

André Batista Nobile

“A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição de espécies e atributos ecológicos”



Botucatu – SP

2010

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS

ANDRÉ BATISTA NOBILE

“A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição de espécies e atributos ecológicos”

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

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho

Botucatu, 2010

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

Nobile, André Batista.

A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição de espécies e atributos ecológicos / André Batista Nobile. – Botucatu, 2010.

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Botucatu, 2010

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Assunto CAPES: 20500009

1. Piscicultura - Paranapanema, Rio
2. Ictiofauna
3. Ecologia aquática

Palavras-chave: Diversidade; Impacto ambiental; Re-estruturação da ictiofauna; Rio Paranapanema; Tanques-rede

Agradecimentos:

Aos meus pais, Fernando e Regina, pelos esforços, apoio e incentivo a mim prestados nesta caminhada em busca pela formação pessoal e profissional;

Ao Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, pela aceitação, orientação, apoio e confiança depositados ao longo desta fase;

À Luana pelo incentivo, apoio e compreensão neste período;

Aos amigos do Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes, Igor, Heleno, Ana Paula, Jaciara, Zanatta, Carol, Rosangela, Armando, Yuldi, Limão, Gregório e Otiliê, pelo convívio harmonioso nestes anos que se passaram;

Aos companheiros de coleta, que debaixo de chuva ou sol estavam lá: Carol, Zanatta, Igor, Ana Paula e Heleno;

Ao Igor pela ajuda na elaboração e correção da dissertação;

Aos amigos de república, Bruno Gamba, Rodrigo Japa, Dyeno e Rafael, pelo companheirismo e pelos momentos de descontração;

Ao pessoal do Departamento de Parasitologia, Prof. Dr. Reinaldo e Érica Zica, pelo auxílio em campo e parceria nestes anos;

Aos amigos de pós-graduação e graduação feitos nas disciplinas da Zoologia e nos corredores do departamento de Morfologia;

Aos técnicos e amigos, Ricardo Teixeira e Renato Devidé, pela ajuda dispensada no laboratório, assim como, pelo auxílio em campo, sem o qual o trabalho não teria se realizado;

Aos funcionários do Departamento de Morfologia, Luciana, Dona Terezinha e Dona Iolanda, por estarem sempre dispostas a ajudar;

Aos funcionários da seção de Pós-Graduação, Luciene e Herivaldo, pelos serviços prestados e pelos atendimentos fora do horário;

Ao Instituto de Biociências e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas A/C Zoologia por promover condições excelentes para a realização de disciplinas e projetos;

Aos Professores Dr. Francisco Langeani Neto, do IBILCE, Unesp de São José do Rio Preto, Dr. Cláudio de Oliveira, do Instituto de Biociências da Unesp de Botucatu e Dr. Cláudio Henrique Zawadzki, do Nupélia, da Universidade Estadual de Maringá, pela identificação dos peixes capturados no projeto de pesquisa;

À Meire e Selma, funcionárias da biblioteca, pela correção das referências bibliográficas e elaboração da ficha catalográfica;

Ao Sr. José Dirceu Azzolin por permitir a realização do estudo em sua piscicultura;

Ao "Pisculin" por ceder a área para montagem do acampamento e do laboratório de campo;

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de estudos.

Resumo:

A criação de peixes em gaiolas ou tanques-rede iniciou-se há mais de 50 anos, no Delta do rio Mekong. Atualmente, este tipo de cultivo está se expandido em represas brasileiras, tendo como modelo a espécie não nativa Tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). Contudo os impactos decorrentes desta atividade sobre a ictiofauna são pouco conhecidos. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é caracterizar a estrutura e composição das assembléias de peixes agregadas ao sistema de piscicultura e do respectivo trecho controle e, com base em atributos ecológicos, inferir possíveis impactos destes sistemas sobre a ictiofauna residente da represa de Chavantes. Para tal foram realizadas coletas, com redes de espera, nos meses de outubro e dezembro de 2007 na área onde seriam instalados os tanques-rede (pré-Tanque) e no período de abril/2008 a março/2009 (pós-Tanque), ao redor dos tanques-rede (TR) e em um trecho controle (CT) - sem interferência deste sistema. Entre os períodos pré-TR e TR foram encontradas diferenças com relação à composição de espécies e às médias de captura em número e biomassa. Entre os trechos TR e CT, o primeiro foi responsável por mais de 75% das capturas em abundância e biomassa. Foram observadas diferenças na composição das espécies, porém os trechos apresentaram similaridade ictiofaunística média (Jaccard = 0,73 e Morisita-Horn = 0,43). Não foram encontradas grandes diferenças com relação aos demais índices ecológicos, porém, o TR apresentou menor diversidade e riqueza de espécies e maior dominância. Assim reforçamos a idéia de que os sistemas de tanques-rede exercem forte atratividade sobre os peixes, causando agregações ao seu redor, resultando em re-estruturação da ictiofauna, pois favorecem as espécies oportunistas que se ajustam mais facilmente às novas condições resultantes das atividades deste empreendimento. Ainda, deve-se atentar para as introduções de espécies não nativas, que podem ocasionar impactos relevantes. Visto que este estudo foi realizado no primeiro ano de atividades da piscicultura, pode-se inferir que a longo prazo, esta atividade leve à seleção das espécies dominantes, causando a simplificação da assembléia de peixes.

Palavras-chaves: tanques-rede, impacto ambiental, re-estruturação da ictiofauna, diversidade, rio Paranapanema.

Abstract:

Fish farming in cages or net pens began more than 50 years in the Mekong Delta. Currently, this type of cultivation is expanding in the Brazilian reservoirs having as a model the non-native specie Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). However its impacts on the fish fauna are poorly known. The present study seeks to defining the structure and composition of fish assemblages aggregated to that system and and its stretch control and, based on ecological attributes identify potential impacts caused by fish farming system on the on the resident fish fauna existing at the Chavantes dam. In order to attend that purpose it was used gill nets to collect samples in October and December of 2007 from the area where the net-pens would be installed (pre-tank) and from April of 2008 through March of 2009 (post-tank) around the cages (TR) and from a control section (CT) not influenced by the fish farming system. As a result, differences concerning species' composition and average catch in abundance and biomass were found between the pre-TR and TR periods. Comparing to the CT stretch, the TR stretch presented more than 75% of the catch in number of biomass. Differences relating to the species compositions were also found. However the stretches presented similar average of fish fauna (Jaccard = 0.73 and Morisita-Horn = 0.43). There was no major difference concerning other ecological index, however, TR had lower diversity and species richness and higher dominance. Hence, it is reinforced the idea that systems of cages exert a strong attraction for fish, causing aggregations around the cages, resulting in re-structuring of the fish fauna, for they benefit those opportunistic species which adjust more easily to the new conditions caused by that kind cultivation. Yet, one must pay attention to the issues of non-native species that can cause significant impacts. Since this study was accomplished during the first year of farming activities, it is possible to assume that in the long term that activity will lead to a selection of the dominant species, causing a simplification of the fish assemblage.

Keywords: net pens, environmental impact, re-structuring of the fish fauna, diversity, Paranapanema river.

Sumário:

1. Introdução:.....	8
2. Objetivos:.....	12
3. Material e métodos:.....	13
3.1 Características ambientais da região de estudo:	13
3.1.1 rio Paranapanema:.....	13
3.1.2 Usina de Chavantes:	14
3.2 Trechos amostrais:	16
3.3 Amostragens das assembléias de peixes:	17
3.4 Determinação da estação sazonal:.....	19
3.5 Atributos ecológicos das assembléias de peixes:	20
3.5.1 Frequência relativa de captura:	21
3.5.2 Constância de Captura:.....	21
3.5.3 Diversidade de Shannon-Wiener:.....	22
3.5.4 Equitabilidade de Pielou:.....	22
3.5.5 Riqueza de espécies:.....	23
3.5.6 Dominância de Simpson:	23
3.5.7 Índices de Similaridade:	24
3.5.7.1 Morisita-Horn:.....	24
3.5.7.2. Similaridade de Jaccard:	24
3.5.8 Curva de Importância das Espécies:	25
3.5.9 Índice Ponderal:	25
3.5.10 Caracterização das guildas tróficas:.....	26
4. Resultados:	28
4.1 Fase pré-instalação dos Tanques (Pré-TR) x fase Tanque (TR):.....	28
4.2 Trecho Tanque (TR) x trecho Controle (CT):	33
5. Discussão:	42
6. Conclusões:	59
7. Literatura Citada:	60
8. Anexos:.....	78

1. Introdução:

A construção de usinas hidroelétricas no Brasil alcançou grande desenvolvimento durante o século XX (TUNDISI, 2003; AGOSTINHO et al., 2007). Atualmente estas usinas produzem 73,8% de toda a energia elétrica do país, sendo o Estado de São Paulo responsável por 22,22% (ANEEL, 2010). Entretanto, tais empreendimentos transformaram grandes rios da região Sudeste como o Tietê, Paranapanema e Grande, em uma sucessão de lagos artificiais em cascata (TUNDISI, 1999).

Neste sentido, WOYNAROVICH (1991) destaca que a construção de represas implica em transformação do ambiente lótico em semi-lêntico, gerando mudanças no solo e vegetação em seu entorno e principalmente nos fatores físico-químicos da água. Tais alterações, aliadas aos barramentos, implicam em reestruturação da ictiofauna local, com substituição de espécies de grande porte e alto valor econômico, por espécies de pequeno porte e baixo valor econômico (AGOSTINHO et al., 1994; CARVALHO & SILVA, 1999; ZOCCHI, 2002). Além de tais impactos, estes ambientes vêm sofrendo outros impactos, como pesca predatória, introdução de espécies, poluição, desmatamento, processos erosivos, assoreamento e atualmente um possível novo impacto negativo, a piscicultura em tanques-rede (PAIVA, 1982; TORLONI et al., 1986; ORSI & AGOSTINHO, 1999; SANTOS & FORMAGIO, 2000; LATINI & PETRERE, 2004; CARVALHO et al., 2008).

A utilização de sistemas de criação de organismos aquáticos em gaiolas ou tanques-rede iniciou-se há mais de 50 anos, no Delta do rio Mekong, na Ásia

(BEVERIDGE, 1984; MEDEIROS, 2002; CASTAGNOLLI, 2000). De acordo com FAO (2008), desde 1970 a aquicultura mundial vem apresentando índices médios anuais de crescimento superiores ao da pesca extrativista e da produção de animais terrestres.

Neste sentido, o Brasil possui um imenso potencial aquícola, tendo 8.400 km de costa marítima, 5.500.000 hectares de represas de águas doces, clima favorável, terras disponíveis e relativamente baratas, mão-de-obra abundante e crescente demanda por pescado (MPA, 2009). Ainda, no Brasil a aquicultura comercial se firmou a partir da década de 1990, principalmente na região Sudeste, onde o modelo zootécnico mais utilizado são as tilápias (*Oreochromis niloticus* e suas linhagens) (ONO, 1998; MEDEIROS, 2002; BRANDÃO et al., 2004). Desde então a produção aquícola brasileira passou de 25.000 toneladas/ano em 1990 para atuais 250.000 toneladas de pescado cultivado (MPA, 2009). Parte deste aumento na produção deve-se a programas governamentais como PRONAF (Programa de Fortalecimento da Agricultura Familiar) e FEAP (Fundo de Expansão do Agronegócio Paulista) e *marketing* (MPA, 2009).

Entretanto, apesar de todo crescimento e potencial aquícola brasileiro, diversos estudos relatam impactos ocasionados por sistemas de pisciculturas em tanques-rede em águas continentais e costeiras. Tais estudos apontam uma enorme gama de impactos sobre diferentes tipos de organismos aquáticos, sedimento e qualidade da água.

Uma das principais características da aquicultura em tanques-rede é a grande quantidade de resíduos orgânicos gerados, que são diretamente liberados no ambiente

aquático (VITA, et al., 2004; BEVERIDGE, 2004). Tais efluentes (restos de ração, fezes, escamas e muco) podem consistir em uma importante fonte de poluição, dependendo da espécie, técnica de cultivo, hidrografia do local de cultivo, tipo de ração e práticas de manejo (WU, 1995; HARGREAVES, 1998; PILLAY, 2004). A quantidade de matéria orgânica liberada para o ecossistema pode chegar a 80% (LEMARIÉ et al., 1998; LUPATSCH & KISSIL, 1998).

Os nutrientes oriundos de pisciculturas podem acarretar desequilíbrio no ambiente aquático, quando os processos naturais de autodepuração não conseguem anular a carga orgânica emitida. A decomposição destes detritos pela oxidação mediada por microorganismos compromete a qualidade da água, podendo ocasionar mortandade de peixes e de outros organismos, afetando a utilização desses recursos hídricos (SIPAÚBA-TAVARES, 1995; ESTEVES, 1998; ONO, 1998; MEDEIROS, 2002; WU et al., 1994; WU, 1995; HARGREAVES, 1998; PILLAY, 2004.)

Além dos impactos na qualidade da água, o excesso de nutrientes provindos dos tanques-rede pode, alterar as propriedades físico-químicas do substrato (DELGADO et al., 1999; KARAKASSIS et al., 2000) aumentar a produção primária (KELLY, 1993; DIAZ, et al., 2001; DIAS, 2008), aumentar a abundância da fauna bentônica (KARAKASSIS, 2000; MENEZES & BEYRUTH, 2003). Além destes problemas, tais empreendimentos, podem liberar substâncias químicas utilizadas no controle de parasitas e fungos (THROWER & SHORT, 1991; AOKI, 1989; DIXON, 1991), dispersar parasitos e patógenos (ZICA, 2008), e introduzir espécies não-nativas (WELCOME, 1988; AGOSTINHO & JULIO, 1996). Ressalta-se que neste tipo de cultivo, os escapes

são inevitáveis podendo ocorrer durante o manejo dos animais, tempestades e danos ocasionados por hélices de barco (BEVERIDGE, 2004).

Ainda com relação ao aporte de matéria orgânica pelas pisciculturas, outro importante impacto é a atratividade exercida pelos tanques-rede. Tal fato acarreta aumento na abundância de indivíduos ao redor destes empreendimentos (DEMPSTER et al., 2002 e 2004; PAES, 2006; MACHIAS et al., 2004 e 2006; HÅKANSON, 2005), em decorrência da alta disponibilidade de recursos alimentares provenientes da piscicultura (restos de ração, fezes e escamas) (PEARSON AND BLACK, 2001; DEMPSTER et al., 2002; PAPOUTSOGLOU et al., 1996; BLACK, 1998; JOHANSSON et al., 1998; RAMOS et al., 2008; RAMOS, 2009; VITA, et al., 2004). Estes peixes agregados aos tanques exercem um importante papel ambiental na reciclagem de nutrientes ao fazerem uso dos resíduos excedentes das pisciculturas (VITA, et al., 2004; PAES, 2006; RAMOS, 2009).

Ainda, devido ao fato de haver poucos estudos enfocando ambientes de águas continentais, não está claro quais os efeitos desta atratividade sobre o ecossistema aquático local. Neste sentido, autores como PAES (2006) e ZANATTA (2007), observaram diferentes situações ao estudar o efeito de pisciculturas em tanques-rede sobre a estrutura e composição da ictiofauna. Assim, o estudo realizado por PAES (2006) relata dominância de poucas espécies de peixes e um significativo aumento na abundância numérica e em biomassa nos trechos sobre influência dos tanques de cultivo. Entretanto ZANATTA (2007) não observou mudanças na estrutura e composição da ictiofauna local.

Desta maneira, há necessidade de mais pesquisas enfocando os mecanismos que propiciam tal agregação e principalmente a maneira como ocorre a reestruturação ictiofaunística e seus efeitos em locais sobre a influência deste tipo de atividade zootécnica.

2. Objetivos:

O objetivo geral deste estudo foi avaliar, em termos quali-quantitativos, a atratividade e possíveis interferências do sistema de piscicultura em tanques-rede (TR), sobre a ictiofauna residente da represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema).

Especificamente, enfocou-se comparativamente:

- Caracterização, em termos espaciais e temporais, da composição e estrutura das assembléias de peixes dos trechos estudados;
- Determinação dos diferentes atributos ecológicos destas assembléias de peixes dos trechos estudados;
- Com base nestes resultados, pode-se inferir possíveis interferências ou danos ecológicos decorrentes desta atividade de aquicultura sobre a ictiofauna residente, no contexto dos barramentos dos grandes rios e seus múltiplos usos.

