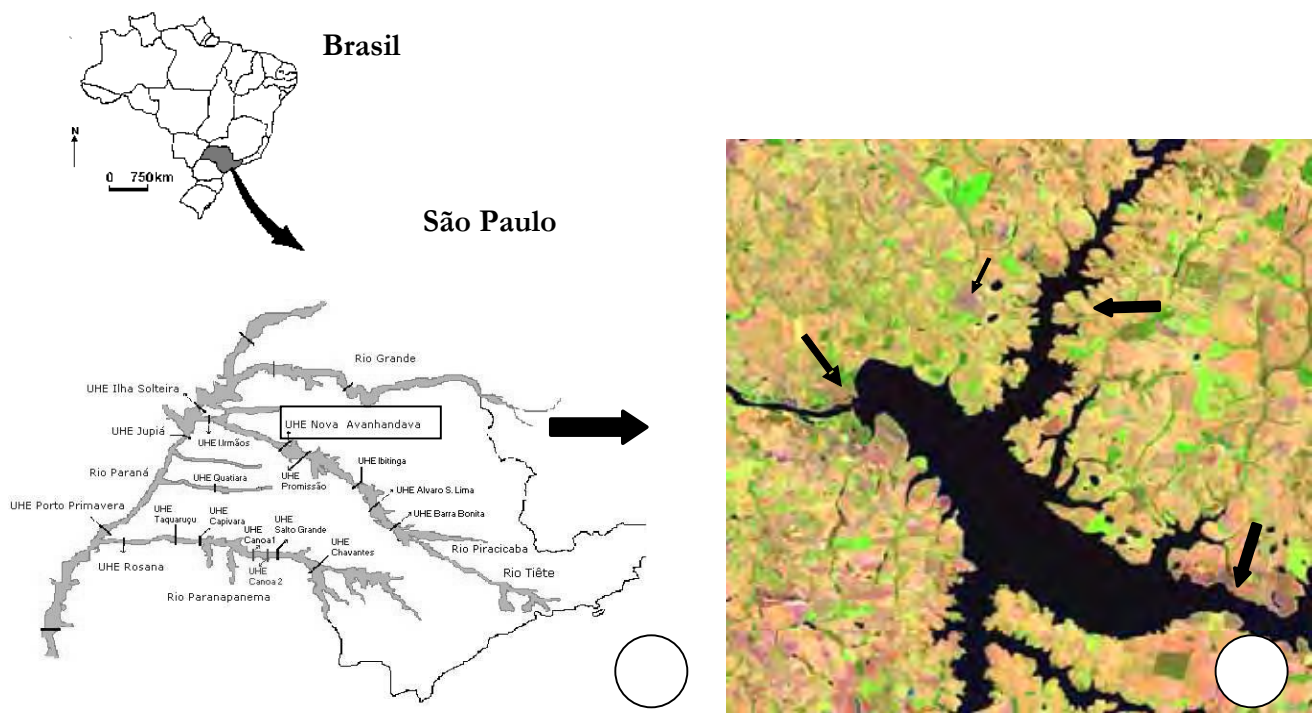


Figura 1 - Mapa do Brasil indicando o estado de São Paulo e os reservatórios ao longo do sistema Tietê-Paraná (em a), e imagem Landsat (MIRANDA & COUTINHO, 2004) do reservatório da UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, com destaque para o rio Santa Bárbara (em b).

3.1. Trechos de coleta

Atualmente, o reservatório de Nova Avanhandava abriga pelo menos quatro grandes pisciculturas em tanques-rede, estando três delas instaladas no rio Santa Bárbara, em Buritama (SP). São elas: pisciculturas Garantido e Pedrana que fazem parte do grupo Tilápia do Brasil (CARVALHO-FILHO, 2005a) e a Escama Forte Piscicultura Ltda, sendo esta última utilizada neste estudo.

Assim, para as amostragens de peixes e avaliação das condições limnológicas foram escolhidos dois trechos do rio Santa Bárbara, a saber: trecho 1= junto ao sistema de piscicultura Escama Forte Ltda e o trecho 2= situado à montante dos tanques-rede, utilizado como controle (Figura 2).

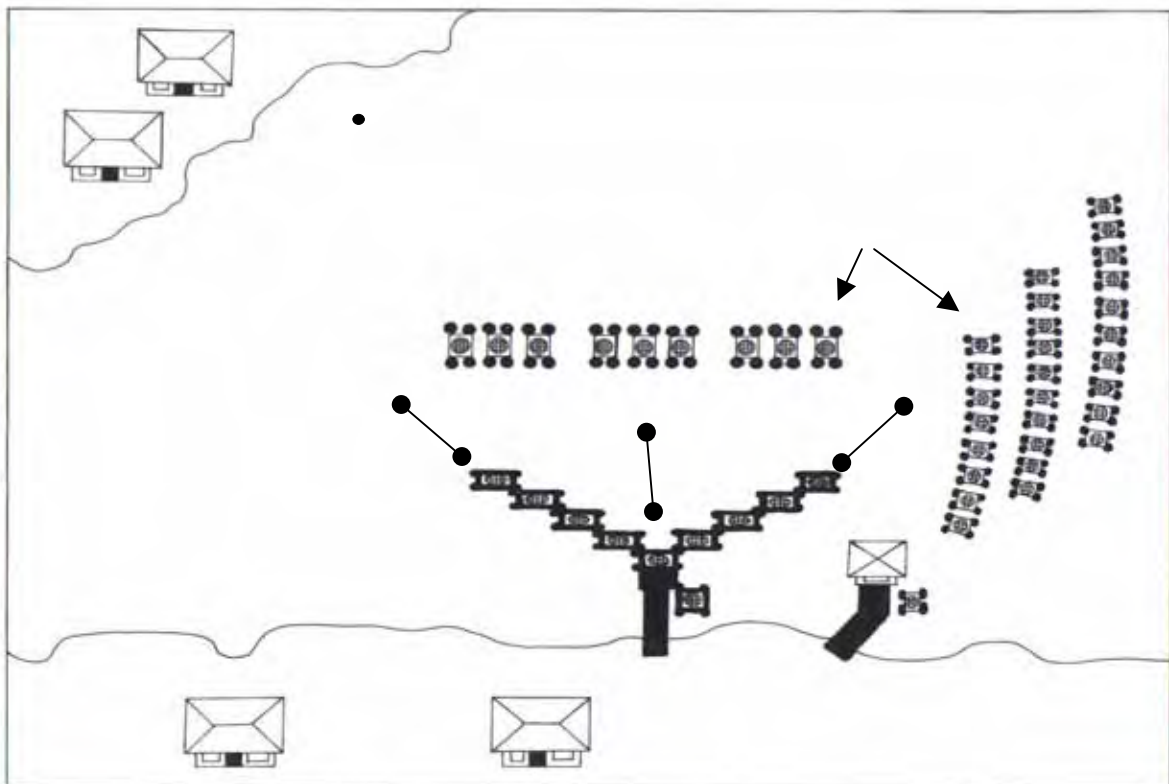


Figura 2 - Esquema da área de estudo no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava (Buritama-SP), com detalhe para os trechos (1 e 2) e pontos amostrais (A, B, C e D). Sendo trecho 1= próximo aos tanques-rede e trecho 2= a montante dos tanques.

No trecho 1 (Figura 3 a-b) foram demarcados três transectos denominados por A, B e C, com 100 m de comprimento cada, tendo como referência o conjunto de tanques-rede dispostos em forma de “V” (Figura 2). Assim, para este trecho foram definidos os seis pontos amostrais, estando os primeiros três pontos amostrais situados a 10 m de distância do último tanque-rede e os outros três a 90 m. Já no trecho 2 (Figura 3 c-d), localizado na margem oposta e distante cerca de 500 m da piscicultura em tanques-rede, as amostragens foram efetuadas em apenas um ponto, a cerca de 100 m da região litorânea.



Figura 3 - Vista panorâmica dos trechos de coleta no reservatório de Nova Avanhandava (Buritama-SP): Trecho 1 em a= vista aérea da piscicultura em tanques-rede (Foto: Escama Forte Piscicultura Ltda); e b= detalhe dos tanques; Trecho 2 em c-d = detalhe da forma de ocupação da margem neste trecho.

MATERIAL E MÉTODOS

4. MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas amostragens bimestrais de peixes, água e sedimento, no período de out./03 a dez./04, totalizando oito coletas. Estas amostragens seguiram técnicas específicas de coleta em campo e análise em laboratório, conforme consta nos itens 4.1 a 4.5, abaixo.

Os dados sobre nível altimétrico (m) do reservatório e pluviosidade mensal acumulada (mm) foram gentilmente cedidos pela AES-Tietê, concessionária responsável pelo gerenciamento deste reservatório.

4.1. Coleta dos peixes

Para a captura dos peixes foram utilizadas redes de espera simples de malhas variando de 3 a 14 cm (entre nós opostos) agrupadas em quatro lotes: dois lotes de redes de malhas menores (3 a 7 cm) e outros dois lotes de malhas maiores (7 a 14 cm), com 20 m de comprimento e alturas variando de 1,4 a 2,0 m (Tabela I).

Tabela I – Altura das redes de espera utilizadas para a captura de peixe no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP).

Malha (cm)	Altura (m)	Área (m ²)
03	1,4	28,8
04	1,5	30,4
05	1,5	30,0
06	1,5	30,0
07	1,7	35,0
08	2,0	40,0
10	1,7	34,0
12	1,6	31,2
14	2,0	40,0
Feiticeira	1,7	35,0

Dois lotes de redes de espera, um com malhas menores e outro com malhas maiores, foram instalados em cada um dos trechos: 1) no trecho 1 -

junto aos flutuadores dos tanques-rede e 2) no trecho 2 - a cerca de 100 m da região litorânea, conforme Figura 2 (vide secção 3. Área de Estudo). As redes permaneceram expostas por cerca de 13 h (das 18:00 às 07:00 h).

Após a captura, os peixes foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente identificados quanto ao trecho de coleta e malha de rede utilizada. Ainda em campo, os exemplares foram identificados até o nível taxonômico de espécie, com base em REIS *et al.* (2003), NELSON (1994) e BRITSKI *et al.* (1988). Também, uma subamostra dos peixes foi submetida à análise biométrica, com auxílio de paquímetro (0,1 cm) e balança analítica com precisão de centigramas, sendo mensuradas as seguintes variáveis:

- i. Comprimento total (L_t): distância entre a ponta do focinho à extremidade final da nadadeira caudal.
- ii. Comprimento padrão (L_s): distância entre a ponta do focinho e a base da nadadeira caudal (região da última vértebra).
- iii. Peso total (W_t).

Exemplares testemunhos, depois de adequada fixação (formalina 10%) e preservação (álcool 70%), foram enviados ao Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL) - Paraná, para tombamento e confirmação das espécies pelo Prof. Dr. Oscar Akio Shibatta, curador do Museu.

Ainda sobre a captura dos peixes, em algumas coletas também foi usada uma rede feiticeira (tresmalho), composta por uma rede de 7 cm de malha, sobreposta por outras duas redes de 20 cm de malha (entre nós opostos). A rede feiticeira era colocada junto ao cordão de redes maiores instalado nos trechos estudados.

Três campanhas amostrais complementares (fev./04, mar./05 e jul./05), foram efetuadas com outros aparatos de captura, como rede de arrasto do tipo “picaré” (com 10 m de comprimento, 1,5 m de altura e malha de 5 mm) e peneirão (com malhagem de 0,5 mm, 0,85 cm de comprimento e

0,78 cm de largura). Todavia, informações dessas campanhas não foram incluídas nas análises ictiofaunísticas, pois foram realizadas apenas com o intuito de registrar a ocorrência de espécies de pequeno porte e juvenis, não capturados por rede de espera. Também tendo em vista que há diferenças nas seletividades amostrais entre os aparatos de captura e que as mesmas não foram constantes durante o período e trechos estudados.

4.2. Atributos ecológicos da ictiofauna

Com base na literatura específica foram determinados os seguintes atributos ecológicos da ictiofauna nos trechos estudados:

4.2.1. Frequência relativa de captura

A frequência relativa de captura dos peixes (%) foi obtida a partir da frequência absoluta total dos exemplares capturados, em número e biomassa, para os trechos estudados.

4.2.2. Constância de captura

A constância de captura **c** é expressa como a frequência de ocorrência de cada espécie, em relação ao número total de coletas efetuadas (DAJOZ, 1978). Esta foi determinada conforme a expressão:

$$C = (p \times 100) / P$$

Sendo: **c** = constância de captura; **p** = número de vezes que a espécie foi coletada; **P** = número total de coletas efetuadas.

Em função do valor de **c** distinguem-se as seguintes categorias para as espécies (DAJOZ, 1978):

- i. Constante (+++): $c > 50$;
- ii. Acessória (++) : $25 \geq c \leq 50$;
- iii. Acidental (+): $0 < c < 25$;
- iv. Ausente (-): $c = 0$.

4.2.3. Diversidade de Shannon-Wiener

O índice de diversidade de Shannon-Wiener H' é a medida de diversidade mais comumente empregada em análises ecológicas (DAJOZ, 2005), pois é relativamente independente do tamanho amostral e considera a presença-ausência das espécies nas comunidades avaliadas (PINTO-COELHO, 2000). Por esse índice podem-se estimar dois importantes atributos: o número de espécies e a equitabilidade.

A função Shannon-Wiener foi calculada como:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \times \ln p_i)$$

Sendo: H' = diversidade de espécies (bits/indivíduo); p_i = proporção de indivíduos da espécie i na amostra, com $p_i = (n_i / N)$; n_i = número de indivíduos da espécie i ; N = número total de indivíduos da amostra.

Segundo DAJOZ (1978), geralmente a diversidade é mais elevada quando as condições do ambiente são favoráveis. Neste caso, pode-se encontrar um grande número de espécies, embora cada uma delas presente, proporcionalmente, um pequeno número de indivíduos. Porém, quando as condições do ambiente são menos favoráveis, a diversidade é menor, ou seja, o número de espécies se reduz, mas estas se constituem de um maior número de indivíduos por espécie.

4.2.4. Equitabilidade de Pielou

A equitabilidade E é uma medida que diz respeito à uniformidade das espécies, em termos das suas abundâncias relativas. Foi determinada conforme MAGURRAM (1988 in HOFFMANN *et al.*, 2005):

$$E = H' / H'_{\text{máx}}$$

Sendo: H' = índice de diversidade; $H'_{\text{máx}}$ = diversidade máxima, calculada como: $H'_{\text{máx}} = \ln S$; sendo: S = número total de espécies.

A diversidade máxima pressupõe que todas as espécies apresentam a mesma abundância. O índice de equitabilidade varia de 0 a 1, sendo maior a uniformidade com **E** mais próximo ou igual a um.

4.2.5. Riqueza de espécies

A riqueza de espécies **d** ou índice de variedade (ODUM, 1972 in PINTO-COELHO, 2000), foi calculada conforme a equação:

$$\mathbf{d} = (\mathbf{S} - 1) / \log \mathbf{N}$$

Sendo: S = número de espécies capturadas; N = número total de indivíduos.

4.2.6. Dominância de Simpson

A dominância exprime a influência numérica exercida por uma espécie numa determinada comunidade. Segundo DAJOZ (2005), a dominância de Simpson propõe que a diversidade de espécies é inversamente proporcional à probabilidade de que dois indivíduos capturados de forma aleatória sejam da mesma espécie, conforme equação:

$$\mathbf{D} = \Sigma [\mathbf{n}_i \times (\mathbf{n}_i - 1) / \mathbf{N} \times (\mathbf{N} - 1)]$$

Sendo: D = índice de Simpson; n_i = número de indivíduos da espécie *i* na amostra; N = número total de indivíduos na comunidade.

Percebe-se que este índice atribui peso maior às espécies comuns, pois pequenas proporções elevadas ao quadrado, resultam em valores muito pequenos.

4.2.7. Similaridade ictiofaunística

A similaridade ou dissimilaridade das comunidades ícticas entre os trechos estudados foi avaliada de duas formas:

i. Índice de similaridade de Jaccard

A similaridade de Jaccard C_j é um índice qualitativo que se baseia nos dados de presença-ausência das espécies dos trechos amostrados (PINTO-COELHO, 2000).

$$C_j = c / (a + b - c)$$

Onde: C_j = coeficiente de similaridade de Jaccard; a = número de espécies do trecho a ; b = número de espécies do trecho b ; c = número de espécies comuns aos trechos a e b .

ii. Índice de Morisita-Horn

O índice de Morisita C_H é utilizado para medir a similaridade entre duas comunidades. Pode ser interpretado como a probabilidade de que um indivíduo ao ser retirado da amostra j e outro da amostra k pertençam à mesma espécie, dividido pela probabilidade de que dois indivíduos retirados das amostras j e k pertençam à mesma espécie (PINTO-COELHO, *op. cit.*). Este índice varia de zero a um, podendo ser empregado em dados de abundâncias, independente do tamanho amostral.

Este índice foi proposto inicialmente por MORISITA (1959) e simplificado por HORN em 1966 (PINTO-COELHO, 2000), conforme se segue:

$$C_H = (2 \sum x_{ij} \cdot x_{ik}) / [(\sum x_{ij}^2 / N_j^2) + (\sum x_{ik}^2 / N_k^2)] N_j \cdot N_k$$

Onde: C_H = Índice simplificado de Morisita-Horn; x_{ij} e x_{ik} = abundância dos indivíduos da espécie i nas amostras j e k ; N_j e N_k = número de indivíduos nas amostras j e k , respectivamente.

4.2.8. Curva de importância das espécies

A importância relativa das espécies, também conhecida por *plot de Whittaker* (in KREBS, 1989), foi estabelecida por escalonamento das espécies, em ordem decrescente de importância, em número e biomassa.

Os dados foram plotados graficamente tendo como eixos x, a seqüência de importância relativa das espécies e y, os dados transformados da abundância absoluta das espécies ($\log(n+1)$ ou $\log(g+1)$). Isso pode gerar uma série logarítmica segundo um modelo determinístico no qual pode ser ajustado um modelo matemático capaz de representar a complexidade das assembléias de peixes (TOKESKI, 1993 in BRITTO, 2003).

4.2.9. Captura por unidade de esforço

A comparação dos trechos 1 e 2 em relação à abundância relativa das espécies, em número e biomassa, foram realizadas com base em CARVALHO & SILVA (1999, adaptadas por VIDOTTO, 2005), segundo as expressões:

$$\text{CPUE } n = (n / A \times T) \times 1000$$

$$\text{CPUE } b = (W_t / A \times T) \times 1000$$

Sendo: CPUE n = captura por unidade de esforço em número, expressa por indivíduos.h⁻¹.m⁻²; CPUE b = captura por unidade de esforço em biomassa, expressa por g.h⁻¹.m⁻²; n = número total de indivíduos capturados; W_t = peso total (g); A = área total das redes, em m² (vide Tabela I); T = tempo de exposição das redes, em horas.

4.2.10. Representatividade amostral

O esforço amostral empregado na captura dos peixes foi estimado utilizando-se a curva da frequência acumulativa das espécies capturadas em determinado trecho. Esta curva representa o percentual de acréscimo de novas espécies (variável X) em função do tempo (variável Y), relacionadas ao número total de espécies registradas (BRITTO, 2003).

4.2.11. Método de comparação de abundância/biomassa (ABC)

O método de comparação de abundância/biomassa, também conhecido por índice ABC numérico, proposto por MEIRE & DEREU (1990 in AGOSTINHO & GOMES, 1997) foi calculado conforme a expressão:

$$ABC = \sum (B_i - A_i) / N$$

Na qual: A_i = dominância percentual da espécie i (em ordem decrescente de abundância); B_i = percentual da espécie i (em ordem decrescente de biomassa); N = número total de espécies.

Conforme o valor obtido para o índice ABC pode-se inferir sobre as condições do ambiente. Assim, quando o índice é:

- i. Negativo = o ambiente está submetido a fortes condições de estresse;
- ii. Próximo a zero = apresenta-se em condições intermediárias de estresse;
- iii. Positivo = ausência de estresse.

Este método foi inicialmente aplicado para estimar o impacto da poluição sobre comunidades de macroinvertebrados bentônicos de ambientes marinhos (WARWICK, 1986 in AGOSTINHO & GOMES, 1997).

COECK *et al.* (1993 in AGOSTINHO & GOMES, 1997) foram os primeiros a utilizar este método para investigar comunidades de peixes em pequenos rios belgas, regulados e não regulados e com diferentes graus de poluição.

4.3. Caracterização limnológica

Para a caracterização limnológica dos trechos estudados foram efetuadas coletas de água em sete pontos amostrais, sendo seis destes junto à piscicultura em tanques-rede (trecho 1 = transectos A, B e C) e um outro

ponto a montante da piscicultura (trecho 2), conforme Figura 2 (secção 3. Área de estudo).

Ainda, as medidas foram aferidas em duas profundidades na coluna d' água, sendo: superfície = a 0,30 m abaixo da linha d' água e fundo = a um metro antes do substrato.

4.3.1. Variáveis físico-químicas da água coletadas *in situ*

Em cada um dos sete pontos amostrais e duas profundidades da coluna d' água foram coletadas, *in situ*, as seguintes variáveis físico-químicas: oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e pH, obtidas com o auxílio de um aparelho multi-parâmetros portátil Horiba (modelo U-22); e a transparência da água, obtida pelo desaparecimento visual do disco de Secchi (m).

4.3.2. Coleta e preservação da água

Após esta primeira avaliação (item 4.3.1), foram recolhidas amostras de água utilizando-se de garrafa horizontal de Van Dorn. Estas amostras eram transferidas para galões de polietileno com capacidade para 5 L, previamente identificados ao quanto ponto de coleta (10 e 100 m de distância dos tanques e controle) e profundidade na coluna d' água (superfície ou fundo). Logo após esta coleta, os galões com as amostras foram conservados em freezer até o momento de filtração e de separação de determinados volumes das amostras destinados para cada análise específica.

Em campo, para as análises de material em suspensão e do teor de clorofila-a, volumes conhecidos das amostras de água foram submetidos à filtração em membranas de pré-filtro *Millipore*, usando um conjunto de bomba a vácuo, kitassato e suporte para filtros.

Para as análises de nutrientes dissolvidos foram recolhidos aproximadamente 500 ml da água filtrada no procedimento anterior, enquanto

que, para os nutrientes totais foi recolhido o mesmo volume, porém da água bruta sem filtragem. Estas amostras foram acondicionadas em garrafas de polietileno, devidamente identificadas (data, ponto e trecho de coleta), e mantidas em freezer (- 20°C) até o seu processamento no Laboratório de Análises Químicas da Água (Depto. de Zoologia, Unesp, Botucatu-SP).

4.3.3. Determinação do material particulado em suspensão

A quantificação do material em suspensão seguiu a técnica de gravimetria (TEIXEIRA *et al.*, 1978). Para tanto, foram filtradas 500 ml de água (amostra e réplica) em membranas de pré-filtro *Millipore* (AP-40), previamente preparadas. A preparação dos filtros consistiu em numeração das membranas, secagem em estufa (a 60°C, por 24 h), transferência para dessecador por 2 h e pesagem em balança analítica de precisão (com cinco casas decimais).

Em campo, após a filtração da água, os pré-filtros foram envolvidos em papel alumínio, identificado quanto à data, ponto e trecho de coleta. Já em laboratório, as membranas passaram pelo mesmo procedimento feito para a sua preparação, ou seja, secagem em estufa e, em seguida, resfriamento em dessecador e nova pesagem.

De posse dos pesos inicial e final calculou-se os sólidos suspensos na água, conforme a expressão matemática abaixo:

$$\text{MatS} = (\text{P}_F - \text{P}_I)/V$$

Sendo: MatS = material em suspensão na água (mg.L⁻¹); P_I = peso inicial das membranas (g); P_F = peso final das membranas após filtração da água (g); V = volume filtrado da amostra de água.

4.3.4. A biomassa fitoplanctônica

A biomassa fitoplanctônica, indexada pelo teor de clorofila-a total, foi determinada conforme GOLTERMAN *et al.* (1978).

Para isso, em campo foram filtradas 500 ml de água (amostra e réplica) em membranas de pré-filtro *Millipore* (AP-20). Após a filtração, os pré-filtros foram envolvidos em papel alumínio e devidamente identificados, sendo assim mantidos em freezer (- 20°C) até o processamento em laboratório.

Em laboratório, os pré-filtros foram descongelados e com solução de acetona a 90 % procedeu-se à extração da clorofila-a a frio. Os filtros foram macerados individualmente com um pequeno volume desta acetona, sendo transferidos para tubos de centrífuga, completando-se o volume com acetona para 10 ml. A seguir, o extrato permaneceu em geladeira por cerca de 12 h. Após este tempo, os extratos foram centrifugados a 5.000 r.p.m., por 10 min, sendo o sobrenadante transferido para balão volumétrico de 20 ml.

A leitura das amostras foi realizada em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, modelo B-380), ajustado para os comprimentos de onda de 663 e 750 nm.

Desta forma, o teor de clorofila-a total (clorofila viva+feofitina) foi calculado de acordo com as expressões:

$$UE_{663} = (UF_{663} - UF_{750}) / \text{Caminho óptico}$$

Sendo: UE_{663} = extinção corrigida para 663 nm para 1 cm de caminho óptico; UF_{663} = média aritmética das absorbâncias (amostra e réplica) no comprimento de onda de 663 nm; UF_{750} = média aritmética das absorbâncias (amostra e réplica) no comprimento de onda de 750 nm.

A partir da expressão acima o teor de pigmentos totais (clorofila-a total) foi obtido considerando-se:

$$pt = UE_{663} \times (1000/k) \times [v \text{ extrato (ml)} / v \text{ filtrado (L)}]$$

Com: pt = teor de pigmentos totais ($\mu\text{g.L}^{-1}$); 1000 = constante para conversão da unidade em litros; k = coeficiente de extinção = 91.

4.3.5. Os teores de nutrientes na água

4.3.5.1. Nutrientes Totais

Os teores de fósforo e nitrogênio totais presentes na água foram analisados segundo a técnica de determinação simultânea destes nutrientes em águas naturais (VALDERRAMA, 1981).

A amostra de água bruta coletada em campo foi descongelada cerca de 12 h antes das análises. Em recipientes apropriados para autoclave foram colocados: 60 ml de cada amostra de água e um outro contendo apenas 60 ml água destilada (branco) e 8 ml de reagente de oxidação (OR: ácido bórico e hidróxido de sódio); e submetidos à digestão em autoclave por 30 min, à 120°C e pressão de 1 atm. Cabe ressaltar que para cada amostra de água foi feita uma réplica.

Após este procedimento, as amostras foram resfriadas a temperatura ambiente e, a seguir, aplicou-se às técnicas específicas para cada análise.

i. Nitrogênio Total

A determinação do nitrogênio total seguiu a técnica de MACKERETH *et al.* (1978). Em frascos apropriados foram pesados 0,6 g de cádmio amalgamado onde se adicionou: 10 ml das amostras, réplicas e branco, previamente digeridos com OR, 3 ml de solução aquosa de cloreto de amônia a 2,6% e 1 ml de solução aquosa de bórax a 2,1%; sendo a seguir, submetidos à agitação mecânica durante 20 min. Uma alíquota de 7 ml foi tomada destes frascos e acrescentando-se 1 ml de sulfanilamida. Os frascos foram homogeneizados e permaneceram em repouso por 4-6 min, antes de se acrescentar 1 ml de naftil-etilenodiamina.

Procedeu-se a leitura das amostras em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, modelo B-380), no comprimento de onda de 543 nm.

As concentrações de nitrogênio total presente nas amostras de água foram determinadas a partir de uma curva-padrão de modelo linear $y = ax + b$,

utilizando-se uma solução padrão estoque de NO_3^- de concentração conhecida ($40 \mu\text{g.ml}^{-1}$) e diversas diluições desta solução. Sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 543 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = corresponde a concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

ii. Fósforo Total

A determinação do fósforo total seguiu a técnica de STRICKLAND & PARSONS (1960). Em tubos de ensaio foram colocados 15 ml de cada amostra, réplica e branco, previamente digerido em autoclave. A estas foram adicionados 1,5 ml de reagente misto (solução a base de ácido ascórbico, molibdato de amônia, ácido sulfúrico e tartarato de antimônio e potássio).

A seguir, os tubos foram homogeneizados e procedeu-se à leitura das amostras em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, B-380), ajustado para o comprimento de onda de 882 nm.

As concentrações de fósforo total das amostras foram determinadas a partir do modelo linear $y = ax+b$, obtido com a confecção de uma curva-padrão utilizando-se de uma solução padrão estoque de KH_2PO_4 de concentração conhecida ($40 \mu\text{g.ml}^{-1}$) e diversas diluições desta solução. Sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 882 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = corresponde a concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

4.3.5.2. Nutrientes Dissolvidos

Os nutrientes dissolvidos na água foram determinados segundo as técnicas específicas que se seguem.

i. Nitrato

A concentração de nitrato foi determinada de acordo com MACKERETH *et al.* (1978), sendo o princípio desta baseada na redução do nitrato para nitrito utilizando-se o cádmio amalgamado, e o nitrito sendo determinado por espectrofotometria.

Para tanto, em laboratório, para cada 10 ml das amostras, réplicas e branco foram adicionados 3 ml de solução aquosa de cloreto de amônia a 2,6% e 1 ml de solução aquosa de bórax a 2,1%. As amostras com os reagentes foram colocadas em frascos de polietileno contendo 0,6 g de cádmio amalgamado. Os frascos foram agitados mecanicamente por 20 min. Após este tempo, 7 ml de cada amostra, réplica e branco tratados, foram transferidos para tubos de ensaio nos quais adicionou-se 1 ml de sulfanilamida, sendo homogeneizados e reservados de 4-6 min. Em seguida, acrescentou-se 1 ml de naftil-etilenodiamina e nova homogeneização, sendo o composto de coloração rósea formado levado para determinação das suas absorvâncias em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, B-380) a 543 nm.

As concentrações de nitrato na água foram determinadas segundo a curva-padrão de modelo linear $y = ax + b$, utilizando-se uma solução padrão estoque de nitrato de potássio - KNO_3 de concentração conhecida ($100 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$) e diversas diluições desta solução. Sendo: $y =$ média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 543 nm; a e $b =$ coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; $x =$ corresponde a concentração de nitrato ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$).

ii. Nitrito

O nitrito foi determinado segundo MACKERETH *et al.* (1978). Em cada tubos de ensaio foram colocados 25 ml da amostra, réplica e branco, acrescentado em seguida 0,5 ml de sulfanilamida, sendo então homogeneizados. Após 5 min, foi adicionado 0,5 ml de naftil-etilenodiamina,

agitando-os novamente. Observou-se a formação de um composto de coloração rósea, o qual foi analisado em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, B-380) a 543 nm.

As concentrações de nitrito na água foram determinadas a partir de uma curva-padrão de modelo linear $y = ax+b$, utilizando-se uma solução padrão estoque de nitrito de potássio - KNO_2 , de concentração conhecida ($3,5 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$) sendo então realizadas diversas diluições desta solução. Sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 543 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = concentração de nitrito ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

iii. Amônia

A concentração de amônia foi determinada segundo KOROLEFF (1976). O princípio desta técnica consiste na reação da amônia com o fenol e hipoclorito de sódio em uma solução alcalina para formar uma solução de cor azul, que é analisada espectrofotometricamente.

Para tanto, para cada 35 ml de amostra, réplica e branco foram adicionados os seguintes reagentes: 1 ml de solução de citrato de trissodico, 1 ml de solução de fenol e 1 ml de hipoclorito de sódio. A seguir os tubos foram agitados para homogeneização e deixados protegidos da luz, por 3 h. Após o tempo de reação, as absorvâncias foram determinadas em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, B-380) ajustado para o comprimento de onda de 630 nm.

As concentrações de amônia na água foram determinadas a partir de uma curva-padrão de modelo linear $y = ax+b$, utilizando-se uma solução padrão estoque de cloreto de amônia - $NHCl$, de concentração conhecida ($140 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$), e diluições desta solução. Sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 630 nm; a e b = coeficientes angular e linear da curva-padrão; x = corresponde à concentração de amônia ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

iv. Fosfato Total Dissolvido

A concentração de fosfato total dissolvido foi determinada de acordo com STRICKLAND & PARSONS (1960).

Em tubos de ensaio, para cada 15 ml das amostras, réplicas e branco (água destilada) adicionou-se 1,5 ml de solução saturada de persulfato de potássio ($K_2S_2O_8$). Estes tubos foram tampados e levados para a digestão em autoclave (30 min, a 1 atm e 120°C), deixados à temperatura ambiente para resfriarem, antes de se acrescentar 1,5 ml do reagente misto. Os tubos foram agitados para homogeneização antes de se efetuar a medidas dos valores de absorbâncias em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, B-380) ajustado para o comprimento de onda de 882 nm.

As concentrações de fosfato total dissolvido foram determinadas a partir de uma curva-padrão de modelo linear $y = ax+b$, utilizando-se uma solução padrão estoque de fosfato monobásico de potássio - KH_2PO_4 , de concentração conhecida ($40 \mu\text{g.ml}^{-1}$), sendo que a partir desta solução padrão foram realizadas diversas diluições. Sendo: y = média aritmética das absorbâncias (amostra/réplica) obtidas a 882 nm; a e b = respectivos coeficientes angular e linear, da curva-padrão; x = corresponde a concentração de fosfato total dissolvido na amostra ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

v. Fosfato inorgânico

O fosfato inorgânico foi determinado segundo STRICKLAND & PARSONS (1960). Em laboratório, foram transferidos para tubos de ensaio de 15 ml das amostras, réplicas e branco (água destilada), sendo então adicionados 1,5 ml do reagente misto, agitando-os em seguida. Os valores das absorbâncias foram determinados em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, B-380), ajustado para o comprimento de onda de 882 nm.

As concentrações de fosfato inorgânico foram determinadas a partir de uma curva-padrão de modelo linear $y = ax+b$, utilizando-se uma solução padrão estoque de fosfato monobásico de potássio - $KH_2 PO_4$, de concentração conhecida ($40 \mu\text{g.ml}^{-1}$), sendo que a partir desta solução padrão foram realizadas diversas diluições. Sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 882 nm; a e b = respectivamente, coeficientes angular e linear da curva-padrão; x = concentração de fosfato inorgânico na amostra ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

vi. Silicato reativo

O silicato reativo foi quantificado segundo GOLTERMAN *et al.* (1978). Para tanto, 10 ml de amostra, réplica e branco (água destilada) foram transferidos para tubos de ensaio, e submetidas à reação com 1 ml de molibdato de sódio e 2,5 ml de ácido sulfúrico, produzindo uma solução de coloração amarela e, após devida homogeneização, procedeu-se a determinação das absorvâncias em Espectrofotômetro de Massa (Micronal, B-380), ajustado para 365 nm de comprimento de onda, na sensibilidade 2.

As concentrações de silicato reativo foram determinadas a partir de uma curva-padrão de modelo linear $y = ax+b$, utilizando-se uma solução padrão estoque de flúor silicato de sódio - Na_2SiF_6 , de concentração conhecida ($100 \mu\text{g.ml}^{-1}$), e a partir desta solução padrão foram realizadas diversas diluições. Sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica) obtidas a 882 nm; a e b = coeficientes angular e linear, respectivamente, da curva-padrão; x = corresponde a concentração de silicato reativo (mg.L^{-1}).

4.4. Índice de estado trófico

O índice do estado trófico IET classifica os corpos d' água em diferentes graus de trofia, ou seja, diz respeito ao enriquecimento das águas

por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento e/ou potencial para o crescimento excessivo das algas ou de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998).

O estado trófico foi determinado de acordo com o índice de CALRSON modificado por TOLEDO *et al.* (1983) e CETESB (2005), utilizando-se, para tanto, as concentrações de fósforo total (P, em $\mu\text{g.L}^{-1}$) e de clorofila-*a* (CL, em $\mu\text{g.L}^{-1}$), aferidas na superfície da água e a transparência do disco de Secchi (m), sendo os dados agrupados por trechos de coleta (trecho 1 – transectos A, B e C) e trecho 2 (ponto D – controle), segundo as expressões abaixo:

$$\text{IET (P)} = 10 \{ 6 - [\ln (80,32 / P) / \ln 2] \}$$

$$\text{IET (CL)} = 10 \{ 6 - [(2,04 - 0,695 \times \ln CL) / \ln 2] \}$$

Onde: P = concentração de fósforo total medida na superfície da água;
CL = concentração de clorofila-*a* medida na superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; ln = logaritmo natural.

Também, quando disponível os dados das duas variáveis, o resultado de IET é a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila-*a*, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET (P)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

Sendo que para a classificação deste índice foram adotados os seguintes estados de trofia, de acordo com TOLEDO *et al.* (1983):

ESTADOS DE TROFIA	IET MÉDIO (P e CL)	TRANSP (m)	P-TOTAL ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	CL ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Oligotrófico	$\text{IET} \leq 44$	$S \geq 1,6$	$P \geq 26,5$	$\text{CL} \geq 3,8$
Mesotrófico	$44 < \text{IET} \leq 54$	$0,8 \geq S < 1,6$	$26,5 < P \leq 53,0$	$3,8 < \text{CL} \leq 10,3$
Eutrófico	$54 < \text{IET} \leq 74$	$0,2 \leq S < 0,8$	$53,0 < P \leq 211,9$	$10,3 < \text{CL} \leq 76,1$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 74$	$0,2 > S$	$211,9 < P$	$76,1 < \text{CL}$

4.5. Coleta e determinação das características físico-químicas do sedimento

Para a coleta de sedimento foi utilizada uma draga do tipo “Van Veen” de 308 cm^2 de área. Após a coleta, a amostra foi homogeneizada e transferida para pote plástico de 500 ml, devidamente rotulada. Essas amostras foram

mantidas em freezer (- 20°C), até o momento de sua análise em laboratório, segundo técnicas específicas.

4.5.1. Nutrientes totais do sedimento

i. Nitrogênio total

O teor de nitrogênio total de *Kjedhal* no sedimento foi determinado segundo GOLTERMAN *et al.* (1978), utilizando-se 0,30 g da amostra, previamente seca em estufa. Esta foi submetida à digestão com solução a quente de ácido sulfúrico e na presença de um catalisador misto, por aproximadamente 3 h. Após este tempo, as amostras foram submetidas a tratamento com uma base forte (hidróxido de sódio), seguida por destilação (com ácido bórico e uma mistura indicadora de verde de bromocresol/vermelho de metila) e titulação com ácido sulfúrico padronizado.

A concentração de nitrogênio total (%) foi obtida segundo a fórmula:

$$N = (FC \cdot 0,025 \cdot v \text{ H}_2\text{SO}_4 \cdot 14 \cdot 100) / \text{mg de amostra}$$

Sendo: N= concentração de nitrogênio total no sedimento; FC= fator de correção do H₂SO₄ utilizado na titulação; v H₂SO₄= volume de ácido sulfúrico gasto na titulação (ml); 0,025= normalidade do H₂SO₄; 14= massa do nitrogênio; 100= porcentagem.

ii. Fósforo total

Para a quantificação do fósforo total presente no sedimento foi utilizado a técnica de ANDERSEN (1976) e STRICKLAND & PARSONS (1960). Para tanto, o sedimento foi descongelado, permanecendo a temperatura ambiente para a evaporação do excesso de água. Depois, em bandejas de alumínio, as amostras foram levadas à estufa a 105°C, por 24 h, para a completa secagem do material.

Após a secagem, o sedimento foi homogeneizado e cerca de 0,20 g de cada amostra foi transferida para cadinhos de porcelana, sendo calcinados em mufla, a 550°C durante 1 h. Após o resfriamento das amostras em dessecador (por aproximadamente 20 min), o material calcinado foi transferido para erlenmeyer de 100 ml com 25 ml de HCl (1 N), sendo então levados para uma placa aquecedora, permanecendo 15 min após o início da fervura. Finalmente as amostras foram diluídas em balões volumétricos de 100 ou 1000 ml (dependendo do teor de fósforo observado no momento da leitura em espectrofotômetro). A etapa final da análise seguiu então a técnica do fosfato inorgânico (técnica do ácido ascórbico e molibdato).

