

Impactos de pisciculturas em tanques-rede sobre a ictiofauna da represa de Chavantes: dieta, bromatologia e parasitologia



IGOR PAIVA RAMOS

Botucatu – SP
2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**Impactos de pisciculturas em tanques-rede
sobre a ictiofauna da represa de Chavantes:
dieta, bromatologia e parasitologia**

IGOR PAIVA RAMOS

Orientador: Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho
Co-orientador(a): Dr^a. Ana Paula Vidotto Magnoni

Tese apresentada ao
Instituto de Biociências –
UNESP – Campus de
Botucatu, como parte dos
requisitos exigidos para a
obtenção do título de Doutor
em Ciências Biológicas –
Área de concentração:
Zoologia.

Botucatu – SP
2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: *ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE*

Ramos, Igor Paiva.

Impactos de pisciculturas em tanques-rede sobre a ictiofauna da represa de Chavantes : alimentação, parasitas e bromatologia / Igor Paiva Ramos. – Botucatu : [s.n.], 2011

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Edmir Daniel Carvalho

Coorientador: Ana Paula Vidotto Magnoni

Capes: 20500009

1. Ictiologia. 2. Peixe - Criação. 3. Alimentos – Análise. 4. Paranapanema, Rio, Bacia (SP e PR).

Palavras-chave: Biologia populacional; Bromatologia; Dieta; Ictiofauna; Pisciculturas em tanques-rede; Rio Paranapanema.

Dedicatória

“Dedico este trabalho aos meus pais por ter adiado seus sonhos para realização do meu e ao meu amigo Edmir, pela confiança durante todos estes anos.”

“Vencedor é aquele que nunca desiste de seus objetivos.”

Jair Munhoz Ramos (Pai)

Agradecimentos

Primeiramente a Deus e a todas as pessoas que conviveram comigo durante estes anos de graduação e pós-graduação, que de forma direta ou indireta colaboraram com a realização deste trabalho.

A minha mãe, Leonir de Paiva Ramos pelo carinho, compreensão e principalmente pela cumplicidade, amizade e pela força nos momentos difíceis. Ao meu pai, Jair Munhoz Ramos pelo apoio em todos os momentos e principalmente pela confiança em mim depositada durante todo este tempo. A minha irmã Marcela Paiva Ramos e minha namorada Lidiane Franceschini pelo apoio e incentivo em todas minhas atividades.

Ao amigo Edmir pelo apoio e ajuda e confiança em todos estes anos.

Ao Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho, pela orientação em todos estes anos, confiança e apoio desde o início.

Ao amigo Reinaldo pelo apoio, ajuda e confiança.

Ao Prof. Dr. Reinaldo José da Silva e Gianmarco Silva David pela parcerias em trabalhos realizados durante este período.

A amiga Ana Paula pelo exemplo e ajuda irrestrita desde o início de minha vida acadêmica e parceria em trabalhos.

Aos meus amigos Heleno, Limão, Gregório, Zanatta, Jamile, Aline, Renato, Zeca, Ricardo, Padiola, Treko, Jaciara, Carol, André, Paiva e todos que não estão citados aqui por todos os momentos compartilhados durante este período.

A todos do laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes pelo apoio nos trabalhos de campo e pela paciência durante estes anos.

A Ana da graduação pela amizade e ajuda desde o início.

A todos os funcionários do Departamento de Morfologia e do Setor de Referências pela ajuda direta ou indireta na realização deste trabalho.

Sumário

| | |
|---|----------------|
| <i>Resumo</i> | <i>pág. 01</i> |
| <i>Abstract</i> | <i>pág. 02</i> |
| <i>Introdução geral</i> | <i>pág. 03</i> |
| <i>Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede em águas continentais brasileiras</i> | <i>pág. 03</i> |
| <i>Qualidade da água e eutrofização</i> | <i>pág. 04</i> |
| <i>Sedimento e comunidade bentônica</i> | <i>pág. 06</i> |
| <i>Ictiofauna</i> | <i>pág. 07</i> |
| <i>Introdução de patógenos</i> | <i>pág. 10</i> |
| <i>Considerações finais</i> | <i>pág. 11</i> |
| <i>Referências</i> | <i>pág. 12</i> |
| <i>Objetivos gerais</i> | <i>pág. 17</i> |
| <i>1º Capítulo – Impactos de sistemas de piscicultura em tanques-rede sobre a alimentação de peixes nativos</i> | <i>pág. 18</i> |
| <i>Resumo</i> | <i>pág. 19</i> |
| <i>Abstract</i> | <i>pág. 20</i> |
| <i>Introdução</i> | <i>pág. 21</i> |
| <i>Material e métodos</i> | <i>pág. 22</i> |
| <i>Resultados</i> | <i>pág. 24</i> |
| <i>Discussão</i> | <i>pág. 31</i> |
| <i>Conclusões</i> | <i>pág. 35</i> |
| <i>Referências</i> | <i>pág. 35</i> |
| <i>2º Capítulo – Impactos de sistemas de piscicultura em tanques-rede sobre a composição bromatológica de peixes nativos</i> | <i>pág. 40</i> |
| <i>Resumo</i> | <i>pág. 41</i> |
| <i>Abstract</i> | <i>pág. 42</i> |
| <i>Introdução</i> | <i>pág. 43</i> |
| <i>Material e métodos</i> | <i>pág. 44</i> |
| <i>Resultados e Discussão</i> | <i>pág. 46</i> |
| <i>Conclusões</i> | <i>pág. 49</i> |
| <i>Referências</i> | <i>pág. 49</i> |
| <i>3º Capítulo – Impacto de sistemas de piscicultura em tanques-rede sobre a infecção por metacercárias de <i>Austrodiplostomum compactum</i> (Digenea: Diplostomidae) em <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Perciformes: Sciaenidae)</i> | <i>pág. 52</i> |
| <i>Resumo</i> | <i>pág. 53</i> |
| <i>Abstract</i> | <i>pág. 54</i> |
| <i>Introdução</i> | <i>pág. 55</i> |
| <i>Material e métodos</i> | <i>pág. 57</i> |
| <i>Resultados</i> | <i>pág. 59</i> |
| <i>Discussão</i> | <i>pág. 61</i> |
| <i>Conclusões</i> | <i>pág. 63</i> |
| <i>Referências</i> | <i>pág. 63</i> |
| <i>Considerações finais</i> | <i>pág. 67</i> |
| <i>Referências</i> | <i>pág. 68</i> |