3. Material e métodos:

3.1 Características ambientais da região de estudo:

3.1.1 rio Paranapanema:

O rio Paranapanema, nome de origem Tupi-Guarani, (paraná = rio; panema = pobre em peixes) (CARVALHO, 2009), está inserido na bacia do Alto rio Paraná, sendo que suas nascentes estão localizadas a cerca de 903 metros de altitude na Serra da Paranapiacaba, município de Capão Bonito - SP (SAMPAIO, 1944). Seu eixo principal possui aproximadamente 930 Km de extensão e o desnível até a sua foz no rio Paraná, região do Pontal do Paranapanema, é de 700 m. De sua extensão total, 630 Km estão em território Paulista e 300 Km fazem a divisa entre os estados de São Paulo e Paraná. A área de drenagem é de 109.600 Km², estendendo-se sob as coordenadas 22^o-26^o S e 47^o-54^o W, pelo sudoeste do Estado de São Paulo (47%) e norte do Paraná (53%) (DUKE-ENERGY, 2002 e 2009).

Devido a sua declividade, localização, presença de muitas quedas e corredeiras, como as que existiam em Jurumirim e Salto Grande, o rio Paranapanema teve papel importante no desenvolvimento hidroelétrico do Estado de São Paulo (BRITTO, 2003). Atualmente, ao longo do eixo principal do rio existem 11 usinas em operação, que transformaram seu curso em uma sucessão de represas em cascata: Jurumirim, Piraju, Paranapanema, Chavantes, Ourinhos, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana (BRITTO, 2003) (Figura 1).

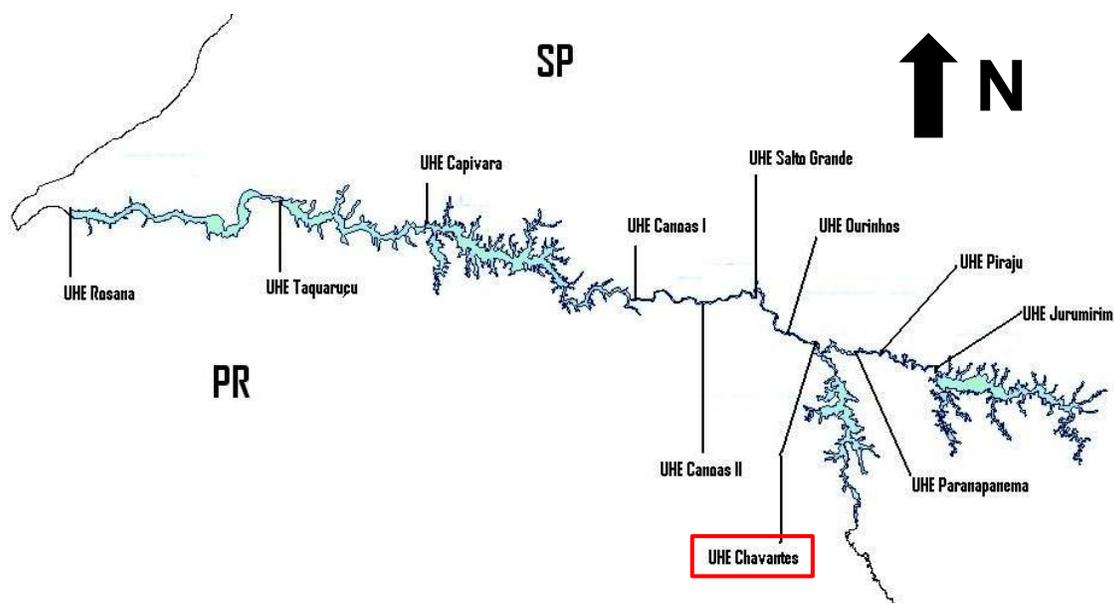


Figura 1 – Cascata de Usinas Hidrelétricas do rio Paranapanema, no destaque a UHE Chavantes.

O rio Paranapanema é dividido em três trechos: superior (da nascente até Jurumirim), médio (entre Jurumirim e Salto Grande) e baixo (de Salto Grande até a foz no rio Paraná) (SAMPAIO, 1944), estando à represa de Chavantes localizada no médio Paranapanema a cerca 480 metros de altitude (DUKE-ENERGY, 2002).

3.1.2 Usina de Chavantes:

A construção da usina hidroelétrica (UHE) de Chavantes teve início em 1958, sendo concluído o enchimento e iniciadas suas operações em 1971. Os principais afluentes formadores da represa são os rios Itararé e Verde, presentes na margem esquerda (Figura 2). A represa é do tipo bacia de acumulação, apresenta profundidades que chegam a atingir 90 metros nos trechos próximos à barragem, tem cota máxima útil de 474m, volume total de $9.410 \times 10^5 \text{ m}^3$, e área do espelho d'água na

sua cota máxima de 400 km² (DUKE ENERGY, 2009). Em termos limnológicos, a represa de Chavantes é classificada como oligotrófica (*sensu* Carlson), apresentando formato dendrítico (NOGUEIRA et al., 2002).

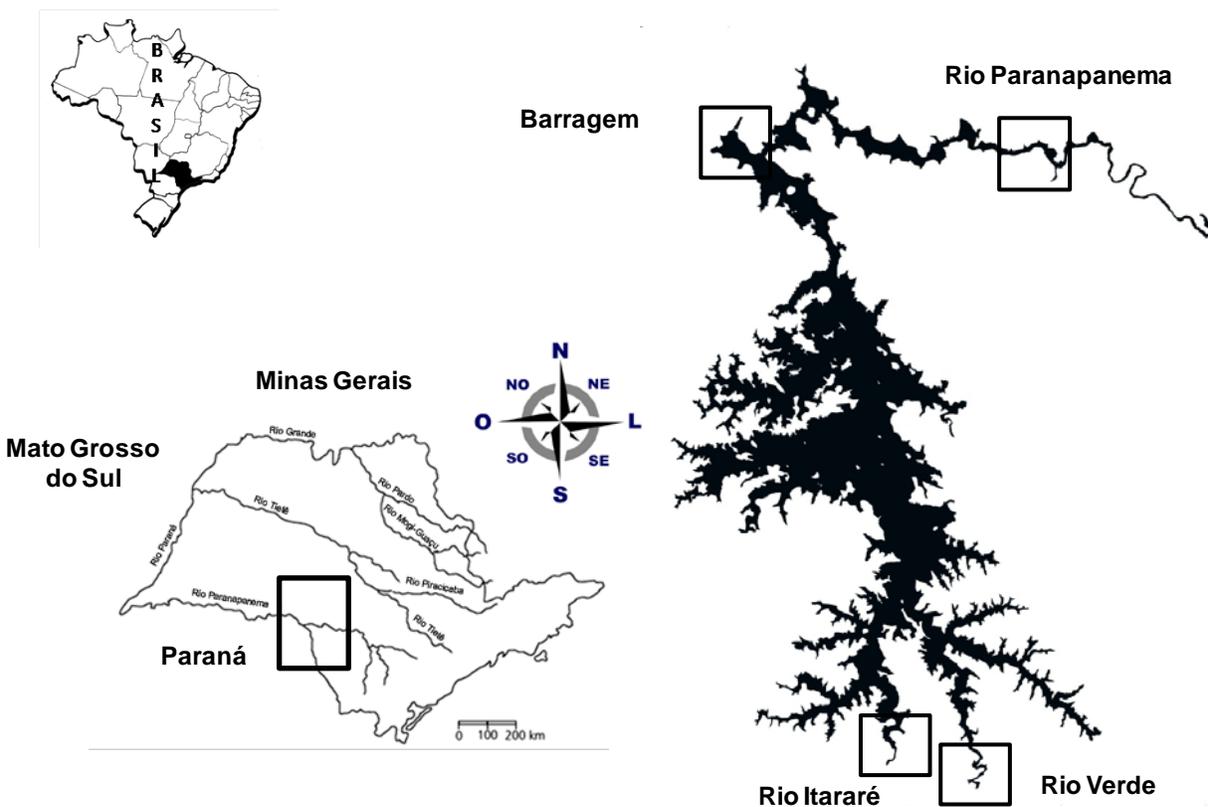


Figura 2 – Mapas do Brasil e do estado de São Paulo, no detalhe maior o represa de Chavantes.

Devido ao seu alto volume acumulado, a represa de Chavantes é classificada como bacia de acumulação, o que permite a regularização de grande parte da vazão média do rio, garantindo o correto funcionamento das usinas à jusante, evitando enchentes e assegurando abastecimento para toda a região ribeirinha (DUKE ENERGY, 2009). Este importante ecossistema aquático artificial que abrange diversos municípios no Estado de São Paulo (Fartura, Chavantes, Ipaussu) e Paraná (Ribeirão

Claro, Carlópolis), tem aproveitamento em múltiplos usos, como atividades de pesca esportiva, artesanal, turismo náutico e mais recentemente tem sido usada para piscicultura em tanques redes (CARVALHO et al., 2008).

Deve-se ressaltar que algumas instituições públicas e privadas, como a UNESP – campus de Botucatu, UEL (Londrina, PR), APTA regional (Assis, SP), em parceria ou não com a concessionária de energia elétrica (Duke Energy – geração Paranapanema) e agências de fomento (FAPESP, CNPQ, FINEP/SEAP) têm nos últimos 10 anos realizados estudos nas vertentes limnológicas, ictiofaunísticas, na aquicultura e pesca artesanal, dentre outros (CARVALHO, 2009)

3.2 Trechos amostrais:

Para a realização do estudo foram selecionados dois trechos amostrais, um denominado Tanque (TR) (anexo 1), coordenadas 23°07'36.46"S e 49°37'36.05"O, e outro trecho, denominado Controle (CT) (Anexo 2), coordenadas 23°07'56.89"S e 49°36'13.24"O (Figura 3). No trecho Tanque está instalada a piscicultura em tanques-rede. Este empreendimento iniciou suas operações no início de 2008, e é classificado como de médio porte, pois conta com cerca de 200 tanques com volume útil que variam de 6 a 18m³. O outro trecho, denominado Controle (CT), está localizado a cerca de 4 km a montante da piscicultura e *a priori* não sofre interferência direta do sistema de piscicultura em tanques-redes.

Para a escolha do trecho Controle procurou-se uma área da represa com características fisiográficas e ambientais similares à do trecho Tanque. Desta forma,

ambos os trechos possuem: margem formada por rochas, matas ciliares preservadas e poucas macrófitas aquáticas em terreno com declive acentuado.

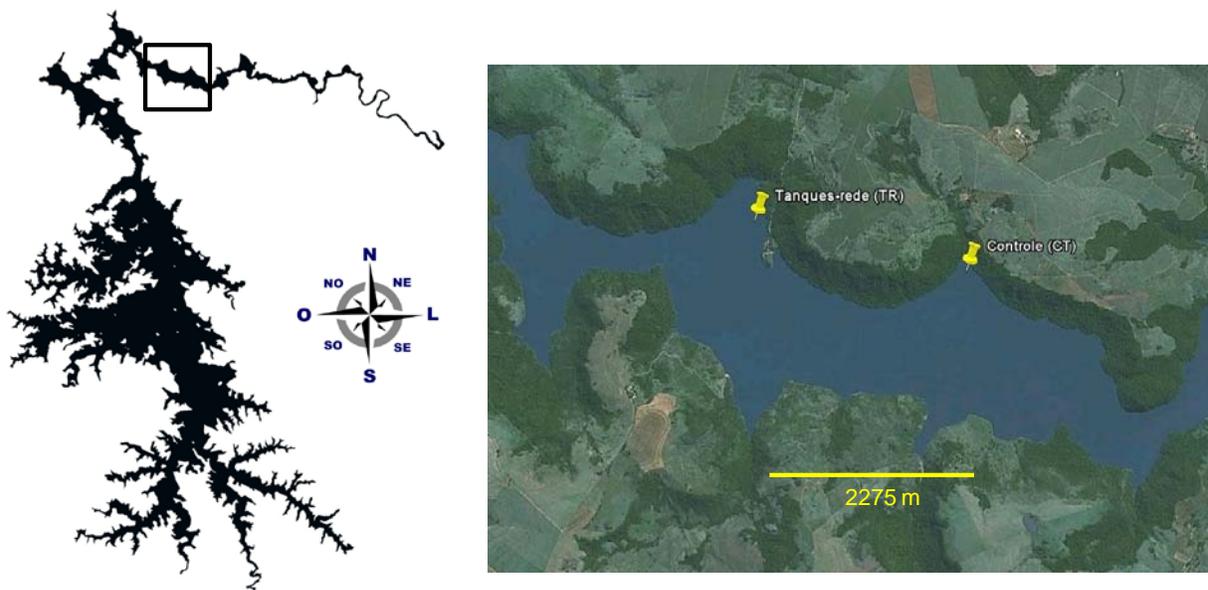


Figura 3 – Mapa da represa de Chavantes mostrando no detalhe a localização dos trechos amostrais - TR e CT

3.3 Amostragens das assembléias de peixes:

Foram realizadas coletas de campo em duas etapas, sendo a primeira nos meses de outubro e dezembro de 2007, período anterior à instalação dos tanques-rede (Pré-TR), no local onde o empreendimento de piscicultura seria instalado. A segunda etapa ocorreu nos dois trechos amostrais – TR e CT, no período de abril de 2008 a março de 2009, com a piscicultura já instalada e operando, totalizando 12 amostragens mensais.

Para a coleta utilizou-se redes de espera padronizadas com malhas variando de 3 a 14 cm entre nós não adjacentes, com 20 m de comprimento e alturas variando de 1,44 a 2,00 m (tabela 1). Para cada trecho amostral (TR e CT), foram utilizadas três

lotes de redes de espera, sendo dois lotes com malhas de 3, 4, 5, 6 e 7 cm entre nós não adjacentes (lotes A) e o outro lote com malhas de 7, 8, 10, 12 e 14 cm (lote B), perfazendo 488,6 m² de área de redes/trecho.

Tabela 1 – Relação entre o tamanho da malha e a área.

Malha (cm)	Altura (m)	Área (m²)
3	1,44	28,80
4	1,52	30,40
5	1,50	30,00
6	1,50	30,00
7	1,75	35,00
8	2,00	40,00
10	1,70	34,00
12	1,56	31,20
14	2,00	40,00

As redes de espera do lotes A foram instaladas próximas as margens da represa ao passo que o lote B em regiões mais profundas dos trechos amostrais. As redes foram instaladas no período vespertino (por volta das 16:00 h) e retirados na manhã seguinte (por volta das 07:00 h), perfazendo um total de aproximadamente 15 horas de exposição.

Após recolher as redes, os peixes foram retirados e colocados em sacos plásticos devidamente etiquetados e ainda em campo foram identificados até o nível taxonômico de espécie, com base em NELSON (1994) e BRITSKI et al. (1988 e 1999). Posteriormente os exemplares foram submetidos a análises biométricas (comprimento (cm), peso (g), estágio de maturação gonadal, índice de repleção estomacal, peso da

carcaça e peso da gônada) utilizando ictiômetro e balança analítica de precisão com duas casas decimais¹.

Exemplares com dúvidas de identificação foram fixados em formol 10%, devidamente etiquetados, sendo remetidos aos especialistas em sistemática e taxonomia de peixes: Prof. Dr. Francisco Langeani Neto, do IBILCE, campus da UNESP de São José do Rio Preto, SP; Prof. Dr. Cláudio de Oliveira, do Instituto de Biociências da Unesp de Botucatu; Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki, do Nupélia, da Universidade Estadual de Maringá. Ainda, exemplares testemunhos serão depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu, sob responsabilidade do Prof. Dr. Cláudio de Oliveira.

3.4 Determinação da estação sazonal:

As estações sazonais - seca e chuva foram determinadas com base em séries climatológicas históricas da região, realizadas no período de 1940 a 1999, pois os índices pluviométricos mensurados neste estudo não mostraram padrão similar (Figura 4 - A). Assim, optou-se por caracterizar como período de estiagem (seca) os meses de abril a setembro, enquanto os de chuva de outubro a março (Figura 4 – B) (DUKE-ENERGY, 2002).

¹ Este material biológico está sendo usado no projeto de doutorado “Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregadas a um sistema de tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema-SP/PR).”, sob a responsabilidade de MsC. Heleno Brandão e orientação de Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho.