A concentração de fósforo total no sedimento foi determinada segundo a expressão (PINTO-SILVA, 2002):

$$\mu\text{g P/g PS} = (\text{CcP} \cdot \text{Vfd}) / (\text{PS} \cdot 1000)$$

Sendo: $\mu\text{g P/g PS}$ = μg de fósforo por g de peso seco da amostra;
CcP = concentração obtida pela curva-padrão do fósforo; Vfd (L) = volume final de diluição (sendo que o Vfd utilizado foi de 0,5 ou 1 L); PS (g) = 0,20 g – corresponde ao peso seco do material colocado para calcinar; 1000 = fator de conversão.

4.5.2. Teor de matéria orgânica

O conteúdo de matéria orgânica no sedimento foi determinado segundo SANTOS (1995), sendo as amostras descongeladas e deixadas à temperatura ambiente para a evaporação do excesso de água, tendo a secagem completada em estufa a 105°C, por 24 h, e logo depois levados ao dessecador.

Após, 0,30 g de cada amostra de sedimento foi calcinada em mufla (550°C por 4 h) em cadinhos previamente preparados (calcinação a 550°C por uma hora; resfriamento em dessecador por 30 min; e pesagem em balança analítica). Após a queima, os cadinhos contendo as amostras foram imediatamente transferidos para dessecador para resfriarem (cerca de duas

horas), sendo, a seguir, pesados novamente, em balança analítica (com cinco casas decimais).

O teor de matéria orgânica (%) foi obtido por diferença de peso inicial e final, sendo o peso inicial correspondente ao peso do cadinho previamente calcinado + amostra (0,30 g), e o peso final correspondente ao peso do cadinho e as cinzas da amostra.

4.5.3. Composição granulométrica dos sedimentos

A composição granulométrica do sedimento foi determinada segundo SUGUIO (1973 in COSTA, 2000).

Em laboratório, após descongelamento e secagem adequada, 100 g de amostra foram pesadas e transferidas para uma peneira (*Granutest*) de 2 mm de malha, para a remoção da fração grosseira da amostra (detritos, raízes, pedras e conchas de moluscos), obtendo-se, assim, por diferença de peso, a porcentagem da fração do sedimento maior que 2 mm. Então, uma subamostra de 10 g da porção da amostra menor que 2 mm foi colocada em um becker e dissociada em 50 ml de NaOH (0,1 N) com um bastão de vidro, por cerca de 5 min.

Após a dispersão das partículas do sedimento, as amostra foram lavadas com água destilada e passaram por uma peneira de malha 0,053 mm. Este material é novamente recolhido ao becker e levado à estufa, a temperatura de 110° C por 24 h, e por fim, pesado. A diferença de peso constitui-se numa medida quantitativa da fração fina do sedimento composta basicamente por silte e argila [A+S].

A seguir, o sedimento que restou no becker e que corresponde à fração de areia total, foi colocado em uma série de peneiras sobrepostas, em ordem decrescente de malhas [1,000; 0,500; 0,250; 0,105 e 0,053 mm], acopladas a um agitador elétrico granulométrico, permanecendo a 4.000 ciclos por 10 min, para a separação das diferentes frações de areia. Assim, o material fracionado

em cada peneira foi recolhido em um becker e pesado individualmente para a obtenção das respectivas frações de areia: muito grossa [AMG], grossa [AG], média [AM], fina [AF] e muito fina [AMF], segundo a escala de WENTWORTH (SUGUIO, 1973 in COSTA, 2000), sendo os valores obtidos em cada fração convertidos em porcentagem.

RESULTADOS

5. RESULTADOS

Devido ao grande conjunto de informações oriundas deste estudo, optou-se em apresentá-las na forma de capítulos.

O capítulo I trata especificamente da estrutura e composição da fauna de peixes associada ao sistema de tanques-rede e a do trecho a montante deste, enquanto que, o capítulo II apresenta as condições limnológicas observadas nestes trechos estudados do rio Santa Bárbara.

A literatura utilizada nos capítulos encontra-se ao final de cada um e as demais constam no item Referências Bibliográficas Complementares.



“Composição e estrutura da ictiofauna associada a um sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP)”.

RESUMO

Com a construção de reservatórios nos principais corpos d' água, formando os grandes "lagos artificiais", em sistemas de cascata, a fauna de peixes e demais componentes da biota aquática e as suas condições limnológicas vêm sendo alteradas no vetor espaço-temporal. Em particular, percebe-se que a ictiofauna vai sendo simplificada e há o predomínio de espécies oportunista e daquelas que conseguem se ajustar às novas condições impostas pelas perturbações antropogênicas dos barramentos e demais forças impactantes adicionais (poluição, assoreamento, eutrofização, etc.). Neste contexto, uma nova forma de uso múltiplo e pressão sobre estes ecossistemas artificiais é a produção de biomassa animal em sistemas de tanques-rede. Poucos estudos têm sido desenvolvidos no tocante aos possíveis impactos negativos desse sistema de criação de peixes sobre a ictiofauna local e degradação dos recursos hídricos, via eutrofização. Assim, este trabalho teve o objetivo de avaliar comparativamente a ictiofauna e os seus atributos ecológicos em uma área sob a influência da piscicultura em tanques-rede (trecho 1) e num outro a montante deste sistema, utilizado como controle (trecho 2). Os peixes foram coletados com redes de espera de diferentes malhas. Também, coletas complementares foram realizadas com peneirão e rede de arrasto tipo "picaré". Para análise dos atributos ecológicos foram utilizados apenas os dados com redes de espera. Constatamos para o trecho 1 (junto aos tanques-rede) uma menor diversidade, equitabilidade e riqueza, no qual se registrou a ocorrência de 18 espécies, sendo que a onívora *Metynnis maculatus* foi a espécie dominante numericamente, com 27,8% do total das capturas e a carnívora *Plagioscion squamosissimus*, com 32,5% do total, em termos de biomassa. Já para o trecho 2, das 20 espécies capturadas, constatou-se a dominância de *Plagioscion squamosissimus*, tanto em número como em biomassa, com 32,2% e 53,4%, respectivamente. De modo geral, percebe-se que poucas espécies representam à maioria do número de indivíduos capturados. Ressalta-se,

ainda, a grande contribuição das espécies alóctones e exóticas, cuja representatividade numérica e importância em biomassa corresponderam a 58,3% e 68,8%, respectivamente, do total das capturas. A constância de captura foi bastante similar entre os trechos, sendo o mesmo observado para a similaridade medida pelos índices de Jaccard e Morisita-Horn, variando de média ($C_j = 0,583$) a alta ($C_H = 0,758$) similaridade, respectivamente, para os trechos 1 e 2 do rio Santa Bárbara, no período estudado. O índice ABC, aplicado para a comparação abundância/biomassa entre os trechos, mostrou que o trecho 1 está sobre condições moderadas de estresse ambiental, sobre o qual se pode inferir que a piscicultura em tanques-rede estaria provocando esse estresse, o que ao longo do tempo poderá alterar sobremaneira a ictiofauna local. As análises estatísticas mostraram que ocorreu distinção entre os trechos 1 e 2 em função da abundância das principais espécies, mas as variáveis limnológicas não foram importantes para explicar a composição e estrutura da ictiofauna nos dois trechos, o que pode indicar que outras variáveis (não determinadas no presente trabalho) e estudos de maior duração poderiam melhor demonstrar os efeitos da piscicultura em tanques-rede na reestruturação das assembléias de peixes.

PALAVRAS-CHAVE: atributos ecológicos, ictiofauna associada, piscicultura e reservatório.

INTRODUÇÃO

No Brasil, a partir da década de 50, impulsionado pelo crescimento do setor industrial e das regiões urbanas, as exigências por energia elétrica cresceram de modo acentuado e, em virtude disso, optou-se pela construção dos grandes reservatórios para fins de produção de energia hidroelétrica. O auge dessas construções e operacionalização das usinas ocorreu nas décadas de 60 e 70 (TUNDISI, 1999). Assim, os grandes tributários da bacia do Alto Paraná foram aos poucos sendo represados, transformando-se numa sucessão de “lagos artificiais” (AGOSTINHO *et al.*, 1995; BENNEMANN *et al.*, 2000). De modo semelhante ocorreu com o rio Tietê, um dos mais importantes rios do Estado de São Paulo e que, atualmente, apresenta ao longo do seu eixo principal, seis empreendimentos hidroelétricos em cascata (BARBOSA *et al.*, 1999).

Na literatura encontra-se uma vasta descrição a respeito dos impactos negativos dos barramentos sobre a ictiofauna nativa, e indiretamente das ações antrópicas aditivas nestes ambientes (AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1996; CARVALHO & SILVA, 1999; LOWE-McCONNELL, 1999; BARRELLA & PETRERE, 2003; SMITH *et al.*, 2002; dentre outros), embora informações a respeito da ictiofauna pré-barramento sejam escassas.

De modo geral, o represamento cria habitats novos, porém, para os quais muitas espécies não estão bem ajustadas, resultando em uma reorganização nesse ecossistema. É esperada também a supressão de elementos da ictiofauna local, particularmente em relação aos peixes reofílicos, que precisam ajustar as suas estratégias e táticas de vida, tais como à disponibilidade ou preferência por determinado alimento, refúgio contra possíveis predadores e suas táticas reprodutivas (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995; LOWE-McCONNELL, 1999).

Quando do barramento percebe-se basicamente que algumas populações de peixes podem ocupar rapidamente o novo ambiente,

explorando suas potencialidades no meio semi-lêntico. Mas via de regra, verifica-se durante a fase de colonização, a depleção de algumas populações para as quais as novas condições são mais restritivas, podendo também ocorrer à explosão de outras, que têm no novo ambiente condições favoráveis, geralmente transitórias, para se proliferar (LOWE-McCONNELL, *op. cit.*; AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Ainda, a instabilidade do novo ambiente, fruto não apenas do impacto ambiental inicial do represamento, mas também por perturbações produzidas pela construção e operação da usina hidroelétrica, ou também por outras ações antropogênicas aditivas, influenciam sobremaneira a dinâmica e organização espaço-temporal das comunidades (STRAŠKRABA *et al.*, 1993 in NOGUEIRA *et al.*, 2005), tornando-as mais instáveis e gradativamente mais simples (LOWE-McCONNELL, 1999).

De modo geral, pode ser constatada uma considerável redução na biodiversidade *lato sensu* dos peixes e na produção pesqueira dos reservatórios, o que pode ser atribuída às modificações do ciclo hidrológico natural pelo sistema operacional da usina hidroelétrica, o que determina a disponibilidade de novos micro-habitats, podendo, desta forma, afetar a sobrevivência de determinadas espécies de peixes (principalmente nos primeiros estágios de vida, ou seja, dos ovos, larvas e juvenis), resultando na depleção dos estoques e nos recrutamentos nesse ecossistema artificial (AGOSTINHO & GOMES, 1997; CARVALHO & SILVA, 1999; LOWE-McCONNELL, 1999).

Outros impactos negativos associados a essa questão contribuem para a depleção das populações de peixes, entre os quais se destacam: o desaparecimento de lagoas marginais e das planícies de inundação, supressão das matas ciliares, os processos de lixiviação e assoreamento com o aporte de partículas do solo e fertilizantes/pesticidas para os corpos d' água (AGOSTINHO & GOMES, *op. cit.*; PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Além destes, outros fatores relacionados à questão dos usos múltiplos desses

“lagos artificiais”, como geração de energia hidroelétrica, navegação, abastecimento, irrigação, lazer e turismo, e as atividades de pesca e piscicultura produção de alimento, têm gerado conflitos sócio-econômicos (PAIVA, 1982; TORLONI, 1986; TUNDISI, 2003; TUNDISI, 2005).

Nas últimas décadas uma nova forma de aproveitamento das águas públicas vem sendo observada, reafirmando o papel destes ambientes em relação aos usos múltiplos. A franca expansão da aquicultura em sistemas de tanques-rede tem despertado particular interesse dos pesquisadores, visto que esta atividade, se desenvolvida de forma empírica, pode vir a comprometer ainda mais os estoques pesqueiros e a diversidade de peixes (PETRERE, 1989; AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1996; CARVALHO & SILVA, 1999; BRITTO, 2003).

Neste contexto ressalta-se a necessidade de ordenamento desta atividade em águas públicas (TUNDISI, 2003; SANTAMARIA *et al.*, 2004; ALVES & BACCARIN, 2005), inclusive ao que se refere à preservação dos recursos hídricos (AGOSTINHO & GOMES, 2005). Entretanto, estudos que avaliem o impacto deste sistema de cultivo são ainda escassos, embora sejam extremamente importantes para o desenvolvimento sustentável desta atividade.

OBJETIVO

Assim, este trabalho teve como objetivo principal avaliar os efeitos de um sistema de piscicultura em tanques-rede na estruturação das assembléias de peixes do rio Santa Bárbara, no reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo Tietê, município de Buritama, SP. Para tanto, determinou-se a composição da ictiofauna e os seus atributos ecológicos (diversidade, riqueza, dominância e abundância das espécies), num trecho sob influência dos tanques-rede e num outro a montante deste, utilizado como controle.

Ainda, com o intuito avaliar se as alterações das condições limnológicas junto a esse sistema de piscicultura interferem ou não na estruturação da ictiofauna local, realizaram-se análises exploratórias visando detectar possíveis correlações entre a variável biótica (peixes) e as variáveis abióticas (limnológicas).

ÁREA DE ESTUDO

Na porção do baixo rio Tietê encontra-se o reservatório de Nova Avanhandava (Buritama, SP), penúltimo da cascata de seis reservatórios (vide Figura 1A, secção 3. Área de estudo), cuja barragem está localizada nas coordenadas geográficas de 21°07' S e 50°17' W. Foi formado em 1982 com a finalidade de produção de hidroeletricidade. Apresenta as seguintes características morfométricas: área de inundação de 210 Km², volume útil de 3,8 x 10⁸ m³, perímetro de 462 km, tempo médio de residência em torno de 46 dias e vazão média de 688 m³/s (CESP, 1998).

O reservatório de Nova Avanhandava recebe contribuição de alguns importantes tributários, entre os quais está o rio Santa Bárbara (vide Figura 1b, secção 3. Área de estudo), maior tributário deste reservatório situado em sua margem direita, o qual atualmente vem sendo explorado para fins de produção de peixes em sistema de tanques-rede (CARVALHO-FILHO, 2005; PAES & CARVALHO, 2005).

Percebe-se que o entorno do reservatório está completamente modificado, possuindo áreas de pastagens para a criação de gado e de diversas culturas agrícolas, como cana-de-açúcar, café e milho (FRACÁCIO *et al.*, 2002; TORLONI *et al.*, 1993). Observa-se também grande concentração de moradias e chácaras de lazer, e talvez em decorrência do tipo de ocupação, as suas margens apresentam uma área restrita (ou até mesmo ausente!) de mata ciliar e vegetação nativa (FRACÁCIO, *op. cit.*).

MATERIAL E MÉTODOS

De out./03 a dez./04 foram efetuadas oito amostragens bimestrais de peixes em dois trechos do rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava (Buritama, SP), a saber: a) trecho 1= na área próxima ao sistema de piscicultura em tanques-rede e b) trecho 2= situado 500 metros à montante da piscicultura (controle), conforme Figuras 2 e 3 (secção 3. Área de estudo).

Para a coleta dos peixes foram utilizadas redes de espera simples de malhas 3 a 14 cm entre nós opostos, de 20 m de comprimento e alturas de 1,44 a 2,00 m, as quais permaneceram expostas por cerca de 13 h. As redes de espera foram agrupadas em quatro lotes, sendo que em cada um dos trechos eram instalados um lote de redes com malhas menores e outro com malhas maiores. Em algumas coletas também se empregou uma rede tresmalho (feiticeira), a qual foi instalada junto ao cordão de redes de malhas grandes.

Após a captura, os exemplares foram identificados com base em REIS *et al.* (2003), NELSON (1994) e BRITSKI *et al.* (1988), sendo então submetidos à análise biométrica, onde foram anotados os dados de peso total - W_t , em g, e comprimentos total - L_t e padrão - L_s , em cm. Exemplares testemunhos, depois de adequada fixação e preservação, foram enviados ao Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL) - Paraná, para confirmação da identificação das espécies e tombamento.

Visando minimizar a seletividade das redes de espera na captura das espécies de pequeno porte e juvenis, coletas complementares foram realizadas em fev./04 e mar./05 e jul./05, utilizando-se de rede de arrasto do tipo “picaré” e peneirão. Todavia, os dados relativos a essas capturas, abundância numérica e importância em biomassa das espécies, não foram incluídos nas análises ictiofaunísticas descritas abaixo.

Assim, com base nas capturas com redes de espera nos trechos/período estudado e na literatura específica, foram determinados os seguintes atributos ecológicos da ictiofauna associada aos tanques-rede (trecho

1) e controle (trecho 2): 1) frequência relativa (%), em número e biomassa; 2) constância (DAJOZ, 1978); 3) diversidade de Shannon-Wiener (PINTO-COELHO, 2000), 4) equitabilidade de Pielou (MAGURRAM, 1988 in HOFFMANN *et al.*, 2005); 5) riqueza de espécies (ODUM, 1972 in PINTO-COELHO, *op. cit.*); 6) dominância de Simpson (DAJOZ, 2005; KREBS, 1989); e 7) similaridade ictiofaunística, avaliada através pelos índices de Jaccard e Morisita-Horn (PINTO-COELHO, 2000; DAJOZ, 1978). Ainda, com base na importância relativa, em número e biomassa, foi realizado um ordenamento das espécies (*plot de Whittaker*) de acordo com KREBS (*op. cit.*).

A captura por unidade de esforço (CPUE), em termos de número de indivíduos e a biomassa, foi determinada segundo CARVALHO & SILVA (1999, modificada por VIDOTTO, 2005). Também foi estimado o esforço amostral usando a curva da frequência acumulativa das espécies (BRITTO, 2003).

Com base nos dados biométricos dos peixes foi determinado o porte das espécies com base em VAZZOLER (1996). Ainda, as abundâncias numéricas e biomassas dos trechos estudados foram comparadas empregando-se o índice ABC numérico segundo MEIRE & DEREU (1990 in AGOSTINHO & GOMES, 1997).

Ainda, com o intuito de verificar padrões na distribuição das assembléias de peixes nos trechos empregou-se a Análise de Correspondência e Análise dos Componentes Principais, realizadas utilizando-se o pacote estatístico Vegan (OKSANEN, 2005) do Programa “R” (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2004). Nesta notas foram atribuídas para as coletas com base na abundância numérica das espécies (com os dados transformados em log) coletadas por bimestre/trechos, e também com base em algumas variáveis limnológicas. Uma outra análise, Análise de Correspondência Canônica, foi efetuada com o intuito de estabelecer correlação entre a variável biótica (log da abundância numérica dos peixes) e

as variáveis abióticas (fatores físico-químicos da água, igualmente transformados).

RESULTADOS

A. Ocorrência e composição ictiofaunística

Na Tabela I estão apresentadas as 28 espécies pertencentes a 5 ordens, 15 famílias e 26 gêneros, que foram obtidas com os três aparatos de captura (redes de espera, arrasto e peneirão) e nos trechos 1 (junto à piscicultura) e 2 (controle) estudados.

Tabela I - Posição taxonômica e respectivos nomes, científico e popular, das espécies de peixes capturadas no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava (Buritama, SP), no período estudado.

Classe OSTEICHTHYES

Sub Classe ACTINOPTERYGII

Ordem CHARACIFORMES

Família ACESTRORHYNCHIDAE

¹*Acestrorhynchus lacustris* (Lütken, 1875) -----Peixe-Cachorro

Família ANOSTOMIDAE

¹*Leporinus frederici* (Bloch, 1794) -----Piava 3 pintas

¹*Schizodon intermedius* Garavello & Britski, 1990 -----Ximborê rajado

¹*Schizodon nasutus* Kner, 1859 -----Ximborê

Família CHARACIDAE

³*Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 -----Lambari do rabo-amarelo

¹*Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) -----Lambari do rabo-vermelho

¹*Brycon orbignianus* (Lütken, 1875) -----Piracanjuba

¹*Metynnis maculatus* (Kner, 1858) -----Pacu-prata

¹*Moenkhausia intermedia* Eigenmann, 1908 -----Viuvinha

¹*Serrasalmus maculatus* -----Piranha

³*Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) -----Sardinha de água doce

Família CURIMATIDAE

¹*Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948) -----Sagüiru do rabo-amarelo

Família ERYTHRINIDAE

¹*Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) -----Traíra
continua...

Tabela I – Continuação.

	Família PARODONTIDAE	
³ <i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	-----	Canivete
	Família PROCHILODONTIDAE	
¹ <i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	-----	Curimatá
	Ordem GYMNOTIFORMES	
	Família GYMNOTIDAE	
¹ <i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	-----	Tuvira
	Ordem SILURIFORMES	
	Família AUCHENIPTERIDAE	
¹ <i>Tatia neivai</i> (Thering, 1930)	-----	Buraqueiro
	Família CALLICHTHYIDAE	
¹ <i>Hoplosternun littorale</i> (Hancock, 1828)	-----	Caborja
	Família LORICARIIDAE	
¹ <i>Hypostomus</i> sp.	-----	Cascudo
	Família HEPTAPTERIDAE	
¹ <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	-----	Bagre
	Ordem CYPRINODONTIFORMES	
	Família POECILIDAE	
² <i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	-----	Barrigudinho
	Superordem ACANTHOPTERYGII	
	Série PERCOMORPHA	
	Ordem PERCIFORMES	
	Família CICHLIDAE	
³ <i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831	-----	Tucunaré
¹ <i>Crenicichla</i> sp. Heckel, 1840	-----	Jacundá
³ <i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	-----	Porquinho
² <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	-----	Tilápia do Nilo
³ <i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	-----	Acará
¹ <i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	-----	Tilápia
	Família SCIAENIDAE	
¹ <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	-----	Corvina

Obs: ¹ rede de espera; ² arrasto+peneirão; ³ ambos aparatos.

A Figura 1 exhibe a proporção dos peixes capturados por ordem taxonômica, em número e biomassa. Constatou-se que a ordem Characiformes foi a mais representativa em número, com 15 espécies correspondendo a 62,6% do total, seguida por Perciformes, com sete espécies equivalentes a 32,6%. Em relação à biomassa, constatou-se uma inversão entre as ordens Characiformes com 43,5% e Perciformes com 54,8%. A ordem Siluriforme esteve representada por quatro espécies, com as respectivas contribuições de 0,6% e 1,6%, em número e biomassa. Já as ordens

Gymnotiformes e Ciprinodontiformes foram representadas apenas por uma espécie cada, sendo *Gymnotus carapo* e *Poecilia reticulata*, respectivamente.

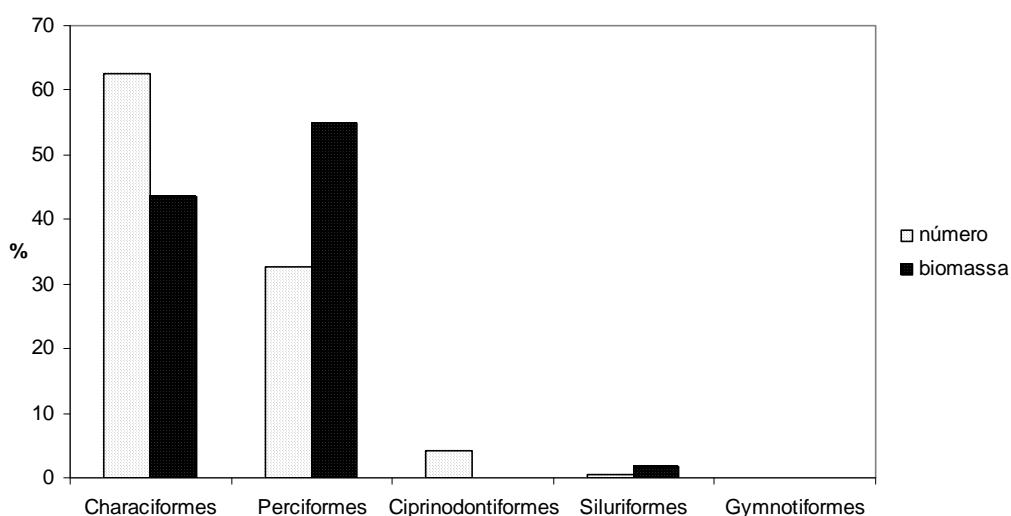


Figura 1 - Proporção por ordem taxonômica (%) das espécies em número e biomassa, capturadas no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, Buritama (SP), no período estudado.

Destas 28 espécies registradas no Rio Santa Bárbara, 26 espécies foram coletadas com redes de espera e outras duas (*Poecilia reticulata* e *Oreochromis niloticus*) puderam ser capturas somente com o uso de peneirão e rede de arrasto, respectivamente (Tabela I e Figura 2). Cabe ressaltar que um exemplar de *Prochilodus lineatus* e outro de *Tilapia rendalli* foram capturados em apenas uma coleta, na qual foi utilizado um lote adicional de redes de espera instaladas junto aos tanques-rede (trecho 1), mas devido à padronização do esforço amostral (vide Tabela II) estas não foram incluídas nas análises relacionadas com os atributos ecológicos da ictiofauna.

Mas, devido presença de muitas raízes e restos de material vegetal submerso, bem como de conchas de gastrópodes e pedras, etc, na região litorânea dos trechos 1 e 2, o esforço amostral utilizando-se de outros aparatos de captura (peneirão e rede de arrasto) não foi satisfatório, pois poucos espécimes de pequeno porte e juvenis foram capturados com essas técnicas.



Acestrorhynchus lacustris



Astyanax altiparanae



Astyanax fasciatus



Geophagus surinamensis



Gymnotus carapo



Hoplias malabaricus



Figura 2 - Algumas das espécies de peixes capturadas no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, no período estudado.

Figura 2 – Continuação.



Hoplosternum littorale



Leporinus friderici



Metynnis maculatus



Moenkhausia intermedia



riagioscion squamosissimus



Prochilodus lineatus



Figura 2 - Continuação



Satanoperca pappaterra



Serrasalmus maculatus



Steindachnerina insculpta



Schizodon intermedius



Schizodon nasutus



Tatia neivai



Oreochromis niloticus



Triportheus angulatus

Tabela – Esquema de distribuição de sementes de paulista para quadras por período de estudo, reserva de Nua Açu, município de Itacaré (SP).

Mês/Quilômetro	Tratamento	Mudanças										Área Total (m ²)		
		03	04	05	06	07	08	10	12	14	Fênix	Pré	Posto	
Out/03	1	x	x	x	x	x							152	334
						x	x	x	x	x			182	
2	x	x	x	x	x								152	334
						x	x	x	x	x			182	
Dez/03	1	x	x	x	x	x							152	304
						x	x	x	x	x	x		252	
2	x	x	x	x	x								152	304
						x	x	x	x	x	x		252	
Fev/04	1	x	x	x	x	x							152	304
						x	x	x	x	x	x		252	
2	x	x	x	x	x								152	304
						x	x	x	x	x	x		252	
Abr/04	1	x	x	x	x	x							152	334
						x	x	x	x	x			182	
2	x	x	x	x	x								152	334
						x	x	x	x	x			182	
Jun/04	1	x	x	x	x	x							152	244
						x	x	x	x				142	
2	x	x	x	x	x								152	244
						x	x	x	x				142	
Ago/04	1	x	x	x	x	x							152	244
						x	x	x	x				142	
2	x	x	x	x	x								152	244
						x	x	x	x				142	
Out/04	1	x	x	x	x	x							152	326
						x	x	x	x		x		172	
2	x	x	x	x	x								152	326
						x	x	x	x		x		152	
Dez/04	1	x	x	x	x	x							152	244
						x	x	x	x				142	
2	x	x	x	x	x								152	244
						x	x	x	x				142	

03=trata-se de mudas de paulista, 04=trata-se de mudas de paulista, 05=trata-se de mudas de paulista, 06=trata-se de mudas de paulista, 07=trata-se de mudas de paulista, 08=trata-se de mudas de paulista, 10=trata-se de mudas de paulista, 12=trata-se de mudas de paulista, 14=trata-se de mudas de paulista, Fênix=trata-se de mudas de paulista, Pré=trata-se de mudas de paulista, Posto=trata-se de mudas de paulista

B. Atributos ecológicos da ictiofauna

B.1. Proporções e constância de captura entre os trechos

As 24 espécies coletadas com redes de espera e independentemente do trecho foram escalonadas em ordem decrescente de abundância numérica, definindo desta forma uma ordem geral de importância das espécies (Tabela III e Figura 3).

Tabela III - Ordem geral das espécies em número das capturas totais com redes de espera, nos trechos 1 e 2 do rio Santa Bárbara, no reservatório de Nova Avanhandava.

Ordem geral	Espécie	Acrônimo
1	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Psqua
2	<i>Astyanax altiparanae</i>	Aalti
3	<i>Metynnis maculatus</i>	Mmacu
4	<i>Serrasalmus maculatus</i>	Smacu
5	<i>Geophagus surinamensis</i>	Gsuri
6	<i>Apareiodon affinis</i>	Aaffi
7	<i>Satanoperca pappaterra</i>	Spapp
8	<i>Schizodon nasutus</i>	Snasu
9	<i>Steindachnerina insculpta</i>	Sinsc
10	<i>Moenkhausia intermedia</i>	Minte
11	<i>Triportheus angulatus</i>	Tangu
12	<i>Cichla monoculus</i>	Cmono
13	<i>Rhamdia quelen</i>	Rquel
14	<i>Leporinus friderici</i>	Lfrid
15	<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmala
16	<i>Tatia neivai</i>	Tneiv
17	<i>Crenicichla</i> sp.	Csp
18	<i>Astyanax fasciatus</i>	Afasc
19	<i>Schizodon intermedius</i>	Sinte
20	<i>Hoplosternun littorale</i>	Hlitt
21	<i>Hypostomus</i> sp.	Hsp
22	<i>Gymnotus carapo</i>	Gcara
23	<i>Brycon orbignianus</i>	Borbi
24	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Alacu

Dos 1.202 exemplares capturados no rio Santa Bárbara, as cinco espécies que mais contribuíram em termos de abundância numérica, correspondendo a 81,1% do total das capturas, foram: *Plagioscion squamosissimus* (23,6%), *Astyanax altiparanae* (21,7%), *Metynnis maculatus* (17,9%), *Serrasalmus maculatus* (12,0%) e *Geophagus surinamensis* (5,9%). Em contraste, nota-se na Figura 3 que as menores abundâncias foram registradas para as espécies *Hoplias malabaricus*, *Tatia neivai*, *Crenicichla* sp., *Astyanax fasciatus*, *Schizodon intermedius*, *Hoplosternun littorale*, *Hypostomus* sp., *Gymnotus carapo*, *Brycon orbignianus* e *Acestrorhynchus lacustris*, cuja representatividade nas capturas foi de apenas 1,2% do total.

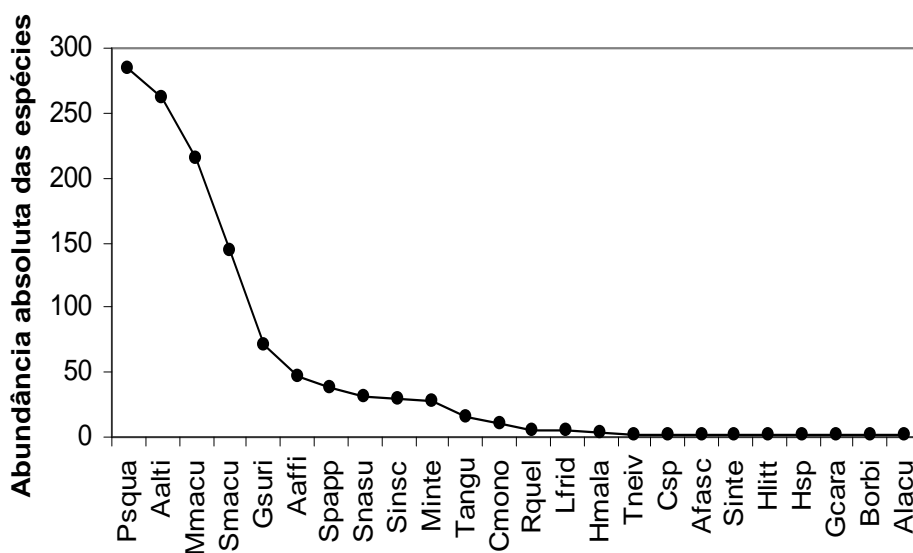


Figura 3 - Ordem geral das espécies, em número, das capturas totais com redes de espera nos trechos 1 e 2 do rio Santa Bárbara, no reservatório de Nova Avanhandava.

Contudo, avaliando-se a distribuição espacial dos peixes separadamente, e com o esforço amostral padronizado (rede de espera), constatou-se que: no trecho 1 foram capturados 684 indivíduos, pertencentes a 18 espécies, com biomassa total aproximada de 50,7 kg; e no trecho 2 foram coletadas 20

espécies de um total de 518 indivíduos, perfazendo uma biomassa total de 40,0 kg.

Ainda, das 18 espécies registradas no trecho 1, as principais representando 93,6% da abundância numérica, em ordem decrescente, foram: *Metynnis maculatus* (27,8%), *Astyanax altiparanae* (20,9%), *Plagioscion squamosissimus* (17,1%), *Serrasalmus maculatus* (14,3%), *Geophagus surinamensis* (5,1%), *Satanoperca pappaterra* (3,9%), *Moenkhausia intermedia* (2,5%) e *Steindachnerina insculpta* (2,0%).

A Figura 4 exibe a abundância numérica das espécies, por trecho, segundo a ordem geral das espécies (estabelecida a partir da abundância relativa das espécies nas coletas).

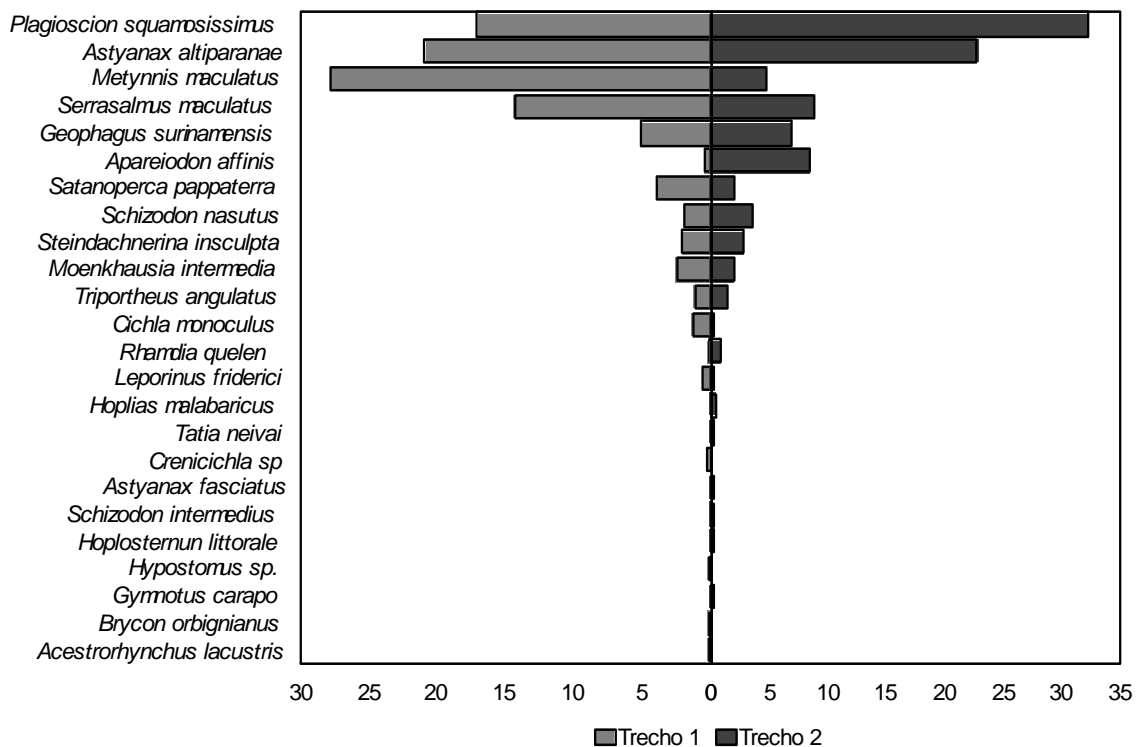


Figura 4 - Abundância numérica relativa (%) das espécies capturadas no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava. (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

Para o trecho 2, entretanto, das 20 espécies capturadas neste trecho as principais, que corresponderam a 95,0% da abundância, foram: *Plagioscion squamosissimus* (32,2%), *Astyanax altiparanae* (22,8%), *Serrasalmus maculatus* (8,9%), *Apareiodon affinis* (8,5%), *Geophagus surinamensis* (6,9%), *Metynnis maculatus* (4,8%), *Schizodon nasutus* (3,7%), *Steindachnerina insculpta* (2,9%), *Satanoperca pappaterra* (2,1%) e *Moenkhausia intermedia* (2,1 %) (Figura 4).

Na Figura 5 está apresentada a importância relativa das espécies (%), em termos de biomassa, estando as espécies apresentadas segundo a ordem geral (numérica) das espécies nas coletas. Assim, no trecho 1, as espécies que perfizeram cerca de 95,0% do total, em ordem decrescente de importância em biomassa, foram: *Plagioscion squamosissimus* (32,5%), *Serrasalmus maculatus* (17,5%), *Metynnis maculatus* (17,2%), *Astyanax altiparanae* (7,9%), *Satanoperca pappaterra* (5,2%), *Schizodon nasutus* (5,1%), *Geophagus surinamensis* (4,9%) e *Leporinus friderici* (4,6%).

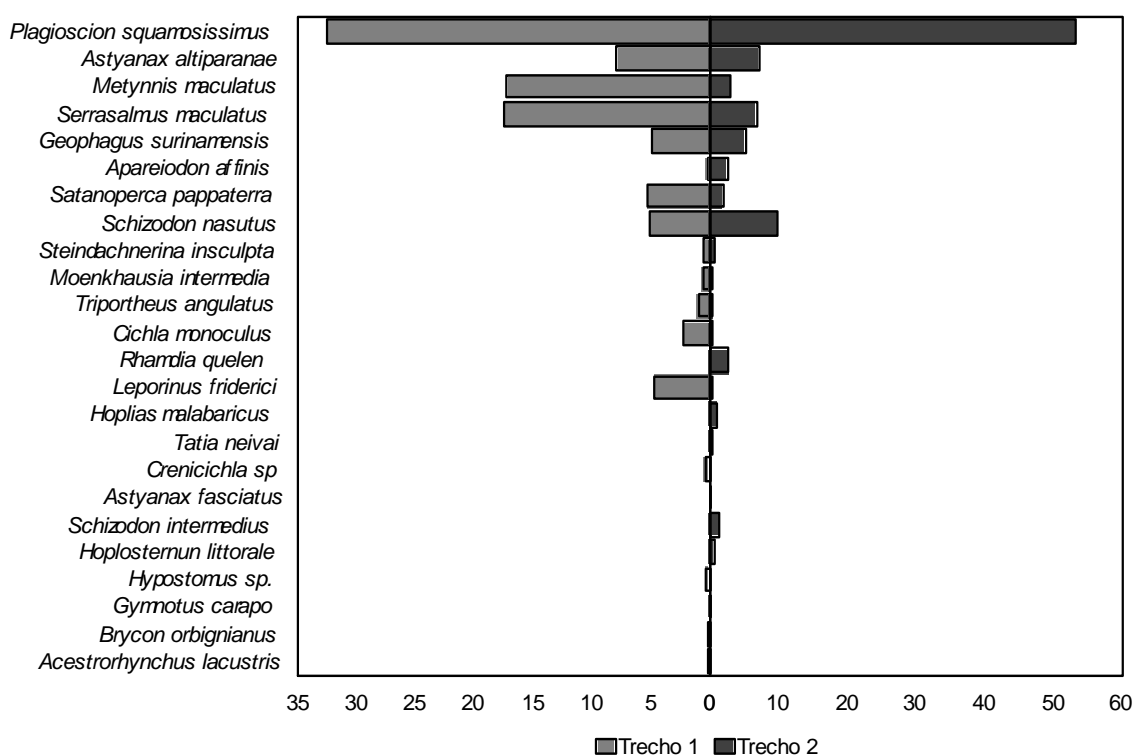


Figura 5 - Importância relativa das espécies (%), em biomassa, capturadas no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava. (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

Já para o trecho 2, observamos que as espécies de maior importância em biomassa, com 94,7% do total, em ordem decrescente, foram: *Plagioscion squamosissimus* (53,4%), *Schizodon nasutus* (10,0%), *Astyanax altiparanae* (7,2%), *Serrasalmus maculatus* (6,9%), *Geophagus surinamensis* (5,2%), *Metynnis maculatus* (3,2%), *Rhamdia quelen* (2,8%), *Apareiodon affinis* (2,6%), *Satanoperca pappaterra* (1,9%) e *Schizodon intermedius* (1,6%) (Figura 5).