Resumo

Atualmente a implantação de sistemas de pisciculturas em tanques-rede nas represas brasileiras é mais uma forma de impactos negativos sobre a biota e a qualidade da água. Esta atividade atua como fonte de energia secundária ao ecossistema aquático, na forma de sobra de rações e efluentes, que atraem à biota adjacente, causando alterações na estrutura da comunidade local. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a influência de pisciculturas em tanques-rede sobre espécies de peixes atraídas para estas áreas, enfocando aspectos biológicos, (dieta, bromatologia e parasitologia) em uma grande represa do médio rio Paranapanema. Para tanto, utilizou-se cinco espécies de peixes (*Astyanax altiparanae*, *Galeocharax knerii*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus* e *Plagioscion squamosissimus*). Exemplares destas espécies foram capturados com auxílio de redes de espera, em áreas próximas as pisciculturas em tanques-rede (TR) e em áreas sem a influência deste tipo de atividade (CT). Foi caracterizada a dieta para as cinco espécies selecionadas, composição bromatológica das espécies *G. knerii* e *P. maculatus* e avaliada a taxa de infecção de metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* em *P. squamosissimus*, sendo todas as análises comparativas entre as áreas TR e CT. Os resultados demonstram que houve grandes alterações na dieta das espécies generalistas tróficas (*A. altiparanae*, *P. maculatus* e *I. labrosus*) com consequente aumento nos valores de fator de condição de tais espécies nas áreas TR. Espécies especialistas tróficas como peixes carnívoros *G. knerii* e *P. squamosissimus* apresentaram pequenas diferenças entre as áreas TR e CT referente à dieta, não apresentando alterações para demais análises. Quanto à análise bromatológica, foram observados valores significativamente superiores ($p < 0,05$) para extrato etéreo (lipídeos totais) na área tanque, enquanto proteína bruta e água apresentaram maiores valores na área controle e valores de matéria mineral não apresentaram diferenças ($p > 0,05$) para *P. maculatus*. Para *G. knerii* não foram observadas diferenças ($p > 0,05$) entre exemplares capturados na área tanque e controle. Em relação aos aspectos parasitológicos de *P. squamosissimus*, a intensidade média de infecção (TR = $20,31 \pm 1,13$ / CT = $4,29 \pm 7,14$), prevalência (TR = 86,4% / CT = 57,1%) e abundância média (TR = $17,70 \pm 6,27$ / CT = $2,35 \pm 0,77$) apresentaram valores significativamente maiores na área tanque em relação à área controle ($p < 0,05$). Não foram observadas correlações significativas ($p > 0,05$) entre intensidade média de infecção e comprimento padrão, peso total e fator de condição para as áreas tanque e controle ($p > 0,05$). Conclui-se que as pisciculturas em tanques-rede em escala local, causam impactos negativos na biota, pois modifica o regime alimentar, a composição bromatológica e as taxas de infecção parasitária destas espécies que foram atraídas para áreas próximas a estes sistemas de cultivo em tanques-rede. Esta abordagem de estudos seria mais uma ferramenta a ser considerada pelos órgãos gestores, na questão dos licenciamentos e outorgas, para uma aquicultura brasileira efetivamente sustentável.

Palavras-chaves: tanques-rede, ictiofauna, dieta, bromatologia, parasitas, sustentabilidade, rio Paranapanema

Abstract

Currently, the deployment of fish farming in cages in Brazilian reservoirs is a source of negative impacts on water quality and biota. This activity acts as a secondary source of energy to the aquatic ecosystem, such as ration wastes that attract adjacent biota, causing changes in the structure of local community. The aim of this study was to evaluate the influence of fish farming in cages on fish species attracted to these areas, focusing on biological features (diet, bromatology and parasitology) in a large dam in the middle Paranapanema River. To this aim, it was used five fish species (*Astyanax altiparanae*, *Galeocharax knerii*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus* and *Plagioscion squamosissimus*). The specimens were captured with gill nets in areas around the cages (CF) and in areas without the influence of this type of activity (CT). It was characterized the diet for the five selected species, bromatological composition of the species *G. knerii* and *P. maculatus*, and the infection rate of metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* in *P. squamosissimus* was assessed, being all comparative analysis between the CF and CT areas. The results show that there were significant changes in the diet of trophic generalist species (*A. altiparanae*, *P. maculatus* and *I. labrosus*) with consequent increase in condition factor values in the TR areas. Trophic specialist species, such as the carnivorous fish *G. knerii* and *P. squamosissimus*, showed small differences between CF and CT areas regarding diet, with no significant changes for other analyses performed. Concerning bromatological analysis, significantly higher values were observed ($p < 0.05$) for lipids (total lipids) in the tank area, while gross protein and water showed higher values in the control area, and contents of ash did not differ ($p > 0.05$) for *P. maculatus*. There were no differences ($p > 0.05$) between *G. knerii* specimens captured in the tank and control areas. Regarding parasitological aspects of *P. squamosissimus*, the mean intensity of infection (CF = 20.31 ± 1.13 / CT = 4.29 ± 7.14), prevalence (CF = 86.4% / CT = 57.1%) and average abundance (CF = 17.70 ± 6.27 / CT = 2.35 ± 0.77) showed significantly higher values in the tank area comparing to control area ($p < 0.05$). It is concluded that fish farms in cages at local level cause negative impacts on biota, since these enterprises shift the diet, the bromatological composition, and the rates of parasitic infection of these species that were attracted to areas close to these farming systems. This approach would be a tool to be considered by governing bodies, regarding the issue of licenses and concessions, in order to create a Brazilian effectively sustainable aquaculture.

Key words: cage farms, ichthyofauna, diet, bromatology, parasites, Paranapanema River

Introdução geral

Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede em águas continentais brasileiras

Historicamente o homem é dependente dos rios e de seus recursos hídricos e pesqueiros (Carvalho, 2009; Ramos et al., 2010). Entretanto, esta interação com os ecossistemas aquáticos interiores acarreta interferências e até impactos negativos sobre o ecossistema e conseqüentemente sobre a biota local (Carvalho, 2009). Atualmente uma nova forma de interação entre o homem e os ecossistemas aquáticos interiores são as pisciculturas em tanques-rede (Carvalho, 2006). Tem-se de um lado, o homem extrativista/coletor, hoje representado pelo o pescador artesanal, que explora os recursos pesqueiros de forma pouco impactante, de outro, o piscicultor, teoricamente apto a manejar de maneira utilitarista, os recursos hídricos e pesqueiros visando à produção de alimento de origem animal (Carvalho, 2009), muitas vezes não cumprindo os preceitos da sustentabilidade ambiental.

Neste contexto, políticas públicas incentivam a substituição da pesca extrativista por atividades de aquicultura, cuja taxa de crescimento anual em território brasileiro, é maior do que qualquer outra atividade zootécnica (SEAP, 2008; MPA, 2010). De acordo com o Ministério da Pesca e Aquicultura (2010), a produção nacional de pescado apresentou crescimento de 25% nos últimos oito anos, sendo 15,7% somente nos anos de 2008 e 2009, nos quais a aquicultura apresentou aumento de 43,8%, passando de 289.050 toneladas/ano para 415.649 toneladas/ano. Entretanto, seus impactos e danos sobre o ecossistema aquático ainda não foram totalmente elucidados, requerendo assim, estudos para melhor compreensão dos seus efeitos sobre a biota e qualidade de água (Agostinho et al., 2007; Ramos et al., 2008; Carvalho e Ramos, 2010; Ramos et al., 2010).

Assim, a seguir é apresentada uma breve revisão dos principais impactos ambientais decorrentes da atividade de piscicultura em tanques-rede em represas brasileiras.

Qualidade da água e eutrofização

O principal fator que possibilita a criação intensiva de organismos em sistemas de tanques-rede é sua estrutura física, que permite fluxo contínuo de água, aumentando a oxigenação, remoção das excretas e de outros resíduos metabólicos dos peixes, além de propiciar a retirada das sobras de alimento (Beveridge, 1996). Similarmente aos sistemas de tanques escavados, há entrada contínua de matéria orgânica (ração) e saída de matéria representada pelo pescado (Sipaúba-Tavares, 1995). Entretanto, autores como Beveridge (2004) e Pillay (2004) relatam que em sistemas de pisciculturas em tanques-rede, até 30% da matéria orgânica destinada à produção do pescado não é aproveitada. Assim, grande quantidade de matéria orgânica é disponibilizada no ecossistema aquático na forma de ração não aproveitada, fezes, escamas e excretas (Munday et al., 1992; Pillay, 2004). Estes efluentes, ao serem disponibilizados no ambiente, podem acarretar alterações limnológicas, sendo tal situação um dos aspectos mais preocupantes a médio e longo prazo, para conservação dos recursos hídricos.

Esta preocupação justifica-se, pois no caso de rações comerciais brasileiras, o percentual de fósforo orgânico varia entre 0,5 e 3% (Carvalho et al., 2008a), assim, quantidades relativamente altas, são aportadas ao ecossistema aquático, contribuindo para o aumento da produtividade primária local, podendo causar alterações no estado trófico de represas oligotróficas (David et al., 2011). Desta maneira, um aspecto relevante é o processo de eutrofização (Beveridge, 2004; Pillay, 2004), uma vez que fósforo e nitrogênio são elementos chaves para indução deste processo (Esteves, 1998; Pillay, 2004).