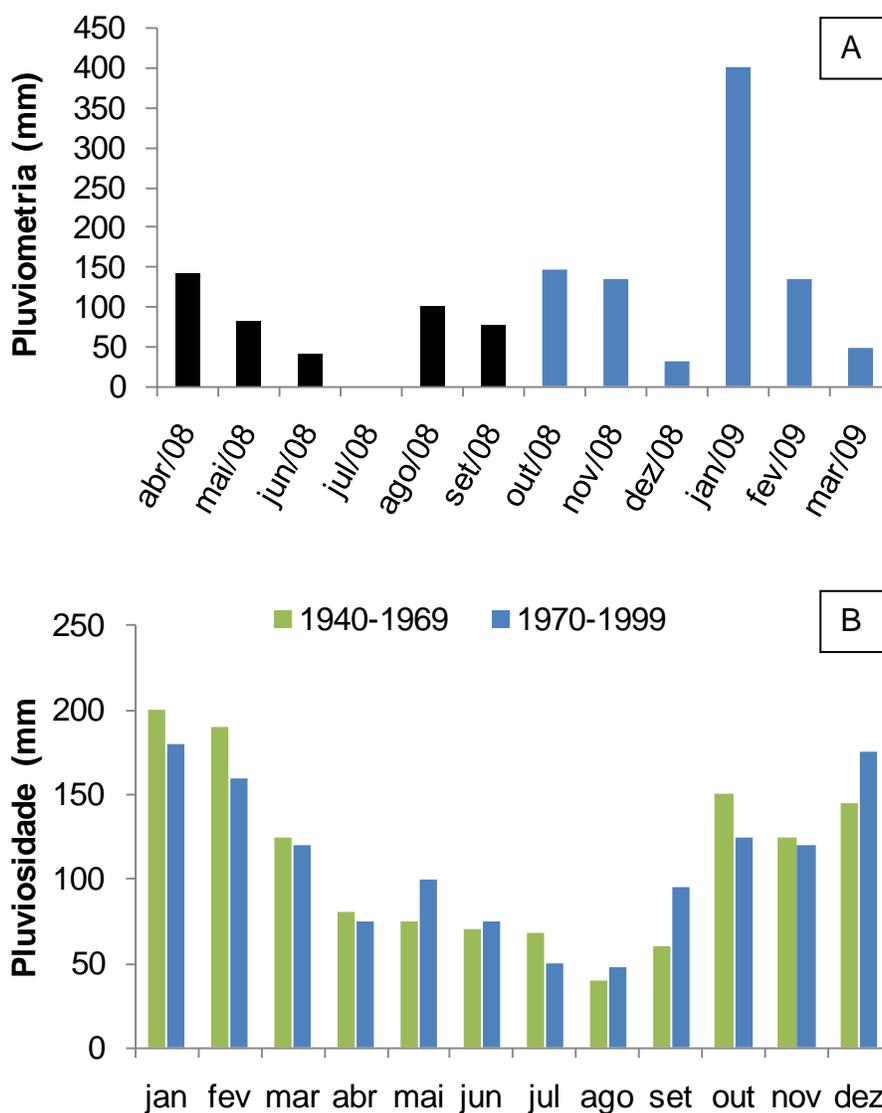


Figura 4 – Médias pluviométricas registradas para o período do estudo (A) e série histórica do local (B).

3.5 Atributos ecológicos das assembléias de peixes:

Para a determinação dos atributos ecológicos (abundância, em número e biomassa, índices de diversidades, curva de importância, etc.) das assembléias de peixes dos trechos em estudo foram realizadas análises compreendendo dois períodos:

1. Fase pré-instalação dos Tanques (Pré-TR, outubro e dezembro de 2007) x fase Tanque (TR, abril/08 a março/09);
2. Trecho Tanque (TR) x trecho Controle (CT) ambos entre abril/08 a março/09.

3.5.1 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.

3.5.2 Constância de Captura:

A constância de captura (c) foi proposta por DAJOZ (1978) e mede a frequência com que cada espécie ocorre no ambiente, relacionando o número de vezes em que a espécie foi capturada com o número total de amostragens. É determinada pela seguinte fórmula:

$$c = (n \times 100)/N$$

Sendo:

c = constância de captura;

n = número de vezes que a espécie foi coletada;

N = número total de coletas efetuadas.

Deste modo considera-se:

- Espécie Constante $c > 50\%$;

- Espécie Acessória $25\% \leq c \leq 50\%$;
- Espécie Acidental $0 < c < 25\%$;
- Espécie Ausente $c = 0$.

3.5.3 Diversidade de Shannon-Wiener:

Segundo DAJOZ (2005), o índice de diversidade de Shannon-Wiener é um dos mais utilizados em estudos ecológicos, pois é independente do tamanho amostral. Este índice considera presença/ausência das espécies nas comunidades avaliadas (PINTO-COELHO, 2000), e é calculado pela seguinte fórmula:

$$H' = -\sum (p_i \cdot \ln p_i)$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-wiener;

p_i = proporção da espécie i na comunidade, sendo $p_i = (n_i/N)$;

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos na amostra.

3.5.4 Equitabilidade de Pielou:

A Equitabilidade de Pielou (E) mede a uniformidade das espécies entre trechos amostrais, em termos de suas abundâncias relativas. A Equitabilidade é calculada conforme MAGURRAN (1988).

$$E = H'/\ln S$$

Sendo:

E = equitabilidade de Pielou;

H' = Diversidade de Shannon-Wiener;

H Max = Ln S, sendo que S corresponde à diversidade máxima de espécies na comunidade.

3.5.5 Riqueza de espécies:

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

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

Sendo:

S = número de espécies capturadas;

N = número total de indivíduos.

3.5.6 Dominância de Simpson:

A Dominância de Simpson exprime a influência exercida por uma espécie numa determinada comunidade (DAJOZ, 2005) e é calculada através da seguinte fórmula:

$$D = [n_i \times (n_i - 1) / N \times (N - 1)]$$

Onde:

D = dominância de Simpson;

n_i = número de indivíduos da espécie i na amostra;

N = número total de indivíduos na comunidade.

3.5.7 Índices de Similaridade:

3.5.7.1 Morisita-Horn:

O índice de Morisita-Horn (CH) 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, 2000). 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 (1966) (In: PINTO-COELHO, 2000), e é calculado através da seguinte fórmula:

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

Sendo:

CH = Índice simplificado de Morisita proposto por Horn (1966);

X_{ij} e X_{jk} = abundâncias da i -ésima espécie das amostras j e k ;

N_j e N_k = número total de indivíduos nas amostras j e k .

3.5.7.2. Similaridade de Jaccard:

O índice de Similaridade de Jaccard (S_j) é um índice qualitativo que se baseia nos dados de presença/ausência das espécies dos trechos amostrados (PINTO-COELHO, 2000). Este índice é calculado pela seguinte fórmula:

$$S_j = c / (a + b - c) \cdot 100$$

Onde:

S_j = coeficiente de similaridade de Jaccard;

c = número de espécies comuns entre os trechos a e b ;

a = número de espécies no trecho a ;

b = número de espécies no trecho b .

3.5.8 Curva de Importância das Espécies:

A importância relativa das espécies, também conhecida como *plot de Whittaker* (*in* KREBS, 1989), é estabelecida pelo escalonamento das espécies, em ordem decrescente de importância da abundância destas. Esta sequência foi estabelecida de acordo com os valores decrescentes das espécies agrupadas. Os dados são plotados graficamente, tendo como eixo x a sequência de importância relativa das espécies e y , os dados transformados da abundância absoluta das espécies $[\log(n+1)]$. 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 (TOKESHI, 1993).

3.5.9 Índice Ponderal:

Este índice pondera os dados de abundância numérica e biomassa, calculado de acordo com NATARAGAM & JHINGIAN (1961, *in* BEAUMORD & PETRERE Jr., 1994).

É dado pela seguinte fórmula:

$$IP = (ni.bi).100/\sum (ni.bi)$$

Onde:

ni = Abundância da espécie i

bi = Biomassa da espécie i

3.5.10 Caracterização das guildas tróficas:

Para realizar a discriminação dos peixes entre predadores e suas presas (Tabela 2) foram utilizados dados de estudos paralelos sobre alimentação dessas espécies (BRANDÃO, em andamento) e dados da literatura pertinente (VIDOTTO-MAGNONI, 2009). Desta forma, foram consideradas predadoras aquelas espécies que fazem uso de peixes como um dos seus principais itens alimentares e as espécies presas foram as de pequeno porte ou àquelas registradas em conteúdos estomacais desses predadores.

Tabela 2 – Guildas tróficas e preferências alimentares de algumas espécies de peixes da represa de Chavantes.

	Espécie	Guilda Trófica	Principais recursos
Predadores	<i>G. knerii</i>	Piscívoro	Peixes, crustáceos, insetos aquáticos
	<i>P. squamosissimus</i>	Piscívoro	Peixes, crustáceos, insetos aquáticos
	<i>S. maculatus</i>	Piscívoro	Peixes, crustáceos, insetos
	<i>H. malabaricus</i>	Piscívoro	Peixes, crustáceos, insetos
	<i>A. lacustris</i>	Piscívoro	Peixes, crustáceos
	<i>C. kelberi</i>	Piscívoro	Peixes, crustáceos
Presas	<i>A. affinis</i>	Detritívoro	Detrito, fragmento vegetal, algas
	<i>S. insculpta</i>	Detritívoro	Detrito, fragmento vegetal, algas
	<i>A. altiparanae</i>	Insetívoro	Insetos, algas, fragmento vegetal
	<i>A. fasciatus</i>	Insetívoro	Insetos, fragmentos vegetais
	<i>C. modestus</i>	Detritívoro	Detritos, fragmentos vegetais
	<i>E. virescens</i>	Detritívoro	Fragmentos vegetais, algas
	<i>E. trilineata</i>	Detritívoro	Fragmentos vegetais, algas
	<i>S. macrurus</i>	Detritívoro	Insetos, detritos, fragmentos vegetais
	<i>G. sylvius</i>	Insetívoro	Insetos aquáticos, algas,

4. Resultados:

Para facilitar a compreensão dos resultados, estes, serão apresentados em dois tópicos:

1. Período pré-instalação dos Tanques (Pré-TR) x período pós-instalação (TR);
2. Trecho Tanque (TR) x trecho Controle (CT).

4.1 Fase pré-instalação dos Tanques (Pré-TR) x fase Tanque (TR):

A composição da assembléia de peixes apresentou mudanças consideráveis entre as duas fases do trecho tanque-rede, onde foi capturado um total de 41 espécies. Destas, 21 espécies foram registradas nas duas coletas realizadas na fase anterior à instalação dos tanques, sendo que sete foram exclusivas desta fase. Nas 12 coletas do período pós-instalação, foram registradas 33 espécies, das quais, 19 espécies não haviam sido capturadas na fase pré-instalação. Ainda, do total de espécies registradas, 14 espécies ocorreram nas duas fases (Tabela 3).

Comparando a assembléia presente na fase pré-TR com a TR, observa-se que nas coletas da fase pré-tanque foi capturado um número constante de espécies (18 espécies), enquanto que após o início da operação deste empreendimento, o número variou ao longo dos meses (6 a 20 espécies) (Figura 5). Ressalta-se que no mês em que se iniciou a operação da piscicultura, o número de espécies registradas (20 espécies) foi superior ao registrado no período pré-tanque, sendo esta, a coleta em que se registrou o maior número de espécies (Figura 5).

Em relação à captura média em número e biomassa entre as duas fases, observa-se grande variação. No período pós-tanque, a média de captura em número aumentou 22,5%, enquanto que em biomassa esse aumento foi de 54,6% (Figura 6).

Considerando a flutuação populacional das principais espécies, em abundância, presente nas duas fases observa-se uma relação entre as oscilações das populações de *A. affinis* e da piscívora *G. knerii*. Ainda, *P. maculatus* também apresentou oscilação populacional, aumentando significativamente após a instalação dos tanques, tendo um leve decréscimo no final da estação de seca, porém sem ligação aparente com as demais espécies. *A. altiparanae*, *I. labrosus* e *P. squamosissimus* apresentam oscilações semelhantes (Figura 7).

De acordo com a flutuação mensal em abundância e biomassa das duas fases, observa-se que nos primeiros meses após a instalação dos tanques-rede houve grande aumento, tanto em número quanto em biomassa. Após este primeiro momento houve declínio, ocorrendo posteriormente pequenas oscilações (Figura 8).

Tabela 3 - Posição taxonômica das espécies de peixes capturadas em todo o experimento, relação presença/ausência nos trechos e acrônimos.

Classe OSTEICHTHYES						
Sub Classe ACTINOPTERYGHI						
Superordem OSTARIOPHYSI						
CHARACIFORMES	Família Characidae		Pré TR	TR	CT	Acrônimos
	<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)		x	x	x	Aalt
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)			x	x	Afas
	Subfamília Characinae					
	<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)		x	x	x	Gkin
	Subfamília Serrasalminae					
	<i>Serrasalmus maculatus</i> (Kner, 1858)		x	x	x	Smac
	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)			x		Pmes
	Família Acestrorhynchidae					
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)		x	x	x	Alac
	Família Erythrinidae					
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)		x		x	Hmal
	Família Anostomidae					
	<i>Leporinus amblyrhynchus</i> (Garavello & Britski, 1987)		x	x	x	Lamb
	<i>Leporinus octofasciatus</i> (Steindachner, 1915)			x		Loct
	<i>Leporinus elongatus</i> (Valenciennes, 1850)			x		Lelo
	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1974)				x	Lfri
	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)				x	Lobt
	<i>Schizodon nasutus</i> (Kner, 1858)		x	x	x	Snas
	<i>Schizodon intermedius</i> (Garavello & Britski, 1990)		x			Sint
Família Curimatidae						
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández – Yépez, 1948)		x		x	Cmod	
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández – Yépez, 1948)		x	x	x	Sins	
Família Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)				x	Plin	
Família Parodontidae						
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)		x	x	x	Aaff	
Família Pimelodidae						
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)		x	x	x	Pmac	
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)		x	x	x	llab	
Família Heptapteridae						
<i>Rhandia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)			x	x	Rque	
<i>Pimelodella avanhadavae</i> (Eigenmann, 1917)			x		Pava	
Família Callichthyidae						
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)			x	x	Hlit	
Família Doradidae						
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)			x		Rdor	
Família Loricariidae						
Subfamília Hypostominae						
<i>Hypostomus iheringii</i> (Regan, 1908)		x	x	x	Hihe	
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)		x	x	x	Hstr	
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)				x	Hanc	
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)			x	x	Hreg	
<i>Hypostomus</i> sp.			x		Hsp	
<i>Hypostomus</i> sp.1		x			Hsp1	
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)				x	Hmar	
<i>Megalancistrus parananus</i> (Peters, 1881)		x		x	Mpar	
<i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering, 1905)		x			Hher	
Família Cichlidae						
<i>Cichla kelberi</i> (Kullander & Ferreira, 2006)			x	x	Ckel	
<i>Crenicichla haroldoi</i> (Luengo & Britski, 1974)			x	x	Char	
<i>Crenicichla britskii</i> (Kullander, 1982)			x	x	Cbri	
<i>Crenicichla jaguarensis</i> (Kullander, 2003)			x	x	Cjag	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		x	x	x	Gbra	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Trewavas, 1983)			x		Onil	
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)		x			Tren	
Família Sciaenidae						
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)		x	x	x	Psqu	
Família Gymnotidae						
<i>Gymnotus sylvius</i> (Albert & Fernandes-Matioli, 1999)			x	x	Gsyl	
Família Sternopygidae						
<i>Eigenmannia trilineata</i> (Lopéz & Castello, 1966)			x	x	Etri	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)			x	x	Evir	
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Scheneider, 1801)			x	x	Smacr	
Família Siluriformes						
Família Pimelodidae						
Família Heptapteridae						
Família Callichthyidae						
Família Doradidae						
Família Loricariidae						
Família Hypostominae						
Família Cichlidae						
Família Sciaenidae						
Família Gymnotidae						
Família Sternopygidae						

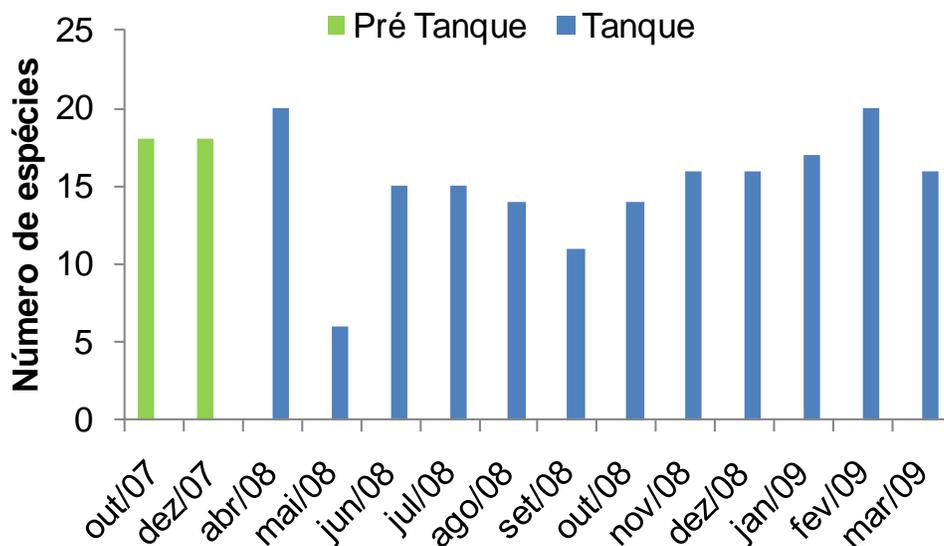


Figura 5– Variação do número de espécies capturadas por coleta nas fases pré e pós-tanques.