Cabe ressaltar a acentuada contribuição de *Plagioscion squamosissimus* nos dois trechos, em especial no trecho 2, atingindo 53,4% da biomassa total.

A Tabela IV apresenta a constância de captura das espécies registradas nos trechos 1 (junto à piscicultura em tanques-rede) e 2 (controle) estudados.

Tabela IV - Constância de captura das espécies coletadas nos trechos do rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, no período estudado.

Espécies	Trechos		Espécies	Trechos	
	1	2		1	2
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	+++	+++	<i>Rhamdia quelen</i>	+	++
<i>Astyanax altiparanae</i>	+++	+++	<i>Leporinus friderici</i>	++	+
<i>Metynnis maculatus</i>	+++	+++	<i>Hoplias malabaricus</i>	-	++
<i>Serrasalmus maculatus</i>	+++	+++	<i>Tatia neivai</i>	-	++
<i>Geophagus surinamensis</i>	+++	+++	<i>Crenicichla</i> sp.	+	-
<i>Apareiodon affinis</i>	++	+++	<i>Astyanax fasciatus</i>	-	+
<i>Satanoperca pappaterra</i>	+++	++	<i>Schizodon intermedius</i>	-	+
<i>Schizodon nasutus</i>	+++	+++	<i>Hoplosternum littorale</i>	-	+
<i>Steindachnerina insculpta</i>	++	++	<i>Hypostomus</i> sp.	+	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	+++	+++	<i>Gymnotus carapo</i>	-	+
<i>Triportheus angulatus</i>	++	++	<i>Brycon orbignianus</i>	+	-
<i>Cichla monoculus</i>	+++	++	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	+	-

Obs.: constante (+++), acessória (++), acidental (+) e ausente (-)

De modo geral, percebe-se que a constância foi bastante similar entre os trechos 1 e 2, nos quais sete espécies foram constantes (*Plagioscion squamosissimus*, *Moenkhausia intermedia*, *Metynnis maculatus*, *Serrasalmus maculatus*,

Geophagus surinamensis, *Schizodon nasutus* e *Astyanax altiparanae*) e duas apresentaram capturas acessórias (*Triportheus angulatus* e *Steindachnerina insculpta*) em ambos os trechos (Tabela IV).

Particularmente para o trecho 1, nota-se que das 18 espécies registradas, 50,0% foram constantes, 22,2% acessórias e 27,8% acidentais. No entanto, no trecho 2, das 20 espécies registradas, 40,0% foram constantes, 35,0% acessórias e 25,0% acidentais.

B.2. Diversidade e similaridade entre os trechos

A Tabela V apresenta os resultados comparativos dos atributos ecológicos da ictiofauna obtidos para os trechos 1 e 2.

Tabela V - Diversidade (H'), equitabilidade (E), riqueza de espécies (d), dominância de Simpson ($1/D$) e similaridade ictiofaunística de Jaccard (C_j) e Morisita-Horn (C_H), para ambos os trechos do rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, no período estudado.

Trechos	N	n	H'	E	d	$1/D$	C_j	C_H
1	684	18	2,01	0,690	5,996	5,701	0,583	0,758
2	518	20	2,10	0,700	7,000	5,555		

Obs: Trecho 1= junto aos tanques-rede e Trecho 2= controle; N= número total de indivíduos; n = número de espécies.

Em relação à diversidade de espécies (H'), percebe-se que o trecho 2 apresentou um valor ligeiramente superior do que o trecho 1, porém esta diferença não foi estatisticamente significativa ($p > 0,05$). A equitabilidade (E) e dominância foram altas para ambos os trechos; ainda, a alta dominância indica que poucas espécies representaram grande parte da abundância amostrada.

Já para a riqueza de espécies (d), uma maior discrepância entre os trechos pôde ser observada, pois o trecho 2 apresentou uma maior riqueza de espécie em relação ao trecho 1.

No tocante a similaridade ictiofaunística, estimada pelos índices de Jaccard (qualitativo) e de Morisita-Horn (quantitativo), estes indicam respectivamente, similaridade moderada a alta, entre os trechos 1 e 2.

B.3. A captura por unidade de esforço

As Figuras 6 e 7 mostram a variação espaço-temporal da captura por unidade de esforço com redes de espera, considerando-se o número de indivíduos (CPUE n) e respectiva biomassa (CPUE b). Pode-se observar, de modo geral, que há um padrão similar de variação, em termos de número e de biomassa, exceto nos meses de abril e agosto de 2004.

Em termos de CPUE n (Figura 6), nota-se que ocorreram picos de acréscimo de indivíduos em fev/04 (trecho 1= 25,2 indivíduos.m⁻².h⁻¹; trecho 2= 15,6 indivíduos.m⁻².h⁻¹) e dez/04 (38,1 e 26,9 indivíduos.m⁻².h⁻¹ para os trechos 1 e 2, respectivamente). Como mencionado anteriormente, em abr/04 e ago/04, percebe-se uma inversão nos padrões de captura entre os trechos, com diminuição da captura de peixes no trecho 1 em abr/04 (11,0 indivíduos.m⁻².h⁻¹), seguido por um aumento em ago/04 (22,2 indivíduos.m⁻².h⁻¹); em contraste, no trecho 2 houve um aumento da CPUE n em abr/04 (20,7 indivíduos.m⁻².h⁻¹) e ligeira diminuição desta em ago/04 (15,1 indivíduos.m⁻².h⁻¹).

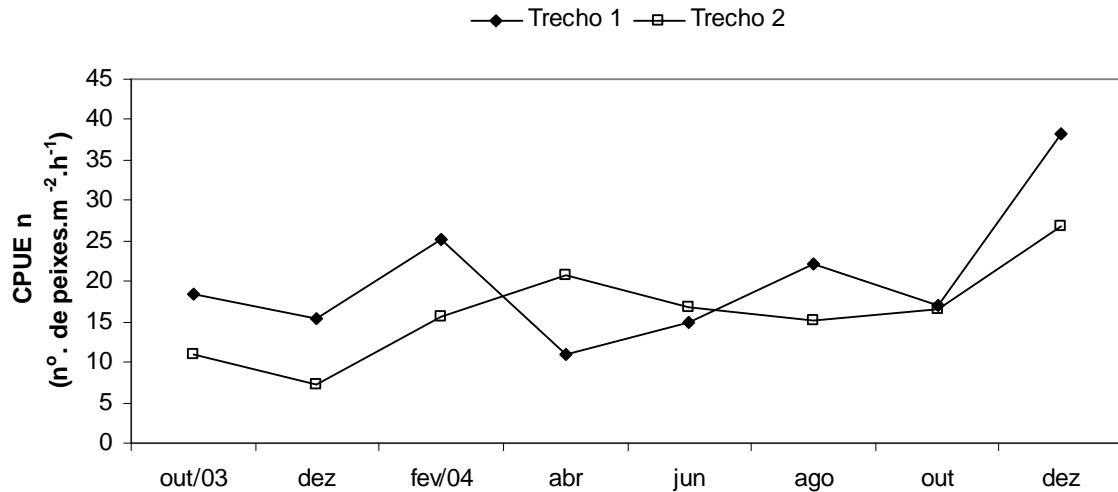


Figura 6 - Captura por unidade de esforço em número por trechos de coleta no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava. (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

Para a CPUE b, picos no acréscimo de biomassa, para ambos os trechos, foram observados em fev/04 (trecho 1= 1,9 kg.m⁻².h⁻¹; trecho 2= 1,8 kg.m⁻².h⁻¹) e dez/04 (com 2,5 e 1,6 kg.m⁻².h⁻¹ para os trechos 1 e 2, respectivamente); sendo as menores capturas em biomassa foram observadas em jun/04 (1,1 kg.m⁻².h⁻¹, para o trecho 1 e 1,4 kg.m⁻².h⁻¹, para o trecho 2). Divergências entre os trechos puderam ser observadas nos meses de abr/04, com redução da biomassa obtida no trecho 1 (de 1,9 kg.m⁻².h⁻¹, em fev/04 para 1,0 kg.m⁻².h⁻¹, em abr/04) e ligeiro aumento no trecho 2 (de 1,8 kg.m⁻².h⁻¹, em fev/04 para 1,8 kg.m⁻².h⁻¹, em abr/04), e em ago/04, a biomassa do trecho 1 atingiu 2,0 kg.m⁻².h⁻¹, apresentando declínio em relação ao trecho 2, com CPUE b= 0,8 kg.m⁻².h⁻¹, conforme Figura 7.

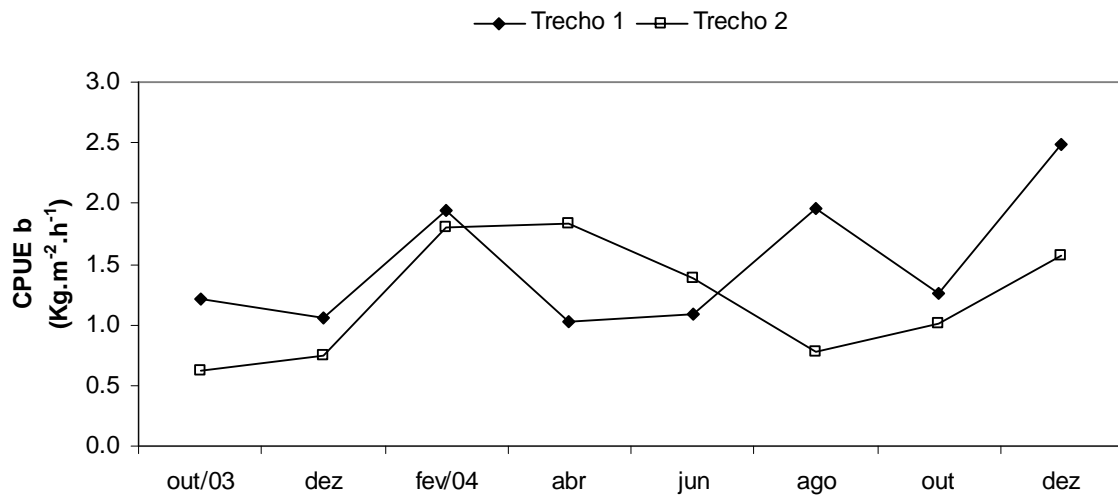


Figura 7 - Captura por unidade de esforço em biomassa por trechos de coleta no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava. (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

B.4. Frequência acumulada e curva de importância das espécies

A Figura 8 exhibe a frequência acumulada relativa de captura dos peixes (%) com redes de espera, na qual o número máximo de espécies, por trecho, somente foi obtido na sétima coleta (out/04), alcançando um total de 18 espécies no trecho 1, junto à piscicultura em tanques-rede e de 20 espécies no trecho 2, a montante desta (controle).

Na maior parte do período estudado, um padrão semelhante de acréscimo de novas espécies foi observado entre os trechos. Inicialmente, o trecho 1 apresentou um maior número de espécies que o trecho 2. Porém, em out/04, no trecho 2 houve um acréscimo de cinco novas espécies, superando assim o número máximo de espécies do trecho 1. Foram elas: *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hoplias malabaricus*, *Hoplosternun littorale* e *Tatia neivai*. Cabe ressaltar que estas espécies foram de captura acidental e não estiveram presentes no trecho 1.

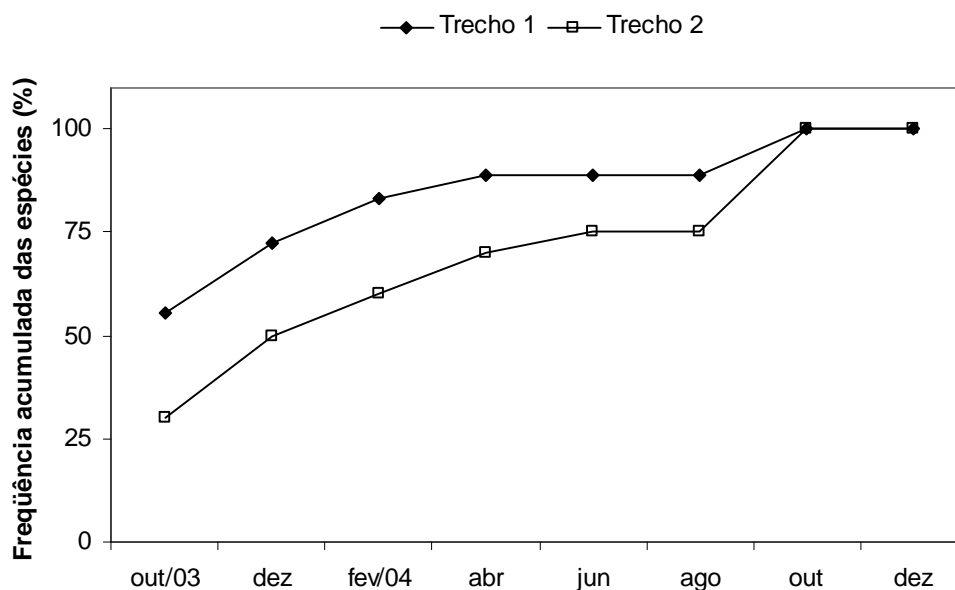


Figura 8 - Frequência acumulada relativa (%) das espécies capturadas no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava. (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

A partir da seqüência geral da abundância numérica das espécies (Figura 3 e Tabela III) capturadas com redes de espera, foi feita a curva de importância das espécies (plot de *Whittaker*, in KREBS, 1989) para os trechos 1 (piscicultura) e 2 (controle), para os dados de número e biomassa transformados em $\log(n+1)$ e $\log(g+1)$, respectivamente (Figura 9).

Pode-se observar um mesmo padrão geral da curva, porém com a inversão na dominância das espécies, por trecho de coleta. Pois, para o trecho 1, as espécies mais importantes foram: os onívoros *Metynnis maculatus* e *Astyanax altiparanae*, seguidos pelos carnívoros *Plagioscion squamosissimus* e *Serrasalmus maculatus*. No trecho 2, aparece em 1º. lugar a espécie *P. squamosissimus*, seguida por *A. altiparanae* e *Serrasalmus maculatus*, sendo que neste trecho *Metynnis maculatus* apareceu na 6ª. posição, não sendo numericamente tão importante quanto no trecho 1.

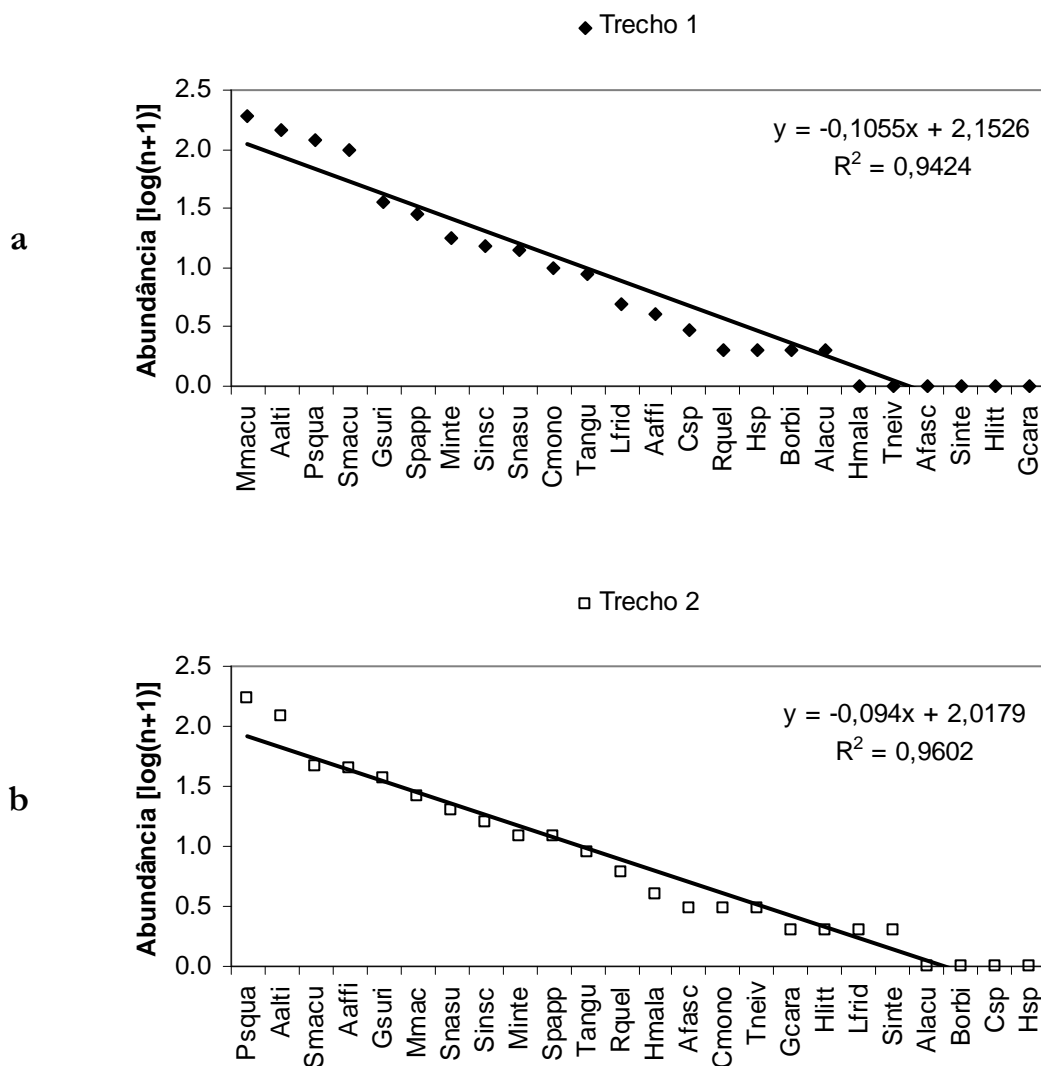


Figura 9 - Curva de importância das espécies em número ($\log(n+1)$), capturadas nos trechos 1 (a) e 2 (b) do rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, no período estudado (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

No entanto, pode-se observar na Figura 10 que *Plagioscion squamosissimus* foi igualmente importante, em termos de biomassa, para ambos os trechos, aparecendo na 1ª. posição. Para as demais espécies não foi constatado um padrão similar na distribuição espacial, por trechos, pois os valores de biomassa foram discrepantes para a maioria das espécies.

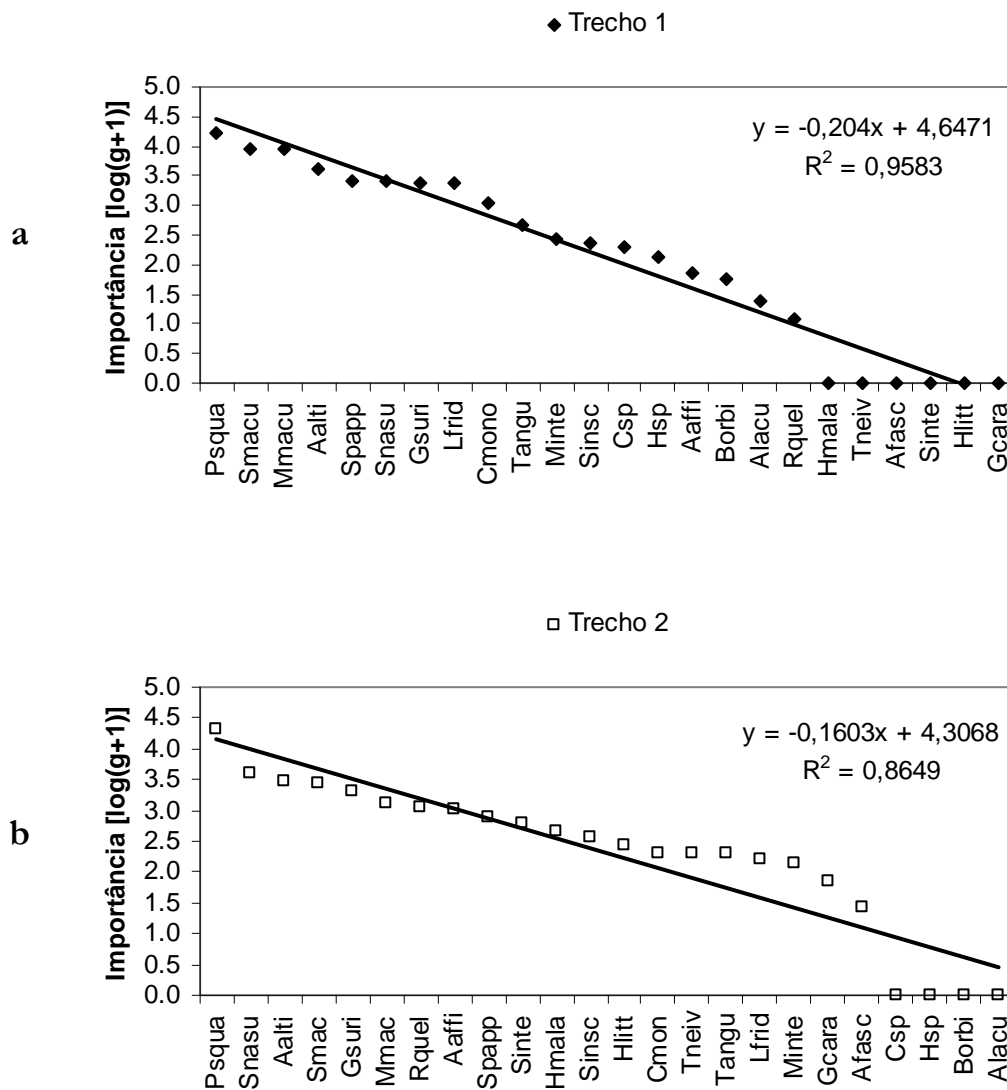


Figura 10 - Curva de importância das espécies em biomassa ($\log(g+1)$), capturadas nos trechos 1 (a) e 2 (b) do rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, no período estudado (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

B.5. Estrutura populacional das espécies por trechos

A Tabela VI exibe a amplitude de tamanho dos peixes capturados com redes de espera nos trechos 1 e 2 estudados. De modo geral, nota-se que os exemplares capturados no trecho 1 (junto à piscicultura) apresentaram maiores peso (W_t) e comprimentos (L_t e L_s) em relação aos do trecho 2

(controle), conforme pode ser observado na relação comprimento padrão (L_s) - peso total (W_t) das cinco espécies mais abundantes no rio Santa Bárbara (Figura 11).

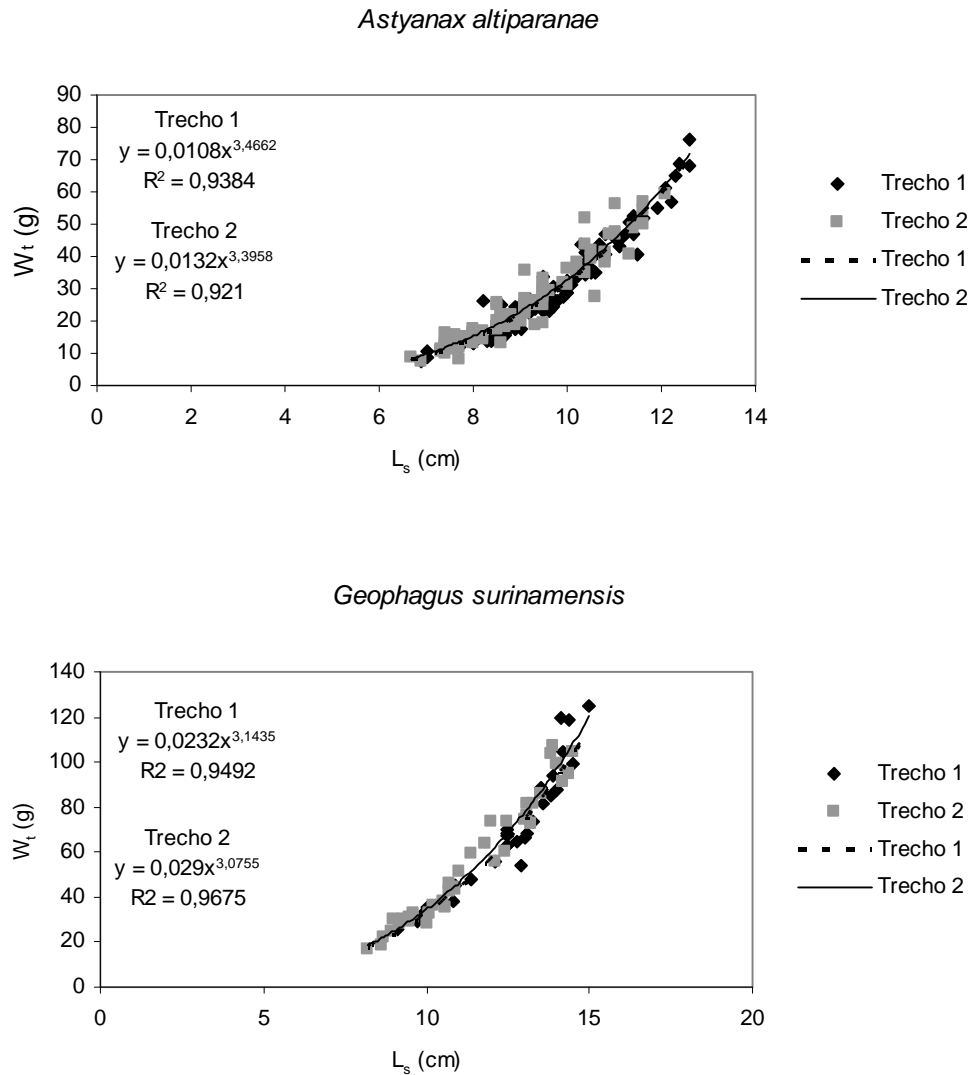
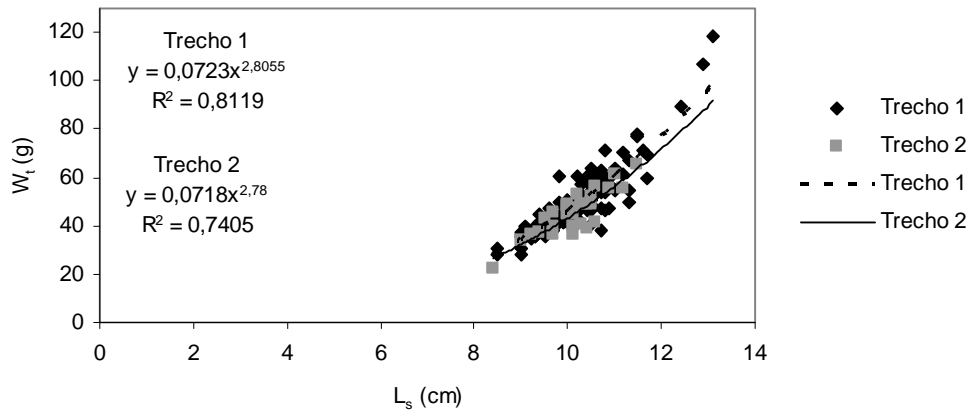


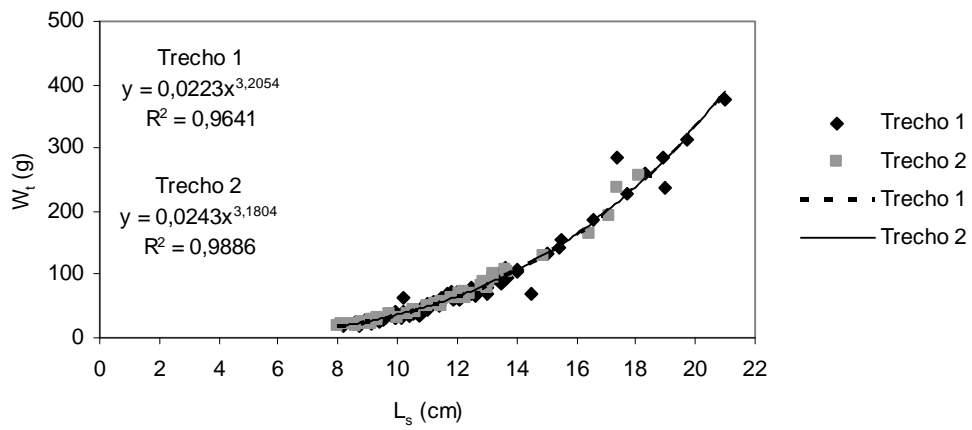
Figura 11 - Relação comprimento-peso das cinco espécies mais abundantes no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, no período estudado. (Sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle).

Figura 11 – Continuação.

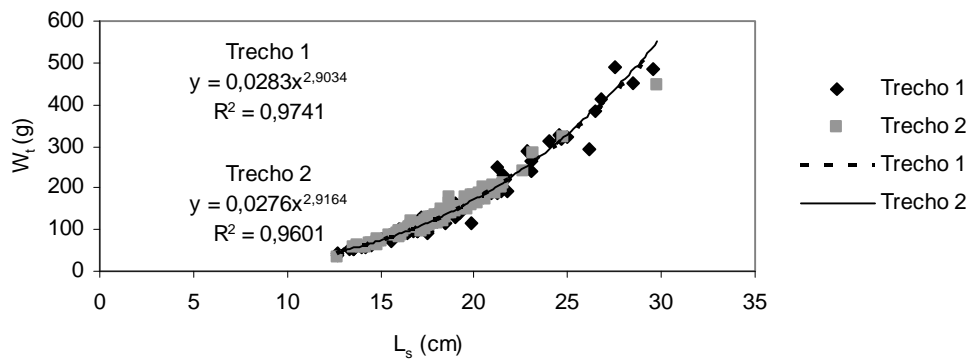
Metynnis maculatus



Serrasalmus maculatus



Plagioscion squamosissimus



Titl1 Titl2
 Titl1 Titl2 Titl3 Titl4 Titl5 Titl6 Titl7 Titl8 Titl9 Titl10 Titl11 Titl12 Titl13 Titl14 Titl15 Titl16 Titl17 Titl18 Titl19 Titl20 Titl21 Titl22 Titl23 Titl24 Titl25 Titl26 Titl27 Titl28 Titl29 Titl30 Titl31 Titl32 Titl33 Titl34 Titl35 Titl36 Titl37 Titl38 Titl39 Titl40 Titl41 Titl42 Titl43 Titl44 Titl45 Titl46 Titl47 Titl48 Titl49 Titl50 Titl51 Titl52 Titl53 Titl54 Titl55 Titl56 Titl57 Titl58 Titl59 Titl60 Titl61 Titl62 Titl63 Titl64 Titl65 Titl66 Titl67 Titl68 Titl69 Titl70 Titl71 Titl72 Titl73 Titl74 Titl75 Titl76 Titl77 Titl78 Titl79 Titl80 Titl81 Titl82 Titl83 Titl84 Titl85 Titl86 Titl87 Titl88 Titl89 Titl90 Titl91 Titl92 Titl93 Titl94 Titl95 Titl96 Titl97 Titl98 Titl99 Titl100

Anirols eqis*	Titl1									Titl2										
	N	I(c)			I(s)			Vg			N	I(c)			I(s)			Vg		
		ri	ra	ra	ri	ra	ra	ri	ra	ra		ri	ra	ra	ri	ra	ra	ri	ra	ra
Ra	17	11	4	28	7	34	81	12	9	17	13	11	2	21	8	2	19	14	6	16
Ai	9	8	13	13	9	13	9	7	8	31	8	5	12	12	7	11	8	7	5	2
Mu	12	12	25	18	5	14	14	22	10	58	2	8	14	15	5	15	10	9	6	4
Sa	8	9	25	14	2	2	18	3	5	81	4	6	2	17	5	1	14	4	2	6
Gi	2	12	2	17	9	1	16	23	1	15	3	8	1	17	5	1	10	8	1	3
Af	3	15	15	16	10	14	15	22	20	21	2	11	1	17	5	1	19	16	4	2
Sap	2	11	2	19	8	1	12	21	25	9	11	11	12	16	9	1	14	21	1	8
Sau	13	2	35	23	25	2	2	6	4	22	18	14	3	21	1	1	24	37	4	2
Ssc	13	9	11	13	7	9	8	12	3	19	15	1	14	5	1	9	15	3	2	
Me	17	5	17	9	7	8	8	10	18	11	11	8	1	9	7	5	8	13	1	19
Teg	9	14	2	10	1	1	17	24	1	68	5	1	-	-	8	1	13	16	6	3
Gm	9	14	2	29	11	2	19	39	4	12	2	1	1	17	5	1	14	18	1	8
Rd	1	8	-	-	7	-	-	17	-	-	5	2	1	21	1	2	26	14	1	2
Hd	2	2	4	-	21	3	-	21	8	-	1	2	-	-	1	-	-	1	-	-
Hh	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	2	2	1	1	12	11	1	14
Tav	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2	-	-	1	-	-
G	2	2	-	-	1	1	-	5	1	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ac	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	-	1	5	-	1	1	-
St	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-	1	-	-
Ht	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	1	-	-	2	-	-
Ip	1	2	-	-	1	-	-	1	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-	2	-	-
Bb	1	1	-	-	1	-	-	3	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ac	1	1	-	-	1	-	-	2	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Para o trecho 1, o peso total (W_t) mínimo variou de 5,3 g (*Serrasalmus maculatus*) a 367,9 g (*Schizodon nasutus*), enquanto que, o máximo variou de 18,8 g (*Moenkhausia intermedia*) a 981,6 g (*Plagioscion squamosissimus*). O comprimento padrão (L_s) apresentou a seguinte amplitude: L_s mín.= de 5,2 cm (*S. maculatus*) a 26,5 cm (*S. nasutus*) e L_s . máx.= de 8,8 cm (*M. intermedia*) a 36,4 cm (*P. squamosissimus*).

Já no trecho 2, o W_t mín. dos peixes variou de 4,7 g (*Serrasalmus maculatus*) a 628,4 g (*Schizodon intermedius*), enquanto que, o máx. variou de 13,9 g (*Astyanax fasciatus*) a 671,0 g (*Plagioscion squamosissimus*). Em relação ao comprimento, o L_s mín. variou de 5,4 cm (*S. maculatus*) a 29,0 cm (*S. intermedius*) e L_s máx. de 8,5 cm (*M. intermedia* e *A. fasciatus*) a 30,0 cm (*S. nasutus*).

Adotando-se a classificação de VAZZOLER (1996), na qual as espécies podem ser separadas em relação ao seu comprimento padrão máximo ($L_{máx.}$) como: pequeno porte ($L_{máx.} < 20,0$ cm), médio porte ($20,0 < L_{máx.} < 40,0$ cm) e grande porte ($L_{máx.} > 40,0$ cm), observou-se que a maioria das espécies que compõem a ictiofauna do reservatório de Nova Avanhandava são espécies de pequeno porte. No trecho 1, cerca de 89,0% das capturas foi representada por espécies de pequeno porte (16 espécies) e 11,1% de porte médio (2 espécies - *Schizodon nasutus* e *Leporinus friderici*). Já no trecho 2, das 20 espécies capturadas neste trecho, 80,0% (16 espécies) apresentaram porte pequeno e 20,0% de porte médio (4 espécies- *S. nasutus*, *Rhamdia quelen*, *Schizodon intermedius* e *Gymnotus carapo*).

B.6. Comparação da abundância/biomassa por trechos

Os valores obtidos para o índice ABC numérico foram distintos entre os trechos (Tabela VII). Especificamente para o trecho 1, o valor obtido foi negativo e próximo à zero, indicando que este ambiente apresenta-se sob condições moderadas de estresse. Ao passo que, para o trecho 2, o valor

obtido foi positivo, indicando ausência de condições estressantes neste trecho, conforme MEIRE & DEREU (1990 in AGOSTINHO & GOMES, 1997).

Tabela VII - Valores do índice ABC para os dois trechos do rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava, em Buritama (SP), no período estudado.

Trechos*	Índice ABC	Interpretação
1	$-1,38 \times 10^{-16}$	Moderadas condições de estresse ambiental
2	$1,93 \times 10^{-16}$	Ausência de estresse ambiental

*Trecho 1= junto aos tanques-rede e Trecho 2= controle.

C. Análises estatísticas

As variáveis físico-químicas da água foram obtidas simultaneamente a coleta dos peixes nos trechos 1 e 2, conforme Figura 2 (secção 3. Área de estudo). Detalhes sobre as técnicas de coleta e análise, bem como os resultados constam no Capítulo II do corpo desta dissertação.

Os valores médios das variáveis limnológicas da água (superfície, fundo e pontos amostrados), por bimestre e trechos estudados, estão apresentados na Tabela VIII. Assim, a partir das médias bimestrais das variáveis limnológicas e da abundância dos peixes, procurou-se explicar o padrão de distribuição das espécies nas coletas, por meio das Análises de Correspondência e de Componentes Principais, executadas utilizando-se o pacote Vegan (OKSANEN, 2005) do R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2004).

Tab. Vis. et. r. in. g. ad. l. c. d. S. h. p. o. s. t. i. o. n. i. s. Alph. Pa. S. p. i. c. a. b.

III

OE	CI	FI	TH	OU	MA	OR	CI	NI	FI	RE	NR	NR	AN	SCA	TR
00	97	24	15	3	19	01	58	4	5	00	4	3	0	12	
e	77	2	45	4	19	15	35	3	4	10	37	3	3	12	
64	66	2	13	11	3	10	62	4	8	30	3	12	6	3	
ab	47	2	27	3	4	15	68	4	5	30	12	10	3	2	
in	87	2	25	3	12	11	66	4	14	50	14	0	2	12	
g	28	1	23	8	2	2	84	4	5	20	3	17	5	2	
e	28	2	10	1	20	15	62	4	11	40	3	8	4	2	
e	28	3	13	4	2	1	92	3	9	60	7	3	3	8	

III

OE	CI	FI	TH	OU	MA	OR	CI	NI	FI	RE	NR	NR	AN	SCA	TR
00	87	2	15	4	51	8	31	4	5	70	2	0	3	5	
e	72	2	40	3	14	8	36	3	6	40	3	5	3	16	
64	67	2	15	2	0	18	64	4	7	30	3	0	6	13	
ab	67	2	20	2	4	18	51	4	8	30	5	15	5	3	
in	28	2	25	1	15	18	54	2	4	40	17	0	6	15	
g	28	1	25	1	2	15	85	4	8	20	30	0	3	2	
e	28	2	10	2	62	18	72	4	14	70	30	6	2	8	
e	28	3	10	3	20	18	64	3	12	60	3	5	4	8	

(S) z. m. i. d. (N) p. a. (O) u. e. d. i. t. a. (C) i. m. s. a. n. s. p. i. c. a. b.
 (R) i. p. s. i. c. a. b. (C) i. s. t. o. r. i. a. (N) i. g. n. d. (E) s. t. i. d.
 i. d. (I) n. e. s. i. m. i. c. (N) r. e. (N) r. e. (A) n. g. (S) c. a. b. (R) p.
 t. a. n. c. i. a. n.

Para as análises estatísticas as coletas foram numeradas de 1-16, da seguinte forma, por trecho amostral:

Meses	Número da coleta	
	Trecho 1	Trecho 2
Out./03	1	9
Dez./03	2	10
Fev./04	3	11
Abr./04	4	12
Jun./04	5	13
Ago./04	6	14
Out./04	7	15
Dez./04	8	16

- Trecho 1: corresponde a região da piscicultura em tanques-rede.
- Trecho 2: situado a montante do sistema de piscicultura, utilizado como controle.

A Figura 12 apresenta os resultados da Análise de Correspondência, na qual fez-se a combinação espaço-temporal dos trechos e coletas bimestrais relacionados com a abundância numérica (dados transformados em $\log(n+1)$) das cinco principais espécies (vide Tabela III). Nota-se que houve a distinção entre os trechos/coletas resultantes das abundâncias ($\log(n+1)$) dessas cinco espécies (Figura 12 e Tabela IX).