Estudos recentes de Carvalho (2006) e Paes (2006), demonstraram que as pisciculturas em tanques-rede não alteraram variáveis físico-químicas da água (pH, clorofila a, condutividade iônica, nutrientes totais, transparência, dentre outros) na represa eutrófica de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê - SP). Resultados similares foram registrados por Zanatta

(2007) para represa oligotrófica de Jurumirim (alto rio Paranapanema) e por Carvalho et al. (2008b) para represa de Chavantes (médio rio Paranapanema). Contudo, tais autores relatam algo semelhante ao “biofouling” (incrustações biológicas), com grande quantidade de algas filamentosas aderidas a face externa dos tanques de cultivo, que são limpos periodicamente pelos piscicultores, as margens das represas, disponibilizando assim, a energia para o ecossistema aquático.

Outros autores demonstram a presença de alterações na comunidade planctônica nos locais utilizados por esta atividade. Hermes-Silva et al. (2004) constataram na represa de Machadinho (Rio Uruguai) uma maior abundância zooplânctônica nas áreas próximas aos tanques-rede, também observado por Dias (2008), para represa de Rosana (Rio Paranapanema). Diaz et al. (2001) na represa de Alicura (Argentina), relata incremento na biomassa de algas e mudanças na abundância da comunidade fitoplânctônica na área utilizada para piscicultura em tanques-rede. Costa-Pierce e Soemarwoto (1990) discutem o problema que a implementação em alta escala e desordenada desta atividade pode acarretar. Estes autores relatam que nas represas Sauling e Cirata (Indonésia), a falta de fiscalização dos órgãos competentes e a conseqüente instalação descontrolada de sistemas de tanques-rede, acarretou desequilíbrio na comunidade planctônica e rápido processo de eutrofização artificial, tendo como conseqüência perda da qualidade da água.

Com base nestes estudos, evidencia-se que a atividade de piscicultura em tanques-rede em maior escala, pode induzir a mudanças na comunidade planctônica, levando a problemas locais na qualidade da água. Assim, a não detecção de alterações significativas nas condições limnológicas em represas, possivelmente está relacionada à quantidade de tanques-rede utilizada. Desta forma, o estabelecimento dos limites quantitativos de tanques-rede numa determinada área aquícola é de fundamental importância para o desenvolvimento de uma aquicultura responsável (Beveridge, 2004) em águas públicas brasileiras.

Sedimento e comunidade bentônica

Áreas próximas a sistemas de pisciculturas em tanques-rede recebem grande parte dos efluentes gerados por esta atividade, sendo parte destes, depositados na forma de sedimentos orgânicos (Beveridge, 2004). Neste sentido, Alves et al. (2004), relatam que até 66% do fósforo aportado pelo arraçamento será depositado no sedimento, podendo causar mudanças em suas características físico-químicas e conseqüentemente na comunidade bentônica. Devido a estes fatos, a análise do sedimento é uma boa ferramenta para detectar alterações ambientais induzidas por pisciculturas em tanques-rede.

Há na literatura poucos registros dos impactos de pisciculturas em tanques-rede sobre a qualidade do sedimento em represas brasileiras. Alves et al. (2004) observaram no Córrego do Arribada (baixo rio Tietê) aumento na sedimentação e concentração de nutrientes no sedimento próximo aos tanques, após curto período de tempo da implantação da piscicultura. Hermes-Silva et al. (2004) constataram na represa de Machadinho (Rio Uruguai) uma maior abundância de macroinvertebrados bentônicos na área próxima aos tanques-rede, relacionando este fato, ao acúmulo de matéria orgânica local. Resultado semelhante foi registrado por Menezes e Beiruth (2003) para comunidade bentônica da represa de Guarapiranga (São Paulo), que apresentou maior abundância em áreas próximas as pisciculturas, entretanto menor diversidade de espécies. Enfatiza-se que o mesmo foi observado por Kelly (1993) em lagos da Escócia e por Kutti (2008) em um fiorde Norueguês, demonstrando que este fato, pode ocorrer independente da região e tipo de ecossistema aquático. Estes fatos demonstram que as pisciculturas em tanques-rede podem modificar os processos de sedimentação e conseqüentemente a comunidade bentônica das represas brasileiras.

Entretanto, na aquicultura marinha, (maior escala e já consolidada) algumas mudanças preocupantes quanto à qualidade do sedimento são observadas. Nesta questão, Carrol et al.

(2003), ao estudar salmoniculturas na Noruega, registraram que aproximadamente 32% das pisciculturas estudadas apresentaram padrão de qualidade de sedimento ruim ou péssimo no entorno dos tanques, enquanto que 10% apresentaram a mesma condição em distâncias intermediárias. Ainda, segundo Wu (1995) os maiores impactos da aquicultura marinha sobre o sedimento são a alta demanda de oxigênio, sedimento anóxico, produção de gases tóxicos e o decréscimo da diversidade bentônica, sendo este último relatado por diversos autores (Honkanen e Helminen, 2000; Karakassis et al., 2000; Nickell et al., 2003; Yucel-Gier et al., 2007).

Desta maneira, impactos semelhantes podem ser esperados para piscicultura em represas brasileiras, caso esta atividade continue a crescer sem a devida ordenação e planejamento ambiental.

Ictiofauna

A ictiofauna de rios brasileiros, por apresentar grande diversidade de espécies (Reis et al., 2003; Langeani et al., 2007), com diferenciadas táticas de vida, vem conseguindo, de maneira precária, se ajustar aos contínuos distúrbios ambientais, tais como o represamento e desmatamento (Agostinho et al., 2007). Atualmente uma nova forma de impacto, a atividade de pisciculturas em tanques-rede, encontra-se em expansão, sendo que o conhecimento de seus impactos negativos sobre a ictiofauna ainda encontra-se em fase de consolidação (Carvalho, 2006; Paes, 2006, Zanatta, 2007; Eche, 2008; Ramos et al., 2008, Zica, 2008; Ramos, 2009; Brandão, 2010; Nobile, 2010; Queiroz, 2010; Zanatta et al., 2010; Zanatta, 2011), sendo muitos ainda desconhecidos.

Esta atividade disponibiliza recursos alimentares e abrigo à ictiofauna residente, atraindo um grande número de peixes para estes locais (Paes, 2006; Zanatta, 2007 e 2011; Nobile, 2010; Brandão, 2010), sendo este fato também observado para pisciculturas marinhas

(Carss, 1990; Dempster et al., 2002; Beveridge, 2004; Boyra et al., 2004; Machias et al., 2004, 2005 e 2006; Felsing et al., 2005; Giannoulaki et al., 2005) Tal atratividade se dá principalmente pela disponibilidade de recurso alimentar, como restos de ração, escamas e fezes dos peixes em cultivo (Håkanson, 2005; Ramos et al., 2008). Assim, este aporte de energia alóctone no ecossistema aquático pode causar alterações na cadeia alimentar, principalmente sobre a comunidade planctônica, bentônica e íctica interferindo na dinâmica do ecossistema aquático.

Estudos nas bacias do médio Tietê e no alto Paranapanema (Carvalho et al., 2006 e 2008a) demonstram que as pisciculturas em tanques-rede afetam de diferentes formas a ictiofauna residente. Para represa de Nova Avanhandava (médio Tietê), registrou-se maior captura de indivíduos na área próxima aos tanques, em relação à área controle. Quanto à diversidade de espécies e dominância não foram encontradas diferenças significativas entre estas duas áreas estudadas. Entretanto, a espécie dominante na área próxima aos tanques foi *Metynnis maculatus*, uma espécie onívora enquanto que na área controle, a espécie dominante foi *Plagioscion squamosissimus*, uma espécie carnívora estrita. Complementarmente, Ramos et al. (2008) relatam que *Metynnis maculatus* modificou sua dieta na área próxima aos tanques-rede, utilizando restos de ração, como seu principal recurso alimentar. Ainda, que tal alteração, é responsável pela diferença de peso total e comprimento padrão observada entre exemplares capturados próximos aos tanques e área controle.