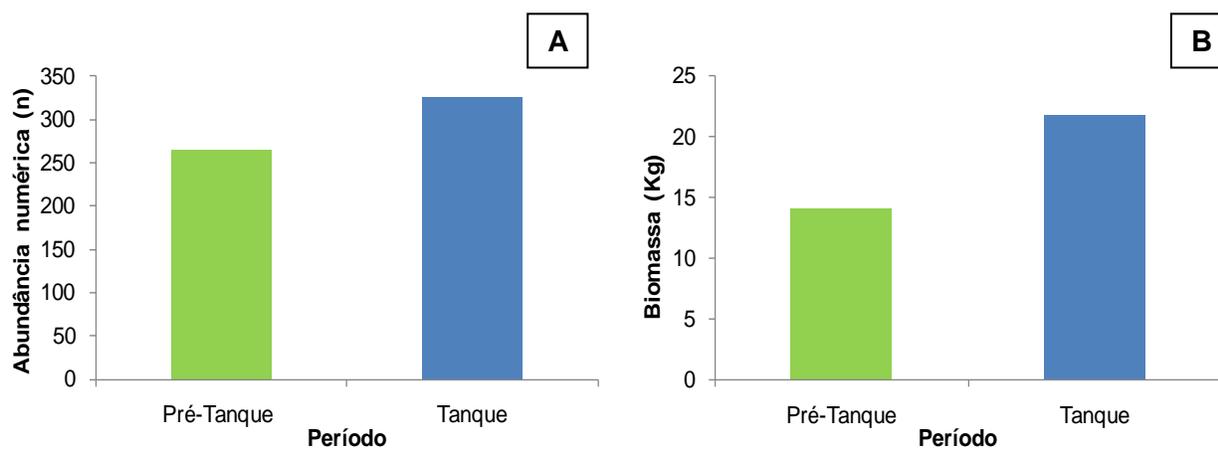


Figura 6 – Valores médios de captura em abundância numérica (A) e biomassa (B) das fases pré-Tanque e Tanque.

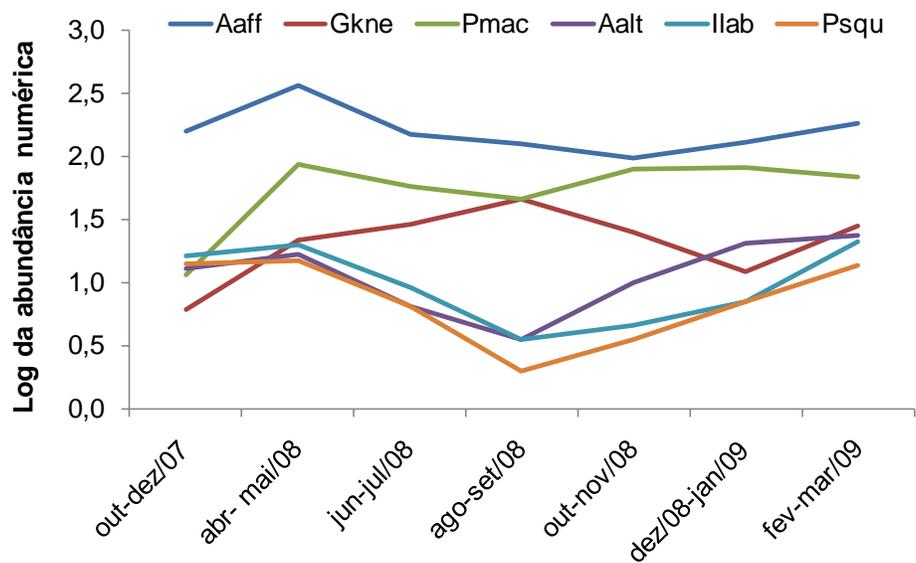


Figura 7 – Flutuação populacional ($\log N =$ abundância numérica) das principais espécies do trecho Tanque nas fases pré e pós-instalação.

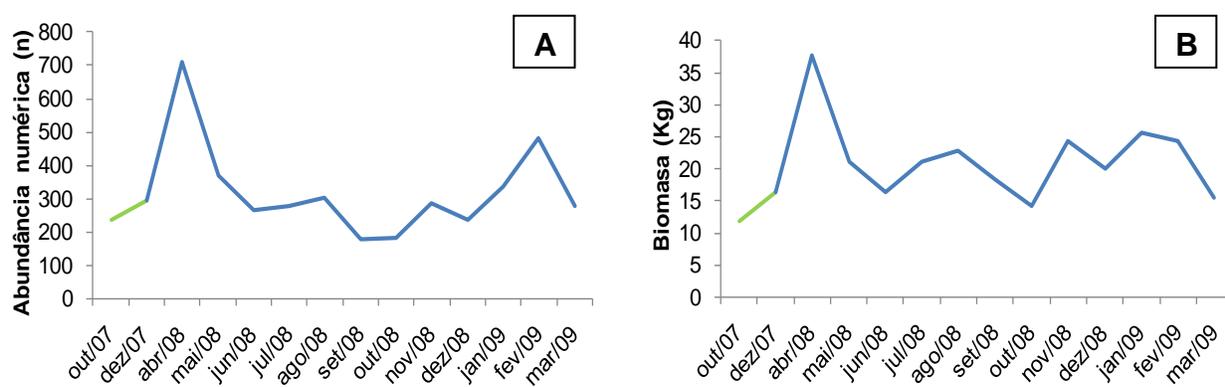


Figura 8 – Variação mensal da abundância numérica (A) e biomassa (B) nas fases pré e pós-instalação.

4.2 Trecho Tanque (TR) x trecho Controle (CT):

Para o trecho Tanque (fase pós-instalação), foram capturados 3.096 indivíduos (77,9%) com biomassa total de 261,9 Kg (77,3%), enquanto que para o trecho Controle foram capturados 1.110 indivíduos (22,1%) com biomassa total de 76,9 Kg (22,7%). Com relação às capturas mensais, observa-se que o trecho Tanque, com exceção do mês de outubro, sempre apresentou maior captura, em abundância numérica, em relação ao trecho Controle (Figura 9 - A). Em biomassa, o trecho Tanque apresentou maiores valores durante todo o estudo (Figura 9 - B)

Na tabela 4, pode-se observar os valores de abundância e biomassa e as respectivas porcentagens para cada espécie. Para o trecho Tanque as espécies mais importantes foram *A. altiparanae*, *A. affinis*, *G. knerii*, *I. labrosus*, *P. maculatus* e *P. squamosissimus* (93,18% → abundância; 93,82% → biomassa), sendo que as mesmas espécies, com exceção de *I. labrosus*, também foram as mais importantes no trecho Controle (75,76% → abundância; 55,03% → biomassa).

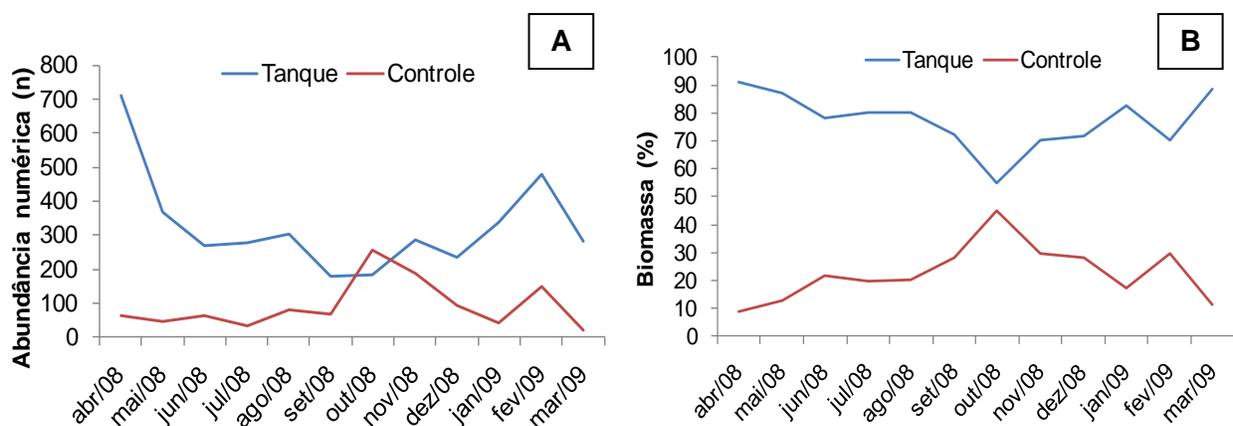


Figura 9 – Variação mensal de captura em abundância numérica (A) e biomassa (B) para os trechos amostrais.

Tabela 4 – Abundância numérica (n) e biomassa (Kg) das espécies capturadas no estudo, separadas por trechos amostrais, com suas respectivas porcentagens.

Ordens	Espécie	TR				CT			
		Abundância		Biomassa		Abundância		Biomassa	
		(n)	(%)	(Kg)	(%)	(n)	(%)	(Kg)	(%)
Characiformes	Aalt	161	4,1	3,40	1,3	87	7,8	1,29	1,7
	<i>Afas</i>	8	0,2	0,15	0,1	2	0,2	0,03	0,0
	Gkne	322	8,2	38,76	14,8	53	4,8	3,65	4,7
	<i>Smac</i>	17	0,4	0,46	0,2	13	1,2	0,38	0,5
	<i>Pmes</i>	2	0,1	2,85	1,1	-	-	-	-
	<i>Alac</i>	2	0,1	0,11	0,0	6	0,5	0,41	0,5
	<i>Hmal</i>	-	-	-	-	10	0,9	3,54	4,6
	<i>Lamb</i>	46	1,2	1,80	0,7	42	3,8	1,99	2,6
	<i>Loct</i>	2	0,1	0,04	0,0	-	-	-	-
	<i>Snas</i>	26	0,7	3,16	1,2	37	3,3	9,60	12,5
	<i>Lfri</i>	-	-	-	-	3	0,3	1,35	1,8
	<i>Lobt</i>	-	-	-	-	1	0,1	0,37	0,5
	<i>Lelo</i>	1	0,0	0,27	0,1	-	-	-	-
	<i>Cmod</i>	1	0,0	0,08	0,0	12	1,1	0,73	0,9
	<i>Sins</i>	9	0,2	0,48	0,2	34	3,1	1,71	2,2
	<i>Plin</i>	-	-	-	-	4	0,4	7,22	9,4
		Aaff	2091	53,5	49,23	18,8	525	47,3	13,11
Siluriformes	Pmac	841	21,5	135,40	51,7	61	5,5	9,48	12,3
	Ilab	130	3,3	10,41	4,0	25	2,3	1,97	2,6
	<i>Rque</i>	17	0,4	0,92	0,4	10	0,9	1,11	1,4
	<i>Pava</i>	5	0,1	0,08	0,0	-	-	-	-
	<i>Hlit</i>	1	0,0	0,20	0,1	1	0,1	0,14	0,2
	<i>Rdor</i>	2	0,1	0,13	0,0	-	-	-	-
	<i>Hihe</i>	5	0,1	0,32	0,1	11	1,0	0,86	1,1
	<i>Hstr</i>	14	0,4	0,93	0,4	19	1,7	2,33	3,0
	<i>Hanc</i>	-	-	-	-	9	0,8	0,56	0,7
	<i>Hreg</i>	1	0,0	0,16	0,1	2	0,2	0,30	0,4
	<i>Hsp</i>	1	0,0	0,02	0,0	-	-	-	-
	<i>Hmar</i>	-	-	-	-	1	0,1	0,20	0,3
	<i>Mpar</i>	-	-	-	-	1	0,1	0,06	0,1
Perciformes	<i>Ckel</i>	13	0,3	0,29	0,1	12	1,1	0,21	0,3
	<i>Char</i>	58	1,5	1,25	0,5	11	1,0	0,27	0,4
	<i>Cbri</i>	-	-	-	-	4	0,4	0,08	0,1
	<i>Cjag</i>	4	0,1	0,10	0,0	11	1,0	0,31	0,4
	<i>Gbra</i>	4	0,1	0,23	0,1	5	0,5	0,55	0,7
	<i>Onil</i>	11	0,3	1,51	0,6	-	-	-	-
	Psqu	95	2,4	8,54	3,3	90	8,1	12,82	16,7
Gymnotiformes	<i>Gsyl</i>	4	0,1	0,14	0,1	2	0,2	0,07	0,1
	<i>Evir</i>	2	0,1	0,03	0,0	2	0,2	0,08	0,1
	<i>Etri</i>	4	0,1	0,12	0,0	3	0,3	0,09	0,1
	<i>Smacr</i>	6	0,2	0,33	0,1	1	0,1	0,03	0,0
	Total	3906		261,9		1110		76,9	

Em relação à abundância numérica (n) e biomassa (Kg) por estação seca e chuvosa, o trecho Tanque apresentou maiores valores na estação seca, enquanto o trecho Controle apresentou maiores valores na estação chuvosa (Tabela 5).

Tabela 5 – Abundância numérica (n) e biomassa (Kg) separadas entre as estações sazonais do ano para os trechos estudados.

Trecho	Estação	Abund. (n)	Abund. (%)	Biomassa (Kg)	Biomassa (%)
Tanque	Seca	2107	53,9	137,9	52,6
	Chuva	1799	46,1	124,0	47,4
Total		3906	-	261,9	-
Controle	Seca	360	32,4	29,4	38,2
	Chuva	750	67,6	47,5	61,8
Total		1110	-	76,9	-

Em relação à diversidade de peixes, para o trecho Tanque foram registradas 33 espécies, sendo sete exclusivas, enquanto que no trecho Controle foram registradas 34 espécies, com oito exclusivas. Desse total de espécies, 26 foram comuns aos dois trechos de estudo (Tabela 3). Em relação ao número de famílias, para o trecho Tanque as ordens Siluriformes e Characiformes foram as mais abundantes, seguidas por Perciformes e Gymnotiformes. Para o trecho Controle a mais abundante foi à ordem Characiformes, seguido por Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes (Figura 10 – A). Para ambos os trechos Characiformes foi à ordem com o maior número de espécies, seguido por Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes (Figura 10 - B).

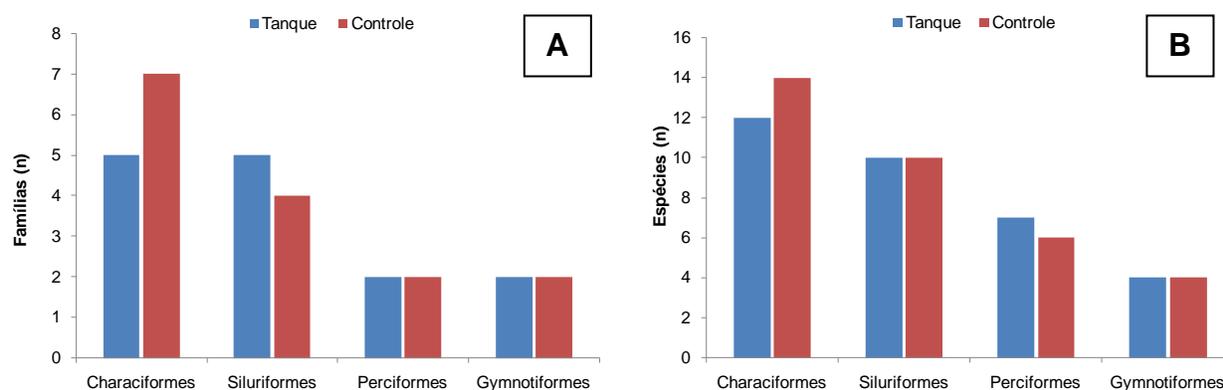


Figura 10 – Relação família/ordem (A) e espécie/ordem (B) para os trechos amostrais.

Considerando a abundância e biomassa separadas por ordem, Characiformes foi a que teve maior abundância numérica nos dois trechos, seguida por Siluriformes, Perciformes e Gymnotiformes (Figura 11 - A). Para biomassa, a ordem mais importante diferiu entre os trechos, sendo que no trecho Tanque a ordem Siluriformes foi a mais representativa, enquanto no trecho Controle foi Characiformes (Figura 11 – B).