Para o trecho 1, percebe-se que nas coletas 1, 2, 4, 5 e 6, a nota alta para CA1 está diretamente relacionada a abundância da espécie 3 (*Metynnis maculatus*) e a nota baixa para CA2 está inversamente relacionada a abundância da e2 (*Astyanax altiparanae*). Na coleta 3, ocorreu maior abundância de e1 (*Plagioscion squamosissimus*) e e2 (*A. altiparanae*) o que teria elevado à nota do CA2. Já nas coletas 7 e 8, observam-se notas altas tanto para CA1 quanto para CA2. Neste caso, analisando-se a abundâncias das espécies percebe-se que e3 (*M. maculatus*) apresentou redução em sua abundância enquanto outras como

e1 (*P. squamosissimus*), e2 (*A. altiparanae*), e4 (*Serrasalmus maculatus*) e e5 (*Geophagus surimamensis*) foram mais abundantes (conforme Figura 12).

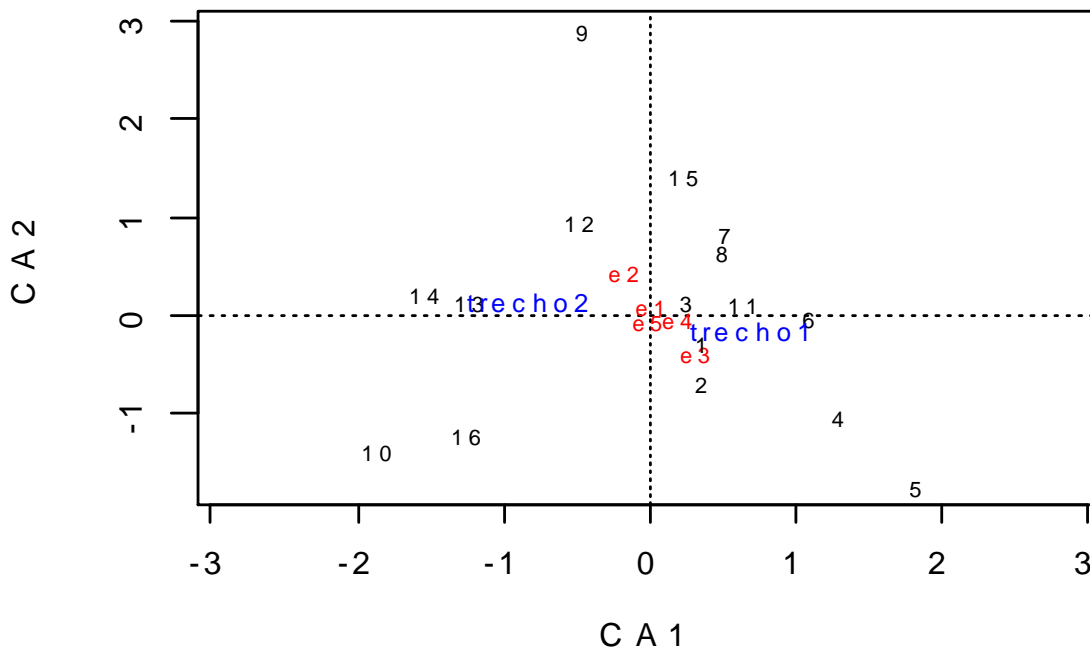


Figura 12 - Notas dos eixos CA1 e CA2 da Análise de Correspondência com base na abundância numérica das espécies de peixes capturadas nos trechos 1 (junto à piscicultura) e 2 (controle), no reservatório de Nova Avanhandava.

Já para o trecho 2, percebem-se três padrões na distribuição das notas para as coletas (vide Figura 12 e Tabela IX). As coletas 9, 12, 13 e 14 recebem nota baixa para CA1 e alta para CA2, havendo maior abundância da e2 (*Astyanax altiparanae*); nas coletas 12 e 13 e1 (*Plagioscion squamosissimus*) também foi importante; já as demais espécies (e3, e4 e e5) foram pouco abundantes, o que provavelmente influenciou nos baixos valores de CA1. Contudo, nas coletas 11 e 15 foram atribuídas notas positivas para CA1 e CA2, nas quais se observa maior abundância da e1 (*P. squamosissimus*), principalmente na coleta 11, e menores abundâncias das demais espécies, exceto as espécies 2 e 4, cujas

abundâncias foram maiores na coleta 15. Já nas coletas 10 e 16, tanto CA1 quanto CA2 receberam notas negativas, devido a menor abundância de e2 (*A. altiparanae*) e e3 (*M. maculatus*).

Tabela IX - Abundância numérica das cinco principais espécies (log(n+1)) capturas no rio Santa Bárbara, no reservatório de Nova Avanhandava, nas coletas e trechos estudados.

Coletas	Trechos*	e1**	e2**	e3**	e4**	e5**
1	1	1,176	1,146	1,491	0,903	0,000
2	1	1,041	0,903	1,602	0,477	0,000
3	1	1,519	1,519	1,362	1,301	0,477
4	1	1,204	0,000	1,176	0,845	0,845
5	1	0,477	0,000	1,568	1,204	0,602
6	1	0,845	1,230	1,556	1,204	0,000
7	1	1,146	1,362	0,778	1,000	0,477
8	1	1,415	1,732	1,000	1,415	1,362
9	2	0,699	1,176	0,000	0,301	0,000
10	2	1,079	0,477	0,699	0,477	0,000
11	2	1,813	0,000	0,301	0,477	0,602
12	2	1,602	1,398	0,301	0,699	0,778
13	2	1,230	1,342	0,477	0,778	0,602
14	2	0,778	1,380	0,477	0,301	0,699
15	2	1,230	1,447	0,301	1,079	0,477
16	2	1,114	0,903	1,176	1,322	1,301

Obs.: *Trechos: 1= junto aos tanques e 2= controle/ ** Espécies: e1= *Plagioscion squamosissimus*; e2= *Astyanax altiparanae*; e3= *Metynnis maculatus*; e4= *Serrasalmus maculatus*; e5= *Geophagus surinamensis*.

A Tabela X apresenta os efeitos das variáveis limnológicas sobre as notas atribuídas para CA1 e CA2 da Análise de Correspondência. Com esta análise verificou-se que apenas os trechos explicam as notas (ou seja, a distribuição das espécies por trechos), pois para as variáveis limnológicas p foi superior a 0,05.

Tabela X - Efeito das variáveis limnológicas nas notas dadas para as coletas e trechos pela Análise de Correspondência.

Vetores	CA 1	CA 2	r²	Pr (>r)*
CLOROA	-0,867961	0,496632	0,0365	0,773
PH	-0,902043	-0,431646	0,0875	0,530
TEMP	-0,240232	-0,970715	0,0098	0,945
O2	-0,749094	0,662464	0,0467	0,746
CONDUTI	0,978645	0,205557	0,0200	0,865
MATS	-0,650467	-0,759535	0,0215	0,854
PTOTAL	0,719275	0,694726	0,1918	0,237
NTOTAL	-0,674379	-0,738386	0,0222	0,863
PTD	0,390640	-0,920543	0,0799	0,602
PINORG	-0,406521	0,913642	0,0640	0,624
NITRATO	-0,717209	-0,696858	0,0165	0,889
NITRITO	-0,627506	0,778612	0,0369	0,804
AMÔNIA	-0,677463	0,735557	0,0095	0,941
SILICATO	0,999770	-0,021438	0,0485	0,720
TRANSP	0,995734	0,092267	0,0274	0,849
Trechos	CA1	CA2	r2	Pr(>r)
1	0,7196	-0,1459	0,3061	< 0,001
2	0,8171	0,1657		

Obs.: * valores de P baseados em 1000 permutações; Nível de significância adotado: $p < 0,05$; sendo: trecho 1= junto aos tanques-rede e trecho 2= controle.

Além disso, foi aplicada a Análise dos Componentes Principais, sendo que para tanto, as coletas foram também seqüenciadas, conforme descrição anterior. Esta análise originou dois componentes principais, os quais foram retidos para a interpretação, os quais foram equivalentes a 72,3% da variação acumulativa do modelo. A importância de cada espécie para a formação dos componentes está apresentada na Tabela XI.

Tabela XI - Importância das espécies para a formação dos componentes da Análise dos Componentes Principais.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4	Comp. 5
Desvio-padrão	17,601	14,357	11,989	6,709	3,0146
Proporção de variação	0,434	0,289	20,138	6,307	1,273
Proporção acumulativa (%)	43,40	72,28	92,420	98,727	100,000
Contribuição das espécies*					
e1	-0,698	0,431	-0,567		
e2	-0,391	-0,809		0,414	0,120
e3	0,589		-0,749	0,212	0,207
e4		-0,338	-0,320	-0,522	-0,715
e5	-0,114	-0,202		-0,711	0,657

Obs.: *Espécies: e1= *Plagioscion squamosissimus*; e2= *Astyanax altiparanae*; e3= *Metynnis maculatus*; e4= *Serrasalmus maculatus*; e5= *Geophagus surinamensis*.

Nota-se que o primeiro eixo (Comp. 1) explicou 43,4% da variância do modelo, sendo que a espécie que contribuiu positivamente neste componente foi e3 (*Metynnis maculatus*) e negativamente foram e1 (*Plagioscion squamosissimus*) e e2 (*Astyanax altiparanae*). Em relação ao segundo eixo (Comp. 2), este juntamente com o primeiro componente explicou cerca de 72,3% da variação do modelo. A espécie e1 (*P. squamosissimus*) contribuiu positivamente para a formação deste eixo, enquanto que, negativamente as espécies que mais contribuíram foram as espécies e2 (*A. altiparanae*) e e4 (*Serrasalmus maculatus*).

A Figura 13 exibe o “biplot” da Análise dos Componentes Principais. Em relação ao primeiro eixo, percebe-se que nota positiva foi dada para e3 (*M. maculatus*) e negativas para e1 (*P. squamosissimus*), e2 (*A. altiparanae*) e e5 (*Geophagus surinamensis*). Já para o eixo 2, exceto a espécie 1, todas as demais receberam notas negativas.

Percebe-se, assim de forma similar a Análise de Correspondência, que os trechos 1 e 2 foram distintos em termos de estruturação de suas ictiofaunas, sendo o trecho 1 ficou situado à direita no “biplot”, com valores positivos para o Comp.1 e com dominância da espécie e3 (*M. maculatus*) nas coletas 1, 2, 5 e 6; enquanto o trecho 2 ficou localizado a esquerda no

“biplot”, com valores negativos para Comp. 1, e maior ocorrência das espécies e1 (*P. squamosissimus*), nas coletas 11 e 12, e e2 (*A. altiparanae*), nas coletas 13 e 15. Destacou-se também a grande abundância da espécie e2 nas coletas 3 e 8, realizadas no trecho 1.

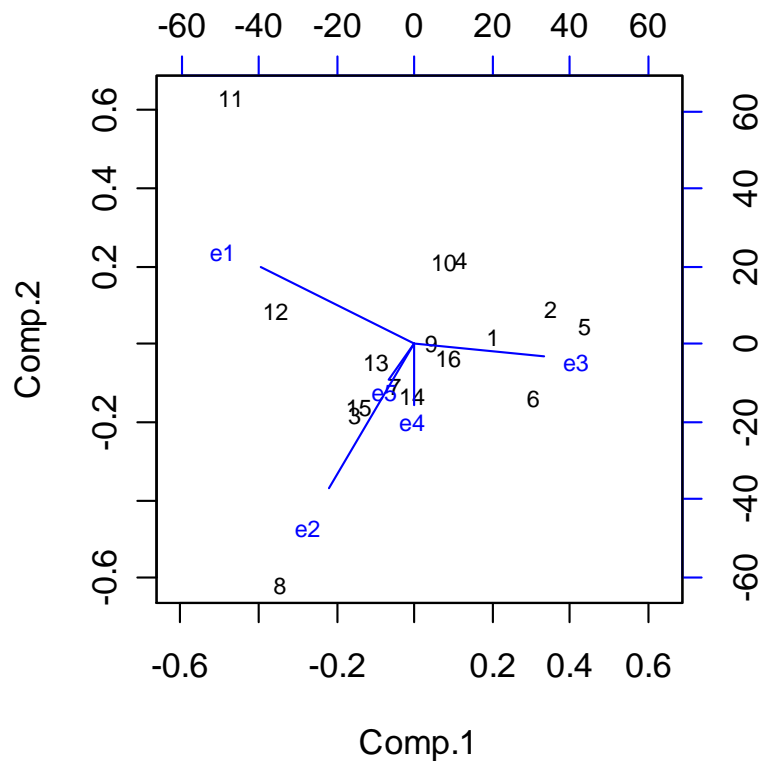


Figura 13 - Notas dos Componentes Principais para as cinco principais espécies dos trechos 1 (junto à piscicultura) e 2 (controle), no rio Santa Bárbara, no reservatório de Nova Avanhandava.

Ainda, na Análise dos Componentes Principais para as variáveis limnológicas da água (clorofila-a, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, material em suspensão, fósforo e nitrogênio totais, nível altimétrico e pluviosidade mensal acumulada), verificou-se que apenas o nitrogênio total e a pluviosidade mensal acumulada contribuíram negativamente para a formação do Comp. 1 e Comp. 2, com -0,998 e -0,997,

respectivamente, os quais foram responsáveis por cerca de 98,5% da variação acumulativa dos dados, conforme Tabela XII.

O “biplot” desta análise não foi apresentado devido a pouca contribuição das variáveis limnológicas na formação dos componentes 1 e 2.

Tabela XII - Importância das variáveis limnológicas na Análise dos Componentes Principais.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4	Comp. 5
Desvio-padrão	152,539	60,549	18,793	6,380	2,828
Proporção de variação	0,850	0,134	0,013	0,001	0,001
Proporção acumulativa (%)	85,057	98,506	99,797	99,946	99,975
Contribuição das variáveis da água*					
CLOROA			0,206	0,907	0,119
PH					
TEMP				-0,300	0,155
O2				0,151	
CONDUTI			-0,959	0,134	0,113
MATS					0,107
PTOTAL					-0,967
NTOTAL	-0,998				
TRANSP					
NÍVEL			-0,142	0,152	
CHUVA		-0,997			

Obs.: *CLOROA= clorofila-a; PH= pH; TEMP= temperatura; O2= oxigênio dissolvido; CONDUTI= condutividade elétrica; MATS= material em suspensão; PTOTAL= fósforo total; NTOTAL= nitrogênio total; TRANSP= transparência; NÍVEL= nível altimétrico; CHUVA= pluviosidade mensal acumulada.

Uma outra análise estatística foi realizada com o intuito de buscar possíveis associações entre a abundância numérica das cinco espécies mais abundantes com as condições limnológicas dos trechos 1 e 2 estudados. Assim, foi aplicada a Análise de Correspondência Canônica, utilizando-se a variável biótica (peixe) e as variáveis abióticas (físico-químicas) e biótica (clorofila-a) da água. Contudo, não foi constatada correlação estatisticamente significativa entre estes fatores, pois p obtido foi maior que 0,05. Assim, optou-se por não incluir os resultados desta análise no corpo deste Capítulo.

DISCUSSÃO

Alguns estudos ictiofaunísticos realizados no corpo principal do reservatório de Nova Avanhandava (TORLONI *et al.*, 1993; CESP, 1997b in CESP, 1998; SMITH *et al.*, 2002; VIDOTTO, 2005), após o seu represamento em 1982, mostraram a ocorrência de 40 a 56 espécies de peixes.

Entretanto, no início da década de 70, em um levantamento realizado por técnicos da antiga CESP (Companhia Energética de São Paulo) na região do futuro reservatório de Nova Avanhandava, constatou-se a ocorrência de aproximadamente 70 espécies de peixes, entre elas os grandes migradores de valor comercial: *Zungaro zungaro* (jáu), *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado), *Hemisorubim platyrhynchus* (jurupoca), *Megalonema platanum* (mandi-prata) e *Salminus brasiliensis* (dourado). Todavia, este registro não foi publicado e os exemplares testemunhos estão depositados em uma coleção didática na Fundação Educacional de Penápolis, SP - FUNEPE (ALMEIDA¹, inf. pessoal).

Já em outro levantamento mais recente (CESP, 1998) 56 espécies foram capturadas na pesca experimental, e dentre elas, as mais abundantes foram: *Serrasalmus spilopleura* (= *S. maculatus*), *Moenkhausia intermedia*, *Geophagus brasiliensis*, *Plagioscion squamosissimus*, *Acestrorhynchus lacustris* e *Astyanax bimaculatus* (= *A. altiparanae*). A exemplo de outros reservatórios, as corvinas (*P. squamosissimus*) e piranhas (*S. spilopleura*) tiveram uma significativa participação nas pescas experimental e comercial. Especificamente sobre a pesca comercial e artesanal, estas foram representadas por 45 espécies (40 autóctones, 4 alóctones e 1 exótica), com destaque para os mandis (*Pimelodus maculatus* e *Iheringichtys labrosus*), ximborês (*Schizodon nasutus*) e acarás (*G. surinamensis*), que juntamente com as corvinas e piranhas, corresponderam a 85,0% da produção total de capturas neste ano (CESP, 1997b in CESP, *op. cit.*).

¹ ALMEIDA, R. B. de. (Fundação Educacional de Penápolis – FUNEPE, Penápolis-SP), informação pessoal, 2004.

Assim, nota-se que a diversidade *lato sensu* observada na literatura é bem superior às 28 espécies de peixes identificadas neste estudo. Porém, ressalta-se que esta estimativa não deve ser extrapolada para o reservatório como um todo, visto que, foram amostrados apenas dois pequenos trechos do rio Santa Bárbara, com o objetivo específico de estudar a influência dos tanques-rede sobre a estrutura da ictiofauna local.

Das 28 espécies registradas nos trechos 1 e 2 do rio Santa Bárbara, considerando os três aparatos de captura, observou-se que as ordens mais representativas foram Characiformes e Perciformes, com 95,2% e 98,3% do total, em número e biomassa, respectivamente, contribuindo, ainda, com cerca de 78,6% em termos de número de espécies (diversidade *lato sensu*).

Alta dominância das ordens Characiformes e Perciformes na ictiofauna já havia sido constatada em outros estudos (CESP, 1998; VIDOTTO, 2005) para as assembléias ícticas do reservatório de Nova Avanhandava. Isto contraria o padrão de distribuição das espécies comumente observado nos rios e reservatórios da América do Sul, o qual atribui maior importância (em termos de número de espécies) à ordem Siluriformes em detrimento da Perciformes (SILVA, 1997; LOWE-McCONNELL, 1999; BENNEMANN *et al.*, 2000; BRITTO, 2003; CASTRO *et al.*, 2003; BRITTO & SIROL, 2005).

Todavia, mudanças na composição e estrutura da biota dos reservatórios, inerentes aos barramentos são esperadas (AGOSTINHO & GOMES, 1997) e vem sendo registradas para os reservatórios de várias regiões do mundo (FERNANDO & HOLCÍK, 1991; AGOSTINHO & GOMES, *op. cit.*; CARVALHO, *et al.*, 1998; LOWE-McCONNELL, 1999; BARRELLA & PETRERE, 2003; CASTRO *et al.*, 2003; VIDOTTO, 2005).

No entanto, neste trabalho, percebe-se que das sete espécies que compuseram a ordem Perciformes, a maior parte delas é alóctone: *Cichla monoculus*, *Geophagus surinamensis*, *Plagioscion squamosissimus* e *Satanoperca*

pappaterra; e duas exóticas: *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*. Outras duas espécies alóctones de outras ordens, *Metynnis maculatus* e *Triporthus angulatus* (Characiformes), e uma exótica, *Poecilia reticulata* (Ciprinodontiformes), foram também capturadas.

Assim, ressalta-se que apesar da maior parte da ictiofauna ter um maior número de espécies nativas, isto é 19 das 28 espécies registradas, foi constatada uma expressiva contribuição, em termos de diversidade *lato sensu* (11 espécies) e abundância, dessas introduzidas, com 58,3% e 68,8% das capturas totais, em número e biomassa, respectivamente.

Informações a respeito das introduções de espécies alóctones e exóticas e conseqüências sobre a ictiofauna nativa em reservatórios foram bem documentadas por VIDOTTO (2005), para Nova Avanhandava, pela CESP (1998) para os reservatórios dos rios Tietê, Paranapanema e Grande, por SMITH *et al.* (2002) para os situados na porção do médio e baixo rio Tietê, e também por AGOSTINHO & GOMES (1997) no reservatório de Segredo (rio Iguaçu).

Conclui-se, assim, que houve, em menor ou maior escala, uma gradativa diminuição da diversidade *lato sensu* de peixes em Nova Avanhandava em relação ao registro inicial pré-barramento (ALMEIDA¹, inf. pessoal), a qual pode ser atribuída a dois fatores preponderantes: o barramento e a introdução de peixes.

Particularmente, parece que a introdução de espécies alóctones/exóticas é responsável pela alteração das proporções de distribuição e riqueza das espécies nas ordens taxonômicas, visto que, na fase pré-barramento havia maior predominância dos Characiformes e Siluriformes sobre os Perciformes (ALMEIDA, *op. cit.*).

Nota-se ainda que, em relação à constância das espécies, apenas sete foram constantes em ambos os trechos, sendo que três destas são alóctones: *Plagioscion squamosissimus*, *Metynnis maculatus* e *Geophagus surinamensis*. Isto reforça

a hipótese de VIDOTTO (2005), de que em apenas algumas décadas, o perfil das assembléias ícticas de Nova Avanhandava foi radicalmente alterado em decorrência de tais introduções. Ainda, a grande representatividade e constância dessas espécies (superior a 85,0%, em número e biomassa), é um indício de que elas se encontram bem ajustadas às condições lacustres do rio Santa Bárbara, o qual está sob forte influência do reservatório.

A alta dominância de Simpson nos trechos estudados foi resultante das cinco espécies que foram dominantes em cada um deles, a saber: no trecho 1= *Astyanax altiparanae*, *Geophagus surinamensis*, *Metynnis maculatus*, *Plagioscion squamosissimus* e *Serrasalmus maculatus*; e no trecho 2= *A. altiparanae*, *G. surinamensis*, *P. squamosissimus*, *S. maculatus* e *A. affinis*; as quais corresponderam a 85,2% (trecho 1) e 79,3% (trecho 2) do total das capturas. Para tanto, foram consideradas como dominantes àquelas espécies cujas abundâncias foram superiores a 5,0% de representatividade por trecho analisado.

Segundo ODUM (1988) alta dominância implica, geralmente, em baixa equitabilidade. Todavia, neste estudo, equitabilidade superior a média foi obtida para ambos os trechos, com a maior parte das espécies sendo pouco abundantes, mas de maneira similar nos trechos 1 e 2 e entre eles. DAJOZ (2005) aponta que, na maior parte dos ecossistemas podem-se encontrar numerosas espécies raras e em contrapartida, um pequeno número de espécies abundantes.

Ainda, foi constatada uma inversão em relação à dominância das espécies nos trechos, sendo *Metynnis maculatus* dominante no trecho 1 e *Plagioscion squamosissimus* no trecho 2. Todavia, em termos de biomassa *P. squamosissimus* foi igualmente importante para ambos os trechos, especialmente no trecho 2, correspondendo a 53,4% da biomassa total.

A importância da espécie *P. squamosissimus* nas capturas no rio Santa Bárbara foi também destacada por VIDOTTO (2005), no qual esta espécie

aparece como a segunda numericamente mais importante e a primeira, em biomassa. Ainda, os levantamentos ictiofaunísticos da CESP (1997b in CESP, 1998), para o período de 1987 a 1995, apontam contribuições crescentes desta espécie nas pescas experimental e comercial. BRAGA (2001), estudando a fauna de peixes de três afluentes do reservatório de Volta Grande (rio Grande), também evidenciou a dominância de *P. squamosissimus*, cujas capturas foram, respectivamente, de 32,4% e 36,0% do total, em número e biomassa; ainda, constatou que essas áreas servem como zonas de crescimento e alimentação, pois foi observada uma baixa intensidade reprodutiva da espécie nestes locais.

Das 24 espécies capturadas com redes de espera, se constataram que 14 foram comuns em ambos os trechos, sendo sete destas constantes. Ainda, quatro espécies foram capturadas apenas no trecho 1 (*Acestrorhynchus lacustris*, *Brycon orbignianus*, *Crenicichla* sp. e *Hypostomus* sp.), enquanto que, outras seis espécies (*Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hoplias malabaricus*, *Hoplosternun littorale*, *Tatia neivai* e *Schizodon intermedius*) foram exclusivas do trecho 2.

Em levantamento ictiofaunístico realizado por SMITH *et al.* (2002) nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê, os autores observaram que as espécies *A. fasciatus*, *S. intermedius* e *G. carapo* estiveram restritas aos reservatórios da porção do médio Tietê (da UHE Barra Bonita a Promissão). Todavia, as espécies *B. orbignianus* e *T. neivai* não foram registradas em nenhum destes. Isto pode indicar que as populações de peixes estão fragmentadas ao longo da cascata de reservatórios, o que pode estar causando redução ou extinção local das espécies, fazendo com que a captura destas seja rara (SMITH *et al.*, *op. cit.*). Já em 1953, MONTEIRO (in SMITH *et al.*, 2002) alertava para a redução nas populações das espécies migradoras, como *B. orbignianus*, pois quando do barramentos estas são impedidas de realizar migração de longa distância. As raras capturas desta espécie são de indivíduos oriundos de repovoamento (SMITH *et al.*, *op. cit.*).

Já em relação aos padrões de captura por unidade de esforço (CPUE), em número e biomassa, constatou-se que estes foram similares entre os trechos 1 e 2; havendo maior incremento nas capturas em fev. e dez./04, os quais coincidiram com os meses de maior de pluviosidade mensal acumulada (vide Capítulo II). Incrementos similares na CPUE, em número e biomassa, foram verificados por VIDOTTO (2005) para o período chuvoso.

Todavia, no tocante ao número máximo de espécies por trechos de coleta, percebe-se que este só foi alcançado na penúltima coleta, sendo observada uma massiva adição de espécies no trecho 2. Tal ocorrência contribuiu para que este trecho superasse o número máximo de espécies registradas no trecho 1. As cinco novas espécies coletadas no trecho 2 foram: *Astyanax fasciatus*, *Gymnotus carapo*, *Hoplosternun littorale*, *Hoplias malabaricus* e *Tatia neivai*, sendo que as três primeiras foram registradas apenas em out./04 (captura acidental), enquanto que, as duas últimas também ocorreram em dez./04 (captura acessória).

DAJOZ (2005) comenta que à medida que mais espécies vão sendo capturadas, maiores são as chances de obtenção das espécies raras. No ambiente normalmente são observadas as ocorrências de poucas espécies abundantes, sendo mais comum um maior número de espécies constituídas por um pequeno número de indivíduos. Isto está de acordo com o observado neste trabalho e por VIDOTTO (2005), que também constatou uma baixa representatividade destas cinco espécies (inferior a 1%), pois do total de 31 espécies capturadas com rede de espera no rio Santa Bárbara (reservatório de Nova Avanhandava), estas apareceram nas seguintes posições, em termos numéricos: *G. carapo* (15^a), *H. malabaricus* (18^a), *H. littorale* (19^a), *A. fasciatus* (22^a) e *T. neivai* (31^a) (VIDOTTO, *op. cit.*).

As assembléias ícticas de Nova Avanhandava foram constituídas, em sua maior parte, por espécies de pequeno porte, e também ausência de espécies reofilicas de grande porte foi também observada, da mesma forma

que VIDOTTO (2005). É sabido que as alterações ambientais oriundas dos barramento são restritivas, principalmente, as espécies de grande porte, de hábito migratório, alta longevidade e baixo potencial reprodutivo; enquanto que, os peixes de pequeno porte, sedentários ou migradores de curta distância, com alto potencial reprodutivo e baixa longevidade (r-estrategistas) encontram condições para proliferação massiva, para as quais a disponibilidade alimentar nos reservatórios é elevada (AGOSTINHO *et al.*, 1995).

De modo geral, constatou-se que os exemplares capturados no trecho 1 apresentaram maior tamanho (peso e comprimento padrão) em relação aos do trecho 2. Isto foi verdadeiro especialmente para as onívoras *Metynnis maculatus* e *Astyanax altiparanae*. Este fato pode indicar duas situações: que os peixes podem estar sendo atraídos para o trecho 1 pela grande disponibilidade de alimento, devido ao arraçoamento dos tanques; e/ou estarem se alimentando de fitoplâncton e zooplâncton, os quais, por sua vez, também estariam se concentrando neste trecho, utilizando-se dos efluentes da piscicultura (excretas e sobras de ração) e matéria orgânica.

MENEZES & BEYRUTH (2003), estudando três pontos (montante, tanques-rede e jusante) da represa de Guarapiranga, observaram um maior teor de matéria orgânica no sedimento abaixo dos tanques-rede, mesmo sem arraçoamento destes. Também, uma maior densidade de Oligochaeta, um importante grupo utilizado como indicador ambiental de poluição orgânica (HOWNMILLER & BEETON, 1971 in MENEZES & BEYRUTH, *op. cit.*), foi constatada sob esses tanques. Os autores concluíram que a concentração de matéria orgânica (excretas dos peixes cultivados e decomposição de perifíton acumulado durante o experimento), sob os tanques-rede tornou esse ponto mais propício ao desenvolvimento de maior número de organismos bentônicos, o que conseqüentemente, pode também ser mais atraente para os peixes que se alimentam destes organismos ou dos efluentes.

Diferenças na dominância numérica das assembléias de peixes nos trechos 1 e 2 foram constatadas, sendo que no trecho 1 (juntos aos tanques-rede) as espécies de maior importância foram *Metynnis maculatus* e *Astyanax altiparanae*, seguida das piscívoras *Plagioscion squamosissimus* e *Serrasalmus maculatus*.

A abundância de espécies piscívoras em torno dos tanques-rede pode estar ocorrendo em virtude da grande disponibilidade de espécies-presas (peixes de pequeno porte e juvenis), que comumente eram observadas ocupando as áreas mais raras da região litorânea e junto à vegetação marginal, quanto pelas tilápias cultivadas nos tanques. Segundo CAMARGO² (inf. pessoal), durante o manejo dos tanques e também na despesca, é comum encontrar alguns peixes feridos nos tanques, principalmente na região do focinho e nadadeiras devido ao ataque das piranhas (*Serrasalmus maculatus*). Todavia, constatou-se que no trecho 2 (controle), a espécie *M. maculatus* não foi tão importante quanto no trecho 1, aparecendo somente na 6^a. posição, em termos de importância numérica. Outra espécie, *Geophagus surinamensis*, foi numericamente importante em ambos os trechos, aparecendo na 5^a. posição.

Segundo VIDOTTO (2005), observa-se um expressivo aumento na captura de *G. surinamensis* a partir de 2003, pois até então esta foi capturada apenas de forma acidental. Ainda, segundo levantamento de SMITH *et al.* (2002), a ocorrência desta espécie estaria restrita aos dois últimos reservatórios do baixo Tietê, não sendo observada nos reservatórios a montante de Nova Avanhandava. O aumento na constância e abundância desta espécie nas capturas mostra que ela se encontra em pleno processo de colonização. Segundo os pescadores esportivos locais esta espécie é atualmente uma das mais capturadas na pesca em Nova Avanhandava (RAMOS³, inf. pessoal).

² CAMARGO, A. L. S. (Piscicultura Escama Forte Ltda, Buritama-SP), informação pessoal, 2005.

³ RAMOS, I. P. (Lab. Biologia e Ecologia de Peixes, IBB, Depto. de Morfologia, Unesp, Botucatu-SP), informação pessoal, 2006.

Esta mudança na organização das espécies reforça a hipótese dos tanques estarem funcionando como atrativos para os peixes e demais organismos da biota aquática, que podem estar utilizando este trecho como área de alimentação. Esta hipótese poderá ser comprovada no estudo comparativo da dieta das três espécies (*Plagioscion squamosissimus*, *Astyanax altiparanae* e *Metynnis maculatus*) mais abundantes nos trechos 1 e 2 do rio Santa Bárbara (RAMOS, em andamento). Pois consideramos que esta fornecerá elementos de suma importância para definir o grau de influência dos tanques-rede na dieta e reestruturação destas populações de peixes.

Outros possíveis impactos decorrentes da piscicultura em tanques-rede são: as introduções de espécies através dos escapes dos peixes cultivados para ao ambiente adjacente e o desencadeamento do processo de eutrofização artificial ou cultural. A grande ocorrência de espécies alóctones e exóticas no reservatório de Nova Avanhandava (este trabalho; VIDOTTO, 2005) e para outros da porção do médio e baixo Tietê (SMITH *et al.*, 2002), pode estar contribuindo para a redução das populações das espécies nativas, quer via competição por alimento e/ou áreas de reprodução, quer via predação. Destaca-se nestes levantamentos ictiofaunísticos a constante e grande representatividade, em número e biomassa, da piscívora *Plagioscion squamosissimus*, nas pesca experimental e comercial, que a exemplo de outros reservatórios, encontra-se estabelecida e ajustada ao ambiente lacustre do reservatório.

No tocante ao processo de eutrofização, este é desencadeado através de um desequilíbrio entre a produção e o consumo/decomposição de matéria orgânica, pois a grande disponibilidade de nutrientes em virtude do enriquecimento do meio (pelo arraçoamento e produção de metabólitos pelos peixes) promove um aumento na biomassa fitoplanctônica, podendo até atingir o extremo como os grandes “blooms” de algas, comumente observado nos ambientes eutrofizados (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; ESTEVES, 1998).

Em um primeiro momento, o enriquecimento pode até ser benéfico para os peixes e demais organismo pela grande abundância de alimento, todavia, em outro, condições anóxicas (quando prolongadas) pode causar a mortalidade destes, pois o oxigênio é um fator limitante no ambiente aquático (ESTEVEZ, *op. cit.*).

Aplicando-se o índice ABC numérico para comparação da biomassa/abundância das espécies, percebe-se que o resultado foi distinto entre os trechos 1 e 2. Pois, para o trecho 1 (junto aos tanques-rede), o valor negativo indica que esta região está submetida a condições moderadas de estresse ambiental. Já, no trecho 2, o resultado foi positivo, ou seja, este trecho está ainda livre de estresse.

Contudo, em ambos os trechos, foi observada redução na vegetação marginal e flutuante, assim como modificações no entorno do reservatório, para a construção de chácaras de lazer e também áreas de pastagens para a criação de gado e de diversas culturas agrícolas (CARVALHO *et al.*, 2005; PAES & CARVALHO, 2005; VIDOTTO, 2005).

Deste modo, o que provavelmente poderia estar agindo como fator estressante no trecho 1, o qual é ausente no trecho 2, é a piscicultura em tanques-rede. Alguns fatores como o incremento de nutrientes no ambiente, (arraçoamento e metabólitos produzidos pelos peixes), o constante deslocamento dos tanques para despesca e manipulação dos animais (processos de classificação dos peixes, tratamento, etc.), o cultivo de espécies alóctones e exóticas (como *Oreochromis niloticus* e seus híbridos), e o próprio adensamento para maximizar a produção (que é uma das vantagens desta modalidade de piscicultura), mostram-se como agentes estressores. Estas condições poderão influenciar não somente os peixes cultivados nos tanques, podendo ser mais susceptíveis a doenças, parasitas, etc., como também toda a ictiofauna que utiliza este trecho do rio como área de alimentação, crescimento e/ou de transito a outras áreas do reservatório.

De forma geral, conclui-se que a diversidade *lato sensu* de peixes registrada para os trechos do rio Santa Bárbara foi bem inferior a da registrada na literatura, e talvez esteja relacionada à pequena heterogeneidade espacial dos trechos estudados. Pois, segundo DAJOZ (2005), a heterogeneidade funciona como amplificador da riqueza de espécies, ou seja, a variação nas populações naturais, bem como em seus ambientes, promove uma diminuição do risco de extinção a que essas populações são expostas sob a influência de fatores ambientais variáveis (DAJOZ, *op. cit.*). Outro ponto que merece destaque é o tamanho da área amostral, pois se espera que áreas maiores sustentem ambientes mais heterogêneos e, conseqüentemente, com maiores riquezas de espécies (RICKLEFS, 2003). Deve-se considerar também a relação espécie-área, que diz que quanto maior a área amostrada, maior será o número de espécies observadas (RICKLEFS, *op. cit.*).

Neste contexto, a menor diversidade ictiofaunística constatada no presente estudo pode ser uma conseqüência da relação espécie-área, pois em levantamento realizado por VIDOTTO (2005), 40 espécies foram capturadas numa área 10 vezes maior em relação à dos trechos abrangidos neste estudo. Contudo, cabe ressaltar que considerando a abordagem do presente estudo, a amostragem obtida foi suficiente para caracterizar os dois trechos 1 e 2 do rio Santa Bárbara, conforme proposto nos objetivos.

Assim, considerando que os ecossistemas artificiais dos reservatórios são extremamente complexos em virtude dos seus inúmeros compartimentos e as inter-relações entre eles (TUNDISI, 1999), somados aos eventos de origem antrópica que acontecem ao longo da bacia no qual encontra-se inserido, e no tocante aos usos múltiplos, o estudo destes ambientes é de considerável importância para a manutenção da biota aquática, em particular, da ictiofauna, já bastante comprometida em termos de biodiversidade.

A introdução de espécies exóticas/alóctones deve ser avaliada de forma cuidadosa, pois já é sabido que muitas das ações mitigadoras, como os

repovoamentos e estocagem de peixes alóctones/exóticos, trouxeram resultados inversos aos esperados. Também, o processo de eutrofização, já bastante avançado e muito comumente observado em diversos reservatórios (ESTEVES & BARBOSA, 1986), deveria receber atenção especial, visto que, este restringe os usos múltiplos destes ambientes e afetam também a sobrevivência dos peixes e demais organismos da biota aquática, assim como a produção pesqueira nos reservatórios.

Neste contexto, embora informações a respeito dos possíveis impactos da criação de peixes em sistemas de tanques-rede sejam ainda escassas no Brasil, em muitos reservatórios esta atividade encontra-se em plena expansão, como é o caso de Nova Avanhandava (ALVES & BACCARIN, 2005; CARVALHO-FILHO, 2005; PAES & CARVALHO, 2005). Maiores estudos poderiam nortear legislações específicas, procurando o desenvolvimento da piscicultura de forma sustentável, considerando para isso a capacidade suporte de cada ambiente e a biodiversidade das espécies nativas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995, p. 59-104.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr, H. F. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. **Ciênc. Hoje**, v. 21, n. 124, p. 36-44, 1996.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997, 387 p.

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; GOMES, L. C.; BINI, L. M.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on Aging. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. **Theoretical reservoirs ecology and its applications**. São Carlos: Backhuys, 1999, p. 227-265.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 23-55.

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., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 329-347.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995, p. 105-136.

BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; G., BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept and its application to the river Tietê-Basin, Sao State, Brazil. In: TUNDISI, J. G. & STRAŠKRABA, M. **Theoretical reservoirs ecology and its applications**. São Carlos: Backhuys, 1999, p. 425-437.

BARRELLA, W.; PETRERE, M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). **River Res. Applic.**, v. 19, p. 59-76, 2003.

BENNEMANN, S. T.; SHIBATTA, O. A.; GARAVELLO, J. C. **Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica**. Londrina: Ed. UEL, 2000, 62 p.

BRAGA, F. M. S. Reprodução de peixes (Osteichthyes) em afluentes do reservatório de Volta Grande, Sudeste do Brasil. **Iheringia Ser. Zool.**, n. 91, p. 67-74, 2001.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco)**. 3. ed. Brasília: Câmara dos Deputados/CODEVASF, 1988, 143 p.

BRITTO, S. G. C. **Atributos da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu (baixo rio Paranapanema, SP/PR):** efeito do represamento e da transposição de peixes. 2003. 74 p. Dissertação (Mestrado) – Inst. Bioc... Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.

BRITTO, S. G. C.; SIROL, R. N. Transposição de peixes como forma de manejo: as escadas do complexo Canoas, médio rio Paranapanema, bacia do alto Paraná. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 285-304.

CARVALHO, E. D.; FUJIHARA, C.Y.; HENRY, R. Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, v. 26, p. 2100-2202, 1998.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, v. 1, p. 771-799, 1999.

CARVALHO, E. D., PAES, J. V. K.; CAMARGO, A. L. S. **Avaliação dos impactos da tilapicultura em tanques-rede na represa de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê, SP): i. O pescado e a ictiofauna agregada**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, X, 2005, Anais... Ilhéus [cd-rom]. Sociedade Brasileira de Limnologia, 2005.