Para represa de Chavantes (médio Paranapanema), trabalho realizado por Zanatta (2011) em dois empreendimentos (Piscicultura 01 e Piscicultura 02), apresentaram resultados mais consistentes em relação aos impactos das pisciculturas sobre a ictiofauna. Foi observado maior número de indivíduos capturados na área próxima aos tanques-rede para os dois empreendimentos. Ainda, observaram-se diferenças significativas para diversidade de espécies, equitabilidade e dominância entre as áreas próximas aos tanques-rede e área

controle, sendo a diversidade e equitabilidade maiores na área controle e a dominância na área próxima aos tanques-rede para a Piscicultura 01. Para Piscicultura 02 apenas a equitabilidade não apresentou diferença significativa entre as áreas estudadas, sendo a diversidade de espécies maior na área controle e a dominância maior na área próxima aos tanques-rede. Complementarmente Nobile (2010) realizou estudo visando comparar a ictiofauna em uma terceira piscicultura na represa de Chavantes. Tal autor observou diferenças apenas entre a abundância de indivíduos nas duas áreas, sendo a captura na área próxima aos tanques-rede superior à área controle. Ainda, durante a execução destes trabalhos foi registrado a introdução de uma espécie de peixe não-nativa (*Ictalurus punctatus*) (Zanatta et al., 2010) e grande captura de juvenis e presença de fêmeas maduras de *Oreochromis niloticus*, em área próxima a piscicultura (Nobile, 2010), espécie amplamente utilizada para pisciculturas em tanques-rede em todo mundo.

Para represa de Chavantes, Ramos (2009) e Brandão (2010) realizaram estudos comparando a dieta das espécies mais abundantes numericamente entre a área próxima aos tanques-rede e área controle. Tais autores observaram que as espécies mais abundantes numericamente na área próxima aos tanques-rede apresentaram diferenças na composição da dieta entre as duas áreas. Assim, *Pimelodus maculatus* e *Astyanax altiparanae* utilizaram restos de ração como componente principal de sua dieta na área próxima aos tanques-rede, enquanto na área controle a dieta de *P. maculatus* e *A. altiparanae* foi composta apenas por recursos autóctones. Outra espécie analisada foi *Apareiodon affinis* que teve a dieta composta por detrito e restos de ração na área próxima aos tanques e apenas por detrito na área controle. Ainda, duas espécies carnívoras foram analisadas (*Galeocharax knerii* e *Plagioscion squamosissimus*), não havendo diferenças na dieta destas duas espécies entre as áreas estudadas.

Complementarmente, Queiroz et al. (submetido) observou mudança na composição bromatológica do tecido muscular de *P. maculatus* um importante pescado comercial na bacia do rio Paraná. Foram observadas diferenças significativas para o teor de extrato etéreo (lipídios totais) e proteína bruta entre exemplares capturados próximos aos tanques-rede e exemplares capturados na área controle, nos quais exemplares da área tanque apresentaram maior teor de lipídios totais, enquanto exemplares da área controle maior teor de proteína bruta.

Sob esta mesma vertente, Eche (2008), relata que a espécie *Auchenipterus osteomystax* na represa de Rosana (baixo Paranapanema), apresentou maiores valores de fator de condição e densidade calórica em exemplares das áreas próximas aos tanques-rede.

Com base nestes dados, é evidente a atratividade que este tipo de pisciculturas exerce sobre a ictiofauna de represas brasileiras. Estes fatos são semelhantes ao reportado na literatura para aquicultura em ecossistemas marinhos, onde também é constatado o efeito da atratividade destes sistemas (Boyra et al., 2004; Dempster et al., 2002; Håkanson, 2005). Entretanto, os dados apresentados permitem concluir que os restos de ração são utilizados por espécies onívoras com grande plasticidade alimentar, o que certamente justifica a sua dominância em áreas utilizadas para este tipo de atividade aquícola.

Introdução de patógenos

O rápido desenvolvimento de sistemas de pisciculturas em tanques-rede tem sido associado com o aumento de doenças parasitárias (Nowak, 2007). Neste sentido, a piscicultura é considerada um dos principais meios de introdução de espécies não-nativas, favorecendo a dispersão de doenças parasitárias entre as espécies nativas (Welcomme, 1988). No Brasil, o impacto ecológico da introdução de espécies não-nativas de peixes tem sido

analisado e uma das principais consequências deste processo é a introdução de patógenos e parasitos em peixes nativos (Agostinho e Júlio Jr., 1996).

Diversos exemplos sobre esta prática podem ser citados no Brasil. O mais importante é a lerneose, doença caracterizada pela presença do copépodo *Laernea cyprinacea* ao longo do corpo do hospedeiro, causando hemorragias e processos inflamatórios, com posterior necrose do tecido circundante (Alexandrino et al., 1999). As lesões ulcerosas provocadas pela estrutura em forma de âncora do copépodo servem também como porta de entrada para fungos e bactérias, causando a morte do hospedeiro parasitado (Querol et al., 2005). Segundo Fortes et al. (1998), *L. cyprinacea* foi introduzido no Brasil através da importação de carpas húngaras (*Cyprinus carpio*), para a região Nordeste. Este parasita disseminou-se posteriormente para as regiões Sudeste, Centro-Oeste e Sul, tendo sido encontrado parasitando diversas espécies de peixes nativos, entre elas, *Cyphocharax spilodus*, *Cyphocharax voga*, *Steindachnerina biornata* (Querol et al., 2005), *Piaractus mesopotamicus* e *Leporinus macrocephalus* (Tavares-Dias et al., 2001) o que representa um sério problema ecológico (Alexandrino et al., 1999).

Entretanto, o impacto do sistema de piscicultura em tanques-rede na dispersão de parasitos ainda não foi efetivamente demonstrado. Zica (2008) realizou estudo abordando esta temática em sistema implantado há menos de cinco anos na represa de Chavantes e observou que tilápias-do-Nilo (*O. niloticus*), criadas em cativeiro apresentavam altas taxas de infecção por *Trichodina* sp. e monogenóides, sugerindo que a espécie poderia estar introduzindo estes agentes no ecossistema. Porém, não foi observada a ocorrência destes parasitas em peixes nativos. Por outro lado, analisando-se as taxas de infecção por monogenóides em mandis (*Pimelodus maculatus*), capturados ao redor dos tanque-redes e comparando com os peixes de pontos afastados desse sistema, observou-se significativa redução dos parasitas nos peixes capturados ao redor da piscicultura, sugerindo um efeito negativo do sistema de criação no

ciclo biológico do parasita. Esse estudo levanta a possibilidade de alteração desta situação com o decorrer dos anos e, portanto, sugere que a atividade de piscicultura em sistema de tanques-rede deve ser exaustivamente monitorada no sentido de se avaliar o possível potencial desta atividade na introdução de patógenos.

Considerações finais

Os estudos apresentados demonstram a importância de pesquisas multidisciplinares neste campo de investigação, como ferramentas para gestão dos recursos hídricos e pesqueiros brasileiros. Tais estudos podem viabilizar a concepção teórica da sustentabilidade em programas de aquicultura, deixando assim de serem apenas retóricas políticas.

Referências

- Agostinho, A.A. e H.F. Júlio Jr. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência e Cultura*, 21(134): 36-44.
- Agostinho, A.A.; Gomes L.C. e F.M. Pelicice. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM, Paraná, Brasil.
- Alexandrino, A.C.; Ayrosa, L.M.S.; Okumura, M.P.M.; Pauli, A.O.S.; Liuson, E.; Rosa, M.B. e T.M.P.A. Carvalhães. 1999. Infestação por *Lernea cyprinacea* em cultivo semi-intensivo de piaçu (*Leporinus macrocephalus*) na região do Vale do Paranapanema – relato de caso. *A Hora Veterinária*, 19(109): 35-37.
- Alves, R.C.P.; Baccarin, A.E. e A.F.G. Leonardo. 2004. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre a sedimentação no córrego do Arribada (baixo Tietê - SP). In: Simpósio: Ecologia de Reservatórios - Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. Anais do Simpósio: *Ecologia de Reservatórios - Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata*. Avaré, SP, Brasil.
- Beveridge, M.C.M. 1996. *Cage aquaculture*. 2ª ed. Fishing News Book, Oxford, United States.
- Beveridge, M.C.M. 2004. *Cage aquaculture*. 3ª ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States.