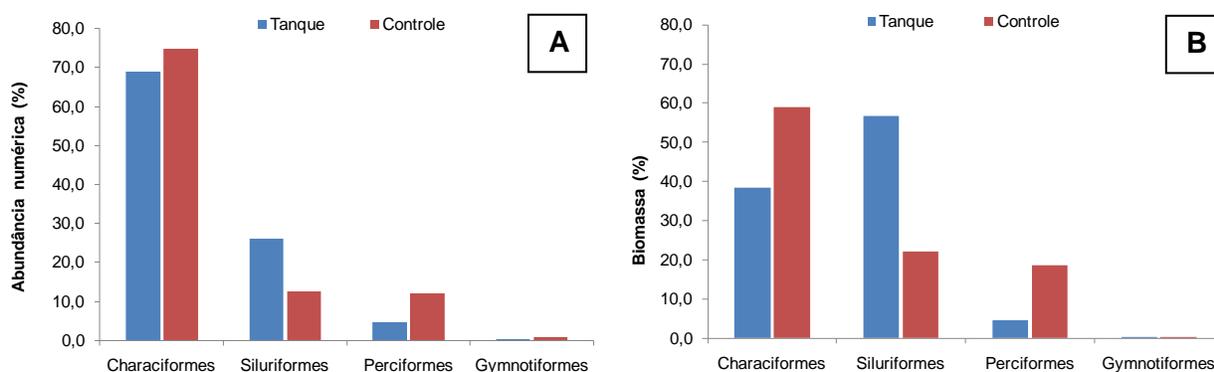


Figura 10 – Abundância numérica (A) e biomassa (B) em porcentagem para as ordens capturadas no experimento.

Quanto à constância de captura, para o trecho Tanque registrou-se maior número de espécies constantes ao longo do experimento, enquanto para o trecho Controle, houve predomínio de espécies acessórias. Ainda, para ambos os trechos observa-se um número semelhante de espécies acidentais (Tabela 6 e Figura 12).

Tabela 6 – Classificação das espécies com relação à constância de captura para os trechos amostrais.

Constância de Captura			Espécies	Tanque Controle	
Espécies	Tanque	Controle			
			<i>Astyanax altiparanae</i>	+++	+++
<i>Pimelodus maculatus</i>	+++	+++	<i>Astyanax fasciatus</i>	++	+
<i>Iheringichthys labrosus</i>	+++	+++	<i>Galeocharax knerii</i>	+++	+++
<i>Rhandia quelen</i>	+++	++	<i>Serrasalmus maculatus</i>	++	++
<i>Pimelodella avanhadavae</i>	++	-	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	+	-
<i>Hoplosternum littorale</i>	+	+	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	+	++
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	+	-	<i>Hoplias malabaricus</i>	-	++
<i>Hypostomus iheringii</i>	++	+++	<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	+++	+++
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	+++	+++	<i>Leporinus octofasciatus</i>	+	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	++	<i>Leporinus elongatus</i>	+	-
<i>Hypostomus regani</i>	+	+	<i>Leporinus friderici</i>	-	++
<i>Hypostomus sp.</i>	+	-	<i>Leporinus obtusidens</i>	-	+
<i>Hypostomus margaritifer</i>	-	+	<i>Schizodon nasutus</i>	+++	+++
<i>Megalancistrus parananus</i>	-	+	<i>Cyphocharax modestus</i>	+	++
<i>Cichla kelberi</i>	++	++	<i>Steindachnerina insculpta</i>	+++	+++
<i>Crenicichla haroldoi</i>	+++	++	<i>Prochilodus lineatus</i>	-	++
<i>Crenicichla britskii</i>	-	++	<i>Apareiodon affinis</i>	+++	+++
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	++	++	<i>Gymnotus sylvius</i>	++	+
<i>Geophagus brasiliensis</i>	++	++	<i>Eigenmannia trilineata</i>	+	+
<i>Oreochromis niloticus</i>	+++	-	<i>Eigenmannia virescens</i>	+	+
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	+++	+++	<i>Sternopygus macrurus</i>	++	+
	Constante +++	Acessória ++	Acidental +	Ausente -	

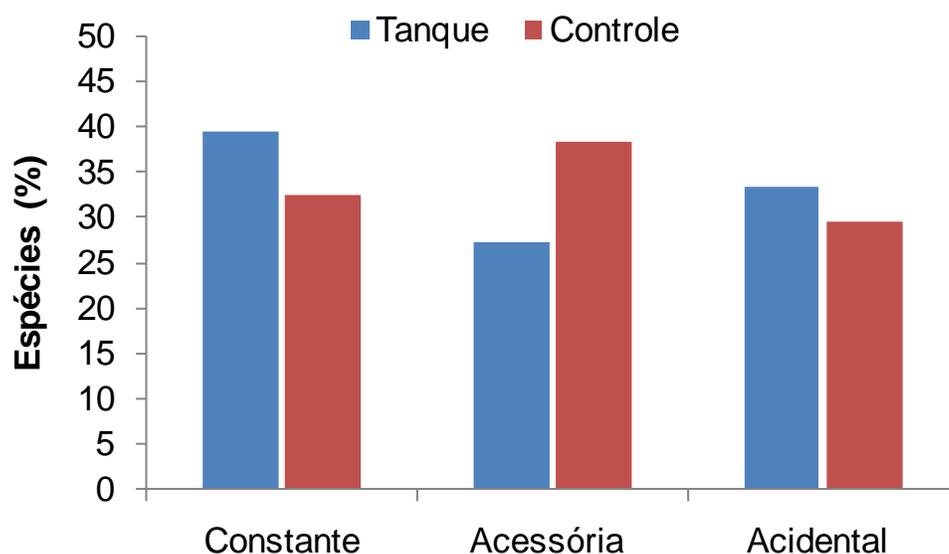


Figura 12 - Constância de captura das espécies nos trechos amostrais.

Na tabela 7, observa-se que a similaridade ictiofaunística entre os trechos foi média (Jaccard e Morisita-Horn). Analisando-se os dados de dominância (D), verifica-se que esta foi maior no trecho Tanque, enquanto a equitabilidade (E), a riqueza de espécies (d) e diversidade de Shannon-Wiener (H') foram maiores para o trecho Controle.

Tabela 7 – Atributos ecológicos da ictiofauna para os trechos amostrais.

Índice	TQ	CT
Dominância de Simpson (D)	0,3436	0,2470
Equitabilidade de Pielou (E)	0,4488	0,6166
Diversidade Shannon-Wiener (H')	2,2637	3,1370
Riqueza de espécies (d)	8,9094	11,4930
	TQ x CT	
Índice de Jaccard (Sj)	0,7321	
Índice de Morisita-Horn (CH)	0,4315	

A curva de importância das espécies para os trechos Tanque e Controle corroboram os dados apresentados nos índices ecológicos, ou seja, o trecho Tanque apresenta maior dominância. Ainda, com base na distribuição dos pontos, pode-se inferir que o trecho Tanque encontra-se mais perturbado ambientalmente em relação ao trecho Controle (Figura 13 – A e B).

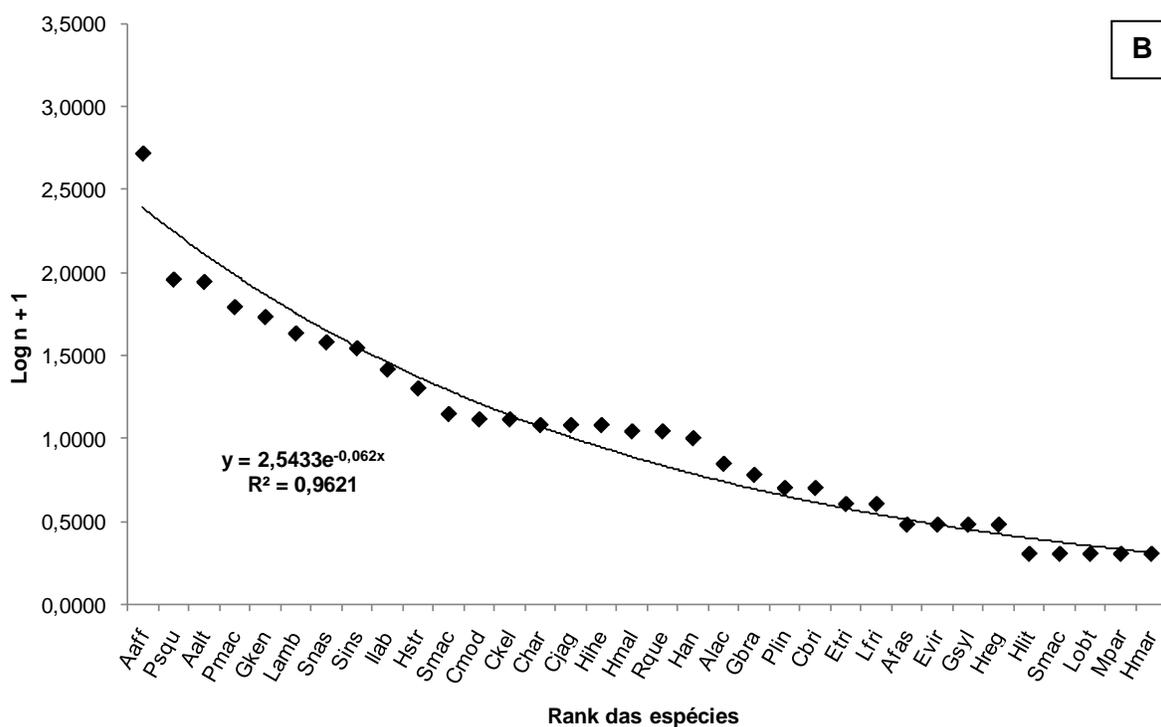
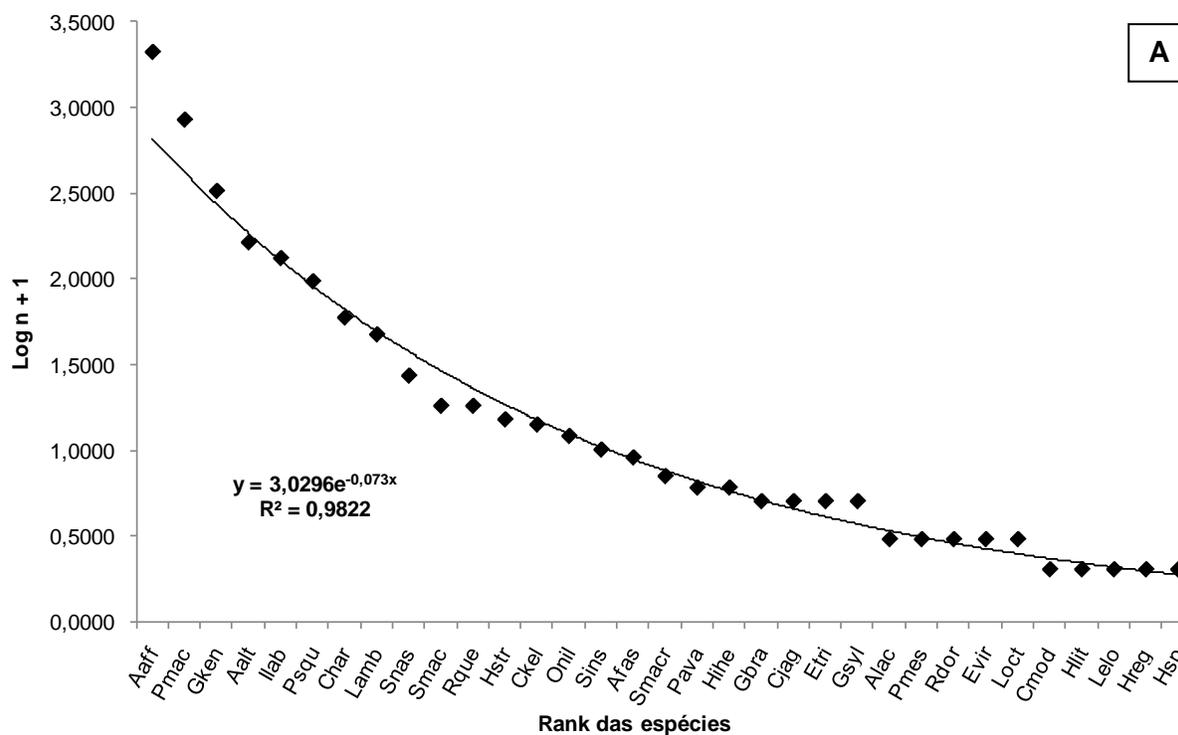


Figura 13 – Curva de Importância das espécies (Plot de Whittaker) para os trechos Tanque (A) e Controle (B). No eixo X está o valor decrescente do log das abundâncias numéricas, e no Y o rank das espécies em ordem decrescente de acordo com os valores de log.

De acordo com o Índice Ponderal (Tabela 8), as seis espécies mais importantes do trecho Tanque (*P. maculatus*, *A. affinis*, *G. Knerii*, *I. labrosus*, *P. squamosissimus* e *A. altiparanae*), representam 99,85% do total. No trecho Controle, estas mesmas espécies, com exceção de *I. labrosus*, também estão entre as mais importantes, e somaram 93,10% do total. Especificamente, observa-se que os valores destas espécies diferiram significativamente entre os trechos.

Quando analisado sazonalmente (Tabela 7), o índice ponderal revela que, assim como entre os trechos, as espécies tiveram variações significativas entre os períodos de seca e chuva. No trecho Tanque, *A. affinis* e *P. maculatus*, foram as mais importantes no período seco, porém para o período chuvoso *P. maculatus* teve importância bem superior à *A. affinis*. Ainda, somados os valores destas seis espécies, obteve-se 99,9% do total para a estação seca e 99,8 para a estação chuvosa. No trecho Controle, *A. affinis* foi a mais importante nas duas estações. Neste trecho a segunda espécie mais importante variou entre as estações, sendo na seca foi *P. maculatus* e no período das chuvas *P. squamosissimus*. Diferentemente do trecho Tanque, quando somados os valores das seis espécies, para estação seca obteve-se 89,9% e na estação chuvosa 93,8% do total.

Tabela 8– Índice ponderal para os trechos amostrais e separados por estações do ano.

Espécies	TR			CT		
	Total	Seca	Chuva	Total	Seca	Chuva
<i>P. maculatus</i>	49,01	37,09	62,37	6,00	24,03	1,67
<i>A. affinis</i>	44,31	54,49	32,67	71,43	49,81	75,32
<i>G. knerii</i>	5,37	7,38	3,31	2,01	8,86	0,49
<i>I. labrosus</i>	0,58	0,53	0,63	0,51	1,63	0,20
<i>P. squamosissimus</i>	0,35	0,32	0,37	11,98	4,49	15,06
<i>A. altiparanae</i>	0,23	0,09	0,46	1,17	1,09	1,11
Outros	0,15	0,10	0,19	6,90	10,09	6,15

Com relação às interações de predação, observou-se no trecho Tanque uma abundância numérica superior de predadores em relação ao trecho Controle, sendo o mesmo verificado para espécies de pequeno porte, normalmente utilizadas como presas (Figura 14). Assim, a espécie de presa mais representativa em ambos os trechos foi *A. affinis*, porém o predador mais representativo no trecho Tanque foi *G. knerii*, enquanto que para o trecho Controle foi *P. squamosissimus* (Figura 15 – A e B).