CARVALHO-FILHO, J. Tilápia do Brasil: um frigorífico com a marca do país. **Panorama Aqüicul.**, v. 15, n. 91, p. 51-53, 2005.

CASTRO, R. J.; FORESTI, F.; CARVALHO, E. D. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scient.**, v. 25, p. 63-70, 2003.

CESP – Companhia Energética de São Paulo. **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca.** São Paulo: CESP, 1998, 166 p. (Divulgação e Informação, 220).

DAJOZ, R. **Ecologia Geral.** São Paulo: Vozes, 1978, 474 p.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia.** 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005, 520 p.

ESTEVES, F. A.; BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciênc. Hoje**, v. 5, n. 27, p. 57-61, 1986.

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

FERNANDO, C. H.; HOLCÍK, J. Fish in Reservoirs. **Int. Rev. Gesamten. Hydrobiol.**, v. 76, p. 149-167, 1991.

FRACÁCIO, R., ESPÍNDOLA, E. L. G.; RODGHER, S.; PEREIRA, R. H. G.; ROCHA, O.; VERANI, N. F. Limnologia dos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Orgs.). **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado.** PPG-CEA. São Carlos: RiMa, 2002, v. 1, p. 145-163. (Ciência da Eng. Ambiental).

HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (capivara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia, Ser. Zool.**, v. 95, n. 3: p. 319-325, 2005.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology.** New York: Collins, 1989, 654 p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999, 535 p.

MENEZES, L. C. B.; BEYRUTH, Z. Impactos da aquíicultura em tanques-rede sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga – São Paulo – SP. **B. Inst. Pesca**, v. 29, n. 1: p. 77-86, 2003.

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. 3. ed. New York: Wiley, 1994, p. 139-150.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; YVANA, C. T. B. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (Fitoplâncton, Zooplâncton e Zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 83-125.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988, 434 p.

OKSANEN, J. The vegan package. Disponível em: <http://cc.oulu.fi/~jarioka/softhelp/vegan.html>. Acesso em: 16 dez. 2005.

PAES, J. V. K.; CARVALHO, E. D. **Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede em um reservatório do Alto Paraná (baixo rio Tietê): ii. as condições limnológicas**. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, X, 2005, Ilhéus [cd-rom]. Anais... Ilhéus: Sociedade Brasileira de Limnologia. 2005.

PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. Brasília: Editerra, 1982, 304 p.

PETREIRE Jr., M. River fishes in Brazil: a review. **Regul. Rivers Research Manage.**, v. 4, p. 1-16, 1989.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. Porto alegre: Artes Médicas Sul, 2000, 252 p.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001, 328 p.

R DEVELOPMENT CORE. TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em: 16 dez. 2005.

RAMOS, I. P. **Caracterização da dieta de três espécies de peixes (*Plagioscion squamosissimus*, *Astyanax altiparanae* e *Metynnis maculatus*) coletadas junto a um sistema de criação de tilápias em tanques-rede no Reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP.** Botucatu; Inst. Bioc. Bot.... (em andamento).

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS Jr., C. J. (Orgs.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003, 742 p.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003, 470 p.

SANTAMARIA, F. M.; ZANIBONI-FILHO, E.; NUÑER, A. P. O. **Cultivo de jundiás em tanques-rede: efeito sobre a qualidade da água do reservatório de Machadinho, rio Uruguai, Brasil.** In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: IMPACTOS POTENCIAIS, AÇÕES DE MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA, n. 1, 2004, Anais... Avaré: Inst. Bioc. Bot., p. 40, 2004.

SILVA, V. F. B. **Caracterização qualitativa de larvas, jovens e adultos de peixes na região de transição entre o rio Paranapanema e o reservatório de Jurumirim, São Paulo.** 1997. 109 p. Dissertação (Mestrado), Inst. Bioc. Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Limnologia aplicada à aquicultura.** **Bol. Téc. Centro Aquicult. Unesp**, v. 1, 1995, 72 p.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; PEREIRA, C. C. G. F.; ROCHA, O. **Impactos dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de pesca.** In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Orgs.). **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado.** PPG-CEA. São Carlos: RiMa, 2002, v. 1, p. 57-74. (Ciência da Eng. Ambiental).

TORLONI, C. E. C. **Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo.** São Paulo: CESP, 1986, 14 p.

TORLONI, C. E. C.; CORRÊA, A. R. A.; CARVALHO Jr., A. A. ; SANTOS, J. J.; GONÇALVES, J. L.; GERETO, E. J.; CRUZ, J. A.; MOREIRA, J. A.; SILVA, D. C.; DEUS, E. F.; FERREIRA, A. S. **Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão**

da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991.
São Paulo: CESP, 1993, 73 p. (Pesq. Des., n. 1).

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais.** São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, v. 1, p. 19-38, 1999.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: RiMa, 2003, 248 p.

TUNDISI, J. G. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios: estudos de caso e perspectivas. 2005. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** São Carlos: RiMa, 2005, p. 1-22.

VAZZOLER, A. E. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática.** Maringá: EDUEM, 1996, 169 p.

VIDOTTO, A. P. **Estrutura da comunidade de peixes do reservatório de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê, SP), com ênfase na dinâmica populacional e dieta das espécies introduzidas.** 2005. 121 p. Dissertação – Inst. Bioc. Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.



“As condições limnológicas num sistema de piscicultura em tanques-rede, no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP)”.

RESUMO

Atualmente, uma nova forma de exploração dos grandes reservatórios é o confinamento de peixes em sistemas de tanques-rede. Porém, a franca expansão destas pisciculturas vem acompanhada de muita preocupação, no tocante às alterações nas condições do ecossistema aquático e, em especial, na qualidade das águas. Pois, tal atividade se desenvolvida de forma empírica, poderá ocasionar grandes impactos negativos, de ordem ambiental e sócio-econômica. Neste contexto, este trabalho foi realizado com o intuito de avaliar as possíveis alterações induzidas por um sistema de piscicultura em tanques-rede, no rio Santa Bárbara, reservatório de Nova Avanhandava (porção do baixo rio Tietê-SP) sob as condições físico-químicas da água e do sedimento. Para tanto, coletas bimestrais foram efetuadas em dois trechos e profundidades na coluna d' água, a saber: trecho 1= junto à piscicultura em tanques-rede e trecho 2= situado a 500 m a montante dos tanques utilizado como controle; e profundidades= superfície e a um metro antes do fundo. Variáveis da água foram medidas *in situ* com um multi-parâmetros Horiba (U-22) e a transparência com o disco de Secchi. Ainda, amostras de água foram recolhidas para as análises dos nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão e clorofila-a. O sedimento também foi coletado para a análise dos teores de nitrogênio e fósforo totais, matéria orgânica e a sua composição granulométrica. Dados sobre o nível altimétrico e pluviosidade mensal acumulada foram compilados. De modo geral, as variáveis limnológicas avaliadas não foram estatisticamente diferentes entre os trechos 1 e 2. Altos valores para as variáveis: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, clorofila-a, nitrogênio total e silicato reativo, foram observados na maior parte do período avaliado, sendo detectada apenas diferenças sazonais, sem um padrão bem definido. Já os nutrientes dissolvidos na água foram observados em pequenas concentrações. O índice que avalia o estado trófico (IET) também foi semelhante entre os dois trechos, e o estado de trofia variou de meso a

eutrófico, indicando que os trechos analisados possuem uma quantidade considerável de nutrientes (particularmente, o fósforo total), com destaque também para o teor de clorofila-a. Em relação ao sedimento, baixas concentrações de nutrientes totais foram detectadas; e matéria inorgânica e argila+silte representaram as maiores frações (%) da composição; e similarmente as outras variáveis não se constatarem diferenças entre os dois trechos. Assim, conclui-se que até o presente momento este ambiente está sendo capaz de autodepurar os efluentes oriundos deste tipo de piscicultura, porém pôde-se perceber uma concentração crescente de nitrogênio total e biomassa fitoplanctônica relacionada com o estado trófico. Estas variáveis servem de indicativo e também de alerta para a necessidade de manutenção de um contínuo monitoramento da qualidade da água neste reservatório. Pois, a curto e médio prazo, o aumento crescente da exploração deste ecossistema aquático, quer para fins de produção de biomassa animal em tanques-rede ou demais usos impactantes, poderá enriquecer de tal modo às águas culminando na eutrofização, processo este que já é comumente observado em outros da cascata de reservatórios do rio Tietê.

PALAVRAS-CHAVE: condições limnológicas, piscicultura em tanques-rede, reservatório, sedimento, variáveis físico-químicas da água.

INTRODUÇÃO

O Brasil com cerca de 72,0% de seu território coberto por três grandes unidades hidrográficas (Amazonas, São Francisco e Paraná) é um país privilegiado em termos de disponibilidade de água doce (TUNDISI, 2003). Considerando-se somente as grandes represas das usinas hidroelétricas, a área alagada é superior a cinco milhões de hectares (CASTAGNOLLI *et al.*, 2000).

Porém, em virtude da baixa produtividade pesqueira nos grandes reservatórios (PETRERE, 1989; AGOSTINHO & GOMES, 1997; CARVALHO & SILVA, 1999; LOWE-McCONNELL, 1999), a prática de confinamento de peixes em sistemas de tanques-rede nestes lagos artificiais encontra-se cada vez mais difundida (CASTAGNOLLI *et al.*, 2000; BOSCOLO *et al.*, 2004; BRANDÃO *et al.*, 2004; AGOSTINHO & GOMES, 2005).

O atual incentivo à exploração dos reservatórios para a produção de biomassa animal, utilizando-se dos diversos programas e linhas de crédito da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP), como o Pronaf Pesca (Programa Nacional de Fortalecimento à Agricultura Familiar), o Prodeagro (Programa de Desenvolvimento do Agronegócio) e também com as parcerias como as dos Bancos da Amazônia e do Nordeste, vem despertando interesse dos pescadores, agricultores e empresários, por essa modalidade de piscicultura (INSTITUTO HORUS, 2004). Segundo diretrizes atuais da Seap o intuito do governo é popularizar a criação confinada de peixes, aumentando a produção atual de cerca de um milhão de toneladas para 17 milhões de toneladas/ano, num curto espaço de tempo, incentivando também a participação das populações ribeirinhas e agricultores organizados (INSTITUTO HORUS, *op. cit.*).

Esta modalidade de piscicultura já é comumente encontrada em diversos países como Alemanha, Ásia, Chile, Estados Unidos, Japão e Noruega (ONO, 1998; KUBITZA *et al.*, 1999; CASTAGNOLLI *et al.*, 2000;

CARROLL *et al.*, 2003; YOKOYAMA, 2003), a mais de 50 anos. No entanto, no Brasil, a criação de peixes em tanques-rede é relativamente recente, pois esta começou a ganhar um maior impulso somente a partir da década de 90, em especial na região Sudeste do país (ONO, 1998; MEDEIROS, 2002; BRANDÃO *et al.*, 2004).

Segundo MEDEIROS (2002) e CAVERO *et al.* (2003), este tipo de piscicultura vem sendo apresentado como uma fonte alternativa de produção de proteínas de origem animal em larga escala e de baixo custo, sendo assim, uma boa fonte de renda. Neste contexto, a tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus* e híbridos) é o modelo zootécnico considerado mais viável devido ao seu rápido crescimento e rusticidade, sendo atualmente o segundo grupo de maior importância na aquicultura mundial (LOVSHIN, 1998; HAYASHI *et al.*, 1999; BOSCOLO *et al.*, 2004).

Outras vantagens que levam os piscicultores a preferirem as tilápias para o cultivo em tanques-rede são: as facilidades no manejo, com o uso de ração desde o estágio larval (MEURER *et al.*, 2002); pela qualidade de sua carne, que é bastante aceita pelo mercado consumidor; e a ausência de espinhos, o que torna o produto apropriado para a filetagem (BOSCOLO *et al.*, *op. cit.*).

Todavia, apesar da piscicultura em tanques-rede tem boas perspectivas, do ponto de vista econômico e social (SCHMITTOU, 1993; ONO, 1998; BRANDÃO *et al.*, 2004), esta deve ser vista com certas ressalvas. Isto porque falta ainda a tecnologia do cultivo, como a produção de rações de melhor qualidade/digestibilidade (KUBITZA *et al.*, 1999; BACCARIN & PEZZATO, 2001; PEZZATO *et al.*, 2002) e mais estudos a respeito do cultivo de espécies nativas, pois na maioria das vezes, as espécies alóctones e exóticas (tilápias – dos gêneros *Oreochromis*, *Tilapia* e híbridos, carpas - *Cyprinus carpio*, dentre outras) são preferidas em detrimento das espécies nativas (ROCHA, 1996).

A sustentabilidade ambiental desta atividade, defendida por alguns (BEVERIDGE, 1996; CHAGAS *et al.*, 2003; GOMES *et al.*, 2004), no entanto, só poderá ser atingida de fato, se houver uma avaliação inicial da capacidade de suporte dos ambientes, uma vez que esta estimativa permita prever a biomassa máxima da criação que pode ser utilizada, sem prejudicar as condições do ecossistema aquático (KUBITZA *et al.*, 1999; CAVERO *et al.*, 2003). Ainda, segundo ROCHA (*op. cit.*) estudos a médio e longo prazo e a integração entre as áreas de Limnologia e Aqüicultura, e piscicultores poderão trazer melhores resultados no desenvolvimento desta atividade.

Ou seja, para que os empreendimentos de pisciculturas em tanques-rede sejam viáveis econômica e ambientalmente, devem ser norteados pelos conhecimentos oriundos das pesquisas científicas, cujo enfoque principal encontra-se na qualidade da água dos tanques e mananciais cultivados, pois a sanidade dos organismos cultivados está intimamente ligada à qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; TUNDISI, 2003).

Ainda, se esta atividade for realizada de forma intensiva e desordenada poderá promover, a médio e longo prazo, impactos negativos no ambiente aquático, como a degradação da qualidade da água, por meio dos “inputs” de nutrientes e matéria orgânica, podendo desencadear um desequilíbrio neste ecossistema (eutrofização das águas) (ESTEVES, 1998), assim como as influências negativas das espécies escolhidas para o cultivo sobre as nativas, via competição ou predação, quando dos escapes acidentais destas para o ambiente adjacente.

Assim, percebe-se uma grande e crescente pressão sobre os recursos hídricos, por meio dos seus diversos usos múltiplos, como por exemplo, abastecimento, irrigação, navegação, produção de energia hidroelétrica (TUNDISI, 1988 e 2003.), e mais recentemente, esta forma de aqüicultura (ONO, 1998; MEDEIROS, 2002).

Isso tem mostrado a necessidade de ordenamento de tais atividades, no tocante à conservação dos recursos hídricos e ictiofauna nativa (CONAMA, 1986; IBAMA, 1998; BRASIL, 2003; CONAMA, 2005) juntamente com esta atividade zootécnica.

OBJETIVO

Caracterizar e comparar limnologicamente dois trechos do rio Santa Bárbara, no reservatório de Nova Avanhandava, porção do Baixo Tietê (Buritama-SP), sendo o primeiro trecho sob influência do sistema de piscicultura em tanques-rede e um outro distante cerca de 500 m da piscicultura, utilizado como controle.

Para tanto, algumas variáveis físico-químicas da água (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura, nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão, biomassa fitoplanctônica e transparência) e sedimento (nutrientes totais, matéria orgânica e composição granulométrica) foram avaliadas. Também possíveis correlações entre as variáveis limnológicas da água e a abundância das espécies nestes trechos foram verificadas utilizando-se análises estatísticas pertinentes.

ÁREA DE ESTUDO

O rio Tietê, um dos mais importantes do Estado de São Paulo, apresenta em seu eixo longitudinal uma série de lagos artificiais seqüenciais, que foram ao longo das últimas décadas inseridas na paisagem com fins de produção de hidroeletricidade (vide Figura 1a – Secção 3. Área de estudo).

Em 1982, na porção do baixo rio Tietê foi formado o reservatório da UHE Nova Avanhandava, cuja barragem está localizada no município de Buritama-SP, nas coordenadas geográficas 21°07'S e 50°17'W (CESP, 1998).

O presente estudo foi desenvolvido no rio Santa Bárbara, um importante tributário deste reservatório, no qual inúmeras pisciculturas em

sistema de tanques-rede vêm sendo instaladas nos últimos cinco anos (CARVALHO-FILHO, 2005a; PAES & CARVALHO, 2005).

Além desta forma de exploração da bacia hidrográfica, outros usos podem também ser observado às suas margens, como os condomínios e chácaras de lazer, atividades agro-pastoris, pesca comercial e esportiva, dentre outros (FRACÁCIO *et al.*, 2002; VIDOTTO, 2005).

Assim, os diversos usos destes ambientes artificiais podem ser visto como fatores impactantes pontuais que, a exemplo de outros reservatórios, podem comprometer seriamente a qualidade das águas superficiais e também a biota residente nestes ecossistemas, causando impactos negativos aditivos, de ordem, ambiental e sócio-econômica, aos dos barramentos (TUNDISI, 2003).

MATERIAL E MÉTODOS

Para a caracterização limnológica dos dois trechos estudados do rio Santa Bárbara, variáveis físico-químicas da água foram aferidas em duas profundidades da coluna d' água (superfície= 0,30 m abaixo da superfície; fundo= a 1,0 m de distância do substrato) e nos sete pontos amostrais, a saber: seis pontos estabelecidos pelos transectos A, B e C, nas distâncias 10 e 100 metros dos tanques-rede (trecho 1); e um ponto controle D (trecho 2) situado a 500 m a montante da piscicultura, conforme Figura 2 (secção 3. Área de estudo).

Assim, nestes pontos foram coletadas *in situ* as seguintes variáveis físico-químicas da água: oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e pH, obtidas com o auxílio de um aparelho multi-parâmetros portátil Horiba (modelo U-22); e a transparência aferida pelo desaparecimento visual do disco de Secchi (m).

Também, amostras de água foram recolhidas com garrafa horizontal de Van Dorn, sendo conservadas em freezer a -20°C até o momento de filtração e separação de volumes das amostras destinados para cada análise específica.

Volumes conhecidos de água foram filtrados em membranas *Millipore* para a quantificação do material em suspensão e a biomassa fitoplanctônica (clorofila-*a*), segundo técnicas de TEIXEIRA *et al.* (1978) e GOLTERMAN *et al.* (1978), respectivamente.

Para as análises dos nutrientes totais cerca de 500 ml de água bruta foram acondicionadas em garrafas de polietileno e conservadas a -20°C , até o seu processamento em laboratório, segundo as técnicas de VALDERRAMA (1981) e MACKERETH *et al.* (1978) para o nitrogênio total e VALDERRAMA (1981) e STRICKLAND & PARSONS (1960) para o fósforo total.

Já, para os nutrientes dissolvidos utilizou-se cerca de 500 ml de amostras filtradas em membranas *Millipore*, sendo também conservadas em garrafas de polietileno a -20°C , até determinação em laboratório, segundo técnicas específicas: série nitrogenada – nitrato e nitrito (MACKERETH *et al.*, 1978), amônia (KOROLEFF, 1976); a série fosfatada – fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico (STRICKLAND & PARSONS, 1960); e silicato reativo (GOLTERMAN *et al.*, 1978).

Os nutrientes totais e dissolvidos foram quantificados em Espectrofotômetro de Massa (Micronal - modelo B-380) ajustado para comprimentos de onda específicos para cada nutriente. As concentrações dos nutrientes totais e dissolvidos foram determinadas a partir da equação $y = ax + b$, obtida com a confecção de uma curva-padrão utilizando-se de diluições de uma solução padrão de concentração conhecida, sendo: y = média aritmética das absorvâncias (amostra/réplica); a e b = respectivos coeficientes angular e linear da equação; x = concentração do nutriente, em mg.L^{-1} , para o silicato reativo, ou em $\mu\text{g.l}^{-1}$, para os demais nutrientes e clorofila-*a*.

Ainda, o estado trófico foi avaliado segundo o índice de estado trófico (IET) de CALRSON (modificado por TOLEDO *et al.*, 1983; CETESB, 2005). O IET é uma forma de classificar corpos d' água quanto os diferentes graus de trofia, ou seja, ele avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998). Para a sua estimativa são utilizadas três variáveis limnológicas: as concentrações de fósforo total e clorofila-a, e a transparência do disco de Secchi.

Já para a coleta de sedimento foi utilizada uma draga do tipo “Van Veen” de 308 cm² de área. Após a coleta, as amostras foram homogeneizadas, transferidas para potes e conservadas a -20°C, até análise em laboratório, segundo técnicas específicas. Antes das determinações em laboratório, as amostras foram descongeladas a temperatura ambiente e seca em estufa para a evaporação do excesso de água. Este sedimento foi avaliado quanto: os teores de nutrientes totais - nitrogênio de *Kjedhal* (GOLTERMAN *et al.*, 1978) e fósforo (ANDERSEN, 1976; STRICKLAND & PARSONS, 1960); o teor de matéria orgânica (SANTOS, 1995); e a composição granulométrica (SUGUIO, 1973 in COSTA, 2000).

Ainda, os dados de cota altimétrica (m) e pluviosidade mensal acumulada (mm) de Nova Avanhandava foram cedidos pela AES-Tietê, concessionária responsável pelo gerenciamento dos reservatórios da bacia do Tietê.

RESULTADOS

A. As variáveis físico-químicas da água

Os pontos amostrais estão representados por letras e número, onde a primeira letra refere-se aos pontos de coleta nos transectos - A, B, C e ponto controle – D; seguida por um número, que são as distâncias dos pontos em relação aos tanques-rede, ou seja, 10, 100 ou 500 m da piscicultura; e por

último a letra S ou F, que são as alturas em que as amostras foram obtidas na coluna d' água, sendo S= superfície e F= fundo.

A.1. Oxigênio dissolvido

Na Figura 1 estão apresentadas às concentrações de oxigênio dissolvido na água.

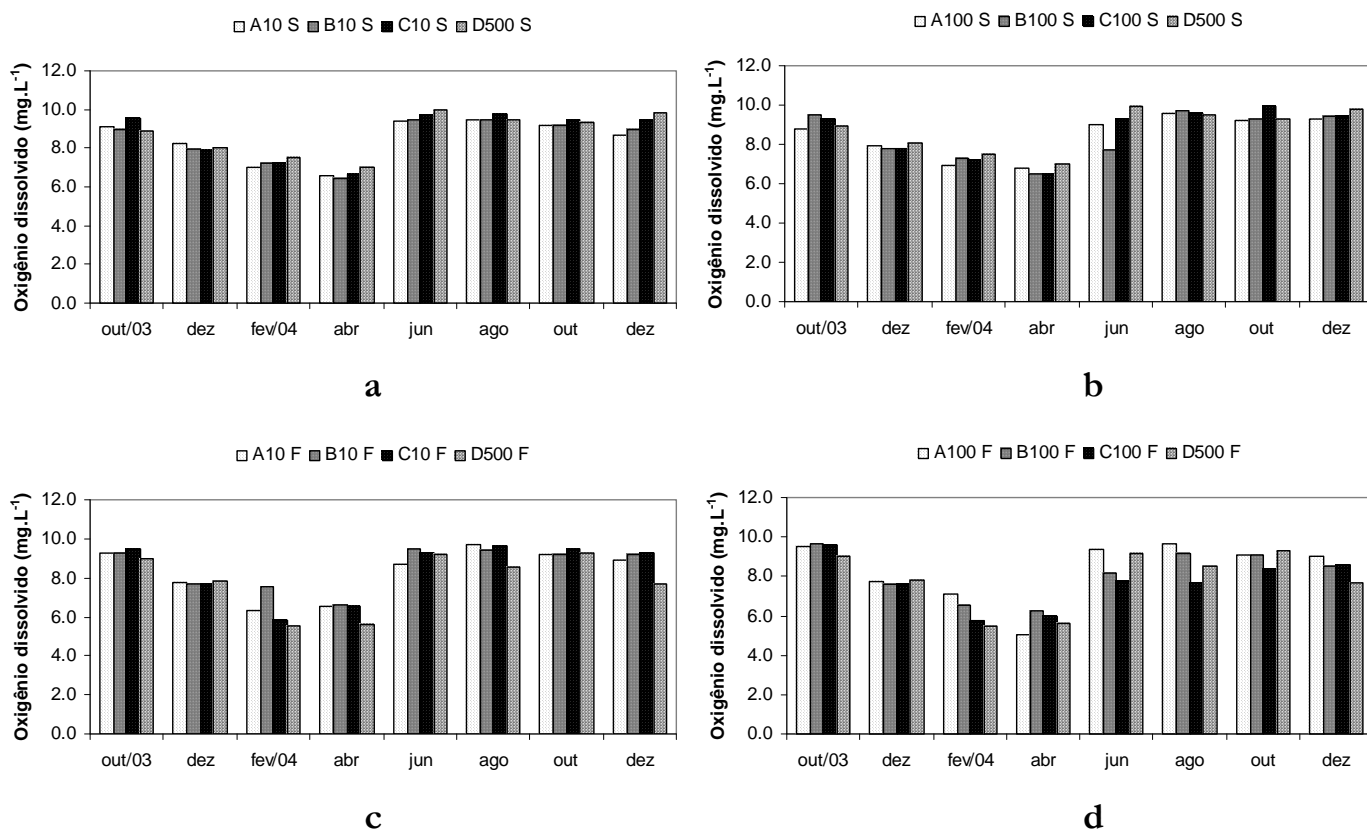


Figura 1 – Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

De modo geral, observa-se um padrão similar na disponibilidade deste gás entre os pontos amostrados, sendo menores nos meses de out./03 a abr./04 e maior de jun. a dez./04.

Na água da superfície dos pontos situados a 10 m do conjunto de tanques-rede (Figura 1a), observou-se uma menor concentração de oxigênio

em abr./04 (ponto B10 S) com 6,4 mg.L⁻¹, sendo máxima em ago./04 (ponto C10 S) com 9,7 mg.L⁻¹. Já para os pontos a 100 m dos tanques (Figura 1b), menor e maior concentrações foram registradas em abr./04 (ponto B100 S) com 6,5 mg.L⁻¹ e out./04 (ponto C 100 S) com 9,9 mg.L⁻¹, respectivamente.

A Figura 1c exibe a concentração de oxigênio medida no fundo. Percebe-se para os pontos a 10 m dos tanques que a menor concentração ocorreu em fev./04 (ponto C10 F), com 5,8 mg.L⁻¹ e maior em ago./04 (ponto A10 F), com 9,7 mg.L⁻¹. Porém, a 100 m dos tanques, a menor concentração foi obtida em abr./04 (ponto B 100 F) e maior em out./03 (ponto B 100 F), com 6,3 e 9,7 mg.L⁻¹, respectivamente (Figura 1d).

Já para o controle (ponto D500), a menor concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água foi registrada em abr./04, com 7,0 mg.L⁻¹ e maior em jun./04, com 9,9 mg.L⁻¹. Para o fundo, a variação sazonal da concentração foi de 5,5 (fev./04) a 9,3 mg.L⁻¹ (out./04), conforme Figura 1 (a e c).

A análise ANOVA mostrou haver diferença estatisticamente significativa ($p=0,01$) entre os valores de superfície e fundo, e também entre os pontos de 10 e 100 m dos tanques-rede. Na superfície da água houve uma pequena diferença ($p=0,04$) entre a concentração de oxigênio entre os pontos A-B e C-D, com médias correspondentes a 8,4 mg.L⁻¹ e 8,7 mg.L⁻¹. No fundo, constataram-se diferenças ($p=0,01$) na concentração de oxigênio entre as distâncias 10 e 100 m dos tanques nos pontos do transecto B, cujas concentrações médias foram: B10 F= 8,6 mg.L⁻¹, B100 F= 8,1 mg.L⁻¹, C10 F= 8,4 mg.L⁻¹ e C100 F= 7,7 mg.L⁻¹.

A.2. Temperatura

A Figura 2 mostra a sazonalidade da temperatura na qual se percebe que também ocorreu um padrão similar entre os pontos de coleta, sendo que as menores temperaturas foram registradas em out./03, jun. e ago./04.

Para os pontos situados a 10 m dos tanques, a temperatura da superfície da água variou de 20,3°C, em ago./04 (pontos A10 S e A100 S) a 30,2°C, em fev./04 (ponto C10 S), conforme Figura 2a. Já para os pontos a 100 m (Figura 2b), menor temperatura (20,3°C) foi registrada também em ago./04 (pontos A100 S, B100 S e C100 S) e maior (31,0°C) em fev./04 (ponto B100 S).

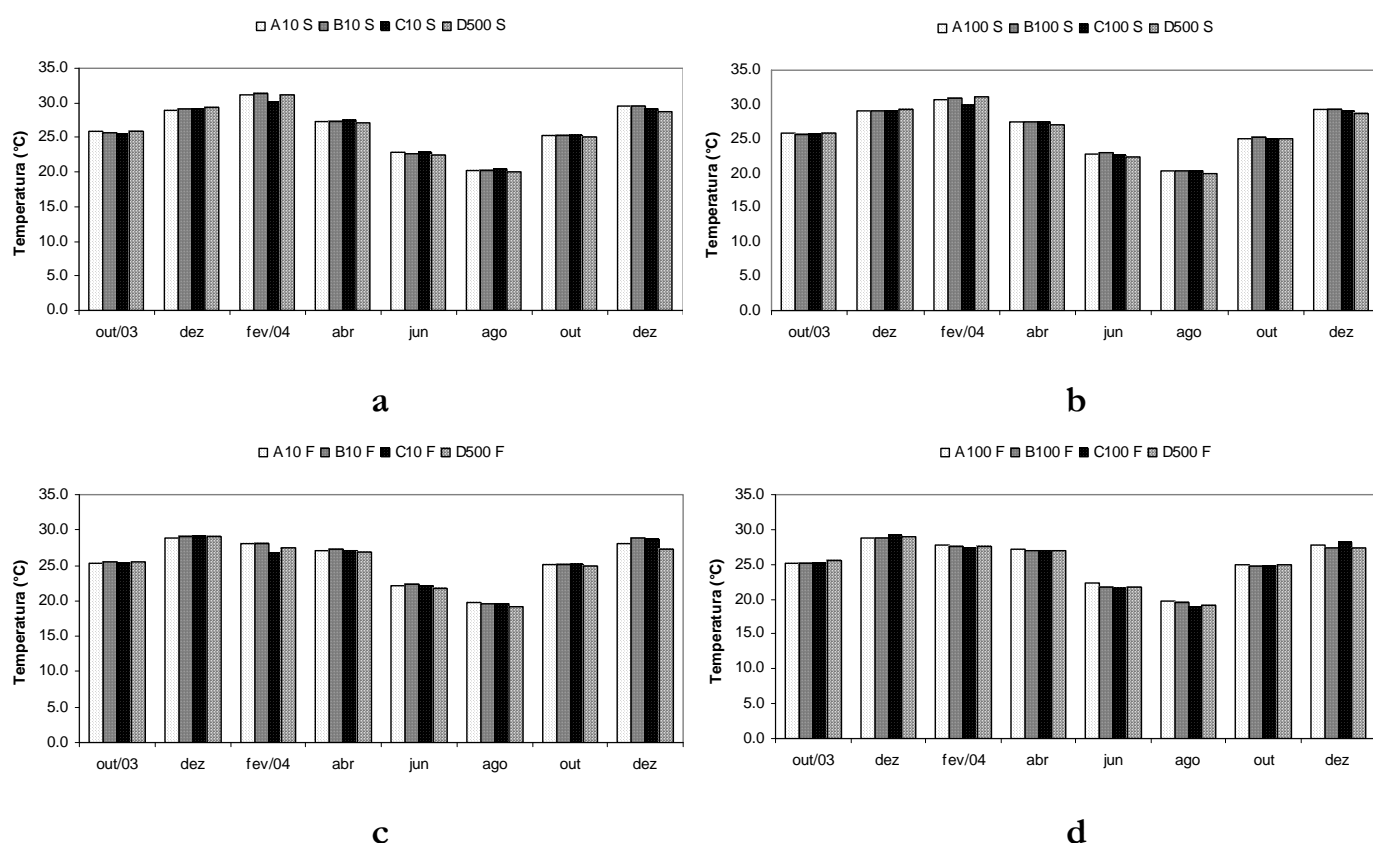


Figura 2 – Temperatura da água nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

Em relação às medidas aferidas no fundo, a variação de temperatura para os pontos a 10 m (Figura 2c) foi de 19,6°C em ago./04 a 29,1°C em dez./03 (pontos B10 F e C10 F). Para os pontos a 100 m (Figura 2d), a temperatura mínima de 19,6°C ocorreu em ago./04 (ponto B100 F) e máxima de 29,1°C em dez./03 (ponto C100 F).

No controle (ponto D500), a variação da temperatura foi de 20,0°C (ago./04) a 31,1°C (fev./04), na superfície e de 19,2°C (ago./04) a 29,0°C (dez./03), no fundo (vide Figura 2 - a e c).

A ANOVA evidenciou uma pequena diferença estatística ($p= 0,05$) entre as distâncias 10 e 100 m do transecto B (médias de B10 F= 25,8°C e B100 F= 25,2°C), para os valores medidos no fundo.

A.3. Condutividade Elétrica

A Figura 3 apresenta os valores de condutividade elétrica da água.

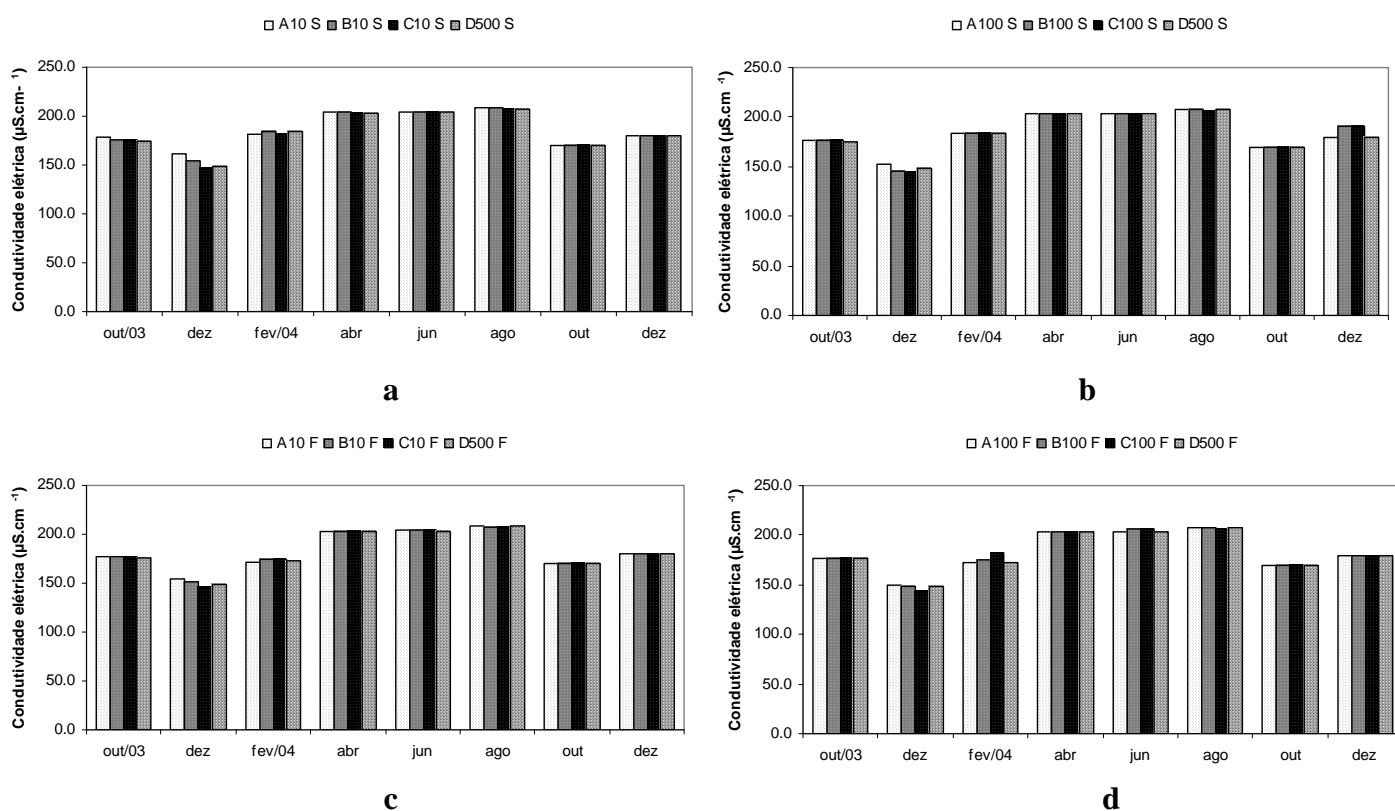


Figura 3 – Condutividade elétrica nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

De modo geral, a condutividade apresentou pequena variação entre os pontos de coleta, sendo o valor menor valor foi observado em dez./03 (147,0

$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e o maior em ago./04 ($208,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Porém, a análise estatística (ANOVA) mostrou não haver diferença significativa entre as profundidades na coluna d' água e pontos amostrados ($p > 0,05$).

A.4. pH

Em relação às outras variáveis, o pH apresentou uma maior amplitude entre os pontos de coleta, especialmente entre os pontos dos transectos do entorno dos tanques (A, B e C) com o ponto controle (D500). Contudo, um padrão similar entre as profundidades da coluna d' água pôde ser constatado (Figura 4).

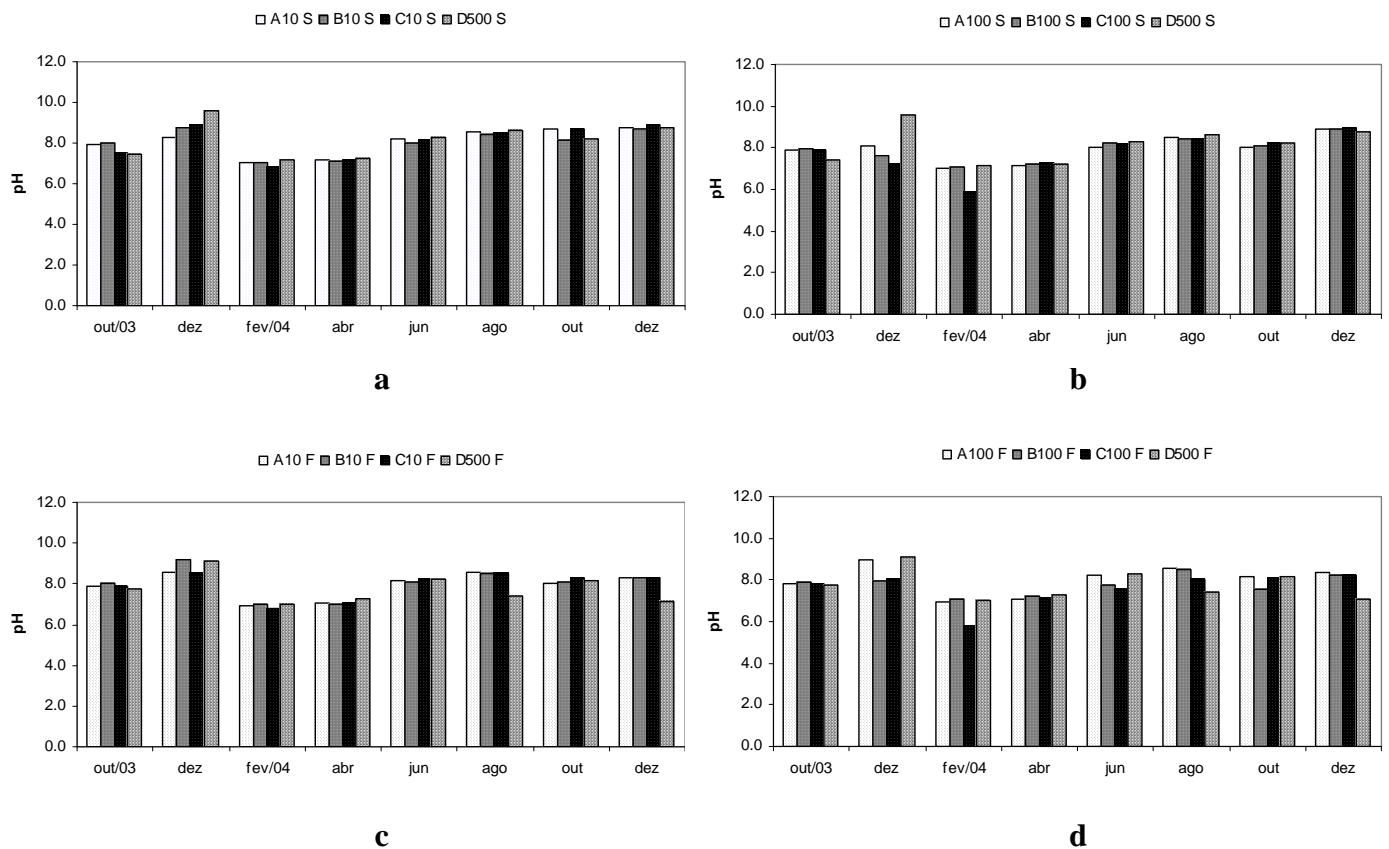


Figura 4 – Valores de pH nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

De modo geral, registraram-se os menores valores de pH em fev./04 e os maiores em dez./03 e dez./04. Os menores valores de pH ocorreram em fev./04, tanto na superfície da água (Figura a e b), nos pontos C10 S (6,8), C100 S (5,8) e D500 S (7,1); quanto no fundo (Figura c e d), nos pontos A10 F (6,9), C100 F (5,8) e D500 F (7,0). Já os maiores valores de pH ocorreram nos meses de dez./03 (9,6, em D500 S, na superfície ; 9,1 nos pontos B10 F e D500 F e 9,0 em A100 F, no fundo) e dez./04 (8,9 nos pontos de superfície C10 S e C100 S).