Boyra, A.; Sanchez-Jerez, P.; Tuya, F.; Espino F. e R. Haroun. 2004. Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canária, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes*, 70: 393-401.

Brandão, H. 2010. *Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregados a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR)*. 67p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.

Carrol, M.L.; Cochrane, S.; Fieler, R.; Velvin R. e P. White. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*, 226: 165-180.

Carvalho, E.D. 2006. *Avaliação dos impactos da piscicultura em tanques-rede nas represas dos grandes tributários do Alto Paraná (Tietê e Paranapanema): o pescado, a ictiofauna agregada e as condições limnológicas*. 46p. Relatório de pesquisa (FAPESP) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.

Carvalho, E.D. e G.S. David. 2008a. *A modelagem da capacidade suporte ambiental no reservatório da UHE de Chavantes (braço do rio Paranapanema): indicativo do número admissível de pisciculturas em tanques-rede*. 30f. Relatório de pesquisa (FINEP) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.

Carvalho, E.D.; Silva, R.J.; Ramos, I.P.; Rezende-Ayroza D.M.M. e L.M. Ayroza. 2008b. *Caracterização das condições limnológicas junto aos sistemas de tilapicultura em tanques-rede no reservatório da U.H.E. de Chavantes, médio rio Paranapanema*. 45f. Relatório de pesquisa (FINEP) vol.1 - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.

Carvalho, E.D. 2009. *Ações antrópicas e a biodiversidade de peixes: status da represa de Jurumirim (Alto Rio Paranapanema)*. 156f. Tese (Livre-Docência) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.

Costa-Pierce, B.A. e O. Soemarwoto. 1990. Reservoir fisheries and development for resettlement in Indonesia. *ICLARM Technical Report 23*. ICLARM, Metro Manilla, Philippines.

David, G.S.; Carvalho, E.D.; Ramos, I.P.; Silva, R.J.; Ayroza, D.M.M.R.; Ayroza, L.M.S. e D. Lemos. 2011. Evaluation of mass balance models to predict impact of cage fish farming in large freshwater reservoirs. In: World Aquaculture 2011. Proceedings of Congress: *World Aquaculture 2011*. Natal, RN, Brazil.

Dempster, T.; Sanchez-Jerez, P.; Bayle-Sempere, J.T.; Giménez-Casalduero, F. e C. Valle. 2002. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the South-Western Mediterranean Sea: spatial and shortterm temporal variability. *Marine Ecology Progress Series*, 242: 237-252.

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

Diaz, M.M.; Temporetti, P.F. e F.L. Pedrozo. 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoir: Research and Management*, 6: 151-158.

Eche, L.M.F. 2008. *Cultivo de peixes em tanques-rede: efeito sobre a energia e a estrutura trófica em ambientes aquáticos*. 48f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, Brasil.

Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro, Brasil.

Fortes, E.; Hoffmann, R.P. e J. Scariot. 1998. *Lerneia cyprinacea* (Linnaeus, 1758) (Crustácea, Copepoda) parasitando peixes de água doce da Grande Porto Alegre, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Medicina Veterinária*, 20(2): 64-65.

Håkanson, L. 2005. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. *Lakes & Reservoir: Research and Management*, 10: 71-80.

Hermes-Silva, S.; Sardão, B.T.N.; Santamaria, F.; Nunñer, A.P.O. e E. Zaniboni-Filho. 2004. Dinâmica do zooplâncton em uma área do Reservatório de Machadinho sob influência de cultivo em tanques-rede, rio Uruguai, Brasil. In: Simpósio: Ecologia de Reservatórios - Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. Anais do Simpósio: *Ecologia de Reservatórios - Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata*. Avaré, SP, Brasil.

Honkanen, T. e H. Helminen. 2000. Impacts of fish farming on eutrophication: comparisons among different characteristics of ecosystem. *International Review of Hydrobiology*, 85: 673-686.

Karakassis, I.; Tsapakis, M.; Hatzianmi, E.; Papadopoulou, K.N. e W. Plaiti. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *Journal of Marine Science*, 57: 1462-1471.

Kelly, L.A. 1993. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. *Hydrobiologia*, 253: 367-372.

- Kutti, T. 2008. A aquicultura estimulando a vida animal. *Panorama da Aqüicultura*, 18(105): 18-19.
- Langeani, F.; Corrêa e Castro, R.M.; Oyakawa, O.T.; Shibatta, O.A.; Pavanelli, C.S. e L. Casatti. 2007. Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7:181-197.
- Machias, A.; Karakassis, I.; Labropoulou, M.; Somarakis, S.; Papadopoulou, K.N. e C. Papaconstantinou. 2004. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 771-779.
- Machias, A.; Karakassis, I.; Somarakis, S.; Giannoulaki, M.; Papadopoulou, K.N. e C. Smith. 2005. The response of demersal fish communities to the presence of fish farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288: 241-250.
- Machias, A.; Giannoulaki, M.; Somarakis, S.; Maravelias, C.D.; Nofitou, C.; Koutsoubas, D.; Papadopoulou, K.N. e I. Karakassis. 2006. Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. *Aquaculture*, 261: 809-816.
- Menezes, L.C.B. e Z. Beyruth. 2003. Impactos da aquicultura em tanques-rede sobre a comunidade bentônica de Guarapiranga - São Paulo - SP. *Boletim do Instituto de Pesca*, 29(1): 77-86.
- Ministério da Pesca e Aquicultura – MPA. 2010. *Produção pesqueira e aquícola: estatística 2008 e 2009*. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/#info-estatistica/estatistica-da-pesca-e-aquicultura>>. Acesso em: 15 jun. 2011.
- Munday, B.W.; Eleftheriou, A.; Kentouri, M. e P. Divanach. 1992. The interactions of aquaculture and the environment: a bibliographical review. *Commission of the European Communities*, Directorate General for Fisheries, Brusel.
- Nickell, L.A.; Black, K.D.; Hughes, D.J.; Overnell, J.; Brand, T.; Nickell, T.D.; Breuer, E. e S.M. Harvey. 2003. Bioturbation, sediment fluxes and benthic community structure around a salmon cage farm in Loch Creran, Scotland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286: 221-233.
- Nobile, A.B. 2010. *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*. 81p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.
- Nowak, B.F. 2007. Parasitic diseases in marine cage culture – an example of experimental evolution of parasites? *International Journal for Parasitology*, 37(2007): 581–588.

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

Pillay, T.V.R. 2004. *Aquaculture and the environment*. 2ª ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States.

Queiroz, J.V.; Setznagl, G.; Ramos, I.P.; Brandão, H.; Silva, R.J. e E.D. Carvalho. submetido. Change in natural bromatological composition of native fish due to the influence of fish farms. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*.

Querol, M.V.M.; Querol, E.; Pessano, E.F.C. e C.L.O. Azevedo. 2005. Ocorrência de carpa húngara, *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) e disseminação parasitária, no Arroio Felizardo, bacia do médio rio Uruguai, Uruguaiana, RS, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 3: 21-23.

Ramos, I.P.; Vidotto-Magnoni, A.P. e E.D. Carvalho. 2008. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(3): 245-252.

Ramos, I.P. 2009. *Aspectos da biologia populacional de Pimelodus maculatus (Teleostei: Siluriformes), sob influência de sistemas de pisciculturas em tanques-rede*. 123f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Ramos, I.P.; Zanatta, S.A.; Zica, E.O.P.; Silva, R.J. e E.D. Carvalho. 2010. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. p. 87-98. In: Cyrino, J.E.P.; Furuya, W.M.; Ribeiro, R.P. e J.D. Scorvo-Filho (eds). *Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III*. Sociedade Brasileira de Biologia Aquática, São Paulo, Brasil.