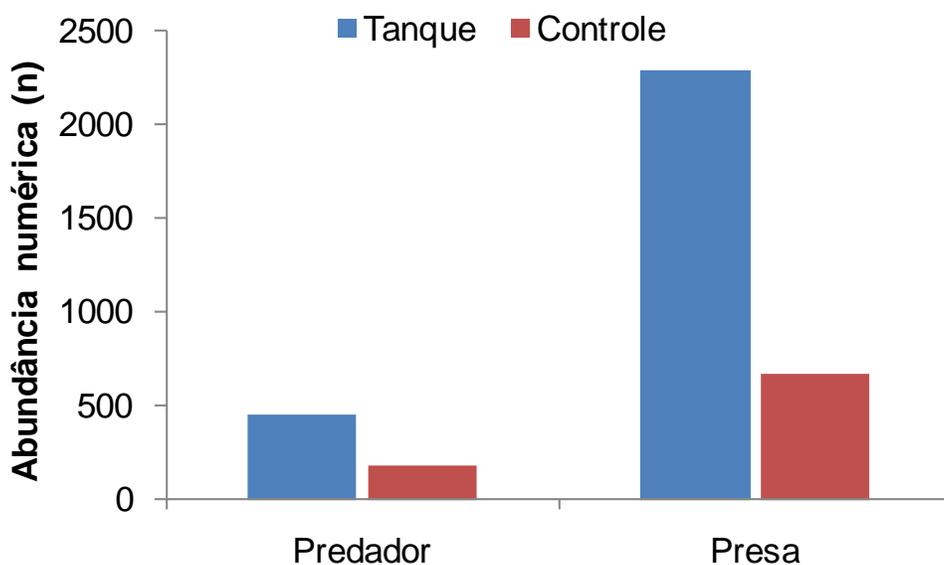


Figura 14 – Relação predador-presa para os trechos amostrais

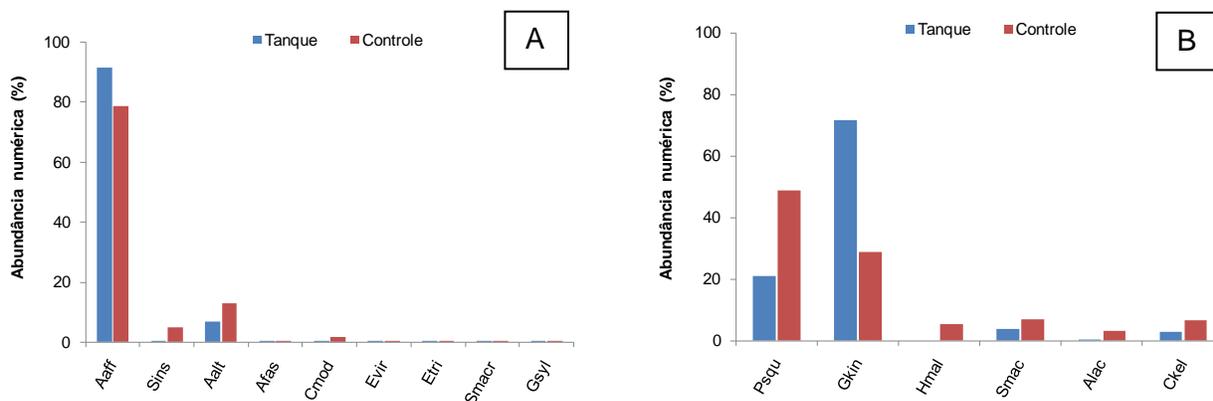


Figura 15 – Abundância numérica relativa das espécies de presas (A) e predadores (B) para os dois trechos

5. Discussão:

A partir da década de 1990 a aquicultura começou a se firmar no cenário nacional como atividade economicamente viável (MPA, 2009). Neste período, as represas das usinas hidrelétricas passaram a ser amplamente utilizadas para esta finalidade (CARVALHO et al., 2008), contudo, sem o devido conhecimento acerca das possíveis interferências desta atividade sobre a ictiofauna (AGOSTINHO et al., 2007; RAMOS, 2009).

Neste contexto, o Brasil atravessa um momento favorável ao desenvolvimento da aquicultura, pois são várias as linhas de crédito que fomentam esta atividade (PRONAF - Programa de Fortalecimento da Agricultura Familiar e FEAP - Fundo de Expansão do Agronegócio Paulista) e implantação de Parques e áreas aquícolas em grandes represas sob o domínio da União (CARVALHO et al., 2008). Contudo uma dubiedade de pensamentos paira sobre esta atividade. Ao mesmo tempo em que o Brasil é signatário da Convenção da Biodiversidade, que entre outras coisas, impede introduções de espécies não nativas (AGOSTINHO et al., 2007), alguns órgãos governamentais de produção, incentivam a utilização destas espécies na aquicultura, devido à suas características zootécnicas desejáveis (ATTAYDE, et al., 2007; FREIRE & PRODOCIMO, 2007).

Nesta questão, deve-se considerar o deslumbramento dos produtores por espécies não nativas, como carpas, truta e tilápias (AGOSTINHO et al., 2007). A última consiste no principal modelo zootécnico utilizado no país, sendo senso comum entre ecólogos, seus impactos sobre a ictiofauna residente nos locais onde são introduzidas.

Contudo, ainda sem conhecimento dos possíveis impactos desta atividade (AGOSTINHO et al., 2007; RAMOS et al., 2008 e 2009), a piscicultura em tanques-rede tem apresentado crescimentos anuais (MPA, 2009).

Neste estudo, o resultado mais notável foi o significativo incremento na abundância e biomassa de peixes ao redor dos tanques-rede. Resultado registrado por diversos autores que estudaram aquicultura marinha (DEMPSTER et al., 2002; MACHIAS et al., 2004, 2005; BOYRA et al., 2004; TUYA, et al., 2006) e continental (PAES, 2006). Estes sistemas de tanques-rede atuam como dispositivos de agregação de peixes (FAD – Fish Aggregation Devices), pois promovem abrigo e proteção para diversas espécies de organismos aquáticos (DEUDERO et al., 1999). Entretanto, os tanques-rede não são um dispositivo de agregação convencional. A constante liberação de alimentos e a possível atração química dos peixes cultivados têm grande influência nesse processo (DEMPSTER et al., 2002). A habilidade de sentir e responder a estímulos químicos presentes no ambiente existe em praticamente todos os seres vivos, desde bactérias unicelulares até organismos multicelulares complexos, e muitas espécies de peixes detectam alimento desta forma (VICKERS, 2000).

Diversos estudos mostram que cerca de 70% a 80% dos nutrientes utilizados na aquicultura são perdidos para o meio externo em forma de restos metabólicos, fezes e fragmentos de ração não utilizada (KAUSHIK, 1998; LEMARIÉ et al., 1998; LUPATSCH & KISSIL, 1998). Esta perda ocorre principalmente por deficiência de manejo técnico, qualidade da ração extrusada (BEVERIDGE, 2004) e pelo metabolismo normal dos animais cultivados (BEVERIDGE et al., 1991; BOSCOLO et al., 2004). Estes

excedentes podem ser utilizados de duas formas pelos peixes agregados a estes sistemas de piscicultura:

Diretamente – a ictiofauna agregada aos tanques-rede alimenta-se de ração e fezes (RAMOS et al., 2008; RAMOS, 2009; ROBERTSON, 1982; PHILLIPS et al., 1985), sem que estes precisem passar pelos elos primários da cadeia alimentar, criando um novo caminho nesta teia (HÅKANSON, 2005). Ainda, segundo FELSING et al. (2005) este processo é responsável por retirar cerca de 40% a 60% dos nutrientes liberados pelas pisciculturas, exercendo um importante papel na reciclagem de matéria orgânica destes ambientes (VITA et al., 2004).

Indiretamente – estes nutrientes podem causar proliferação de algas, fitoplâncton, zooplâncton (KELLY 1993; PITTA et al., 1999), fauna bentônica (KARAKASSIS et al., 2000; MENEZES & BEYRUTH, 2003) e insetos aquáticos, que também são utilizados por diversas espécies de peixes como alimento (MACHIAS et al., 2004; RAMOS et al., 2008; PAES, 2006).

Desta maneira, como em ecossistemas marinhos, a aquicultura continental tem alto potencial para atrair diversas espécies de peixes, devido principalmente à disponibilidade de recurso alimentar para todas as categorias tróficas, concentrando altas densidades de peixes em seu entorno.

Este aumento na disponibilidade de alimentos resulta em condições favoráveis para diversas espécies de peixes, isto pode ser comprovado pela diferença entre as assembléias de peixes dos dois trechos amostrais. Ambos os trechos apresentaram forte dominância de espécies, porém, no trecho Tanque esta dominância foi mais

acentuada. De acordo com o índice ponderal, as seis espécies mais importantes do trecho Tanque (*P. maculatus*, *A. affinis*, *G. knerii* e *P. squamosissimus*, *I. labrosus* e *A. altiparanae*), possivelmente as mais ajustadas, foram responsáveis por 99% da importância total deste trecho. Apesar das assembléias apresentarem similaridade média, a estrutura entre os trechos variou bastante, sendo que em cada trecho as espécies mais importantes diferiram e somente *A. affinis* teve importância em ambos os trechos.

Ainda, em relação à importância das espécies nos trechos, foram observadas grandes diferenças no índice ponderal entre as estações do ano. Estas diferenças na estrutura das assembléias podem estar diretamente relacionadas aos tanques-rede, que por disponibilizarem grandes quantidades de alimento, alteraram a estrutura destas, mediante o melhor ajuste de algumas espécies. Outros índices aplicados sobre as assembléias (Shannon-Wiener, Equitabilidade de Pielou e Riqueza de Espécies) também sinalizaram, mesmo que de forma discreta, que o trecho Tanque encontra-se sob maior estresse. Contudo a presença da piscicultura pode não ter ocasionado grandes diferenças, pois este estudo foi realizado no primeiro ano de funcionamento deste empreendimento. Assim, é possível que em longo prazo, estas diferenças sejam mais acentuadas entre os trechos.

Neste sentido, MACHIAS et al. (2004) afirma que para ambientes marinhos, o incremento na abundância da biota em decorrência do aumento na disponibilidade de alimentos provenientes dos tanques-rede, não acarreta necessariamente em alteração na diversidade de espécies local. Nestes ambientes, geralmente poucas espécies se

ajustam às novas condições ambientais e conseguem se sobressair sobre as demais (FELSING et al., 2005; MACHIAS et al., 2004; GIANNOULAKI et al., 2005).

Outro aspecto que poderia contribuir para as altas densidades de algumas espécies no trecho Tanque é o aumento no sucesso reprodutivo. Segundo DEMPSTER et al. (2002), a alta disponibilidade de alimentos induz a um aumento na produção somática daqueles indivíduos capazes de se aproveitar da grande quantidade de alimentos. O aumento na produção somática cria condições favoráveis para que estes indivíduos tenham um maior sucesso reprodutivo através do aumento da desova. A teoria de que o aumento na disponibilidade de recursos alimentares acarreta aumento na produção somática, foi observado por RAMOS (2009) e RAMOS (em andamento). Este autor relata que as espécies *P. maculatus*, *A. affinis*, *G. knerii*, e *A. altiparanae* agregadas ao sistema de piscicultura apresentaram maiores médias de comprimento e peso, em relação ao trecho controle. Os aspectos reprodutivos destas espécies sob influência de tanques-rede, esta sendo realizado por BRANDÃO (em andamento).

Com relação ao tamanho médio dos indivíduos, em um estudo realizado concomitantemente a este (BRANDÃO, em andamento), somente as espécies *G. knerii* e *A. altiparanae* apresentaram maiores médias de comprimento no trecho Tanque. *P. maculatus*, *A. affinis* e *P. squamosissimus* tiveram maiores médias de comprimento no trecho Controle e *I. labrosus* não diferiu entre os trechos. Este resultado é diferente do observado por RAMOS (2009) e RAMOS (em andamento) onde *P. maculatus*, *A. affinis*, *G. knerii* e *A. altiparanae* foram maiores no tanque, enquanto *I. labrosus* e *P. squamosissimus* não foram significativamente diferentes. Sobre estas diferenças, existem três fatores preponderantes: tempo de atividade, tamanho da piscicultura e

pressão da pesca. O estudo realizado por RAMOS (2009) ocorreu em uma piscicultura que estava em funcionamento há mais de sete anos e contava com cerca de 500 tanques. Já a piscicultura estudada pro BANDÃO (em andamento), estava em atividade há menos de dois meses e contava com aproximadamente 200 tanques-rede. Assim a quantidade e o tempo que estes recursos estavam sendo aportados foram bem superiores na primeira piscicultura.

Desta maneira, o tempo de exposição e a quantidade de nutrientes disponibilizados pela piscicultura podem ser determinantes no tamanho dos indivíduos agregados aos tanques em relação ao do controle. No estudo realizado por BRANDÃO (em andamento) estas espécies podem não ter tido tempo suficiente para alocar este aumento de energia na forma de tecido, enquanto que no outro estudo, houve tempo suficiente para tal evento. Com relação à pesca, em RAMOS (2009) a pesca ao redor dos tanques era insignificante, enquanto em BRANDÃO (em andamento) os pescadores eram constantes e numerosos. Estes pescadores geralmente optam por indivíduos das maiores classes de tamanho, o que pode fazer com que as médias de comprimento e peso destas populações sejam iguais ou menores que as do trecho Controle.

Neste sentido, um possível efeito da aquicultura em tanques-rede é o aumento na produção pesqueira local. De acordo com MACHIAS et al. (2004), a atratividade exercida pelos tanques-rede é responsável por gerar aumento na produção pesqueira regional. Entretanto, apesar de benéfico para a pesca, não é certo que este aumento seja benéfico também do ponto de vista ecológico (MACHIAS et al., 2004), uma vez que os peixes atraídos pela pisciculturas possivelmente migraram de outros pontos da

represa. Assim, este aumento na abundância de algumas espécies, desestrutura a comunidade ao redor dos tanques e à comunidade de origem. Os peixes provindos de diversas áreas da represa podem ter deixado lacunas ecológicas nestes locais, como por exemplo, o controle de populações de insetos.

Além disso, a sobrepesca pode ser facilitada, pois a concentração de grandes quantidades de peixes provindos de diversas áreas da represa ao redor dos tanques facilita a captura destes. Esta sobre pesca pode acarretar decréscimo da população, por deplecionar a população de indivíduos adultos, aptos à reprodução, resultando em baixa no recrutamento de indivíduos.

Ainda na questão da atratividade, de acordo com a flutuação mensal de captura, este efeito é intermitente ao longo de todo ano. Isto pode ser observado, no trecho Tanque, onde nos meses de estiagem as capturas foram superiores à ocorrida nos meses de chuva, contrariando as esperadas quedas de captura nesta estação. O trecho Controle seguiu esta tendência de queda nos meses de estiagem, sendo que as capturas na estação chuvosa corresponderam ao dobro das ocorridas na estação seca.

Com relação à atratividade, a espécie mais abundante registrada nos dois trechos foi *A. affinis*. Em estudo anterior, VIDOTTO-MAGNONI (2009), registrou alta abundância numérica desta espécie em um trecho amostral próximo a barragem da UHE Chavantes (local próximo aos trechos amostrais), comprovando que *A. affinis* ocorre em altas densidades na área de estudo. Isto pode explicar a alta abundância desta espécie no trecho Controle. Contudo a abundância desta espécie variou significativamente entre os trechos amostrais, sendo que no trecho Tanque foram

capturados aproximadamente quatro vezes mais exemplares. Os indivíduos desta espécie fazem uso de uma ampla gama de recursos alimentares, como algas, detritos e sedimentos (CASSATI et al., 2003; SAZIMA, 1980). Desta forma, *A. affinis* pode estar sendo beneficiado no trecho Tanque, pois a alta disponibilidade de nutrientes aportados na coluna d'água causa incremento na produção primária local (DIAZ et al., 2001; PITTA et al., 1999). Ainda, recentemente estudos enfocando a análise de conteúdo estomacal desta espécie, têm mostrado que ela está consumindo, diretamente, restos de ração provenientes da piscicultura. (BRANDÃO, em andamento).

As espécies *G. knerii* e *P. squamosissimus* foram às piscívoras com maior importância registradas no trecho Tanque. No trecho Controle somente *P. squamosissimus* obteve importância similar, enquanto *G. knerii* teve pouca participação. Estas espécies se alimentam nadando ativamente na coluna d'água, utilizando recursos visuais para perseguir e capturar suas presas (HAHN et al., 1998, 1999). Assim podem se beneficiar do aporte de matéria orgânica de forma indireta, pois utilizam como recursos alimentares, peixes de pequeno porte, que geralmente utilizam algas ou plâncton como alimento, como *A. affinis*. Ainda segundo BRANDÃO (em andamento), em análises de conteúdo estomacal no trecho Tanque, observou que *A. affinis* é o principal item alimentar de *G. knerii*. No trecho Controle, onde não há grande disponibilidade de presas, *G. knerii* não se destacou sobre as demais, já *P. squamosissimus* que também utiliza camarões e insetos aquáticos em sua dieta (NOBILE, 2009) conseguiu manter-se constante. Assim, podemos inferir que as táticas alimentares são cruciais para o ajuste de determinadas espécie a estas novas

condições ambientais propiciadas pelas pisciculturas em tanques-rede e que o sucesso de uma espécie pode acarretar o sucesso de outras.

Ainda com relação aos predadores e presas, a proporção destes entre os trechos revelou que o trecho Tanque apresentou uma abundância 2,5 vezes maior de predadores e 3,5 vezes maior de presas em relação ao Controle. Desta forma pode-se comprovar que o aporte de alimentos pela piscicultura, ocasionou aumento nestas categorias tróficas. Neste sentido, pode-se observar uma forte relação entre as populações de espécies de pequeno porte (*A. affinis* e *A. altiparanae*) e piscívoras (*G. knerii* e *P. squamosissimus*) o que indica a existência de uma relação de predação direta entre elas.

Tais interações entre predador e presa, onde pode ocorrer controle da densidade populacionais das espécies de presas, tem inúmeros casos análogos descritos na literatura ecológica clássica. Sobre este assunto, ODUM (1988) e RICKLEFS (2003) discutem que, nas interações entre predador e presa, ocorre um ciclo simples onde: os predadores (*G. knerii* e *P. squamosissimus*) caçam suas presas (*A. affinis* e *A. altiparanae*), diminuindo suas populações. Consequentemente, os predadores têm um decréscimo na disponibilidade de seu alimento, e suas populações também são reduzidas. Com menos predadores no ambiente, as presas remanescentes tem maiores condições de sobreviver e suas populações começam a crescer novamente, aumentando a disponibilidade de alimentos para os predadores. Esta sequência resulta em mudanças no tamanho das populações. Especificamente, em peixes são vários relatos de controle populacional exercido por piscívoros. (SANTOS & FORMAGIO, 2000; ORSI et al., 2002; GOMIERO & BRAGA, 2004). Desta

forma, a estrutura populacional de *G. knerii*, *P. squamosissimus*, *A. affinis* e *A. altiparanae* podem estar intimamente relacionadas.