A.5. Transparência da água

A transparência da água foi similar entre todos os pontos amostrais, apresentando uma variação sazonal acentuada no período estudado (Figura 5).

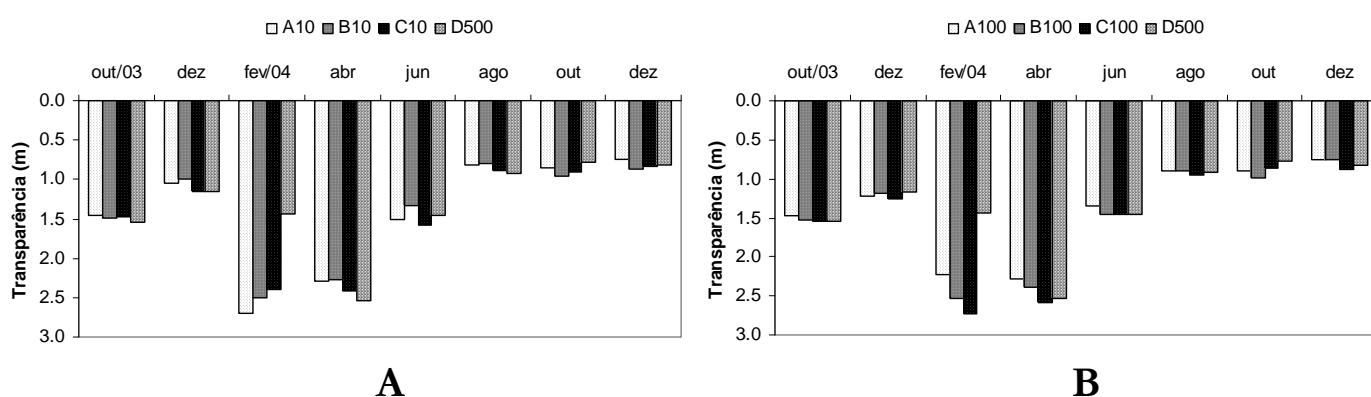


Figura 5 – Transparência da água nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; e 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede.

Particularmente para os pontos situados a 10 m dos tanques-rede, menor e maior valor de transparência ocorreram em dez./04 (0,7 m) e fev./04 (2,7 m), respectivamente, ambos no ponto A10. Já nos pontos a 100 m dos tanques, menor transparência também foi registrada em dez./04 com 0,7 m, nos pontos A100 e B100, respectivamente, e maior em fev./04 com 2,7 m no

ponto C100. No controle (ponto D500), menor e maior valores para esta variável foram registrados em out./04 (0,8 m) e abr./04 (2,5 m), conforme Figura 5 (a-b).

A.6. Material em suspensão

A Figura 6 exhibe a quantidade dos sólidos em suspensão na água. De modo geral, nota-se uma maior amplitude de variação nos dados entre superfície e fundo, mas também entre os pontos.

Percebe-se, para os dados de superfície (Figura 6 a-b), que os menores valores ocorreram nos pontos a 10 e 100 m dos tanques do transecto B, (MatS= zero mg.L^{-1}), e também no ponto D500 (MatS= 0,46 mg.L^{-1}), em out./04, sendo os maiores valores obtidos em ago./04, com 11,0 e 10,2 mg.L^{-1} nos pontos B10 S e A100 S, respectivamente, e em out./03 no ponto D500 S, com 4,0 mg.L^{-1} .

Já para o fundo, uma quantidade mínima de material em suspensão foi observada em fev./04, com 0,6 mg.L^{-1} no ponto B10 F e 1,3 mg.L^{-1} no ponto A100 F, em out./04, com 1,3 mg.L^{-1} no ponto B100 F e zero mg.L^{-1} no ponto D500 F. Todavia, maiores quantidades de material suspenso na água pôde ser constatadas em jun./04 e ago./04, com 18,4, 10,7 e 12,0 mg.L^{-1} nos respectivos pontos, D500 F, A10 F e B100 F, conforme Figura 6 (c-d).

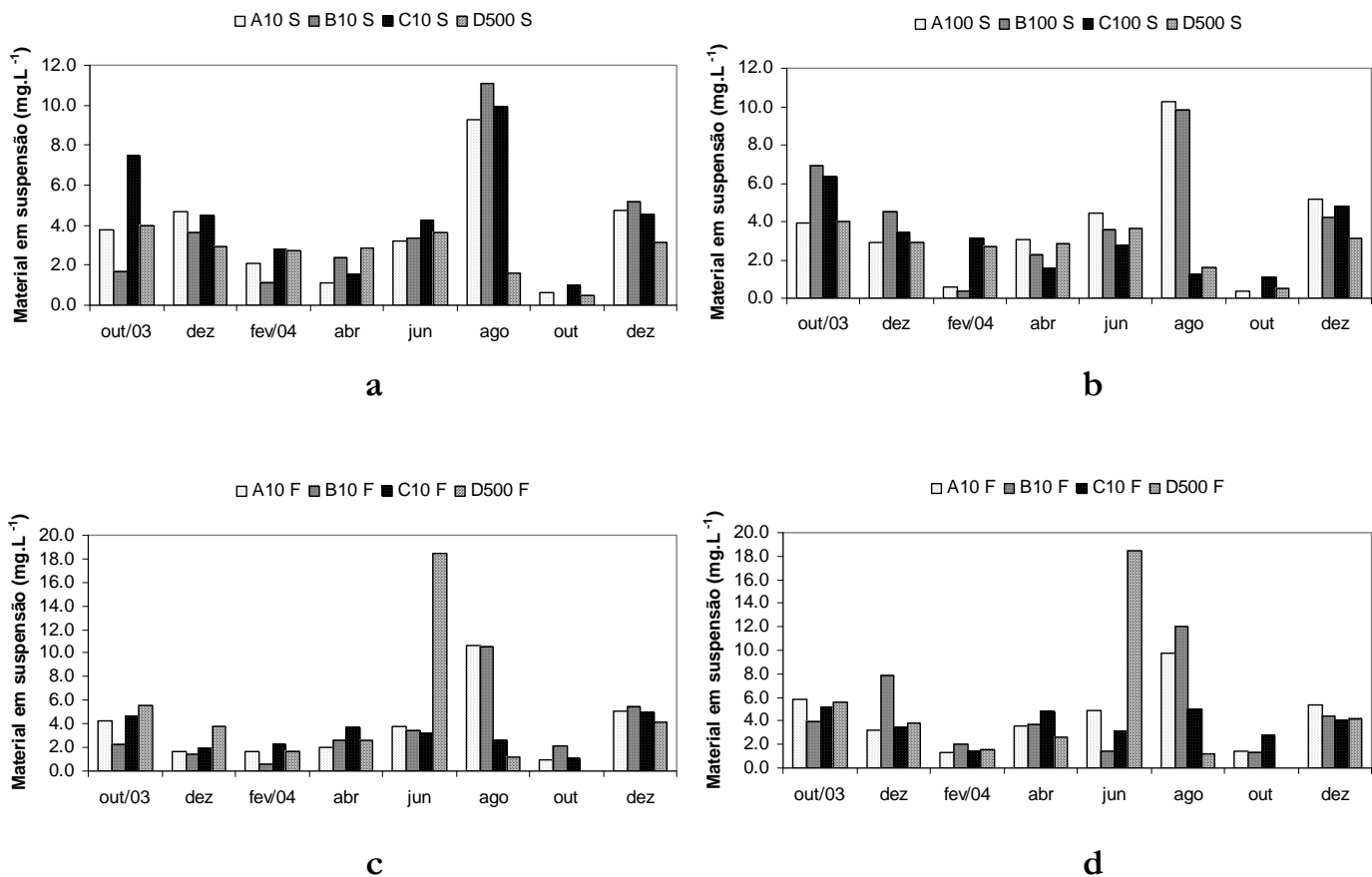


Figura 6 – Material em suspensão nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F-fundo.

A.7. Clorofila-a

Para a biomassa fitoplancônica, indexada pelo teor de clorofila-a, constata-se um padrão similar sazonal entre os pontos e alturas na coluna d' água, não sendo observada diferenças estatisticamente significativa entre eles (ANOVA, com $p > 0,05$). No entanto, uma variação sazonal pôde também ser observada, com maiores valores de clorofila-a ocorrendo a partir de jun./04.

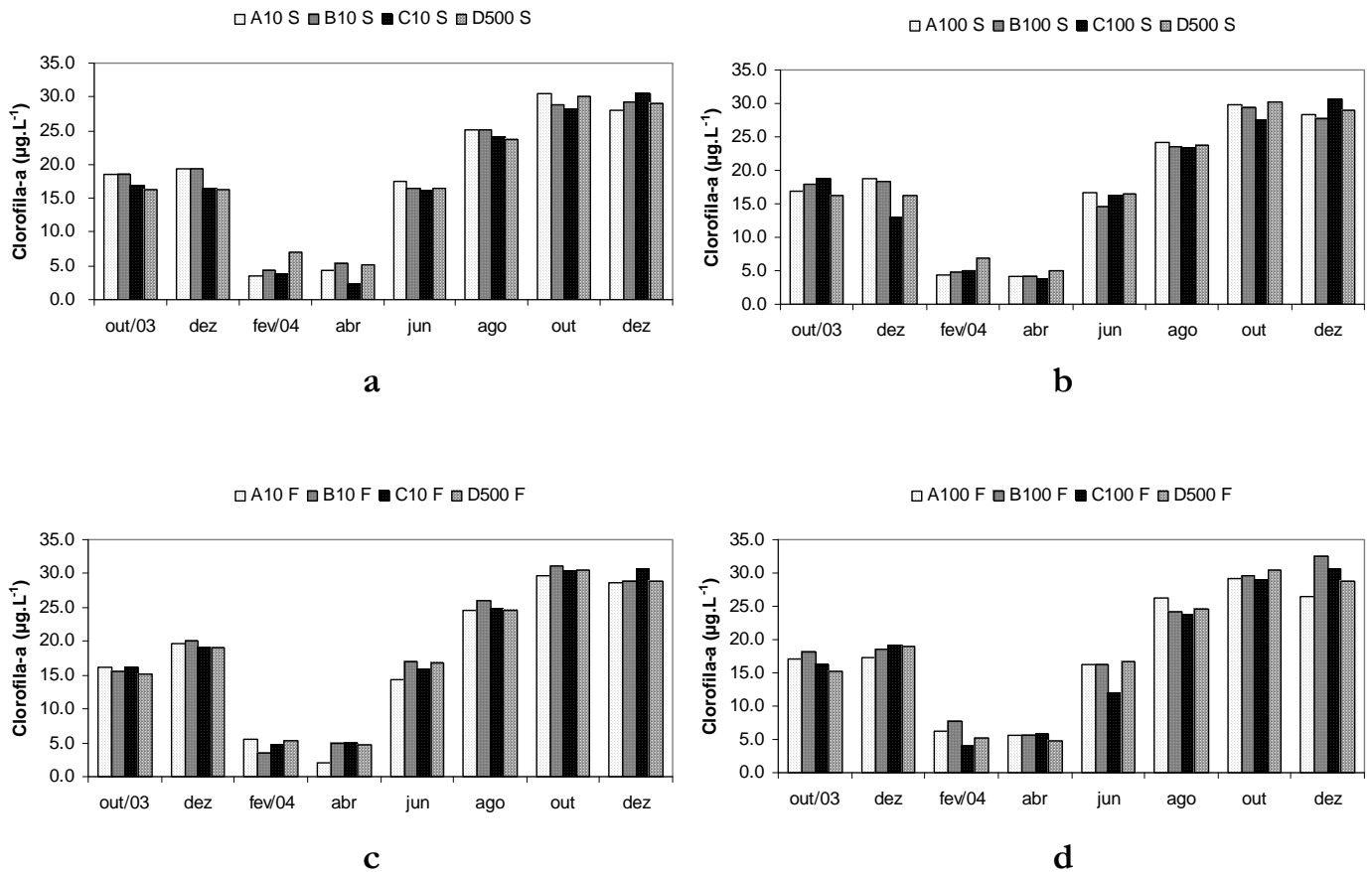


Figura 7 – Concentração de clorofila-a nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F-fundo.

De modo geral, menores valores foram observados em abr./04, para todos os pontos e maiores em dez./04, exceto para o ponto D500 S, cujo valor máximo para esta variável foi registrado em out./04 (Figura 7).

A.8. Os nutrientes totais

i. Nitrogênio total

Para o nitrogênio total um padrão similar entre superfície, fundo e também entre os pontos/distâncias foi constatado (ANOVA - $p > 0,05$). Contudo, percebem-se um gradativo enriquecimento de nitrogênio total do início (dez./03) ao final (dez./04) das coletas, em ambos os trechos estudados (Figura 8).

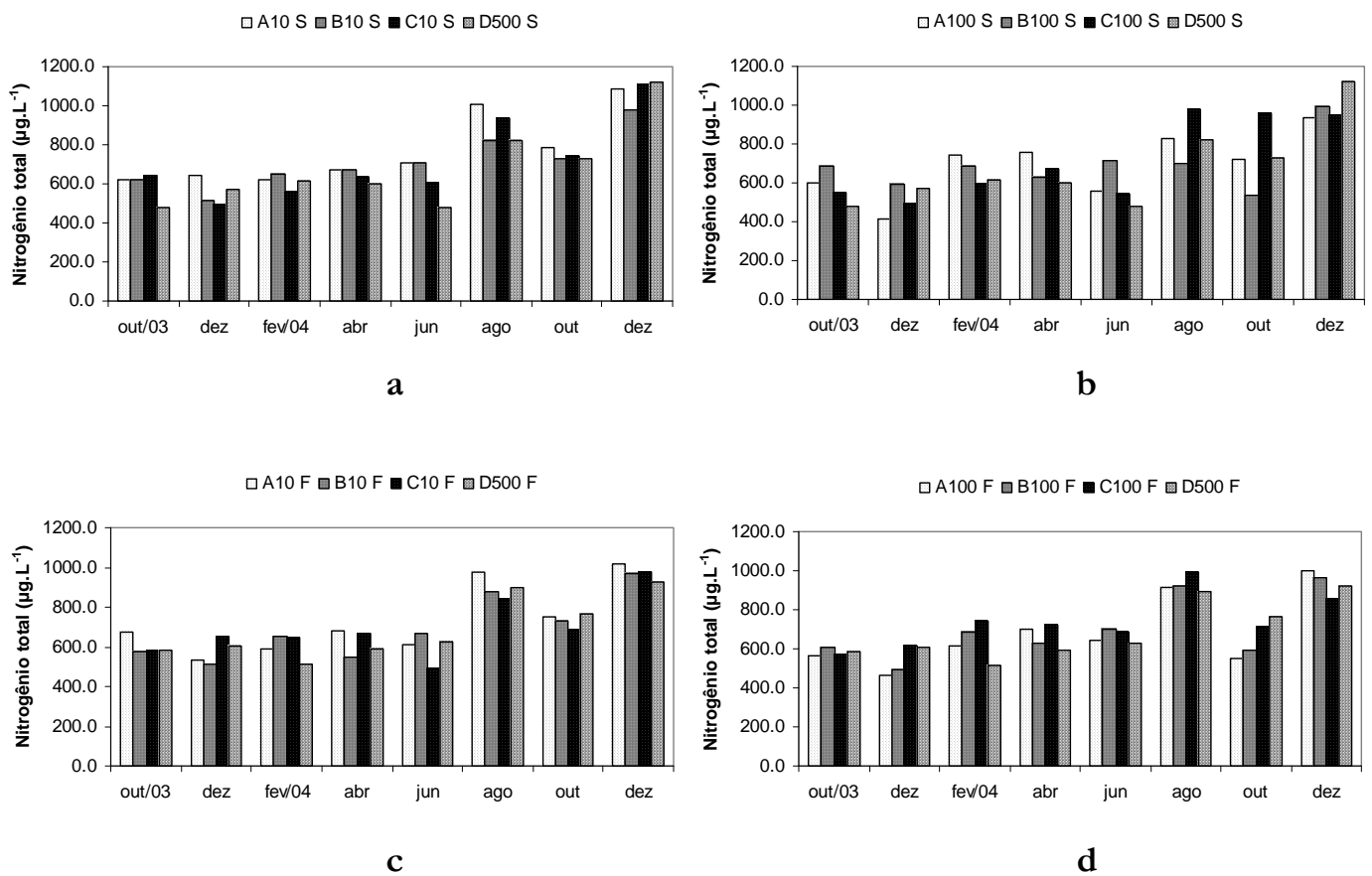


Figura 8 – Concentração de nitrogênio total nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

Na superfície da água, para os pontos a 10 m dos tanques-rede, uma menor concentração foi observada em dez./03, com 492,9 µg.L⁻¹ e maior em dez./04, com 1107,9 492,9 µg.L⁻¹, ambos no ponto C10 S. Já para os pontos a

100 m dos tanques-rede, a concentração de nitrogênio variou de 412,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dez./03 a 994,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dez./04, nos respectivos pontos A100 S e B100 S, conforme Figura 8 (a-b).

No fundo (Figura 8 c-d) a amplitude de variação para os pontos a 10 m dos tanques foi de 491,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em jun./04 a 1015,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dez./04, nos pontos C10 F e A10 F, respectivamente. Para os pontos a 100 m dos tanques, a concentração variou de 464,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dez./03 a 997,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dez./04.

Todavia, no ponto controle (D500) a concentração de nitrogênio total na superfície foi mínima em out./03, com 475,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, e máxima em dez./04, com 1121,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$. No fundo essa concentração variou de 515,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fev./04) a 922,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (dez./04).

ii. Fósforo total

A Figura 9 exhibe a concentração de fósforo total na água, na qual nota-se que esta apresentou uma variação sazonal, com diferenças estatisticamente significativas entre superfície e fundo (ANOVA - $p= 0,008$), sendo que as concentrações médias observadas foram de 13,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 16,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para superfície e fundo, respectivamente.

Na superfície da água, as concentrações deste nutriente variaram de 8,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 20,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente, em dez./03 (ponto B10 S) e ago./04 (ponto A10 S); e de 7,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dez./03 (ponto B100 S) a 23,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em out./04 (A100 S), conforme Figura 9 (a-b).

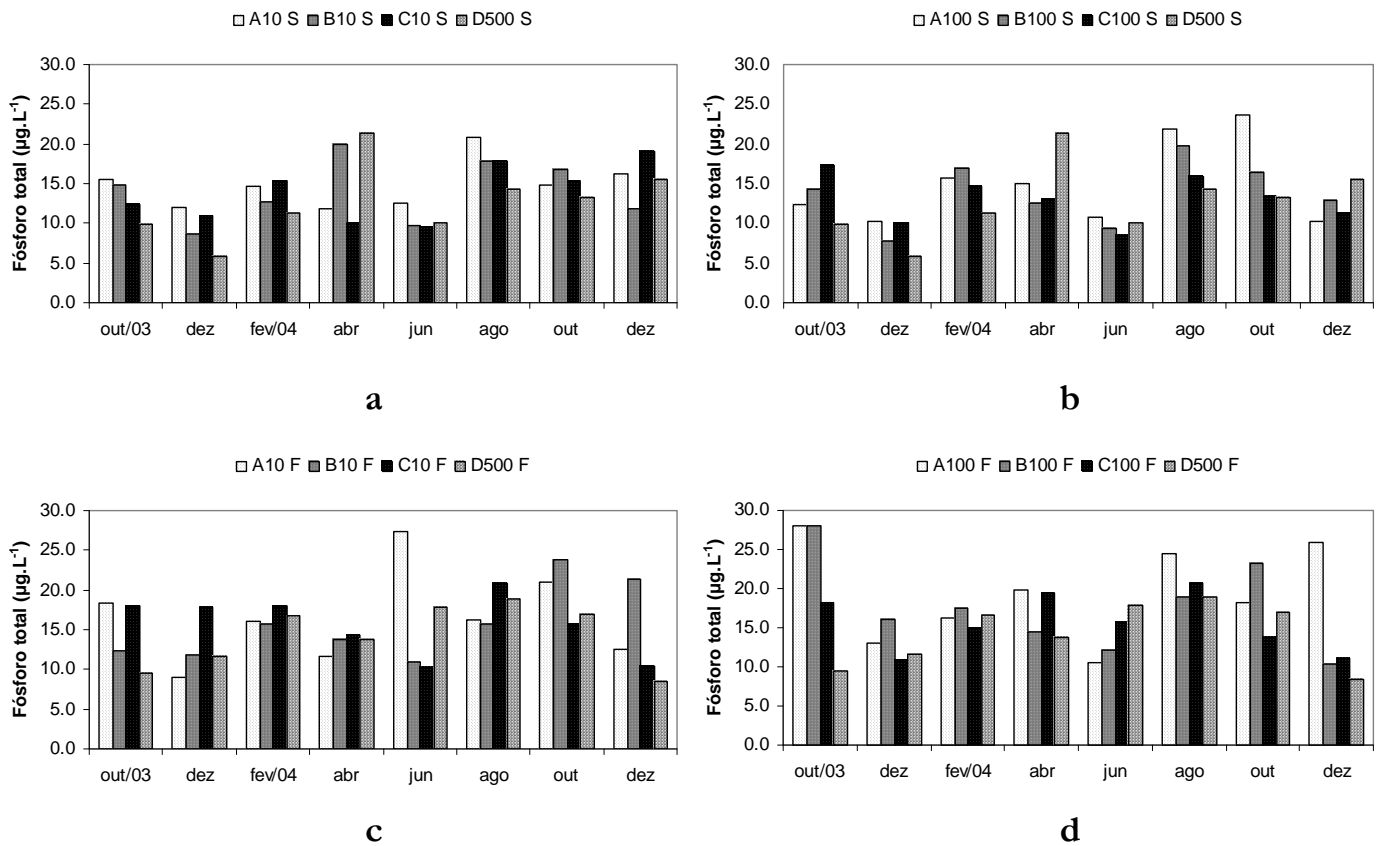


Figura 9 – Concentração de fósforo total nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F-fundo.

No fundo, a menor variação na concentração foi de 9,1 µg.L⁻¹, em dez./03 e a maior de 23,9 µg.L⁻¹, em out./04, nos respectivos pontos A10 F e B10 F; e de 10,3 µg.L⁻¹, em dez./04 (ponto B100 F) e de 28,1 µg.L⁻¹, em out./03 (nos pontos A100 F e B100 F), conforme Figura 9 (c-d).

Já, no controle (ponto D500), a concentração de fósforo total foi mínima de 5,9 µg.L⁻¹, em dez./03 e máxima de 23,1 µg.L⁻¹, em abr./04, na superfície. No fundo, a concentração variou de 8,5 µg.L⁻¹ a 18,9 µg.L⁻¹, em dez./03 e ago./04, respectivamente.

A.9. Os nutrientes dissolvidos

A.9.1. Série nitrogenada

i. Nitrato

Independentemente dos pontos, distâncias e profundidade, nota-se que maiores concentrações deste nutriente ocorreram nos meses de out./03, jun. e dez./04 (Figura 10).

Para os pontos a 10 m dos tanques-rede na superfície, a concentração foi mínima de 19,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em out./04 e máxima em jun./04, com 88,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$, nos pontos C10 S e A10 S, respectivamente (Figura 10a). Para os distantes a 100 m dos tanques, a menor concentração foi de 21,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em out./04 no ponto A100 S e a maior de 72,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em dez./04 no ponto C100 S (Figura 10b).

Já para os dados de fundo, a menor concentração observada para os pontos a 10 m dos tanques foi de 20,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ também em out./04 (ponto C10 F) e a maior de 81,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em jun./04 (ponto B10 F); a 100 m dos tanques, uma menor concentração de nitrato foi observada no ponto A100 F (21,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$), em dez./03 e maior no ponto C100 F (92,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$), em jun./04, conforme Figura 10 (c-d).

No ponto D500 (controle), para a superfície foi registrada uma menor (15,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e maior (81,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$) concentração em out. e dez./04, respectivamente. Já para os dados de fundo, a concentração de nitrato variou de 19,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (out./04) a 81,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (out./03).

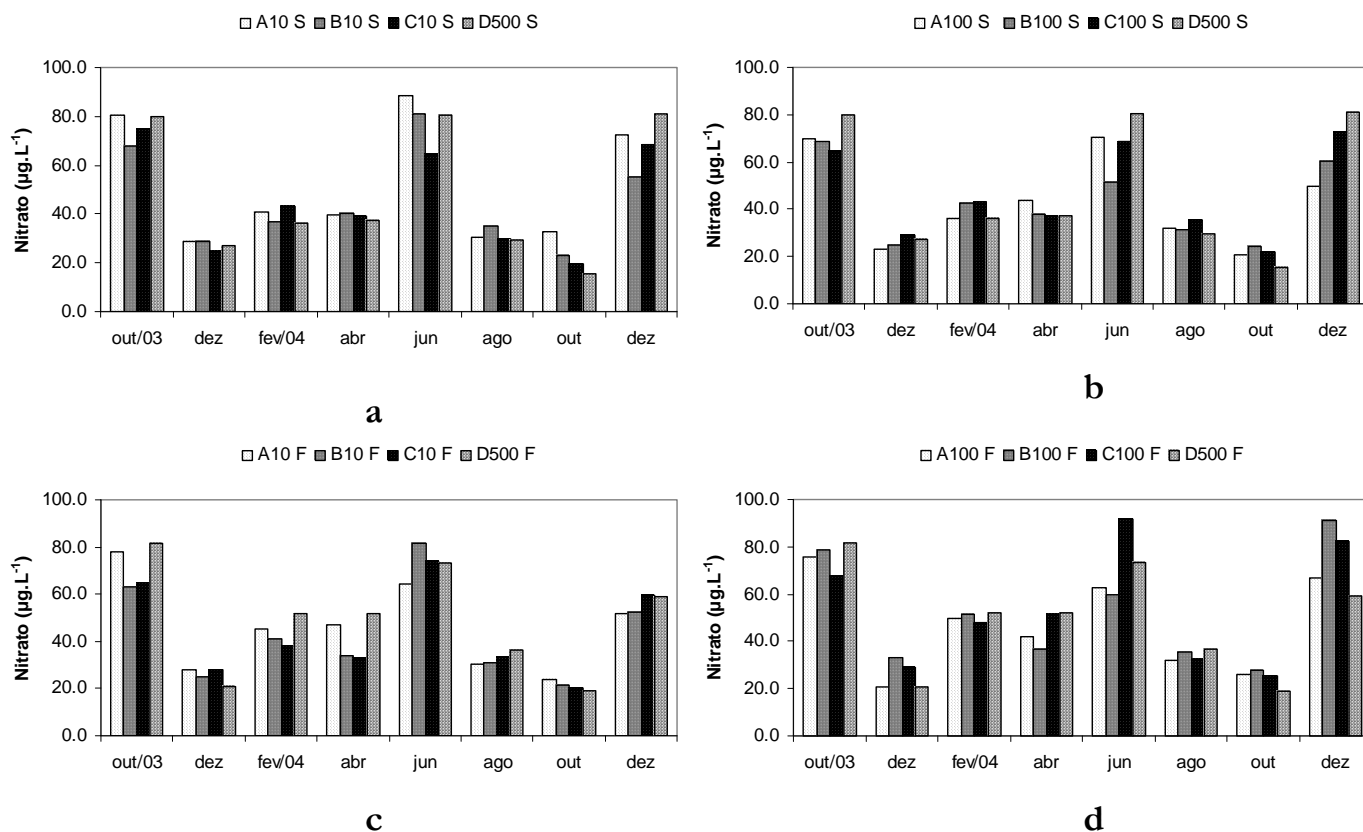


Figura 10 – Concentração de nitrato nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

A ANOVA mostrou existir diferenças estatisticamente significativas entre a superfície e fundo, particularmente para as amostras do fundo e nas distâncias de 10 e 100 m dos tanques, nos pontos dos transectos B ($p= 0,05$) e C ($p= 0,02$).

ii. Nitrito

De modo geral, as concentrações de nitrito foram similares entre superfície e fundo, ocorrendo menores valores nos meses de abr. e jun./04, conforme Figura 11.

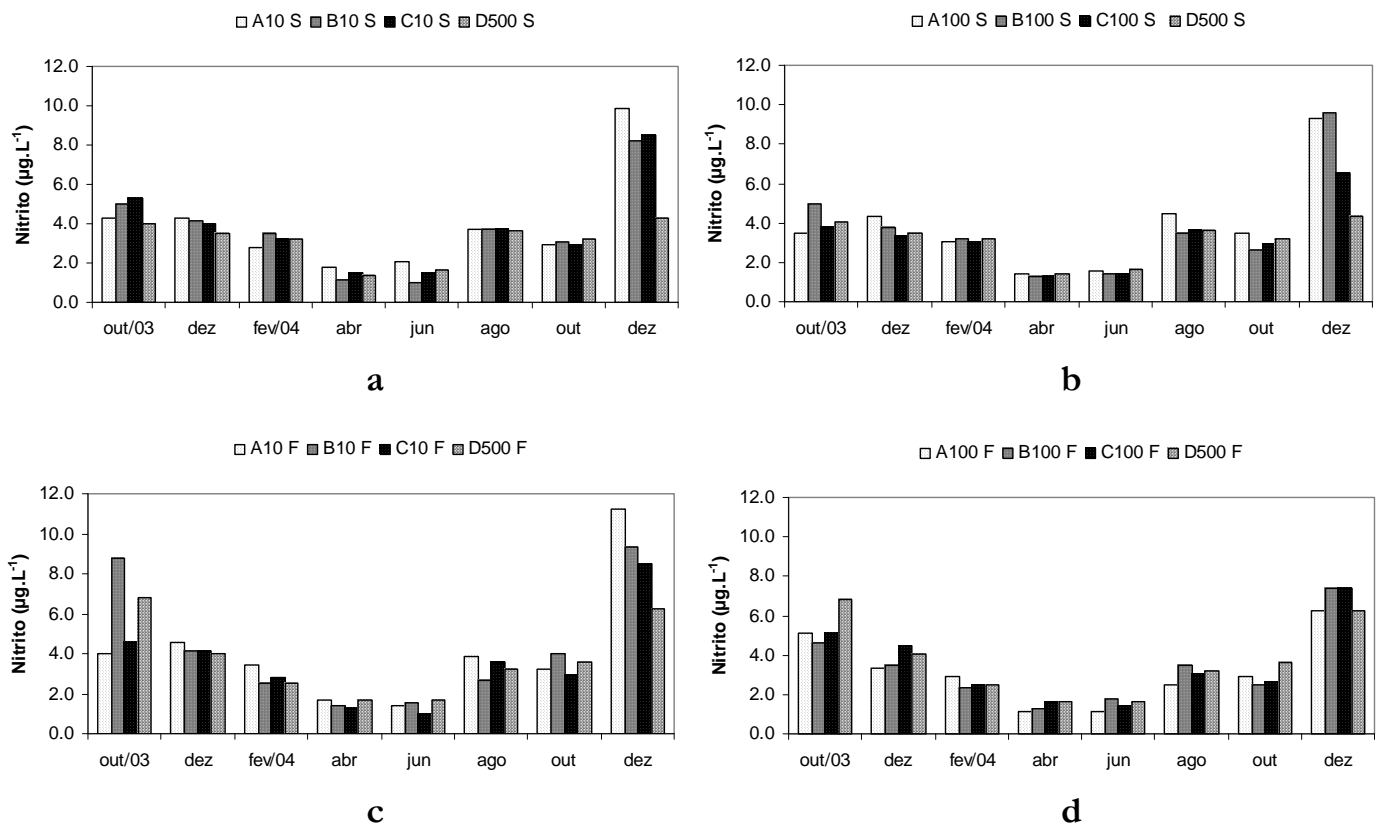


Figura 11 – Concentração de nitrito nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

Particularmente para a superfície da água, a concentração de nitrito foi mínima de 1,0 µg.L⁻¹ em jun./04 (ponto B10 S) e máxima de 8,5 µg.L⁻¹ em dez./04 (ponto C10 S); e de 1,3 em abr./04 µg.L⁻¹ a 9,6 µg.L⁻¹ em dez./04, nos pontos B100 S e C100 S, e B100 S, respectivamente (Figura 11 a-b).

Nota-se na Figura 11c, que no fundo a variação deste elemento observada nos pontos a 10 m dos tanques-rede foi de 1,0 µg.L⁻¹ (ponto C10 F) a 11,3 µg.L⁻¹ (ponto A10 F), respectivamente em jun./04 e dez./04. Já para os pontos a 100 m, os respectivos valores mínimo e máximo de concentração foram de 1,1 µg.L⁻¹, em abr. e jun./04, no ponto A100 F, e de 7,4 µg.L⁻¹, em dez./04 nos pontos B100 F e C100 F (Figura 11d).

Para o ponto D500 (controle) a concentração de nitrito na água variou de 1,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (abr./04) a 4,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (dez./04), na superfície e de 1,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (abr. e jun./04) a 6,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (out./03), no fundo.

Diferenças estatisticamente significativas (ANOVA) foram observadas apenas no fundo, em relação as distância dos pontos (a 10 e 100 m dos tanques) nos transectos A e B, sendo as concentrações médias de 4,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (à distância de 10 m dos tanques) e 3,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (à distância de 100 m dos tanques), no transecto A ($p= 0,03$) e de 4,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 3,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$, nas distâncias 10 e 100 m, respectivamente, no transecto B ($p= 0,04$).

iii. Amônia

Para a amônia observa-se um padrão similar entre superfície e fundo e entre os pontos amostrais (transectos e controle), evidenciando apenas diferenças sazonais (Figura 12 a-d).

Observa-se que baixas concentrações foram predominantes, sendo que as maiores concentrações foram registradas no mês de abr./04, nos pontos B10 S (48,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e A100 S (40,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$) na superfície da água; A10 F (44,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e C100 F (27,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$) no fundo; e DS (26,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$) na superfície do ponto controle. Alta concentração deste nutriente também ocorreu em ago./04 no ponto D500 (fundo), com 21,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

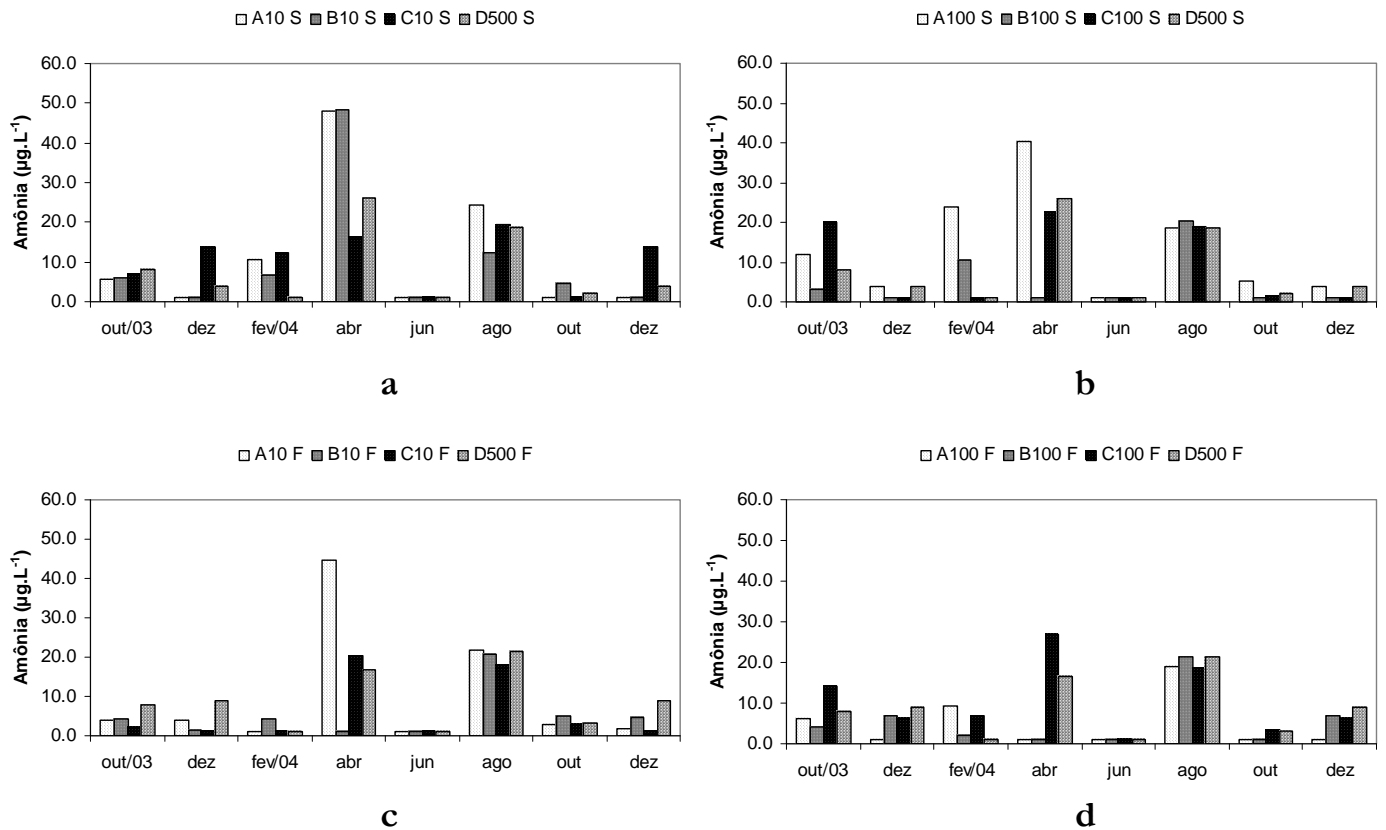


Figura 12 – Concentração de amônia nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F-fundo.

A.9.2. Série fosfatada

i. Fosfato total dissolvido

O fosfato total dissolvido esteve disponível em maiores concentrações em dez./03 e dez./04, sendo que a concentração média observada neste estudo foi em torno de $4,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, conforme Figura 13.