Reis, R.E.; Kullander, S.O. e C. Ferraris. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre, RS, Brasil.

Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca - SEAP. 2008. *Aquicultura no Brasil*. Disponível em <<http://www.presidencia.gov.br/seap>>. Acesso em: 25 set. 2008.

Sipaúba-Tavares, L.H. 1995. *Limnologia aplicada à aquicultura*. Boletim Técnico do Centro de Aquicultura UNESP, São Paulo, Brasil.

Tavares-Dias, M.; Moraes, F.R.; Martins, M.L. e S.N. Kronka. 2001. Fauna parasitária de peixes oriundos de “pesque-pague” do município de Franca, São Paulo, Brasil. I - Protozoários. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(1): 67-79.

Yucel-Gier, G.; Kucuksezgin, F. e F. Kocak. 2007. Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). *Aquaculture Research*, 38: 256-267.

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

Zanatta, A.S.; Ramos, I.P.; Silva, R.J.; Langeani, F. e E.D. Carvalho. 2010. Pisces, Siluriformes, Ictaluridae, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818): first record in middle Paranapanema River reservoir, aquaculture and exotic species dispersion. *Check List - Journal of species lists and distribution*, 6(4): 589-591.

Zanatta, A.S. 2011. *As interferências das pisciculturas em tanques-rede sobre as assembleias de peixes em grandes reservatórios do rio Paranapanema (Bacia do Alto Paraná)*. 73f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Zica, E.O.P. 2008. *As interferências da tilapicultura em sistema de tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): análise parasitológica nos peixes de cultivo e da fauna agregada*. 59f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Welcomme, R.L. 1988. International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical Paper 294*. FAO Fisheries Department, Rome, Italy.

Wu, R.S.S. 1995. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12).

Adaptado de: Ramos, I.P.; Zanatta, S.A.; Zica, E.O.P.; Silva, R.J. e E.D. Carvalho. 2010. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. p. 87-98. In: Cyrino, J.E.P.; Furuya, W.M.; Ribeiro, R.P. e J.D. Scorvo-Filho (eds). *Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III*. Sociedade Brasileira de Biologia Aquática, São Paulo, Brasil.

Objetivos gerais

O presente trabalho tem por objetivo avaliar as interferências ecológicas de sistemas de pisciculturas em tanques-rede sobre a dieta, aspectos da biologia populacional, parasitismo e composição bromatológica de espécies de peixes abundantes nas proximidades das pisciculturas na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema).

Para alcançar os objetivos propostos, os resultados estão apresentados em três capítulos em forma de artigos científicos.

1º Capítulo

Sistemas de pisciculturas em tanques-rede modificando a alimentação dos peixes nativos

(artigo a ser submetido à revista Aquaculture)

Resumo

Historicamente, a ictiofauna de grandes rios brasileiros vem sendo submetida a interferências antrópicas, tais como represamentos, sendo atualmente, os sistemas de pisciculturas em tanques-rede uma nova forma de impacto ao ecossistema aquático. Caracterizar os impactos de pisciculturas em tanques-rede de água doce sobre a alimentação de cinco espécies de peixes neotropicais de águas interiores, associadas a estas atividades, foi objetivo do presente trabalho. Exemplares de *Astyanax altiparanae*, *Galeocharax knerii*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus* e *Plagioscion squamosissimus* foram coletados em áreas próximas a dois sistemas de piscicultura em tanques-rede (TR) e em duas áreas controle (CT), sem a influência desta atividade. Os resultados demonstram que houve grandes alterações na dieta das espécies generalistas tróficas (*A. altiparanae*, *P. maculatus* e *I. labrosus*) com consequente aumento nos valores de fator de condição de tais espécies nas áreas TR. Espécies especialistas tróficas como peixes carnívoros *G. knerii* e *P. squamosissimus* apresentaram pequenas diferenças entre as áreas TR e CT em relação à dieta e não apresentaram diferenças para demais análises. Conclui-se que as pisciculturas em tanques-rede afetam a dieta natural de espécies de peixes generalistas tróficas, tendo efeito direto sobre o estado nutricional (fator de condição), sendo restos de ração, um dos principais itens consumidos por esta guilda trófica. Os resultados indicam que tais espécies são responsáveis pela reciclagem de grande parte da matéria orgânica aportada por esse tipo de atividade zootécnica, que juntamente com as atividades de pesca local contribuem para mitigar os processos inerentes de eutrofização.

Palavras-chaves: dieta, fator de condição, amplitude de nicho, ictiofauna agregada, peixes nativos

Abstract

Historically, Brazilian ichthyofauna of large rivers has been subjected to anthropogenic interference, such as impoundments. Consequently, fish farming systems in cages are a currently new source of impact upon aquatic ecosystem. Characterizing the impacts of freshwater fish farms on the feeding of five species of Neotropical freshwater fish, associated with these activities, was the objective of this study. Specimens of *Astyanax altiparanae*, *Galeocharax knerii*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus* and *Plagioscion squamosissimus* were sampled in areas around the two systems of fish farming in cages (CF), and two control areas (CT) without the influence of this activity. The results show that there were significant changes in the diet of trophic generalist species (*A. altiparanae*, *P. maculatus* and *I. labrosus*) with consequent increase in condition factor values of such species in tank areas. Trophic specialist species, such as the carnivorous fish species *G. knerii* and *P. squamosissimus*, showed small differences between CF and CT areas regarding the diet, and showed no differences in other analyses performed. It is concluded that fish farms in cages affect the natural diet of trophic generalists fish species, with a direct effect on nutritional status (condition factor), and food wastes is one of the main items consumed by this trophic guild. The results indicate that these species are responsible for recycling a great portion of organic matter transferred by this type of activity, which along with local fisheries activities contribute to mitigate associated processes of eutrophication.

Key words: diet, condition factor, niche breadth, aggregate ichthyofauna, native fish

Introdução

Nas últimas cinco décadas, a ictiofauna de grandes rios brasileiros vem sendo submetida a impactos contundentes, tais como represamentos (Agostinho et al., 2007), introdução de espécies não nativas (Orsi e Agostinho, 1999; Santos e Formagio, 2000; Latini e Petrere, 2004), contaminação ambiental, perda de vegetação ripária, assoreamento e erosão (Paiva, 1983; Torloni et al., 1986) que induzem a perda da biodiversidade da biota aquática. Uma nova forma de impacto é a crescente implantação de sistemas de pisciculturas em tanques-rede em águas públicas, cujos efeitos ainda não estão totalmente elucidados (Ramos et al., 2008).

Nestes sistemas de cultivo há uma contínua entrada de matéria orgânica na forma de ração que será parcialmente convertida em pescado (Håkanson, 2005). Tais autores como Beveridge (2004) e Pillay (2004) relatam que nesses sistemas de pisciculturas em tanques-rede, até 30% da matéria orgânica destinada à produção do pescado não é convertida em pescado. Este efluente aportado ao ecossistema aquático, pode induzir processos de eutrofização (Penczak et al., 1982; Weston, 1991) e/ou ser utilizada como recurso alimentar pela biota local (Beveridge, 2004; Håkanson, 2005; Ramos et al., 2008), causando alterações ecológicas em áreas próximas a esses sistemas (Weston, 1991; Beveridge, 2004; Håkanson, 2005; Ramos et al., 2008).

Além destes impactos, diversos autores como Weston (1991), Beveridge (1996 e 2004), Karakassis et al. (2000, 2002 e 2005), Dempster et al. (2002), Machias et al. (2004, 2005 e 2006), Håkanson (2005), Pitta et al. (2005), Agostinho et al. (2007), Yucel-Gier et al. (2007), Ramos et al. (2008), Zanatta et al. (2010) entre outros, discutem a problemática desta atividade em águas costeiras e continentais. Tais autores citam impactos desde a qualidade da água e do sedimento até implicações sobre a estrutura das comunidades bentônica, planctônica e de peixes, além dos inerentes escapes de peixes em cultivo.