Ainda com relação às espécies mais abundantes capturadas, *P. maculatus* apresentou abundância numérica aproximadamente 14 vezes maior no trecho Tanque em relação ao Controle, sendo que esta espécie apresentou o maior índice ponderal do trecho Tanque. RAMOS (2009) também observou forte presença de *P. maculatus* agregados a tanques. Esta espécie não possui restrições morfológicas para captura de presas (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006), sendo capaz de explorar praticamente todos os níveis tróficos do ecossistema aquático, pois exibe ampla flexibilidade para ingerir a maioria das classes de organismos disponíveis (LOLIS & ANDRIAN, 1996; LOBÓN-CERVIÁ & BENNEMANN, 2000; CALLISTO et al., 2002; SILVA et al., 2007). Ainda, possui hábito alimentar onívoro, com alta plasticidade alimentar, utilizando uma grande variedade de itens, sendo considerada pelos especialistas como generalista oportunista (LOBÓN-CERVIÁ & BENNEMANN, 2000; HAHN & FUGI, 2007; SILVA et al., 2007). Fato confirmado por RAMOS (2009), que em estômagos de *P. maculatus* agregados a sistemas de piscicultura em tanques-rede, encontrou quase que exclusivamente restos de ração e escamas, alimentos com grandes quantidades no trecho Tanque, além de apresentarem maior comprimento padrão e maior fator de condição.

Neste sentido, GERKING (1994) afirma que espécies de peixes que apresentam hábito alimentar generalista, como *P. maculatus*, possuem capacidade de se ajustar mais rapidamente a mudanças na disponibilidade de itens alimentares, que as espécies que apresentam maior especialidade alimentar, justificando assim, a grande abundância desta espécie no trecho Tanque. Ainda, MACHIAS et al. (2004) relatam

que aumentos nos níveis de distúrbios devido à influência antropogênica, podem levar ao aumento no estresse natural das comunidades, causando dominância de espécies oportunistas, sendo este, outro fator que também possibilitou a alta dominância de *A. affinis* e *P. maculatus* no trecho Tanque.

Com relação à *P. maculatus*, esta espécie apresentou variações no tamanho de sua população ao longo do período estudado, porém, acredita-se que isto não esteja relacionado com qualquer outra população de peixes. Estas variações podem estar ocorrendo em função da disponibilidade de alimentos no trecho Tanque, que apesar de constante ao longo de todo o ano, varia em função dos períodos de seca e chuva. Nos meses de estiagem (frios), a quantidade de ração disponibilizada para os peixes diminui, pois os animais cultivados não crescem satisfatoriamente devido à temperatura da água. Assim, com a diminuição do aporte de nutrientes na estiagem, há também diminuição na atratividade e conseqüente queda na abundância desta espécie que utiliza diretamente os restos de ração.

Quanto à diversidade de espécies, neste estudo foram capturadas 45 espécies, que estão distribuídas de acordo com o padrão Sul-americano, onde há predomínio das ordens Characiformes e Siluriformes (LOWE-MCCONNEL, 1999). Este padrão é amplamente documentado para diversas represas da bacia do Alto rio Paraná. (DIAS & GARAVELLO, 1998; BRITTO & CARVALHO, 2006; HOFFMANN et al., 2005).

O número de espécies registrado neste estudo é próximo ao de outros estudos realizados nesta represa, como DUKE-ENERGY (2002) que registrou 52 espécies e por VIDOTTO-MAGNONI (2009) que registrou um total de 57 espécies, sendo que, 47

destas foram capturadas com redes de espera, mesmo aparato utilizado neste estudo. A diferença entre o número de espécies capturadas neste estudo em relação aos outros pode ser justificada pela seletividade do aparato de captura utilizado. Neste estudo foi utilizado somente redes de espera, enquanto nos outros estudos foram realizados arrastos marginais e peneirão complementares às redes de espera. É sabido que as redes de espera não realizam uma amostragem completa do ambiente, geralmente deixando de fora as camadas inferiores da coluna d'água, espécies que vivem em meio à vegetação e espécies de pequeno porte, além de não serem eficientes para Ciclídeos, que possuem boa orientação visual (GOLDSTEIN, 1973). Outro fator que pode ter contribuído para esta diferença foi o número de trechos amostrais escolhidos. Neste estudo foram realizadas apenas amostragens em dois trechos próximos à barragem da represa, considerado semi-lêntico, enquanto que os outros estudos englobaram as três regiões da represa: lótica, de transição e semi-lêntica.

Com relação às espécies capturadas, registramos a substituição de algumas entre os dois períodos do trecho Tanque, e entre os trechos Tanque e Controle. Estas diferenças podem ser atribuídas à capacidade de ajuste de algumas espécies às novas condições. Dentre as espécies substituídas entre os dois períodos do trecho Tanque, temos *H. malabaricus*, que é característica de ambientes lênticos como lagoas. Esta espécie possui hábito de realizar tocaia para capturar suas presas, por isso, preferem ambientes sem turbulência e com presença de esconderijos como, troncos, pedras e macrófitas, que foram retirados no trecho Tanque, visando facilitar o manejo da piscicultura. Devido ao comportamento desta espécie e a perturbação ambiental

causada pela piscicultura, ela pode ter perdido nichos para *G. knerii* e *P. squamosissimus*, que são predadores vorazes, caçam ativamente na coluna d'água e apresentam grandes populações no trecho Tanque.

Outra espécie que ocorreu exclusivamente no período pré-tanque foi *T. rendalli*. Seu desaparecimento pode estar associado ao comportamento agressivo da Tilápia-do-nilo (*O. niloticus*), espécie que só foi capturada após a instalação da piscicultura. *O. niloticus*, além de competir por espaço com as demais espécies para alimentação e formação de ninhos, apresenta comportamento de cuidado parental, aumentando seu sucesso reprodutivo (TURNER & ROBINSON, 2000). Apesar de apresentar baixa abundância neste estudo, ao longo das coletas observamos uma grande quantidade de indivíduos de *O. niloticus* de diversos tamanhos às margens da piscicultura. No entanto, estes indivíduos não são capturados pelas redes de espera, pois, como outras espécies de ciclídeos registradas (*T. rendalli*, *C. kelberi*) apresentam boa orientação visual, conseguindo evitar as redes (GOLDSTEIN, 1973).

Além destas, algumas espécies capturadas, (*H. hermani*, *H. sp1*, *C. modestus* e *S. intermedius*) são consideradas de baixa ocorrência, portanto, não haveria um fator associado a não recaptura destas na fase pós-instalação dos tanques. Das espécies que passaram a habitar este trecho após a implementação do sistema de tanques-rede (*Crenicichla sp.*, *Cichla kelberi*, *P. avanhadavae*, *R. dorbignyi*, *R. quelen*), algumas são consideradas de baixa ocorrência também, porém, podem ter sido atraídas para esta área pela alta disponibilidade de alimentos aportados.

Ainda em relação à diferença entre os trechos Tanque e Controle, das espécies que ocorreram com exclusividade no trecho Tanque (*O. niloticus*, *P. avanhadavae*, *R. dorbignyi*, *H. sp.*, *P. mesopotamicus*, *L. octofasciatus* e *L. elongatus*), apenas uma foi considerada constante (*O. niloticus*) e uma acessória (*P. avanhadavae*). As demais espécies foram todas consideradas acidentais, mostrando que sua ocorrência neste trecho é ao acaso. *O. niloticus* foi constante em função de escapes de indivíduos dos tanques-rede, durante o manejo da piscicultura, fato comprovado com coletas complementares com redes de arrasto (Anexo 3).

Já para as espécies exclusivas do trecho Controle (*H. ancistroides*, *C. britskii*, *H. malabaricus*, *L. friderici*, *P. lineatus*, *H. margaritifer*, *M. parananus* e *L. obtusidens*), um número maior de espécies foi considerada acessória em termos de constância de captura, demonstrando que possivelmente alguma característica de habitat do trecho Controle seja mais favorável as suas presenças, ao passo que no trecho Tanque essa condição é mais restritiva.

No trecho Tanque ocorreram mais famílias da ordem Siluriformes com grande porcentual de captura de exemplares desta ordem em relação ao trecho Controle. Isto ocorre provavelmente pela alta disponibilidade de alimentos neste local e a capacidade das espécies desta ordem em se beneficiar destes recursos. No trecho Controle, a ordem Characiformes apresentou maior abundância e biomassa e maior número de famílias.

Outro aspecto importante registrado neste estudo foi à captura de quatro espécies não-nativas (*P. squamosissimus*, *C. kelberi*, *O. niloticus* e *T. rendalli*).

Contudo, sabe-se que estas espécies foram equivocadamente introduzidas no intuito de repovoamento para a melhoria da produção pesqueira visando mitigar os efeitos do barramento na depleção dos estoques pesqueiros (CARVALHO, 2009).

As espécies *P. squamosissimus* e *C. kelberi*, são espécies piscívoras com ampla distribuição por diversas represas brasileiras, sendo que elas apresentam grandes potenciais de impacto para a ictiofauna nativa dos locais onde são introduzidas (SANTOS & FORMAGIO, 2000; ORSI, 2002; GOMIERO & BRAGA, 2004). A Tilápia-do-Nilo (*O. niloticus*), é a espécie com maior importância econômica para a aquicultura no Brasil e em muitos outros países (WATANABE et al., 2002). Esta espécie é amplamente utilizada, por apresentar características como, rusticidade, crescimento rápido, grande resistência, tolerância fisiológica, desovas múltiplas, cuidado parental e plasticidade trófica (WELCOMME, 1988; AGOSTINHO, et al., 2007; ATTAYDE, et al., 2007; FREIRE & PRODOCIMO, 2007). Tais características que lhe conferem vantagens zootécnicas podem ser também, determinantes para que esta espécie tenha grande potencial para impactar ambientes, visto que ela é muito mais resistente que as espécies nativas. *O. niloticus* pode provocar alterações na estrutura da comunidade aquática, reduzir a abundância de microcrustáceos, aumentar a turbidez da água, contribuir para o aumento da produção primária (GURGEL & FERNANDO, 1994; MENESCAL, 2002; DIAS, 2008; ATTAYDE et al., 2007) e excluir espécies através da competição por nicho. Segundo LINDE et al. (2008), a colonização de novos hábitat's por *O. niloticus* está associada ao estado de conservação destas áreas, sendo que em ambientes impactados, caso de represas, as tilápias obtêm maior sucesso de colonização.

De forma geral, as espécies introduzidas, sejam do reino animal ou vegetal, no ambiente aquático ou terrestre, têm produzido uma enorme alteração global, prejudicando espécies nativas e comunidades em todo o mundo e também causando grandes danos econômicos (SIMBERLOFF, 2000; MACK et al., 2000). Atualmente, a introdução de espécies é considerada a segunda maior causa de perda de biodiversidade, ficando atrás somente da destruição de habitat's (SIMBERLOFF, 2003; AGOSTINHO et al., 2007).

Neste sentido, a atividade aquícola é considerada uma das principais formas de introdução de espécies no ambiente aquático (WELCOMME, 1988; AGOSTINHO & JULIO, 1996). De acordo com uma estimativa elaborada por ORSI & AGOSTINHO (1999), esta atividade é responsável por 49% das introduções de espécies neste ambiente. Os escapes de peixes cultivados são inevitáveis, sendo que os tanques-rede são mais vulneráveis que outros sistemas de criação, pois ficam dentro dos corpos d'águas naturais (AGOSTINHO et al., 2007). Estas introduções podem ocorrer por vários motivos, tais como: imprudência no manejo de rotina, problemas de ordem ambiental, rompimento das telas dos tanques-rede, entre outros (BEVERIDGE, 2004). Tratando-se de ambientes aquáticos, é válido lembrar, que após o estabelecimento de uma espécie no ambiente aquático, sua erradicação torna-se quase impossível (AGOSTINHO et al., 2007). Além das introduções, a aquicultura contribui ainda para a perda de habitat, pois geralmente utiliza as áreas marginais das represas, normalmente ocupada por bancos de macrófitas, para instalação de infra-estrutura de suporte (Anexo 4). Estas áreas atuam como locais de desova, abrigo e reprodução para muitas espécies (DELARIVA et al., 2004).

Assim, com base nos resultados apresentados, pode-se concluir que as pisciculturas em tanques-rede causam interferências consideráveis tanto no ecossistema aquático como na estrutura das assembléias de peixes. Desta maneira, monitoramentos e outros estudos devem ser realizados, principalmente os de longa duração, para que se tenha o real conhecimento sobre os possíveis impactos decorrentes das pisciculturas em tanques-rede, com vistas ao norteamento da gestão da atividade aquícola, dos recursos hídricos e pesqueiros em represas sob o domínio da União, com ênfase aos estudos de capacidade suporte ambiental (CARVALHO et al., 2008 e DAVID et al., 2009).

6. Conclusões:

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que os sistemas de piscicultura em tanques-rede têm poder atrativo sobre a ictiofauna residente da represa de Chavantes, atuando como dispositivos de agregação de peixes. Isto é ocasionado principalmente pela alta disponibilidade de nutrientes (recursos alimentares) aportados por este sistema. Apesar de não haver diferenças significativas com relação à diversidade (número de espécies), houve diferenças quanto à estrutura populacional (abundância numérica e biomassa) das assembléias de peixes entre os dois trechos amostrais.

Ainda, houve o registro de espécies não nativas, sendo que no entorno da piscicultura detectou-se com aparato de captura complementar (redes de arrasto) grande número de juvenis e visualmente exemplares de grande porte de *O. niloticus*. Ressalta-se que esta espécie utilizada para a piscicultura pode tornar-se uma fonte de impactos irreversíveis na diversidade de peixes de represas, principal área de instalação de tanques-rede.

Desta forma, pode-se afirmar que os sistemas de pisciculturas em tanques-rede interferem de forma significativa sobre a estrutura da assembléia de peixes residente das grandes represas da região Sudeste do Brasil, podendo vir a ser fonte de diminuição da diversidade nestes locais.

7. Literatura Citada:

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JUNIOR., H.F.; PETRERE JUNIOR, M. Itaipu reservoir (Brazil): Impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I.G. (Ed.). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. London: Fishing News Books, 1994. p. 171-184.

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

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 500 p.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. **Banco de Informações de geração**. Disponível em <<http://www.aneel.gov.br>>. Acesso em: 25 jan. 2010.

AOKI, T. Ecology of antibiotic-resistant determinants of R plasmids from fish pathogenic bacteria. In: HATTORI, T.; ISHIDA, Y.; MARUYANA, Y.; MORTIA, R. Y.; UCHIDA, A. (Eds.). **Recent advances in Microbial Ecology**. Tokyo: Japan Societies Press, 1989. p. 571-576.

ATTAYDE, J.L.; OKUN, N., BRASIL, J.; MENEZES, R.F.; MESQUITA, P. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. **Oecol. Bras.**, v. 11, p. 450–461, 2007.

BEAUMORD, A.C.; PETRERE JUNIOR, M. Comunidades de peces del rio Manso, Chapada dos Guimaraes, MT, Brasil. **Acta Biol. Venez.**, v. 2, n. 15, p. 21-35, 1994.

BEVERIDGE, M.C.M. **Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact.** Rome: FAO, 1984. 131p. (Fisheries Technical Paper).

BEVERIDGE, M.C.M.; PHILLIPS, M.J.; CLARKE, R.M. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: BRUNE, D.E.; TOMASSO, J.R. (Eds.). **Aquaculture and water quality.** Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. p.506-533.

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

BLACK, K.D. The environmental interactions associated with fish culture. In: BLACK, K.D.; PICKERING, A.D. (Eds.). **Biology of farmed fish.** Sheffield: Sheffield Academic Press, 1998. p. 284–326.

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. Bras. Zootec.**, v.33, p.8-13, 2004.

BOYRA, A.; SANCHEZ-JEREZ, P.; TUYA, F.; ESPINO, F.; HAROUN, R. Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canária, canary Islands. **Environ. Biol. Fishes**, v.70, p.393-401, 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. **Pesqui. Agropec. Bras.**, v.39, n.4, p.357-362, 2004.

BRANDÃO, H. **Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregadas a um sistema de tanques-rede no represa de Chavantes (médio rio Paranapanema-SP/PR)**. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. Em andamento.