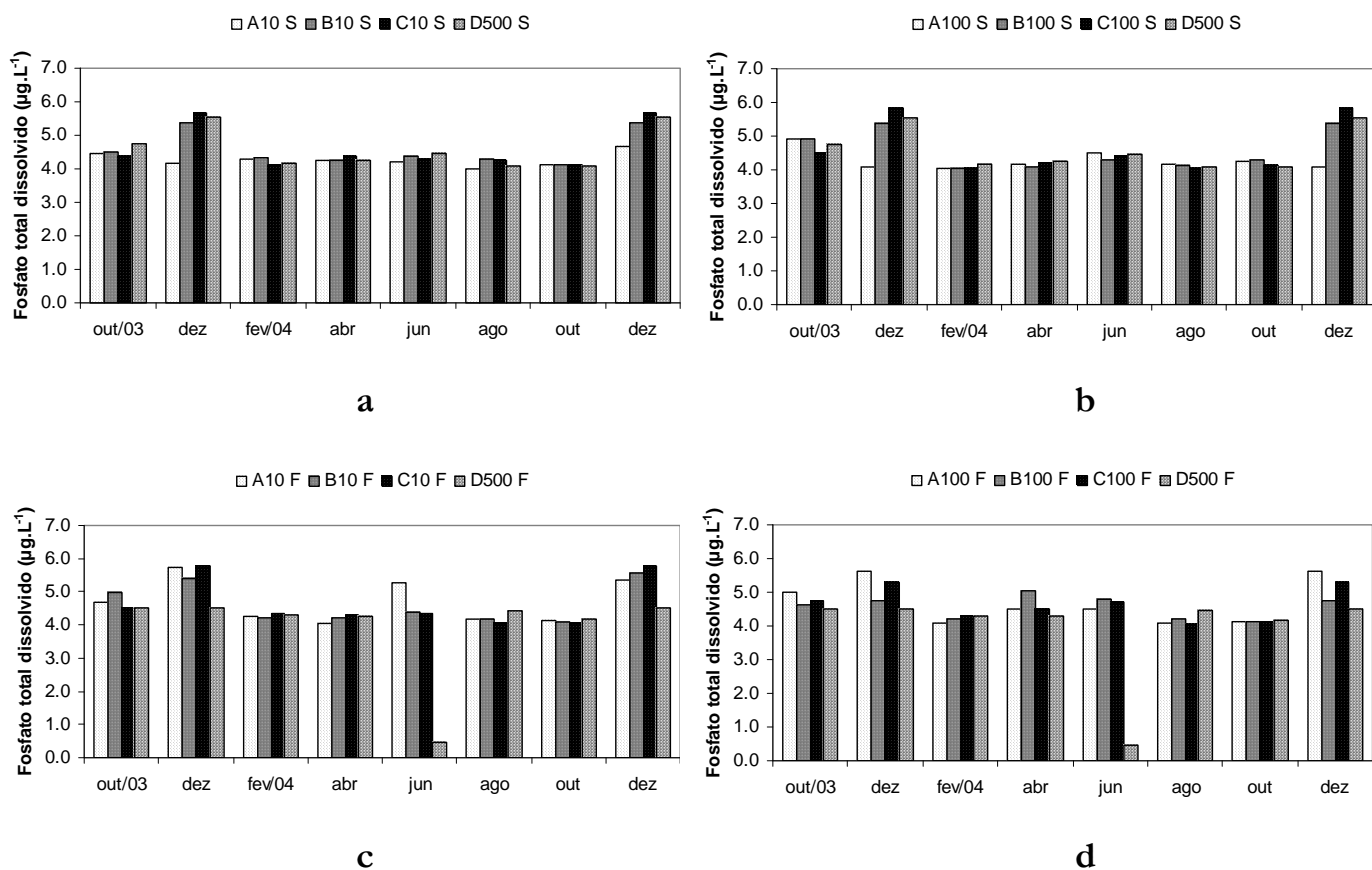


Figura 13 – Concentração de fosfato total dissolvido nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

A concentração deste nutriente ao redor dos tanques-rede (trecho 1), tanto na superfície da água quanto no fundo, foi mínima de 4,0 µg.L⁻¹ e máxima de 5,8 µg.L⁻¹. Já no controle (ponto D500), a menor concentração registrada foi de 0,5 µg.L⁻¹ (no fundo) e maior de 5,6 µg.L⁻¹ (na superfície).

Contudo, houve diferenças estatisticamente significativas entre os transectos A e C ($p= 0,03$), para as amostras da superfície da água, cujas concentrações médias de fosfato foram de 4,3 µg.L⁻¹ e 4,6 µg.L⁻¹, respectivamente; e também entre o transecto C e controle (D500) ($p= 0,04$), cujas concentrações médias do fundo ficaram em torno de 4,6 µg.L⁻¹ e 3,9 µg.L⁻¹, respectivamente.

ii. Fosfato inorgânico

A Figura 14 exibe as concentrações de fosfato inorgânico, na qual se percebe um padrão similar entre superfície e fundo ($p > 0,05$).

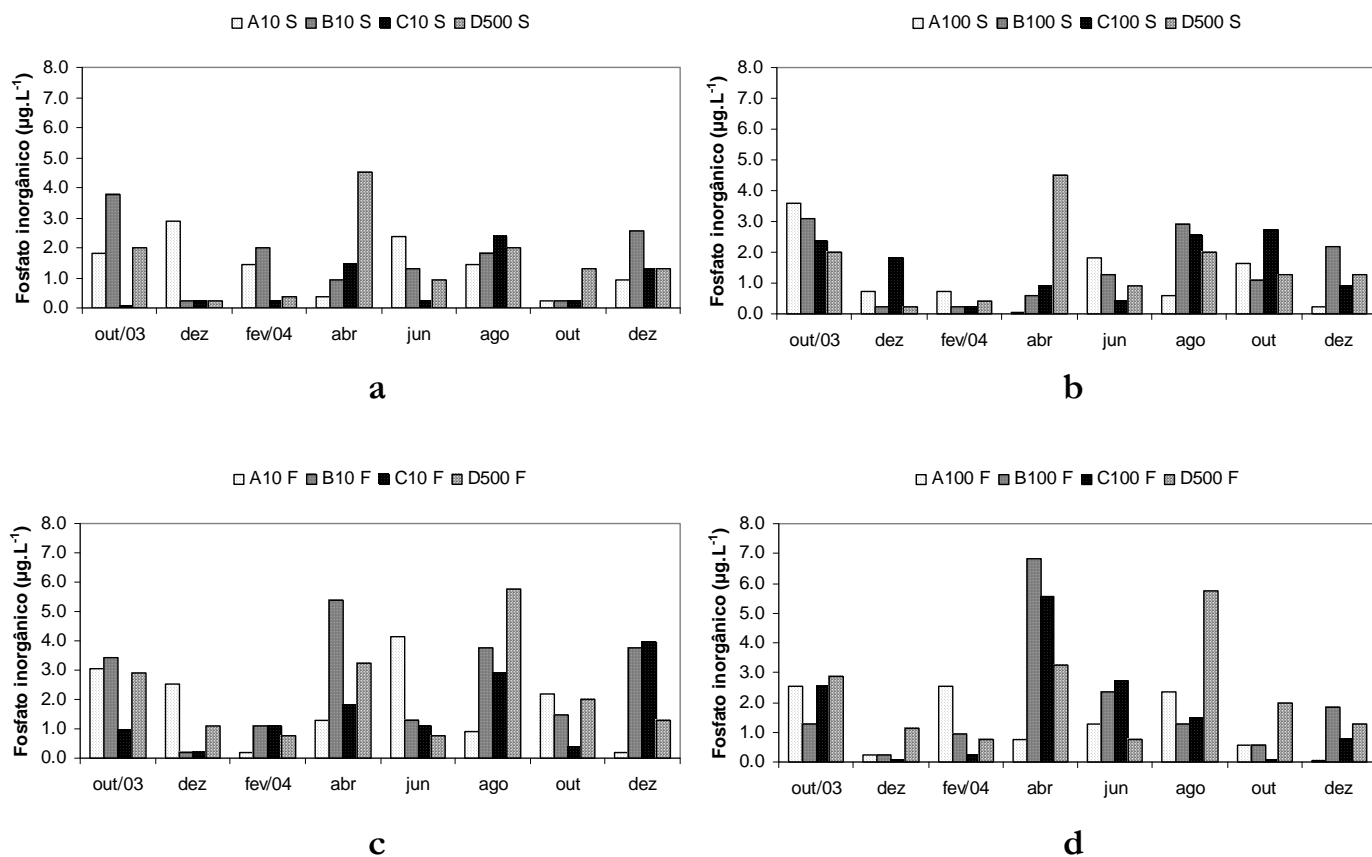


Figura 14 – Concentração de fosfato inorgânico nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

Nota-se, de modo geral, que na superfície da água (Figura 14 a-b) este nutriente esteve disponível em maior concentração em out./03 (em torno de $3,7 \mu\text{g.L}^{-1}$) e no fundo (Figura 14 c-d) em abr./04 (superior a $5,0 \mu\text{g.L}^{-1}$). Já no controle (ponto D500), as maiores concentrações foram registradas em abr./04 ($4,5 \mu\text{g.L}^{-1}$), na superfície e em ago./04 ($5,8 \mu\text{g.L}^{-1}$), no fundo.

Todavia, foi constatada diferença estatisticamente significativa ($p=0,02$) entre as concentrações médias de fosfato inorgânico dos transectos A e C ($p=0,03$) na superfície, cujas respectivas médias foram de $4,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $4,6 \mu\text{g.L}^{-1}$. Da mesma forma, constatou-se diferenças estatísticas significativas ($p=0,02$) entre as concentrações médias deste nutriente dos transectos A e D ($p=0,02$) e entre C e D ($p=0,04$), nos quais foram registradas as seguintes concentrações médias de $4,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ (transecto A), $4,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (transecto C) e $3,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (controle).

A.9.3. Silicato reativo

A Figura 15 exibe as concentrações de silicato reativo, na qual se percebe um padrão similar entre as profundidades e pontos amostrais, sendo que apenas diferenças sazonais foram constatadas ($p > 0,05$).

As menores (entre $2,9$ a $3,6 \text{ mg.L}^{-1}$) e maiores (entre $6,5$ a $6,8 \text{ mg.L}^{-1}$) concentrações deste nutriente ocorreram em ago./04 e fev./04, respectivamente.

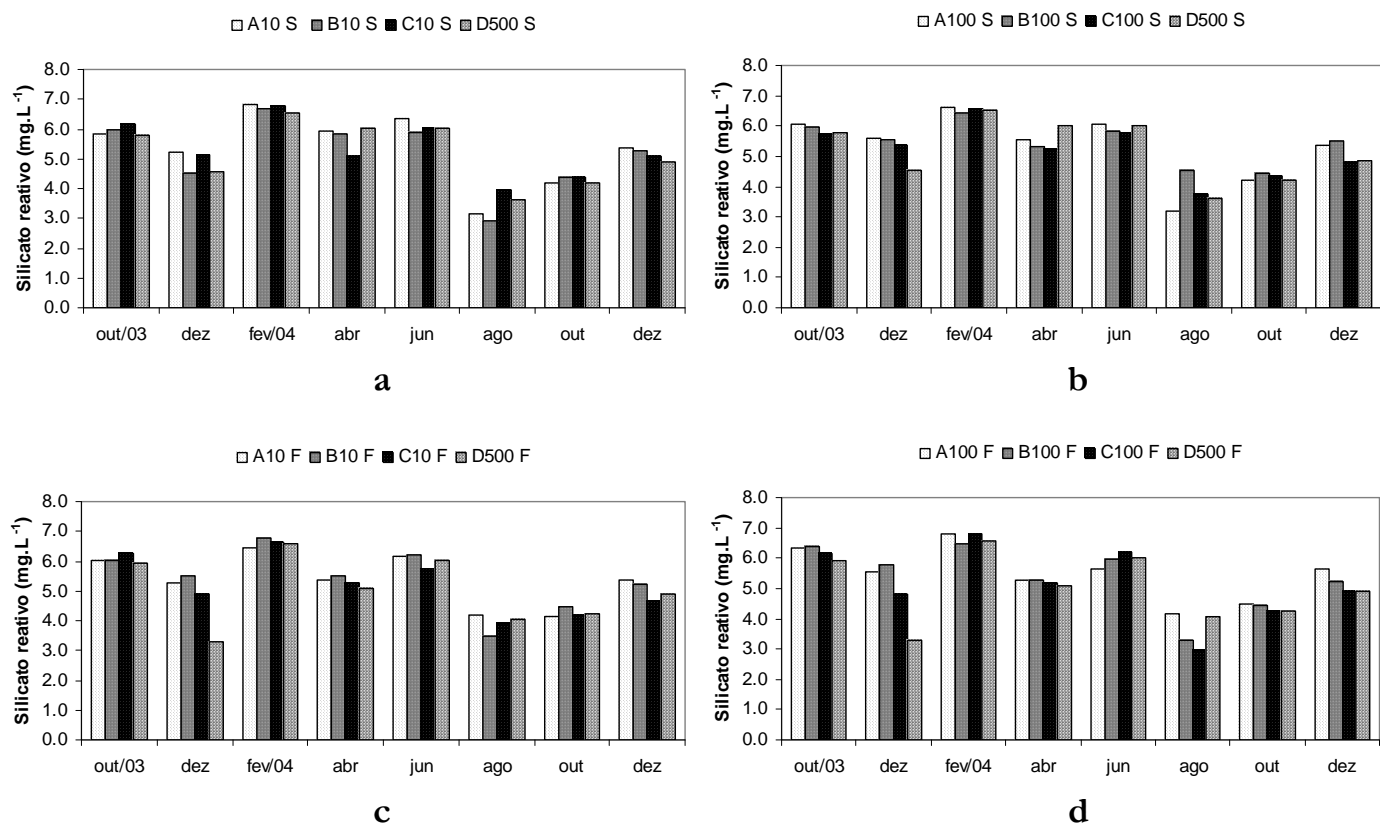


Figura 15 – Concentração de silicato reativo nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500= distâncias dos tanques-rede; e profundidades na coluna d' água= S- superfície e F- fundo.

B. Índice de estado trófico

A Figura 16 exibe o resultado do IET determinado a partir das concentrações de fósforo total (P-total, em $\mu\text{g.L}^{-1}$), na qual nota-se uma variação sazonal similar entre os trechos 1 e 2 estudados.

Particularmente sobre o trecho 1 (junto à piscicultura em tanques-rede), percebe-se que este permaneceu no estado de trofia mesotrófico durante todo o período, sendo que o IET variou de 29,9 (dez./03) a 39,2 (ago./04). Já, no trecho 2 (controle), o IET variou de 22,3 (dez./03) a 40,8 (abr./04), sendo que o estado mesotrófico foi o predominante.

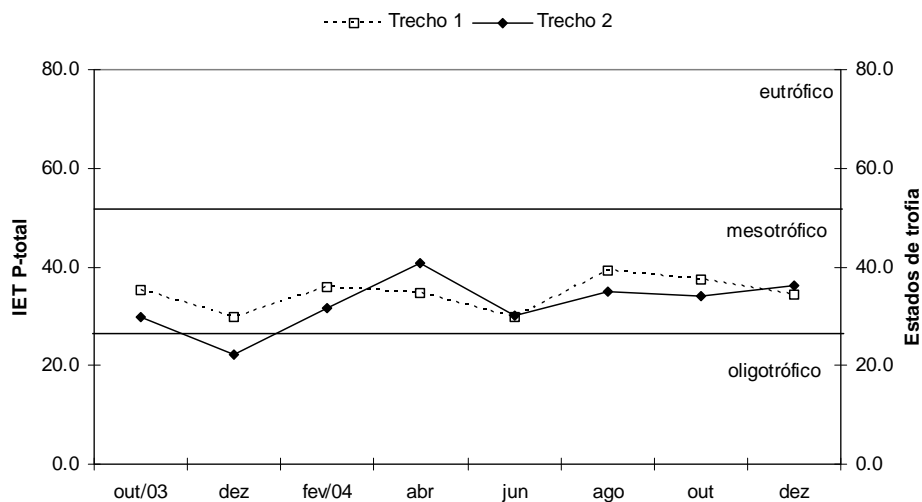


Figura 16 – Índice de estado trófico para o fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a classificação do estado de trofia, para os trechos 1 e 2 do reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP). Sendo: Trechos - 1= junto aos tanques-rede e 2= controle.

Em relação a clorofila-*a*, os trechos 1 e 2 foram classificados como eutróficos, visto que o IET para ambos foi superior a 3,8 (Figura 17) durante todo o período, sendo que os menores valores ocorreram em abr./04 (com 44,4 e 46,8, nos trechos 1 e 2, respectivamente), e os maiores em dez./04 (de 64,4 no trecho 1) e out./04 (de 64,7 no trecho 2).

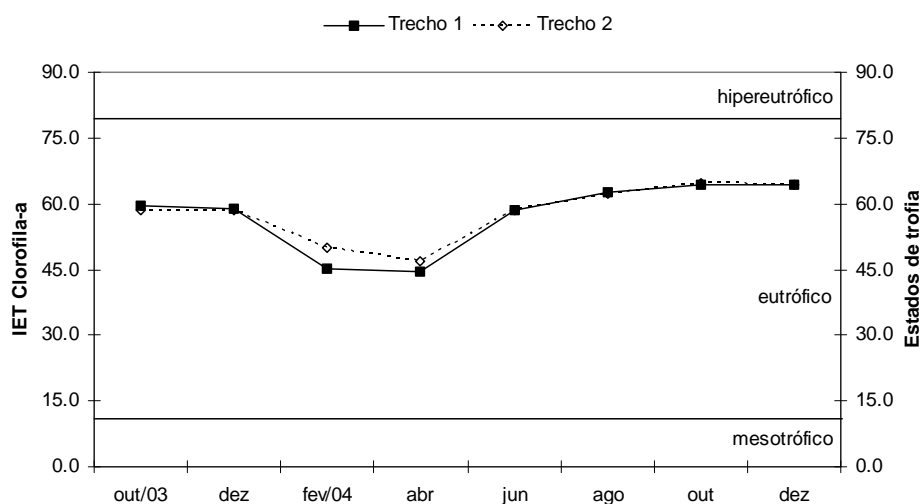


Figura 17 – Índice de estado trófico para a clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e a classificação do estado de trofia, para os trechos 1 e 2 do reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP). Sendo: Trechos - 1= junto aos tanques-rede e 2= controle.

No entanto, quando se considera a concentração de P-total e clorofila-a conjuntamente, percebe-se que o estado trófico oscilou no vetor espaço-temporal entre oligotrófico e mesotrófico, sendo este último predominante em ambos os trechos durante a maior parte do tempo (Figura 18).

No trecho 1 um menor IET ocorreu em abr./04, com 39,9 e o maior nos meses de ago. e out./04, com 50,9. Já no trecho 2, o IET variou de 40,4 em dez./03 a 50,3 em dez./04.

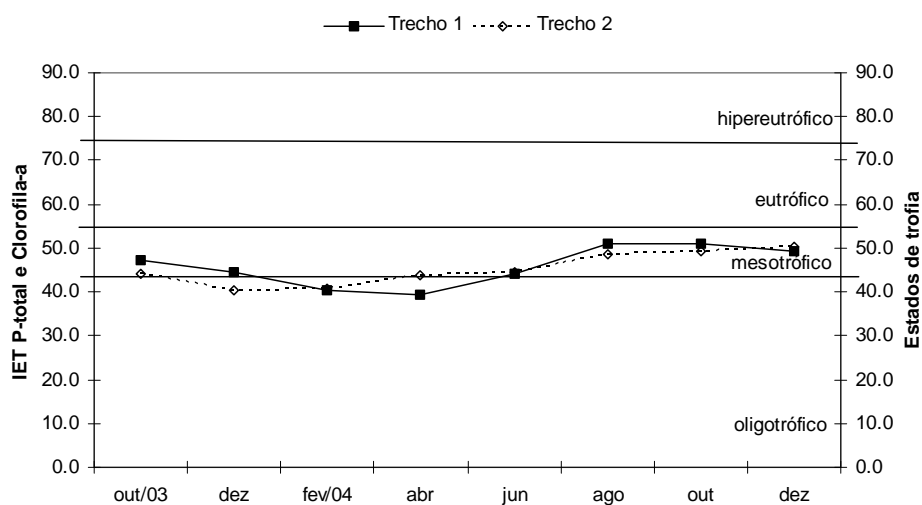


Figura 18 – Índice de estado trófico para o fósforo total e a clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) agrupados e a classificação do estado de trofia, para os trechos 1 e 2 do reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP). Sendo: Trechos - 1= junto aos tanques-rede e 2= controle.

Em relação à transparência da água, uma maior variação nos estados de trofia foi constatada durante o período nos trechos. Nota-se, de modo geral, que ocorreu uma melhora no estado trófico nos meses de fev. e abr./04, no trecho 1 e apenas em fev./04 no trecho 2, com cerca de 2,5 m de transparência. Todavia, a partir de jun./04 a transparência foi reduzida, chegando ao final do período com a transparência inferior a um metro de profundidade, para os dois trechos, sendo que desta forma, esses trechos foram classificados como eutróficos para esta variável (Figura 19).

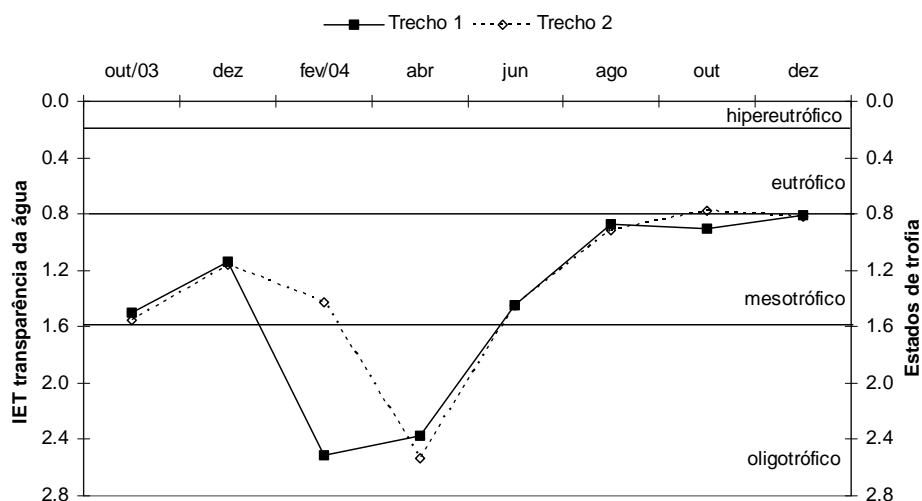


Figura 19 – Índice de estado trófico para a transparência da água (m) e a classificação do estado de trofia, para os trechos 1 e 2 do reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP). Sendo: Trechos - 1= junto aos tanques-rede e 2= controle.

C. SEDIMENTO

C.1. Nutrientes totais

i. Nitrogênio total

A Figura 20 exhibe as concentrações de nitrogênio total no sedimento. De modo geral, não houve variação entre os pontos do trecho 1 (nas distâncias 10 e 100 m dos tanques-rede) e entre as coletas. No entanto, variação estatisticamente significativa foi constatada entre as médias de concentração de N-total dos pontos do entorno dos tanques (transectos A, B e C) com o ponto D500 (controle).

Nos pontos situados a 10 m dos tanques (Figura 20a), a concentração variou de 0,05 a 0,15% de N-total, nos meses de dez./03 (ponto B10) e out./03 (ponto A10), respectivamente. Já para os distantes a 100 m dos tanques (Figura 20b), a variação deste elemento foi de 0,06 a 0,12% de N-total, nos respectivos pontos e meses, out./04 no ponto B100 e em jun./04 no ponto A100.

No controle (ponto D500) a menor concentração foi registrada nos meses de abr. e jun./04, com 0,07% de N-total e em ago./04, com 0,43% de

N-total. Cabe ressaltar a grande disponibilidade deste nutriente nos meses de fev., ago. e dez./04 neste ponto de amostragem.

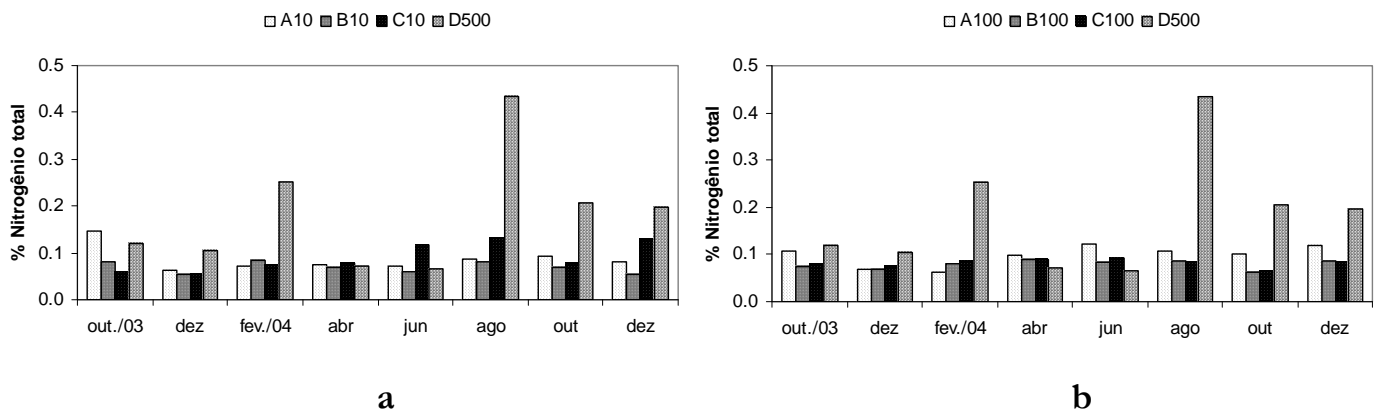


Figura 20 – Percentual de nitrogênio total no sedimento nos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500 m= distâncias dos tanques-rede.

ii. Fósforo total

Um padrão similar pôde ser observado entre os pontos a 10 m e 100 m de distância dos tanques-rede e o ponto controle (D500) (ANOVA – $p > 0,05$), para esta variável (Figura 21).

Para os pontos a 10 m dos tanques, a concentração de fósforo total variou de 0,12 $\mu\text{g/gPS}$, no ponto C10 (dez./03) a 1,14 $\mu\text{g/gPS}$ no ponto fev./04 (fev./04). Já para os pontos situados a 100 m dos tanques, a variação na concentração foi de 0,09 $\mu\text{g/gPS}$ no ponto C100 (out./04) a 1,13 $\mu\text{g/gPS}$ no ponto A100 (dez./04). No controle, a menor concentração deste nutriente foi registrada em dez./03 (0,22 $\mu\text{g/gPS}$) e a maior em ago./04 (1,02 $\mu\text{g/gPS}$).

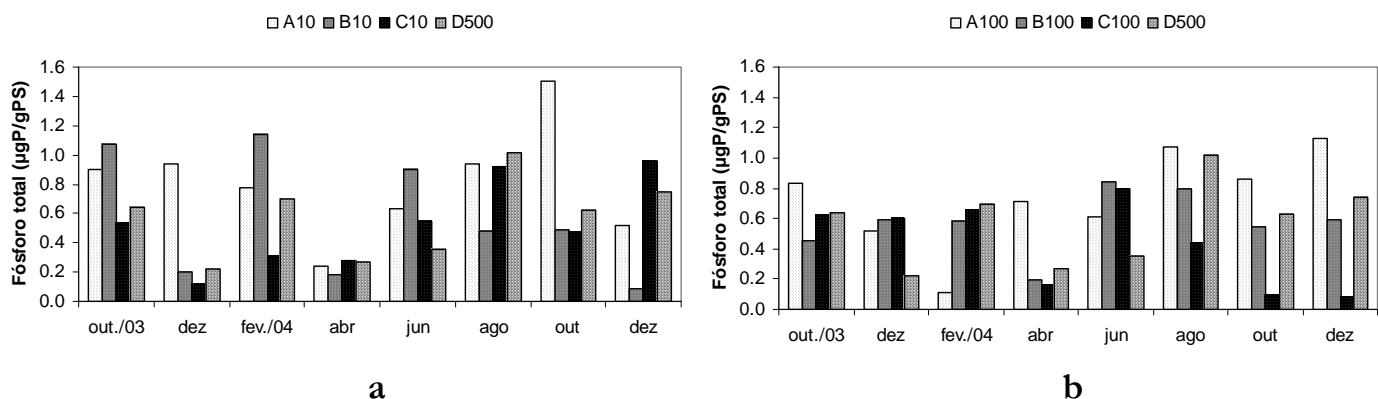


Figura 21 – Concentração de fósforo total no sedimento dos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500 m= distâncias dos tanques-rede.

C.2. Matéria orgânica

Em relação ao teor de matéria orgânica um padrão similar ($p > 0,05$) foi observado entre os pontos nas distâncias 10 e 100 m dos tanques e controle (Figura 22).

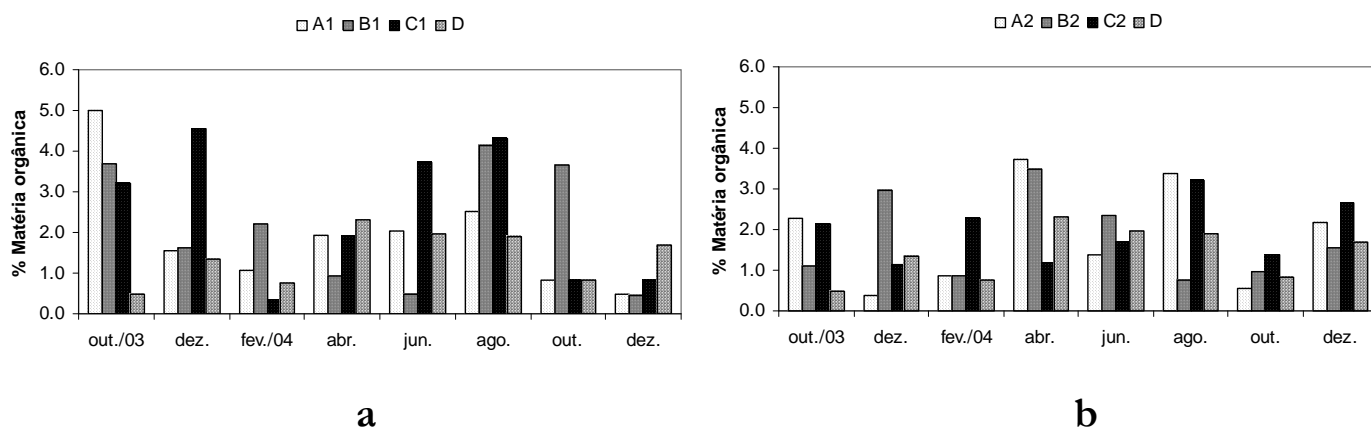


Figura 22 – Percentual de matéria orgânica no sedimento dos pontos de coleta do reservatório de Nova Avanhandava, porção do baixo rio Tietê (SP), no período estudado. Sendo: A, B e C= transectos; D= ponto controle; 10, 100 e 500 m= distâncias dos tanques-rede.

Menor percentual de matéria orgânica foi registrado em fev./04 nos pontos C10 e A100, com 0,4% de conteúdo de matéria orgânica em cada um destes pontos e maior em out./03 (5,0%) no ponto A10 e em abr./04 (3,7%) no ponto A100. Já no ponto D500 (controle) o teor de matéria orgânica foi mínimo em fev./04 (com 0,7%) e máximo em abr./04 (com 3,7%).

C.3. Composição granulométrica

A Tabela 1 apresenta os resultados da análise da composição granulométrica dos sedimentos dos sete pontos avaliados (transectos A, B e C, nas distâncias 10 e 100 m dos tanques e ponto D – controle, situado a 500 m).

De modo geral, esta análise mostrou que os sedimentos destes pontos foram compostos predominantemente de argila+silte (frações inferiores a 0,053 mm), cuja representatividade nas amostras foi acima de 92,0%.

No ponto A10, situado no primeiro transecto em torno dos tanques-rede na distância de 10 m, a fração grosseira [FG], inferior a > 2,0 mm, foi mínima em jun./04 e máxima em ago./04, correspondendo respectivamente a 4,5% e 11,0% da amostra. Já em relação ao conteúdo de argila+silte [A+S] e areia total [AT], percebe-se uma menor quantidade do primeiro em abr./04 (92,0%) e maior em out./03 (99,5%). Particularmente sobre as frações de areia total, nota-se que a fração predominante neste ponto foi a de 0,250 mm que corresponde à fração de areia média [AM].

Já no ponto A100 situado a 100 m dos tanques, a FG variou de 3,1% a 29,9%, nos meses de out. e jun./04, respectivamente. Assim, menor quantidade de [A+S] foi registrada em jun./04 (97,6%) e maior em fev./04 (99,3%); já para a AT, a fração predominante foi de areia grossa [AMG], com 1,000 mm de diâmetros das partículas.

No segundo transecto (B) em torno dos tanques, o ponto B10 apresentou uma menor FG em abr./04, com 2,2% da amostra, e maior em ago./04, com 13,4%; em relação a demais frações, percebem-se que ocorreu

uma menor quantidade de partículas finas [A+S] em abr./04, com 97,3%, e maior quantidade destas em dez./04, com 98,7%; e com maior contribuição em relação a areia total da fração [AMG].

No ponto B100, menores contribuições de FG e [A+S] foram observadas em out./03 e dez./03, com 1,9% e 97,0%, e maiores em out./04 e ago./04, com 5,81% e 99,8%, respectivamente; e sobre o conteúdo de areia total, a fração mais representativa durante todo o período foi a de [AMG].

No terceiro transecto, observaram-se menores contribuições FG e [A+S] em abr./04 (3,0%) e dez./03 (92,1%), respectivamente, e maiores em ago./04 (10,4%) e jun./04 (98,6%) para FG e [A+S], respectivamente. Em relação ao conteúdo de AT, a fração predominante foi a AM (com partículas de 0,250 mm).

Já para o ponto C100, a FG variou de 2,1% (ago./04) a 7,5% (out./04); o conteúdo de [A+S] variou de 94,5 (out./03) a 98,7% (fé., ago e out./04). A fração de areia total predominante neste ponto foi a de [AMG].

No ponto controle (D500), o sedimento apresentou as seguintes proporções em sua composição: FG= de 4,3% (jun./04) a 15,4% (dez./04); [A+S]= 81,5% (dez./04) a 99,8% (jun./04); a fração de areia total predominante foi a de [AMG], com partículas de 1,000 mm de tamanho.

Tabela I – Composição granulométrica do sedimento por mês e ponto de coleta no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP), durante o período estudado.

Mês	Ponto	Porcentagem de cada fração						
		FG	A+S	AMG	AG	AM	AF	AMF
out./03	A10	5,99	99,50	0,20	0,00	0,30	0,00	0,00
dez		6,80	94,20	0,80	0,20	3,10	1,20	0,50
fev./04		7,00	99,10	0,50	0,10	0,30	0,00	0,00
abr		6,20	92,20	0,90	0,10	3,30	2,10	1,40
jun		4,54	98,50	0,90	0,30	0,30	0,00	0,00
ago		11,08	98,10	1,10	0,10	0,60	0,00	0,10
out		5,61	98,50	0,70	0,40	0,30	0,00	0,10
dez		8,69	98,30	0,90	0,40	0,30	0,10	0,00
out./03	A100	4,74	98,50	0,40	0,00	0,60	0,30	0,20
dez		3,79	98,00	0,70	0,00	1,10	0,10	0,10
fev./04		4,60	99,30	0,50	0,00	0,20	0,00	0,00
abr		6,77	98,90	0,60	0,00	0,40	0,00	0,10
jun		29,92	97,60	1,00	0,30	0,60	0,20	0,30
ago		12,28	98,80	0,50	0,10	0,40	0,10	0,10
out		3,08	98,80	0,40	0,10	0,50	0,10	0,10
dez		7,50	98,20	0,90	0,20	0,50	0,10	0,10
out./03	B10	10,95	97,80	1,00	0,30	0,60	0,10	0,10
dez		5,87	98,60	0,70	0,20	0,40	0,10	0,00
fev./04		3,63	98,60	0,70	0,10	0,60	0,00	0,00
abr		2,25	97,30	0,90	0,40	0,70	0,10	0,50
jun		6,22	98,50	1,00	0,20	0,30	0,00	0,00
ago		13,45	98,60	0,60	0,30	0,40	0,00	0,10
out		12,54	97,80	1,20	0,40	0,60	0,00	0,00
dez		5,11	98,70	0,80	0,30	0,20	0,00	0,00
out./03	B100	1,90	98,70	0,50	0,30	0,30	0,00	0,20
dez		4,58	97,00	0,90	0,00	1,40	0,40	0,30
fev./04		2,45	99,20	0,50	0,00	0,20	0,10	0,00
abr		2,49	99,10	0,40	0,20	0,30	0,00	0,00
jun		5,13	99,40	0,30	0,00	0,20	0,00	0,10
ago		4,56	99,80	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
out		5,81	99,00	0,50	0,10	0,20	0,10	0,10
dez		2,98	98,80	0,40	0,20	0,20	0,00	0,00
out./03	C10	6,40	98,00	0,70	0,20	0,90	0,10	0,10
dez		5,04	92,10	0,80	0,20	2,90	2,00	1,90
fev./04		6,29	98,50	0,80	0,10	0,50	0,10	0,10
abr		3,01	98,40	0,90	0,30	0,40	0,00	0,00
jun		9,10	98,60	0,60	0,20	0,40	0,10	0,10
ago		10,45	98,10	0,60	0,40	0,70	0,10	0,10
out		4,13	97,60	0,80	0,60	0,70	0,20	0,10
dez		10,28	97,00	1,40	0,60	0,80	0,10	0,10
out./03	C100	4,22	94,50	0,70	0,10	1,80	1,30	1,60
dez		5,28	97,90	0,40	0,50	0,50	0,20	0,20
fev./04		3,51	98,70	0,70	0,20	0,30	0,10	0,00
abr		2,61	98,20	1,20	0,10	0,50	0,00	0,00
jun		5,70	98,40	1,10	0,10	0,40	0,00	0,00
ago		2,10	98,70	0,70	0,30	0,20	0,00	0,10
out		7,51	98,70	0,80	0,30	0,20	0,00	0,00
dez		3,97	98,20	1,30	0,30	0,20	0,00	0,00

Continua...

Tabela I - Continuação.

out./03	D500	4,36	98,70	0,50	0,10	0,40	0,20	0,10
dez		6,88	96,30	0,80	0,10	1,30	0,30	0,10
fev./04		10,64	96,70	1,50	0,20	1,30	0,20	0,10
abr		6,36	97,00	6,00	0,20	1,20	0,00	0,00
jun		4,34	99,80	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
ago		8,94	86,70	6,80	1,10	0,50	0,40	0,20
out		8,50	92,20	3,00	1,90	1,10	0,40	0,70
dez		15,39	81,50	9,50	2,40	4,50	1,00	0,90

Obs.: FG= fração grosseira; A+S= argila+ silte; AMG= areia muito grossa; AG= areia grossa; AM= areia média; AF= areia fina; AMF= areia muito fina.

D. A cota altimétrica e pluviosidade mensal acumulada

A Figura 23 exibe a variação sazonal referente ao período de out./03 a dez./04, do nível altimétrico (m) e a pluviosidade mensal acumulada (mm) observada no reservatório de Nova Avanhandava.

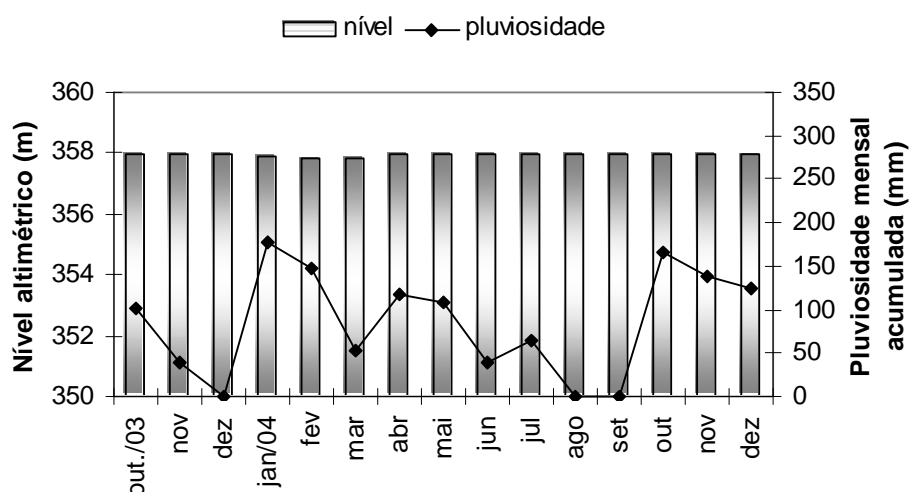


Figura 23 - Valores mensais da pluviosidade mensal acumulada e do nível altimétrico (m) no reservatório de Nova Avanhandava, baixo rio Tietê (SP), no período de out./03 a dez./04 (Fonte: AES-Tietê).

Percebe-se que o nível foi praticamente constante durante todo o período, apresentando um valor médio de 357,9 m, com mínimo de 357,9 m (mar./04) e máximo de 358,0 m (out./04), correspondendo a uma oscilação de cerca de 0,96 m.