Caracterizar os impactos de pisciculturas em tanques-rede de água doce sobre a alimentação de cinco espécies de peixes neotropicais de águas interiores, associadas a estas atividades, foi objetivo do presente trabalho.

Material e Métodos

O rio Paranapanema nasce na Serra da Paranapiacaba, no município de Capão Bonito - SP, bacia do Alto Paraná (Sampaio, 1944). Inserida neste rio, encontra-se a represa de Chavantes, localizada a 480 m de altitude, entre as cidades de Chavantes (SP) e Ribeirão Claro (PR). Possui área máxima de espelho d'água de 400 km², 89 m de profundidade máxima, volume total 9.410x10⁶ m³ e descarga total de 3.252 m³/s. O entorno da bacia de drenagem é composto por pastagens, monoculturas (cana-de-açúcar) e empreendimentos imobiliários e em alguns trechos áreas de mata bem preservada (Duke Energy, 2002).

O estudo foi realizado em duas pisciculturas em tanques-rede com menos de 5 anos de operação, cuja principal espécie cultivada em ambas foi *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758. A Piscicultura 1 localiza-se na município de Chavantes (Chav) (SP) (23°07'48,6" S 49°42'0,4" W), tendo aproximadamente 200 tanques em operação, grande profundidade (60 m), fundo rochoso e margens sem a presença de macrófitas aquáticas, enquanto a Piscicultura 2, localiza-se na município de Fartura (Fart) (SP) (23°22'40,49" S 49°35'04,49" W), tendo aproximadamente 500 tanques-rede em operação, baixa profundidade (20 m), sedimento arenoso e margens com presença macrófitas aquáticas (Figura 1).

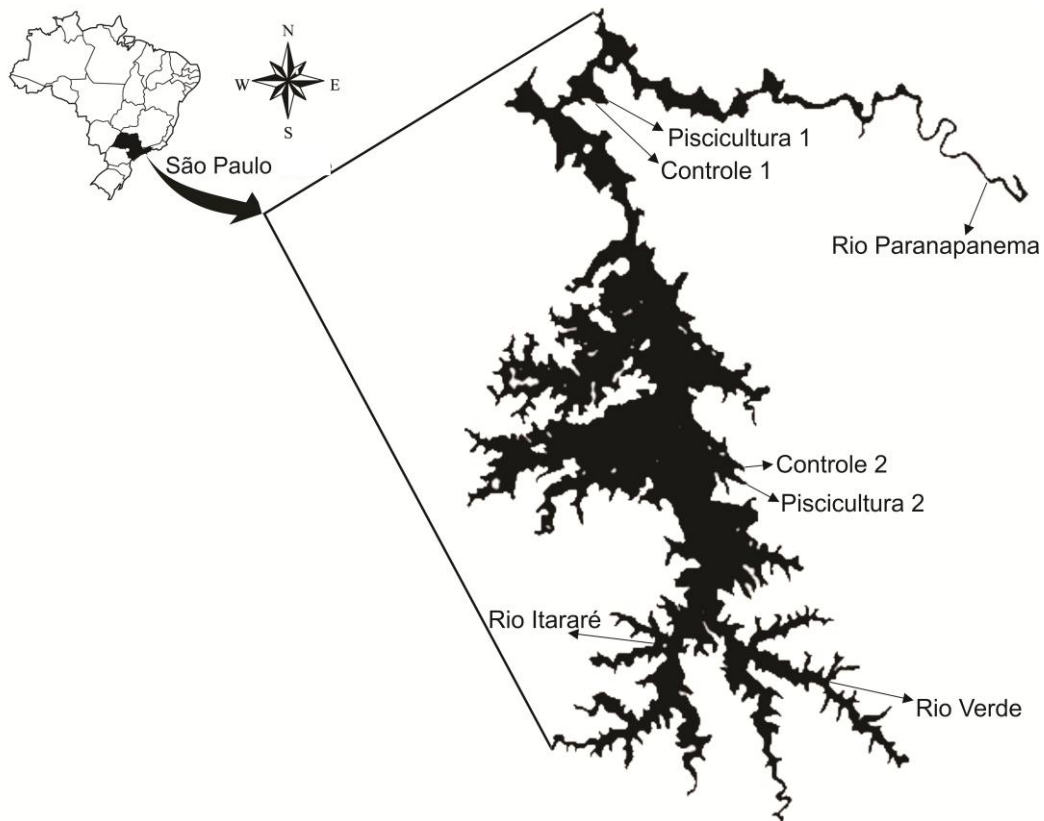


Figura 1. Represa de Chavantes (médio rio Paranapanema), com indicações das áreas amostradas.

As amostragens foram realizadas mensalmente de novembro de 2006 a outubro de 2007, em duas áreas distintas em cada piscicultura: próximo aos tanques de cultivo (TR) e em área sem a influência de sistemas de pisciculturas em tanques-rede (CT). Os peixes foram capturados com redes de espera e esforço padronizado entre as áreas de estudo, com malhagens de 3 a 14 cm entre nós adjacentes, expostas por aproximadamente 14 horas, realizando-se uma única despesca ao amanhecer. A captura dos exemplares nas áreas tanque foi realizada a aproximadamente 2 m de distância dos primeiros grupos de tanques-rede. As áreas controle estão localizadas a aproximadamente 2.700 m e 1.400 m (Chavantes e Fartura, respectivamente) desses empreendimentos. As espécies *Astyanax altiparanae*, *Galeocharax knerii*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus* e *Plagioscion squamosissimus*, foram selecionadas com base no número mínimo de quatro exemplares em cada área durante todo período de estudo. Exemplares testemunhos das espécies analisadas estão depositados na

Coleção de Peixes do Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu.

Os peixes foram pesados (peso total em gramas) e medidos (comprimento padrão em centímetros), e os estômagos com conteúdo foram removidos e fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. O conteúdo estomacal foi examinado sob estereomicroscópio, identificados até o menor nível taxonômico possível e pesado (peso úmido) com aproximação em centigramas. Quando este procedimento não foi possível (pequenos itens), uma porcentagem do peso total foi atribuída. Os resultados foram expressos com a frequência de ocorrência e método gravimétrico (Hyslop, 1980), combinados no índice alimentar (Kawakami e Vazzoler, 1980).

Também se utilizou o índice de Levins (Krebs, 1989), para medir amplitude de nicho trófico das espécies analisadas e calculou-se o fator de condição (Vazzoler, 1996), visando observar possíveis efeitos relacionados a mudanças na dieta das espécies analisadas. Valores de fator de condição foram comparados estatisticamente por meio do teste de Mann-Whitney (teste *U*) no programa Sigma Stat 3.1. Ainda, visando estabelecer possíveis padrões espaciais entre áreas tanque e controle na distribuição dos recursos alimentares utilizados por essas espécies, foi empregada a Análise de Correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) (Hill e Gauch 1980), realizada no programa PCORD (Maccune e Mefford 1997).

Resultados

Para espécies onívoras *P. maculatus* e *A. altiparanae* observaram-se modificações na composição da dieta devido à presença de pisciculturas em tanques-rede. Estas espécies apresentaram dieta composta quase que exclusivamente por restos de ração nas áreas próximas aos tanques de cultivo para ambas as pisciculturas.

Especificamente, a dieta de *P. maculatus* foi composta por restos de ração para ambas as pisciculturas (TR-Fart = 96,9% / TR-Chav = 96,8%). Para áreas controles, *P. maculatus*

apresentou a dieta composta principalmente por detrito (CT-Fart = 17,3% / CT-Chav = 36,7%), fragmento vegetal (CT-Fart = 41,3% / CT-Chav = 3,8%), moluscos (CT-Fart = 18,9% / CT-Chav = 30,1%), fragmentos de insetos aquáticos (CT-Fart = 10,8% / CT-Chav = 3,8%) e Chironomidae (CT-Fart = 4,2% / CT-Chav = 12,8%) (Figuras 2 A e B). Valores de amplitude de nicho foram maiores nas áreas controles de ambas as pisciculturas (Figuras 3 A e B), enquanto que os valores de fator de condição foram significativamente ($p < 0,05$) maiores nas áreas tanque para ambas as pisciculturas (Figuras 4 A).