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.

BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.Z.S.; LOPES, B.S. **Peixes do Pantanal: manual de Identificação**. Brasília: Embrapa, 1999. 184p.

BRITTO, S.G.C.; CARVALHO, E.D. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. **Acta Limnol. Bras.**, v. 18, n. 4, p. 377-388, 2006.

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. 74f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

CALLISTO, M.; VONO, V.; BARBOSA, F.A.R.; SANTEIRO, S.M. Chironomidae as a food resource for *Leporinus amblyrhyncus* (Teleostei: Characiformes) and *Pimelodus*

maculatus (Teleostei: Siluriformes) in a Brazilian reservoir. **Lundiana**, v.3, p.67-73, 2002.

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, 1999. v. 1, p. 771-799.

CARVALHO, E.D.; SILVA, R.J.; RAMOS, I.P; REZENDE-AYROZA, D.M.M.; AYROZA, L.M. **Caracterização das condições limnológicas junto aos sistemas de tilapicultura em tanques-rede no reservatório da U.H.E. de Chavantes, médio rio Paranapanema**. 2008. 45f. Relatório de pesquisa (FINEP) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

CARVALHO, E.D. **Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Paranapanema)**. 2009. 91 f. Tese (Livre-docência) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

CASATTI, L.; MENDES, H.F.; FERREIRA, K.M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern. **Braz. J. Biol.**, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.

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

DAVID, G.S.; CARVALHO, E.D.; LEMOS, D.; DALLAGLIO-SOBRINHO, M.; SILVEIRA, A.N. Carrynig capacity of tropical reservoirs for tilapia Cage culture: case studies at upper Paraná river basin, southeastern Brazil. In: WORLD AQUACULTURE, 2009, Veracruz. **Proceedings.**

<https://www.was.org/WasMeetings/Meetings/ShowAbstract.aspx?Id=17254>. 2009. p. 512.

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

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

DELARIVA, R.L.; AGOSTINHO, A.A.; NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. **Rev. Unimar**, v.16, p. 41-60, 1994.

DELGADO O.; RUIZ J.M.; PÉREZ M.; ROMERO J.; BALLESTEROS, E. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. **Ocean Acta**, v. 22, p. 109–117, 1999.

DEMPSTER, T.P.; SANCHEZ-JEREZ, J.T.; BAYLE-SEMPERE, F.; JIMENEZ CASALDUERO, F.; VALLE, C. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the southwestern Mediterranean Sea: Spatial and short-term temporal variability. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 242, p. 237–252, 2002.

DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.; KINGSFORD, M. Extensive aggregations of wild fish at costal sea-cage fish farms. **Hydrobiologia**, v. 525, p. 245-248, 2004.

DEUDERO, S.; MERELLA, P.; MORALES-NIN, B.; MASSUTI, E.; ALEMANY, F. Fish communities associated with FADs. **J. Fish Biol.**, v. 63, p. 199–207, 1999.

DIAS, J.D. **Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica em um reservatório subtropical.** 2008. 47f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

DIAS, J.H.; GARAVELLO, J.C. Ecological studies on the fish community of Salto Grande reservoir, Paranapanema river basin, Sao Paulo, Brazil. **Verh. Int. Verein. Limnol.**, v.26, p. 2228-2231, 1998.

DIAZ, M.M.; TEMPORETTI, P.F.; PEDROZO, F.L. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste. In: Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). **Lakes Reserv. Res. Manage**, v. 6, p.151–158, 2001.

DIXON, B.A. Antibiotic resistance of bacterial fish pathogens. In: LAVENS, P.; SORGELOOS, P.; JASPERS, E.; OLLEVIER, F. (Eds.). **Fish and Crustacean Larviculture Symposium.** Ghent: European Aquaculture Society, 1991. (Special Publication, 15).

DUKE ENERGY. **Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes.** São Paulo, 2002. v.1, 204p.

DUKE-ENERGY. **Usinas.** Disponível em:<http://www.duke-energy.com.br/usinas/uhe_chavantes.asp>. Acesso em: 25 dez. 2009.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2008**. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/011/i0250e/i0250e00.htm>>. Acesso em: 24 dez. 2009.

FELSING, M.; GLENCROSS, B.; TELFER, T. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. **Aquaculture**, v.243, p.159-174, 2005.

FREIRE, C.A.; PRODOCIMO, V. Special challenges to teleost fish osmoregulation In: BALDISSEROTTO, B.; MANCERA, J.M.; KAPOOR, B.G. (Eds.). **Environmentally extreme or unstable habitats**. Fish Osmoregulation. Enfield: Science Publishers, 2007. p. 249–276.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fish**. London: Academic Press, 1994. 416p.

GIANNOULAKI, M.; MACHIAS, A.; SOMARAKIS, S.; KARAKASSIS, I. Wild fish spatial structure in response to presence of fish farms. **J. Mar. Biol. Assoc. UK.**, v.85, p.1271-1277, 2005.

GOLDSTEIN, R.J. **Cichlids of the world**. New Jersey: T.F.H. Publications, Inc. Ltd. 1973. 382 p.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in southeastern. **Braz. J. Biol.** V. 64, n. 3B, p. 613-624. 2004

GURGEL, J.J.S.; FERNANDO, C.H. Fisheries in semiarid northeast Brazil with special reference to the role of tilapias. **Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.**, v. 79, p. 77-94, 1994.

HAHN, N.S.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciencia**, v. 23, p.299-305, 1998.

HAHN, N.S.; LOUREIRO, V.E.; DELARIVA, R.L. Atividade alimentar da curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Perciformes, Sciaenidae) no rio Paraná. **Acta Sci.**, v. 21, n.2, p. 309-314, 1999.

HAHN, N.S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios BRASILEIROS: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecol. Bras.**, v.11, p.469-480, 2007.

HÅKANSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lakes Reserv. Res. Manage.**, v.10, p.71-80, 2005.

HARGREAVES, J.A. Nitrogen biochemistry of aquaculture ponds. **Aquaculture**, v. 166, p. 181–212, 1998.

HOFFMANN, A.C.; ORSI, M.L.; SHIBATTA, O.A. Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara) Reservoir, Paranapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance. **Iheringia**, v. 95, n. 3, p. 319- 325. 2005.

JOHANSSON, T.; HAKANSON, L.; BORUM, K.; PERSSON, J. Direct flows of phosphorus and suspended matter from a fish farm to wild fish in Lake Southern Bullaren. **Aquacult. Eng.**, v.17, p. 111- 137, 1998.

KAUSHIK, S.J. Nutritional bioenergetics and estimation of waste production in non salmonids. **Aquat. Living Resour.**, v. 11, p.211–217, 1998.

KARAKASSIS, I.; TSAPAKIS, M.; HATZIYANNI, E.; PAPADOPOULOU, K.N.; PLAITI, W. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. **ICES J. Mar. Sci.**, v. 57, p. 1462–1471, 2000.

KELLY, L. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. **Hydrobiologia**, v. 253, p. 367–372, 1993.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. New York: Collins, 1989. 652 p.

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

LEMARIÉ G.; MARTIN J.L.M., DUTTO G.; GARIDOU C. Nitrogenous and phosphorus waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). **Aquat. Living Res.**, v. 11, p. 247–254, 1998.

LINDE, A.R.; IZQUIERDO, J.I.; MOREIRA, J.C.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Invasive tilapia juveniles are associated with degraded river habitats. **Aquatic Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.**, v. 18, p. 891–895, 2008.

LOBÓN-CERVIÁ, J.; BENNEMANN, S.T. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). **Arch. Hydrobiol.**, v.149, n.2, p.285-306, 2000.

LOLIS, A.A.; ANDRIAN, I.F. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, v.23, p.187-202, 1996.

LUPATSCH, I.; KISSIL, G.W. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. **Aquat. Living Res.**, v. 11, p. 265–268, 1998.

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G.; BINI, L.M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO, H.F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, v.4, p.61-68, 2006.

MACK, R.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecol. Applicat.**, v. 10, p. 689–710, 2000.

MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. London: Croom Helm, 1988. 179p.

MACHIAS, A.; KARAKASSIS, I.; LABROPOULOU, M.; SOMARAKIS, S.; PAPADOPOULOU, K.N.; PAPACONSTANTINO, C. Changes in wild fish

assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. **Estuarine Coastal Shelf Sci.**, v.60, p.771-779, 2004.

MACHIAS, A.; KARAKASSIS, I.; SOMARAKIS, S.; GIANNOULAKI, M.; PAPADOPOULOU, K.N.; SMITH, C. The response of demersal fish communities to the presence of fish farms. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v.288, p.241-250, 2005.

MACHIAS, A.; GIANNOULAKI, M.; SOMARAKIS, S.; MARAVELIAS, C.D.; NOFITOU, C.; KOUTSOUBAS, D.; PAPADOPOULOU, K.N.; KARAKASSIS, I. Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. **Aquaculture**, v. 261, p. 809-816, 2006.

MARGALEF, R. **Perspectives in ecological theory**. Chicago: University of Chicago Press, 1968. 111p.

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

MENESCAL, R.A. **Efeitos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, (Linnaeus, 1758) sobre o desembarque pesqueiro no açude Marechal Dutra, Acari, RN**. 2002. 50f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte.

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

Ministério da Pesca e Aquicultura - MPA. **Aquicultura no Brasil**. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/html/aquicultura/index.htm>>. Acesso em: 25 jan. 2010.

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

NOBILE, A.B.; RAMOS, I.P.; ZANATTA, A.S.; ZICA, E.O.P.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; BRANDÃO, H.; SOUTO, A.C.; SILVA, R.J.; CARVALHO, E.D. Caracterização da dieta de *Plagioscion squamosissimus* (heckel, 1840): estudo em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de chavantes (SP/PR). In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 18, 2009, Cuiabá. **Resumos...** Cuiabá: Sociedade Brasileira de Ictiologia, 2009. p. 348. Disponível em : <http://www.xviiiiebi.com.br/ListarConteudo.asp?tn_codigo=8>. Acesso em: 01/02/2010.

NOGUEIRA, M.G.; JORCIN, A.; VIANNA, N.C.; BRITTO, Y.C.T. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In: CIRELLI, A.; MARQUISA, G. (Orgs.). **El agua en Sudamérica de la eutrofización a la gestión**. Buenos Aires: Programa de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, 2002. p. 91-106.

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

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

ORSI, M.L.; AGOSTINHO, A.A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanque de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 16, n. 2, p.557-560, 1999.

ORSI, M.L.; SHIBATTA, O.A.; SILVA-SOUZA, A.T. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: MEDRI, M.E.; SHIBATTA, O.A.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A. (Eds.). **A bacia do Rio Tibagi**. Londrina: Edição dos Editores, 2002. p.425-432.

PAES, J.V.K. **A ictiofauna associada e as condições limnológicas numa área de influência da criação de tilápias em tanques-rede no reservatório de Nova Avanhandava**. 2006. 183f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

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

PAPOUTSOGLOU, S.; COSTELLO, M.J.; STAMOU, E.; TZIHA, G. Environmental conditions at seacages, and ectoparasites on farmed European sea-bass, *Dicentrarchus labrax* (L.), and gilthead sea-bream, *Sparus aurata* L., at two farms in Greece. **Aquacult. Res.**, v. 27, p. 25–34, 1996.

PEARSON, T.H.; BLACK, K.D. The environmental impact of marine fish cage culture. In: BLACK, K.D. (Ed.). **Environmental impacts of aquaculture**. Sheffield: Sheffield Academic Press, 2001. p. 1–31

PHILLIPS, M.J.; BEVERIDGE, M.C.M. ROSS, L.G. The environmental impact of salmonid cage culture on inland fisheries: present status and future trends. **J. Fish Biol.**, v. 27, p. 123–137, 1985.

PILLAY T.V.R. **Aquaculture and the environment**. 2.ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 194p.

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

PITTA, P.; KARAKASSIS, I.; TSAPAKIS, M.; ZIVANOVIC, S. Natural versus mariculture induced variability in nutrients and plankton in the Eastern Mediterranean. **Hydrobiologia**, v. 391, p.181-194, 1999.

RAMOS, I.P.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; CARVALHO, E.D. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). **Acta Limnol. Bras.**, v. 20, n. 3, p. 245-252, 2008.

RAMOS, I.P. **Aspectos da biologia populacional de *Pimelodus maculatus*, (Teleostei: Siluriformes) sob influência de sistemas de piscicultura em tanques-rede**. 2009. 124f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

BRANDÃO, H. **Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregadas a um sistema de tanques-rede no represa de Chavantes (médio rio Paranapanema-SP/PR)**. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. Em andamento.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.

ROBERTSON, D.R. Fish feces as fish food on a Pacific coral reef. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 7, n. 3, p. 253–266, 1982.

SAMPAIO, T. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. **Rev. Inst. Geogr. Geol.**, v.2, p.30-81, 1944.

SANTOS, G.B.; FORMAGIO, P.S. Estrutura da ictiofauna das represas do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Inf. Agropec.**, v. 21, n. 203, p. 98-106, 2000.

SAZIMA, I. Behavior of two Brazilian species of Paradontid fishes, *Apareiodon piracicabae* and *Apareiodon ibitiensis*. **Copeia**, n. 1, p. 166-169, 1980.

SILVA, E.L.; FUGI, R.; HAHN, N.S. Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v.29, p.387-394, 2007.

SIMBERLOFF, D. Nonindigenous species: a global threat to biodiversity and stability. In: RAVEN, P.; WILLIAMS, T. (Eds.). **Nature and human society: the quest for a sustainable world**. Washington: National Academy Press, 2000.

SIMBERLOFF, D. Confronting introduced species: a form of xenophobia? **Biol. Invas.**, v. 5, p. 179–192, 2003.

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

THROWER, F.P.; SHORT, J.W. Accumulation and persistence of tri-n-butyltin in pink and chum salmon fry cultured in marine netpens. **Aquaculture**, n. 96, p. 233-239, 1991.

TOKESHI, M. Species abundance patterns and community structure. **Adv. Ecol. Res.**, v. 24, p. 111-186, 1993.

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

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

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima Editora, 2003. 248p.

TURNER, G.F.; ROBINSON, R.L. Reproductive biology, mating systems and parental care. In: BEVERIDGE, M.C.M.; MCANDREW, B.J. (Eds.). **Tilapias: biology and exploitation**. London: Kluwer Academic Publishers, 2000. p.33-58.

TUYA, F.; SANCHEZ-JERES, P.; DEMPSTER, T.; BOYRA, A.; HAROUN, R.J. Changes in demersal wild fish aggregations beneath a sea-cage farm after the cessation of farming. **J. Fish Biol.**, v. 69, n. 3, p. 682-697, 2006.

VICKERS, N.J. Mechanisms of animal navigation in odor plumes. **Biol. Bull.**, v. 198, p. 203-212, 2000.

VITA, R.; MARÍN, A.; MADRID, J.A.; JIMÉNEZ-BRINQUISI, B.; CESARI, A.; MARÍN-GUIRAO, L. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 277, p. 253-261, 2004.

ZANATTA, A.S. **Tilapicultura em ecossistemas aquáticos: Desenvolvimento sustentável ou degradação ambiental? Estudo de caso em represa oligotrófica.** 2007. 94f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

ZICA, E.O.P. **Análise parasitológica de peixes em sistemas de tilapicultura em tanques-redes e suas inter-relações com a ictiofauna residente e agregada.** 2008. 73f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

ZOCCHI, P. **Paranapanema: da nascente à foz.** São Paulo: Editora Horizonte Geográfico/Audichromo Editora Ltda, 2002. 132 p.

WATANABE, W.O.; LOSORDO, T.M.; FITZSIMMONS, K.; HANLEY, F. Tilapia production systems in the Americas: technological advances, trends, and challenges. **Rev. Fish. Sci.**, v. 10, p. 465–498, 2002.

WELCOMME, R.L. **International introductions of inland aquatic species.** Rome: FAO, 1988. (FAO Fisheries Technical Papers, 294)

WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and the fish fauna. **Verh. Int. Verein. Limnol.**, v.24, p. 2531-2536, 1991.

WU, R.S.S.; LAM, K.S.; MACKAY, D. W.; LAU, T. C.; YAM, V. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study of the sub-tropical environment. **Mar. Environ. Res.**, v. 38, p. 115–145, 1994.

WU, R.S.S. The environmental impact of marine fish culture: toward a sustainable future. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 31, p. 159–166, 1995.

8. Anexos:

Anexo 1 – Foto panorâmica do trecho Tanque.



Anexo 2 – Foto panorâmica do trecho Controle.



Anexo 3 – Juvenis de *O. niloticus* capturados em área próxima ao sistema de piscicultura em tanques-rede.



Anexo 4 – Casa flutuante utilizada como suporte pela piscicultura.