Já em relação a pluviosidade mensal acumulada, constata-se que ocorreram oscilações, porém não há padrões claros que permitem definir períodos de seca e chuva.

No ano de 2003, o total acumulado de chuva correspondeu a 864,4 mm, com média mensal de 72,0 mm, sendo máxima em out./03, com 101,9 mm e mínima em dez, com apenas 1,0 mm de chuva. Já o ano de 2004 foi mais chuvoso em relação ao anterior, pois o valor total acumulado de precipitação foi de 1138,0 mm (média de 94,8 mm), sendo máxima novamente no mês de janeiro (178,0 mm) e mínima nos meses de agosto e setembro (0,0 mm).

E. Correlações das variáveis abióticas e bióticas

A Tabela II exibe uma análise exploratória com as correlações de Pearson entre os dados transformados (em ln) das variáveis físico-químicas da água.

Nota-se que há fortes correlações positivas entre clorofila-a e oxigênio dissolvido ($r= 0,823$), fosfato inorgânico e amônia ($r= 0,792$), clorofila-a e pH ($r= 0,673$), pH e oxigênio ($r= 0,631$) e também clorofila-a e nitrogênio total ($r= 0,610$). Também se observaram fortes correlações negativas entre as variáveis clorofila-a e transparência ($r= -0,905$), oxigênio dissolvido e transparência ($r= -0,754$), pH e transparência ($r= -0,721$), temperatura e condutividade elétrica ($r= -0,654$), pH e silicato ($r= -0,654$) e clorofila-a e silicato.

Tabela de questões distribuídas em disciplinas curriculares da graduação

Vetor	CC	IPH	TMF	Q	CON	MS	F	NT	IPD	IP	NRA	NRR	AD	SIL	TRSP
CC	1														
IPH	053	1													
TMF	038	03	1												
Q	033	051	038	1											
CON	015	027	054	008	1										
MS	015	030	033	033	025	1									
F	025	026	036	002	048	022	1								
NT	010	024	027	030	028	002	022	1							
IPD	012	016	046	012	053	044	039	024	1						
IP	012	021	054	004	052	044	048	010	022	1					
NRA	004	021	040	026	030	020	021	021	025	025	1				
NRR	052	036	024	046	052	037	025	046	058	071	026	1			
AD	025	028	033	023	055	005	057	027	002	022	013	017	1		
SIL	051	051	058	037	033	024	013	050	048	018	035	031	016	1	
TRSP	001	021	023	024	026	004	015	041	018	027	025	030	032	033	1

Atividade (TRSP)

CC - CC (total); IPH - IPH (total); TMF - TMF (total); Q - Q (total); CON - CON (total); MS - MS (total); F - F (total); NT - NT (total); IPD - IPD (total); IP - IP (total); NRA - NRA (total); NRR - NRR (total); AD - AD (total); SIL - SIL (total); TRSP - TRSP (total) e outras disciplinas (total) (0)

DISCUSSÃO

Em decorrência da intensa exploração humana nas águas públicas abertas (represas) para diversos fins, e recentemente com o avanço da aquicultura em tanques-rede, cresce também a preocupação com a conservação e uso racional da água. Tanto que o poder público, a sociedade civil organizada e as ONGs vêm, nas últimas décadas, estabelecendo normas e diretrizes para tais atividades com o intuito de mitigar a deterioração deste recurso finito.

A área estudada no rio Santa Bárbara, sob a influência da UHE de Nova Avanhandava, corresponde a uma pequena piscicultura (trecho 1) com cerca de 80 tanques-rede, sendo que dez destes já estavam instalados a pelo cinco anos, sendo que o restante foi implantado em meados do ano de 2002 (CAMARGO², inf. pessoal).

Em relação as variáveis limnológicas, de modo geral, observou-se que os valores nos pontos avaliados no entorno dos tanques-rede (a 10 e 100 m) e no controle (a cerca de 500 m da piscicultura), na superfície e fundo, foram bem similares. Para algumas dessas variáveis, percebe-se valores mais elevados ao final do período estudado, como por exemplo, o enriquecimento do meio aquático pelo nitrogênio total e o aumento da biomassa fitoplanctônica. Variações sazonais foram constatadas para: oxigênio, temperatura, transparência, clorofila-a, nitrogênio total, nitrato, nitrito e silicato. Outras, entretanto, apresentaram menor amplitude de variação e/ou não apresentaram um padrão sazonal bem definido ao longo do tempo, como foi o caso da condutividade elétrica, pH, material em suspensão, fósforo total, amônia, fosfato total dissolvido e inorgânico.

Os valores mínimos, máximos e médios, de cada uma das variáveis da água, foram comparados aos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA (2005), para os corpos d' água das duas primeiras classes, destinados à: classe I

² CAMARGO, A. L. S. (Piscicultura Escama Forte Ltda, Buritama-SP), informação pessoal, 2003.

– abastecimento para consumo humano, preservação das comunidades aquáticas e aquelas de Terras Indígenas, unidades de conservação de proteção integral, recreação e irrigação de hortaliças e frutos de consumo direto; classe II – abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional), proteção das comunidades aquáticas, recreação, irrigação e à aqüicultura/pesca (CONAMA, *op. cit.*). Esta resolução foi estabelecida com o intuito de fornecer diretrizes ambientais (metas) em relação aos limites máximos de nutrientes, metais pesados e demais substâncias que possam estar presentes na água e também sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes nestes ambientes aquáticos.

O oxigênio dissolvido na água variou de 5,5 a 9,9 mg.L⁻¹, geralmente com concentrações médias acima de 8,0 mg.L⁻¹, estando assim de acordo com o valor mínimo de 5,0 mg.L⁻¹ O₂ previsto nesta legislação. Também, os sólidos suspensos na água, cuja média foi de 3,7 mg.L⁻¹ (mínimo de zero e máximo de 18,4 mg.L⁻¹), estiveram dentro do limite estabelecido que é de 500,0 mg.L⁻¹ (CONAMA, *op. cit.*).

Todavia, baixas concentrações de nutrientes dissolvidos, especialmente os da série nitrogenada, foram observadas nos trechos, com médias de 47,8 µg.L⁻¹ (nitrato), 3,5 µg.L⁻¹ (nitrito) e 8,4 µg.L⁻¹ (amônia), bem abaixo das estabelecidas pelo CONAMA (2005), de 10.000 µg.L⁻¹ N para nitrato e nitrito e de 1.000 µg.L⁻¹ N para o nitrogênio amoniacal total (para 8,0 < pH < 8,5).

Segundo BOYD (1997 in PILARSKI *et al.*, 2004) em sistemas de criação de peixes com elevada carga de matéria orgânica, o nitrato geralmente apresenta valores baixos, em virtude dos sistemas serem mais orgânicos. Além disso, a amônia e o nitrato são perdidos pela desnitrificação, um processo microbiano em que eles são convertidos em gás nitrogênio, sendo desta forma difundida para o ar.

Também a baixa concentração dos nutrientes dissolvidos pode ser explicada pelo consumo destes nutrientes pelas algas e vegetais, pois quando

estão na forma de nitratos e fosfatos, estes nutrientes estão mais disponíveis, sendo assim prontamente utilizados.

Quanto aos nutrientes totais, constatou-se que estes apresentaram valores bem próximos aos limites da resolução, que varia de $30,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ (em ambientes lênticos) a $50,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ (ambientes intermediários com tempo de residência de 2-40 dias e tributários diretos de ambiente lêntico) para o fósforo e de $1.270,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ para o nitrogênio (CONAMA, *op. cit.*). Neste estudo, o fósforo total variou de 5,9 a $28,1 \mu\text{g.L}^{-1}$, com média em torno de $14,4 \mu\text{g.L}^{-1}$; e o nitrogênio total de 412,9 a $1.121,4 \mu\text{g.L}^{-1}$, com média de $696,6 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Segundo OLRİK (1994 in CALIJURI et al., 1999), as concentrações de fósforo inferiores a $0,50 \mu\text{g.L}^{-1}$ é limitante a atividade fitoplanctônica. Neste reservatório, este nutriente esteve presente com valores sempre inferiores a $0,32 \mu\text{g.L}^{-1}$. Todavia, se ocorrer uma maior disponibilidade de fósforo, “blooms” de algas poderão acontecer, pois o alto teor de nutrientes, elevadas temperaturas e grande luminosidade são condições propícias para a proliferação das algas e vegetais flutuantes como as macrófitas aquáticas (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; ESTEVES, 1998).

Já em relação ao pH, o padrão estabelecido para os corpos d' água das classes I e II é entre 6,0 - 9,0 (CONAMA, *op. cit.*). Porém, neste estudo essa variável ocorreu na faixa de 5,8 a 9,6, com valor médio de 8,0, ficando praticamente dentro dos padrões de tolerância. O mesmo ocorreu para a clorofila-a, cujo valor máximo limite deveria ser de $30,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ e o observado variaram de 2,1 a $32,4 \mu\text{g.L}^{-1}$, com média em torno de $18,0 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Estudos limnológicos anteriores efetuados em Nova Avanhandava servem de referencial para o presente estudo. Pois, no estudo executado pela CESP (1998) constataram-se menores médias anuais para as variáveis limnológicas oxigênio dissolvido ($6,3 \text{ mg.L}^{-1}$), condutividade elétrica ($98,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$), nitrito ($0,8 \mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($1,5 \mu \text{ g.L}^{-1}$). No entanto, maiores

médias anuais foram obtidas, particularmente para os nutrientes totais e dissolvidos na água, a saber: fósforo ($42,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) e nitrogênio total ($793,3 \mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato ($100,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) e amônia ($68,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) (CESP, *op. cit.*).

Já BARBOSA *et al.* (1999) estudando os reservatórios da cascata na porção do médio e baixo rio Tietê, constataram para o de Nova Avanhandava os seguintes valores para as variáveis limnológicas: pH entre 6,5 - 7,0; oxigênio dissolvido variou de 5,9 a 6,8 mg.L^{-1} ; condutividade elétrica entre 145,0 - 150,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, nutrientes totais – média de 760,0 g.L^{-1} para o nitrogênio total, e média de 23,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para o fósforo total; nutrientes dissolvidos – nitrato em torno de 29,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$, nitrito de 7,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e amônia de 23,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, fosfato inorgânico com média de 4,27 $\mu\text{g.L}^{-1}$, silicato com média de 3,7 mg.L^{-1} ; e os teores médios de material em suspensão e de clorofila-a de 5,4 mg.L^{-1} e 11,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Ainda neste trabalho, destaca-se o efeito da cascata de reservatórios na retenção de parte dos nutrientes (via processo de sedimentação). Neste percebe-se nitidamente uma melhora na qualidade das águas dos reservatórios mais a jusante, especialmente em relação ao fósforo total (BARBOSA *et al.*, *op. cit.*). Segundo TUNDISI *et al.* (1988), os primeiros reservatórios tendem a concentrar maiores cargas de nitrogênio e fósforo, enquanto que, nos localizados mais a jusante, devido a um menor tempo de residência da água, o acúmulo destes nutrientes diminui, particularmente em relação ao sedimento, sendo perdidos para o próximo sistema a jusante. Todavia, ressalta-se que a capacidade e dinâmica de cada um dos reservatórios contribui de forma particular na autodepuração e metabolismo destes efluentes (TUNDISI *et al.*, *op. cit.*).

Particularmente para a clorofila-a, constatou-se um aumento substancial durante o período. Segundo SIPAÚBA-TAVARES (1995), em pisciculturas, este incremento é esperado, devido a uma maior disponibilidade de nitrogênio e fósforo (principalmente), oriundos da ração não consumida e

das excreções dos peixes, provoca um aumento da atividade fitoplanctônica, conseqüentemente, na biomassa do fitoplâncton.

Alta condutividade elétrica foi observada ao longo do período em estudo, o que denota que neste ambiente há grande quantidade de íons dissolvidos na água, o que pode ser decorrente de fontes pontuais e difusas de poluição (como efluentes domésticos e industriais, pelo carreamento de fertilizantes agrícolas e também de outras ações antrópicas ao longo da bacia hidrográfica, etc.), sem contar ainda, a própria atividade de piscicultura em tanques-rede que vem sendo desenvolvida neste ecossistema. Segundo ESTEVES (1998) valores de condutividade superiores a $100,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indica grande aporte de poluentes e, com a conseqüente, degradação na qualidade das águas. Em vista disso, pode-se concluir que a situação é preocupante, pois ao longo do eixo do rio Tietê, e, especificamente para este reservatório, nas últimas décadas esta variável sempre vem sendo observada geralmente com valores acima deste referencial.

Algumas correlações estatísticas foram observadas entre as variáveis limnológicas. A clorofila-*a* esteve correlacionada positivamente com as variáveis: pH, oxigênio e nitrogênio total e negativamente com o silicato e transparência. Pois, é sabido que altos teores de oxigênio e nitrogênio possibilitam acréscimo na biomassa fitoplanctônica, entretanto, em altas densidades, essas algas reduzem a passagem de luz para as camadas mais profundas da coluna d' água, o que como conseqüência, reduz a transparência (ESTEVES, 1998). Também, algumas espécies de algas possuem o silicato como constituinte de suas paredes celulares e quando ocorrem morte e decomposição destas, o nutriente torna-se novamente disponível, o que pode explicar a correlação negativa entre estas variáveis (ESTEVES, *op. cit.*).

Já o pH apresentou correlação positiva com o oxigênio e negativa com o silicato e transparência. Estas duas últimas variáveis podem aumentar em decorrência da decomposição de material vegetal, e quando este processo

ocorre, há consumo de oxigênio e aumento de pH (SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

A transparência apresentou também correlação negativa com o oxigênio. Segundo ESTEVES (*op. cit.*), quando da redução da transparência da água, ocorre uma menor entrada de luz, e conseqüente, menor a atividade das algas e demais organismos fotossintetizadores, e em decorrência, ocorre à diminuição da disponibilidade deste gás na coluna d' água.

O IET mostrou uma variação sazonal, porém não houve diferença significativa entre os trechos. De modo geral, o estado de trofia predominante foi de mesotrófico para o fósforo total (P-total) e para as concentrações de P-total e clorofila-a (média aritmética), e eutrófico quando considerada apenas a concentração de clorofila-a, em ambos os trechos avaliados. Segundo TUNDISI *et al.* (1988) esse índice também indica entradas externas de nutrientes, tais como esgoto doméstico e efluentes industriais e agrícolas, e também características, hidráulicas e operacionais, particular de cada reservatório, a saber: tempo de retenção, vazão, regime hidrológico e padrões de circulação (TUNDISI, 2003).

Estudando o estado trófico de 23 reservatórios localizados nos rios Tietê, Grande e Paranapanema, estes autores concluíram que os do rio Tietê já eram os mais eutróficos (TUNDISI *et al.*, *op. cit.*). Na época deste estudo por volta de 1978, no trecho conhecido por Salto de Avanhandava, e onde posteriormente foi formado o reservatório da UHE de Nova Avanhandava, constatou-se que este já se encontrava eutrofizado para a clorofila-a, mesotrófico para a transparência, oligotrófico para o fósforo total e hipereutrófico para a condutividade elétrica da água (TUNDISI *et al.*, *op. cit.*).

Nos ambientes complexos dos reservatórios (MARGALEFT, 1975 in TUNDISI, 1988) percebe-se que as alterações são cumulativas, pois estes corpos d' água funcionam como coletores de eventos que acontecem não somente nas suas adjacências, mas também ao longo de toda a bacia

hidrográfica (TUNDISI, *op. cit.*). Assim, a percepção das conseqüências de mais uma atividade antrópica impactante demanda esforço amostral constante ao longo do tempo para estabelecerem relações de causa-efeito.

Neste estudo, não foram constatadas diferenças estatisticamente significativas entre o trecho 1 (junto aos em tanques-rede) e o trecho 2 (a montante da piscicultura). Isso pode indicar que até o presente momento, este ambiente está sendo capaz de autodepurar os efluentes oriundos da piscicultura em tanques-rede, porém a concentração crescente de nitrogênio total e biomassa fitoplanctônica, assim como o estado trófico, é um sinal de alerta sendo necessário um contínuo monitoramento da qualidade da água neste reservatório e na parcimônia para a concessão de outorga de novos empreendimentos de pisciculturas em tanques-rede pelos órgãos competentes. Pois, a curto e médio prazo, a intensificação da exploração deste reservatório para fins de criação de peixes neste sistema intensivo de produção, poderá desencadear um processo mais perceptível de eutrofização de suas águas, a exemplo do que já pode ser comumente observado em outros da cascata de reservatórios do rio Tietê.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997, 387 p.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 23-55.

ANDERSEN, J. M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediment. **Wat. Res.**, v. 10, p. 329-331, 1976.

BACCARIN, A. E. & PEZZATO, L. E. Efeito da utilização da levedura desidratada de álcool em dietas para tilápia-do-nilo. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 36, n. 3, p. 549-556, 2001.

BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; G., BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept and its application to the river Tietê-Basin, Sao State, Brazil. In: TUNDISI, J. G. & STRAŠKRABA. M. **Theoretical reservoirs ecology and its applications**. São Carlos: Backhuys, 1999, p. 425-437.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. Fishing News Books, Oxford, 1996, 346 p.

BOSCOLO, W. R.; HAYASHI, C.; MEURER, F.; FEIDEN, A.; BOMBARDELLI, R. A. Digestibilidade aparente da energia e proteínas das farinhas de resíduo da filetagem da Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e da Corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e farinha integral do Camarão Canela (*Macrobrachium amazonicum*) para a Tilápia do Nilo. **Rev. Brás. Zootec.**, v. 33, n. 1, p. 8-13, 2004.

BRANDÃO, F. R.; GOMES, L. C.; CHAGAS, E. C.; ARAÚJO, L. D. Densidade de estocagem de juvenis de tambaqui durante a recria em tanques-rede. **Pesq. Agropec. Brás.**, Brasília, v. 39, n. 4, p. 357-362 , 2004.

BRASIL, Decreto n. 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. Disponível em: www.presidencia.gov.br/seap. Acesso em: 17 dez. 2005.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, v. 1, p. 109-148, 1999.

CARROL, M. L.; COCHRANE, S.; FIELE, R. VELVIN, R. & WHITE, P. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. **Aquaculture**, v. 226, p. 165-180, 2003.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, v. 1, p. 771-799, 1999.

CARVALHO-FILHO, J. Tilápia do Brasil: um frigorífico com a marca do país. **Panorama Aqüicult.**, v. 15, n. 91, p. 51-53, 2005a.

CASTAGNOLLI, N. Piscicultura intensiva e sustentável. In: VALENTI, W. C. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília: CNPq, Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000, 399 p.

CAVERO, B. A. S.; PEREIRA-FILHO, M.; ROUBACH, R.; ITUASSÚ, D. R.; GANDRA, A. L.; CRESCÊNCIO, R. Efeito da densidade de estocagem na homogeneidade do crescimento de juvenil de pirarucu em ambiente confinado. **Pesq. Agropec. Bras.**, n. 38: p. 103-107, 2003.

CESP – Companhia Energética de São Paulo. **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca**. São Paulo: CESP, 1998, 166 p. (Divulgação e Informação, 220).

CETESB. **Índice de Estado Trófico - IET**. 2005. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp. Acesso em 11 mai. 2005.

CHAGAS, E. C.; LOURENÇO, J. N. P.; GOMES, L. de C.; VAL, A. L.; Desempenho e estado de saúde de tambaquis cultivados e tanques-rede sob diferentes densidades de estocagem. *In*: URBINATI, E. C.; CYRINO, J. E. P. (Eds.). **Simpósio Brasileiro de Aqüicultura, XII**, Jaboticabal: Aquabio, p. 83-93, 2003.

CONAMA n. 20 de 18/06/1986. Dispõe sobre as classificações das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em: www.presidencia.gov.br/seap. Acesso em 15 dez. 2005.

CONAMA n. 357 de 17/03/2005. 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. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acesso em: 17 dez. 2005.

COSTA, M. L. R. **As macrófitas aquáticas da região litorânea de três lagoas laterais do rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo)**. 2000. 126 p. Dissertação (Mestrado). Univ. Fed. São Carlos. EESC–USP, São Paulo.

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

FRACÁCIO, R., ESPÍNDOLA, E. L. G.; RODGHER, S.; PEREIRA, R. H. G.; ROCHA, O.; VERANI, N. F. Limnologia dos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Orgs.). **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. PPG-CEA. São Carlos: RiMa, 2002, v. 1, p. 145-163. (Ciência da Eng. Ambiental).

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell (IBP Handbook, 8), 213 p., 1978.

GOMES, L. C.; BRANDÃO, F. R.; CHAGAS, E. C.; FERREIRA, M. F. B.; LOURENÇO, J. N. P. Efeito do volume do tanque-rede na produtividade de tambaqui (*Colossoma macropomum*) durante a recria. **Acta Amazônica**, v. 34, p. 111-113, 2004.

IBAMA n. 145 de 29/10/1998. Estabelece normas para introdução, reintrodução e transferência de peixes, crustáceos, moluscos e macrófitas aquáticas para fins de aquicultura, excluindo-se as espécies animais e ornamentais. Disponível em: www.mma.gov.br. Acesso em: 15 dez. 2005.

INSTITUTO HORUS, **Governo incentiva pequenos produtores a criarem peixes em reservatórios**. SBPC/Labjor. 2004. Disponível em: www.institutohorus.org.br/download/noticias/not_19_02_04_2.PDF. Acesso em: 16 jan. 2006.

HAYASHI, C.; BOSCOLO, W. R.; SOARES, C. M. Uso de diferentes graus de moagem dos ingredientes em dietas para a Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) na fase de crescimento. **Acta Scientiarum**, v. 21, n. 3, p. 733-737, 1999.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis**. Weinheim: Verlag, p. 117-181, 1976.

KUBITZA, F. & CAMPOS, J. L. Desafios para a consolidação da tilapicultura no Brasil. **Panorama Aqüicult.**, v. 15, n. 91, p. 14-21, 2005.

LOVSHIN, L. L. Red tilapia or Nile tilapia: wich is the best culture fish?. In: **SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE PEIXES**, 2, Piracicaba. Anais...Piracicaba: CBNA, 1998, 179 p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999, 535 p.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis some revised methods for limnology**. London: Freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ., n. 36, 1978, 117 p.

MEDEIROS, F. C. **Tanque-rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura**. Cuiabá: Centro América, 2002, 110 p.

MEURER, F.; HAYASHI, C.; BOSCOLO, W. R.; Lipídeos na alimentação de alevinos revertidos de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.). **Rev. Brás. Zootec.**, v. 31, n. 2, p. 566-573, 2002.

ONO, E. A. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. Rio de Janeiro: Fund. Biblioteca Nacional, 1998, 41 p.

PAES, J. V. K.; CARVALHO, E. D. **Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede em um reservatório do Alto Paraná (baixo rio Tietê): ii. As condições limnológicas**. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, X, 2005, Ilhéus [cd-rom]. Anais... Ilhéus: Sociedade Brasileira de Limnologia. 2005.

PETREIRE Jr., M. River fishes in Brazil: a review. **Regul. Rivers Research Manage.**, v. 4, p. 1-16, 1989.

PEZZATO, L. E.; MIRANDA, E. C.; BARROS, M. M.; PINTO, L. G. Q.; FURUYA, W. M.; PEZZATO, A. C. Digestibilidade aparente de ingredientes pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). **Rev. Bras. Zootec.**, v. 31, n. 4, p. 1595-04, 2002.

PILARSKI, F.; TOMAZELLI Jr., O.; CASACA, J. M.; GARCIA, F. R. M.; TOMAZELLI, I. B.; SANTOS, I. R. Consórcio suíno-peixe: aspectos ambientais e qualidade do pescado. **Rev. Bras. Zootec.**, v. 33, n. 2, p. 267-276, 2004.

ROCHA, O. Limnologia e aqüicultura. In: CASTAGNOLLI, N. (Ed.). **Aqüicultura para o ano 2000**, Brasília: MCT/CNPq, p. 1-12, 1996.

SANTOS, C. M. **Distribuição espacial e temporal da fauna mesobentônica da represa de Jurumirim (rio Paranapanema-SP)**. 1995. 147 p. Dissertação (Mestrado) – Univ. Est. São Carlos. EESC–USP, São Paulo.

SCHMITTOU, H. R. Produção de peixes em altas densidades em tanques-rede de pequeno volume. Campinas: Associação Americana de Soja/ Mogiana Alimentos, 1993, 78 p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Limnologia aplicada à aqüicultura. **Bol. Téc. Centro Aquicult. Unesp**, v. 1, 1995, 72 p.

STRICHLAND, J. D.H.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bd. Can.**, v. 125, p. 1-185, 1960.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove environment. II. The standing stock and some ecological factors. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v.24, p. 23-41, 1978.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagoas e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XII, Camboriú... Anais, 1983.

TUNDISI, J. G. (Ed.) **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: EESC-USP/ CRHEA/ACIESSP, 1988. v. 1, 440 p. (Monografias em Limnologia).

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, 2003, 248 p.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Mar. Chem.**, v. 10, p.109–122, 1981.

VIDOTTO, A. P. **Estrutura da comunidade de peixes do reservatório de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê, SP), com ênfase na dinâmica populacional e dieta das espécies introduzidas**. 2005. 121 p. Dissertação (Mestrado) – Inst. Bioc. Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.

YOKOYAMA, H. Environmental quality criteria for fish farms in Japan. **Aquaculture**, v. 226, p. 45-56, 2003.

CONCLUSÕES GERAIS

6. CONCLUSÕES GERAIS

Diferenças em termos de número, diversidade de dominância das espécies de peixes foram constatadas nos trechos avaliados. No primeiro trecho, que corresponde à área de criação intensiva de peixes em tanques-rede, 18 espécies foram registradas, com dominância numérica e em biomassa das espécies *Metynnis maculatus* e *Plagioscion squamosissimus*, respectivamente. Já no segundo trecho, situado a montante da piscicultura, 20 espécies foram capturadas, sendo que a espécie *P. squamosissimus* foi a dominante, tanto em número quanto em biomassa.

Outro ponto relevante foi a grande contribuição das espécies introduzidas, cuja representatividade foi superior à metade das capturas totais, com destaque também para a espécie *Geophagus surinamensis* que se encontra em pleno processo de colonização neste ambiente.

Além disso, os tanques-rede podem estar servindo como atrativo para os peixes e demais organismos da biota aquática, devido a grande oferta de alimento neste trecho, provenientes de forma direta, do arraçoamento dos tanques, ou indiretamente, pela concentração de espécie-presas, que servem a outros peixes predadores.

O índice ABC indicou que o trecho da piscicultura está sob condições moderadas de estresse ambiental. Com a análise da água e sedimento, observaram-se incrementos mais significativos em relação aos teores de nitrogênio total e biomassa fitoplanctônica.

O IET também mostrou que o estado de trofia predominante foi o eutrófico para a clorofila-*a* e mesotrófico para o fósforo total. De forma geral, as demais variáveis apresentam valores dentro dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA. Porém, a intensificação e o desenvolvimento da prática de piscicultura em tanques-rede, a médio e longo prazo, pode implicar em grandes entradas de nutrientes, comprometendo seriamente a qualidade das águas via eutrofização.

Assim, conclui-se que o aproveitamento das águas públicas abertas deve ser realizado com cautela, considerando não apenas a viabilidade econômica dos empreendimentos, mas também, e, sobretudo, a sustentabilidade ambiental. Para isso, os órgãos competentes devem ser efetivos no tocante ao processo de outorga/licença destes empreendimentos de piscicultura para que problemas de conflitos de interesses e ambientais possam ser minimizados, ou conciliando o trinômio: produção zootécnica, integridade da biota e responsabilidade ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS COMPLEMENTARES

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS COMPLEMENTARES

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Rev. Unimar**, v. 14 (supl.), p. 89-107, 1992.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995, p. 59-104.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr, H. F. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. **Ciênc. Hoje**, v. 21, n. 124, p. 36-44, 1996.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997, 387 p.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 23-55.

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., HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005, p. 329-347.

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E.; LEONARDO, A. F. G. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre a sedimentação no Córrego do Arribada (baixo Tietê-SP). In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: IMPACTOS POTENCIAIS, AÇÕES DE MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA, n. 1, 2004, Anais.... Avaré: Inst. Bioc. Bot., p. 37, 2004.

ANDERSEN, J. M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediment. **Wat. Res.**, v. 10, p. 329-331, 1976.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995, p. 105-136.

BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; G., BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept and its application to the river Tietê-Basin, São State, Brazil. In: TUNDISI, J. G. & STRAŠKRABA, M. **Theoretical reservoirs ecology and its applications**. São Carlos: Backhuys, 1999, p. 425-437.

BARRELLA, W.; PETRERE, M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). **River Res. Applic.**, v. 19, p. 59-76, 2003.

BARRELLA, W. O rio Tietê: este famoso ignorado. In: **Análise ambiental: estratégias e ações**. Rio Claro: Fundação Salim Farah Maluf, p. 140-145, 1995.

BOSCOLO, W. R.; HAYASHI, C.; MEURER, F.; FEIDEN, A.; BOMBARDELLI, R. A. Digestibilidade aparente da energia e proteínas das farinhas de resíduo da filetagem da Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e da Corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e farinha integral do Camarão Canela (*Macrobrachium amazonicum*) para a Tilápia do Nilo. **Rev. Brás. Zootec.**, v. 33, n. 1, p. 8-13, 2004.

BRANDÃO, F. R.; GOMES, L. C.; CHAGAS, E. C.; ARAÚJO, L. D. Densidade de estocagem de juvenis de tambaqui durante a recria em tanques-rede. **Pesq. Agropec. Brás.**, Brasília, v. 39, n. 4, p. 357-362, 2004.

BRASIL, Decreto n. 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. Disponível em: www.presidencia.gov.br/seap. Acesso em: 17 dez. 2005.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco)**. 3. ed. Brasília: Câmara dos Deputados/CODEVASF, 1988, 143 p.

BRITTO, S. G. C. **Atributos da ictiofauna do reservatório de Taquaruçu (baixo rio Paranapanema, SP/PR): efeito do represamento e da**

transposição de peixes. 2003. 74 p. Dissertação (Mestrado) – Inst. Bioc... Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.

CARVALHO, E. D.; CASTRO, R. J.; SILVA, V. F. B.; VIDOTTO, A. P. A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótono da represa de Jurumirim (Alto do Rio Paranapanema, SP). In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RiMa, 2003, p. 249-78.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, v. 1, p. 771-799, 1999.

CARVALHO, E. D., PAES, J. V. K.; CAMARGO, A. L. S. **Avaliação dos impactos da tilapicultura em tanques-rede na represa de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê, SP): i. O pescado e a ictiofauna agregada**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, X, 2005, Anais... Ilhéus [cd-rom]. Sociedade Brasileira de Limnologia, 2005.

CARVALHO, E. D.; CAMARGO, A. L. S.; ZANATTA, A. S.; PAES, J. V. K.; LANDELL, M. C. **Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede nas represas dos grandes tributários do Alto Paraná (Tietê e Paranapanema): o pescado, a ictiofauna agregada e as condições limnológicas**. (FAPESP - Processo. n. 03/11239-2). (em andamento).

CARVALHO-FILHO, J. Tilápia do Brasil: um frigorífico com a marca do país. **Panorama Aqüicult.**, v. 15, n. 91, p. 51-53, 2005a.

CARVALHO-FILHO, J. Somos legais!!!. **Panorama Aqüicult.**, v. 15, n. 92, p. 55-7, 2005b.

CASTAGNOLLI, N. Piscicultura intensiva e sustentável. In: VALENTI, W. C. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília: CNPq, Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000, 399 p.

CESP – Companhia Energética de São Paulo. **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca**. São Paulo: CESP, 1998, 166 p. (Divulgação e Informação, 220).

CETESB. **Índice de Estado Trófico - IET**. 2005. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp. Acesso em 11 mai. 2005.

COSTA, M. L. R. **As macrófitas aquáticas da região litorânea de três lagoas laterais do rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo)**. 2000. 126 p. Dissertação (Mestrado). Univ. Fed. São Carlos. EESC–USP, São Paulo.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. São Paulo: Vozes, 1978, 474 p.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia**. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005, 520 p.

ESPÍNDOLA, E. L. G. (Org.). **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: RiMa, 2002, v. 1, 346 p. (Ciência Eng. Ambiental).

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

FERNANDES, R.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Pesque-pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas?. **Acta Scient. Biol. Sci.**, v. 25, p. 115-20, 2003.

FERNANDO, C. H.; HOLCÍK, J. Fish in Reservoirs. **Int. Rev. Gesamten. Hydrobiol.**, v. 76, p. 149-167, 1991.

FRACÁCIO, R., ESPÍNDOLA, E. L. G.; RODGHER, S.; PEREIRA, R. H. G.; ROCHA, O.; VERANI, N. F. Limnologia dos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Orgs.). **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. PPG-CEA. São Carlos: RiMa, 2002, v. 1, p. 145-163. (Ciência da Eng. Ambiental).

GABRIELLI, M. A.; ORSI, M. L. Dispersão de *Lernea cyprinacea* (Linnaeus) na região norte do Estado do Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 17, p. 395-400, 2000.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell (IBP Handbook, 8), 213 p., 1978.

HERMES-SILVA, S.; SARDÃO, B. T. N.; SANTAMARIA, F.; NUÑER, A. P. O.; ZANIBONI-FILHO, E. **Dinâmica do zooplâncton em uma área do Reservatório de Machadinho sob influência de cultivo em tanque-rede, rio Uruguai, Brasil.** In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: IMPACTOS POTENCIAIS, AÇÕES DE MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA, n. 1, 2004, Anais.... Avaré: Inst. Bioc. Bot., p. 59, 2004.

HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (capivara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia, Ser. Zool.**, v. 95, n. 3: p. 319-325, 2005.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis.** Weinheim: Verlag, p. 117-181, 1976.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology.** New York: Harper Collins Publishers, 654 p., 1989.

KUBITZA, F. & CAMPOS, J. L. Desafios para a consolidação da tilapicultura no Brasil. **Panorama Aqüicult.**, v. 15, n. 91, p. 14-21, 2005.

LATINI, A. O.; PETRERE Jr., M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fish. Manage. Ecol.**, 11: p. 71-79, 2004.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.** São Paulo: EDUSP, 1999, 535 p.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis some revised methods for limnology.** London: Freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ., n. 36, 1978, 117 p.

MARTINELLI, L. A.; SILVA, A. M.; CAMARGO, P. B.; MORETII; TOMAZELLI, A. C.; DA SILVA, D. M. L.; FISHER, E. G.; SONODA, K. C.; SALOMÃO, M. S. M. B. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do Estado de São Paulo. **Biota Neotrop.**, v. 2, p. 1-18, 2002.

MEDEIROS, F. C. **Tanque-rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura.** Cuiabá: Centro América, 2002, 110 p.

MENEZES, L. C. B.; BEYRUTH, Z. Impactos da aquicultura em tanques-rede sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga – São Paulo – SP. **B. Inst. Pesca**, v. 29, n. 1: p. 77-86, 2003.

MIRANDA, E. E.; COUTINHO, A. C. (Coords.). **Brasil visto do espaço**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpem.embrapa.br>>. Acesso em: 12 dez. 2005.

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. 3. ed. New York: Wiley, 1994, p. 139-150.

ONO, E. A. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. Rio de Janeiro: Fund. Biblioteca Nacional, 1998, 41 p.

ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. Introdução de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 16, p. 557-560, 1999.

PAES, J. V. K.; SANTOS, K. R.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. Ocorrência de metacercária de *Diplostomum compactum* (Trematoda, Diplostomidae) parasitando *Plagioscium squamosissimus* (Teleostei, Sciaenidae) proveniente do reservatório de Nova Avanhandava, Buritama, São Paulo-SP. **Arq. Inst. Biol.**, v. 70, supl. 3, p. 383-387, 2003.

PAES, J. V. K.; CARVALHO, E. D. **Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede em um reservatório do Alto Paraná (baixo rio Tietê): ii. As condições limnológicas**. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, X, 2005, Ilhéus [cd-rom]. Anais... Ilhéus: Sociedade Brasileira de Limnologia. 2005.

PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. Brasília: Editerra, 1982, 304 p.

PETRERE Jr., M. River fishes in Brazil: a review. **Regul. Rivers Research Manage.**, v. 4, p. 1-16, 1989.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. Porto alegre: Artes Médicas Sul, 2000, 252 p.

PINTO-SILVA, V. **Manual de análise limnológica: métodos e técnicas**. Cuiabá: UFMT, 2002, 95 p.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001, 328 p.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS Jr., C. J. (Orgs.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003, 742 p.

REIS, R. S.; ESPINDOLA, E. L. G.; & SEVERI, W. Avaliação do estado trófico dos reservatórios em cascata do rio São Francisco. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: IMPACTOS POTENCIAIS, AÇÕES DE MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA, n. 1, 2004, Anais.... Avaré: Inst. Bioc. Bot., p. 29-30, 2004.

SAMPAIO, T. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. **Rev. Instituto Geográfico e Geológico**, n. 2, v. 3, p. 30-81, 1944.

SANTAMARIA, F. M.; ZANIBONI-FILHO, E.; NUÑER, A. P. O. **Cultivo de jundiás em tanques-rede: efeito sobre a qualidade da água do reservatório de Machadinho, rio Uruguai, Brasil**. In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: IMPACTOS POTENCIAIS, AÇÕES DE MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA, n. 1, 2004, Anais.... Avaré: Inst. Bioc. Bot., p. 40, 2004.

SANTOS, G. B.; MAIA-BARBOSA, P. M.; VIEIRA, F.; LÓPEZ, C. M. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: PINTO-COLELHO, R. M.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. **Ecology and human impacts on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies**. Belo Horizonte: SEGRAC, p. 115-132, 1994.

SANTOS, C. M. **Distribuição espacial e temporal da fauna mesobentônica da represa de Jurumirim (rio Paranapanema-SP)**. 1995. 147 p. Dissertação (Mestrado) – Univ. Est. São Carlos. EESC-USP, São Paulo.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Limnologia aplicada à aqüicultura. **Bol. Téc. Centro Aquicult. Unesp**, v. 1, 1995, 72 p.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; PEREIRA, C. C. G. F.; ROCHA, O. Impactos dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de pesca. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MAUAD, F. F.; SCHALCH, V.; ROCHA, O.; FELICIDADE, N.; RIETZLER, A. C. (Orgs.). **Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. PPG-CEA. São Carlos: RiMa, 2002, v. 1, p. 57-74. (Ciência da Eng. Ambiental).

STRICHLAND, J. D.H.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bd. Can.**, v. 125, p. 1-185, 1960.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove environment. II. The standing stock and some ecological factors. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v.24, p. 23-41, 1978.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagoas e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XII, Camboriú... Anais, 1983.

TORLONI, C. E. C. **Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo.** São Paulo: CESP, 1986, 14 p.

TORLONI, C. E. C., SANTOS, J. J., CARVALHO JR., A. A., CORRÊA, R. A. **A pescada-do-piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo.** São Paulo: CESP, 1993a, 23 p., (Pesq. Des., n. 84).

TORLONI, C. E. C.; CORRÊA, A. R. A.; CARVALHO Jr., A. A. ; SANTOS, J. J.; GONÇALVES, J. L.; GERETO, E. J.; CRUZ, J. A.; MOREIRA, J. A.; SILVA, D. C.; DEUS, E. F.; FERREIRA, A. S. **Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991.** São Paulo: CESP, 1993b, 73 p. (Pesq. Des., n. 1).

TUNDISI, J. G. Ambiente, represas e barragens. **Ciênc. Hoje**, v. 5, n. 27, p. 48-54, 1986.

TUNDISI, J. G. (Ed.) **Limnologia e manejo de represas.** São Carlos: EESC-USP/ CRHEA/ACIESSP, 1988. v. 1, 440 p. (Monografias em Limnologia).

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais.** São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, v. 1, p. 19-38, 1999a.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: RiMa, 2003, 248 p.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Mar. Chem.**, v. 10, p.109–122, 1981.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VIDOTTO, A. P. **Estrutura da comunidade de peixes do reservatório de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê, SP), com ênfase na dinâmica populacional e dieta das espécies introduzidas.** 2005. 121 p. Dissertação (Mestrado) – Inst. Bioc. Bot., Univ... Est... Paul..., Botucatu.