Astyanax altiparanae também apresentou a dieta composta por restos de ração nas áreas tanques para ambas as pisciculturas (TR-Fart = 98,8% / TR-Chav = 82,6%). Para áreas controles, sua dieta foi composta principalmente por insetos terrestres (CT-Fart = 87,3% / CT-Chav = 89,8%) e fragmento vegetal (CT-Fart = 1,2% / CT-Chav = 8,2%) (Figuras 2 C e D). A amplitude de nicho foi maior apenas na área controle para Piscicultura-Chavantes, (Figuras 3 C e D), enquanto que os valores de fator de condição foram maiores na área tanque apenas para Piscicultura-Fartura (Figura 4 B).

A dieta da espécie onívora *I. labrosus* apresentou diferenças entre as áreas tanque e controle para Piscicultura-Fartura sendo sua dieta composta por detrito (70,2%) e fragmento vegetal (14,2%) na área tanque e por detrito (62,8%) e Chironomidae (21,9%) na área controle (Figura 2 E). Para Piscicultura-Chavantes, apesar dos principais recursos alimentares serem os mesmos (detrito e Chironomidae) para as áreas tanque e controle, houve maior contribuição de detrito na área tanque (81,8%) quando comparada a área controle (31,6%), sendo o inverso observado para Chironomidae (TR-Chav = 14,1% / CT-Chav = 55,36) (Figura 2 F). Valores de amplitude de nicho não apresentaram diferenças para Piscicultura-Fartura, entretanto foram maiores na área controle para Piscicultura-Chavantes (Figuras 3 E e F), enquanto valores de fator de condição foram maiores nas áreas tanque para ambas pisciculturas (Figuras 4 C).

Para a espécie carnívora *G. knerii*, sua dieta foi composta por fragmentos de peixe e camarão em todas as áreas analisadas. Entretanto, foram observadas diferenças quanto à contribuição de cada item entre as áreas tanques e controles. Fragmento de peixe foi o principal item consumido e apresentou maior contribuição nas áreas controles de ambas as pisciculturas (TR-Fart = 82,4% / CT-Fart = 99,7% / TR-Chav = 85,6% / CT-Chav = 98,4%), enquanto camarão apresentou contribuição contrária (TR-Fart = 16,2% / CT-Fart = 0,2% / TR-Chav = 14,3% / CT-Chav = 1,5%) (Figuras 2 G e H). Quanto à amplitude de nicho, não foram observadas diferenças entre as áreas tanque e controle para ambas as pisciculturas (Figuras 3 G e H), contudo, observou-se maior fator de condição na área tanque da Piscicultura-Fartura, não havendo diferenças para Piscicultura-Chavantes (Figura 4 D).

Outra espécie carnívora, *P. squamosissimus*, também teve sua dieta composta basicamente por fragmentos de peixes e camarão apresentando pequenas diferenças entre as áreas tanque e controle. Fragmento de peixes foi o principal item para todas as áreas analisadas, apresentando maior contribuição nas áreas tanque (TR-Fart = 67,0% / CT-Fart = 56,7% / TR-Chav = 66,2% / CT-Chav = 60,0%). Assim, o item camarão teve maior contribuição nas áreas controle em relação às áreas tanque (TR-Fart = 29,0% / CT-Fart = 42,6% / TR-Chav = 33,6% / CT-Chav = 39,2%) (Figuras 2 I e J). A amplitude de nicho entre as áreas tanque e controle para ambas as pisciculturas não apresentou diferenças (Figura 3 E), sendo o mesmo observado para fator de condição (Figura 4 E).

Ainda, observaram-se para área tanque da Piscicultura-Fartura, maior abundância numérica para as espécies *P. maculatus*, *I. labrosus*, *G. knerii* e *P. squamosissimus*, sendo que para Piscicultura-Chavantes apenas *P. maculatus* apresentou maior abundância numérica na área tanque (Tabela I).

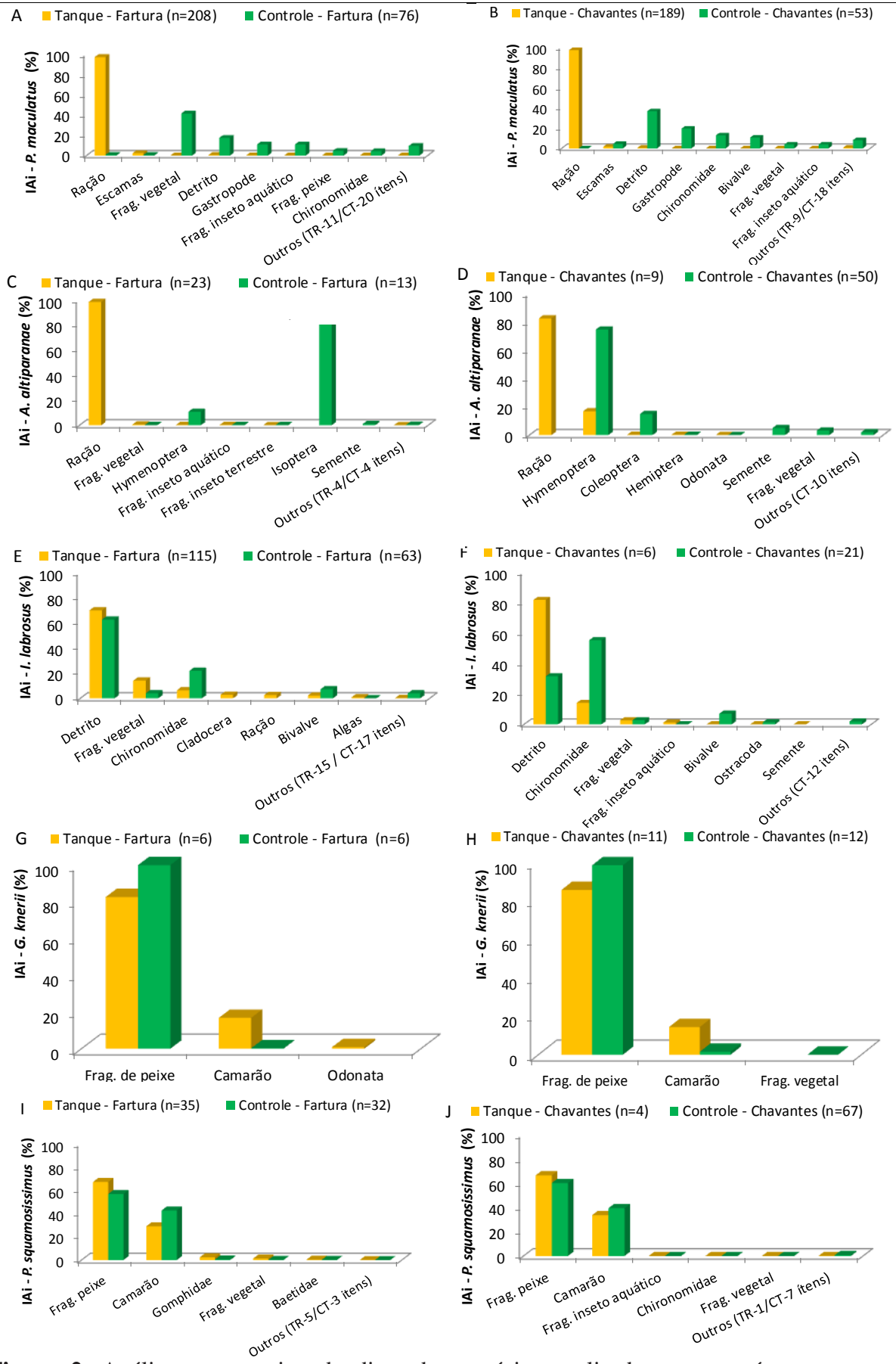


Figura 2. Análise comparativa da dieta das espécies analisadas para as áreas tanque e controle.

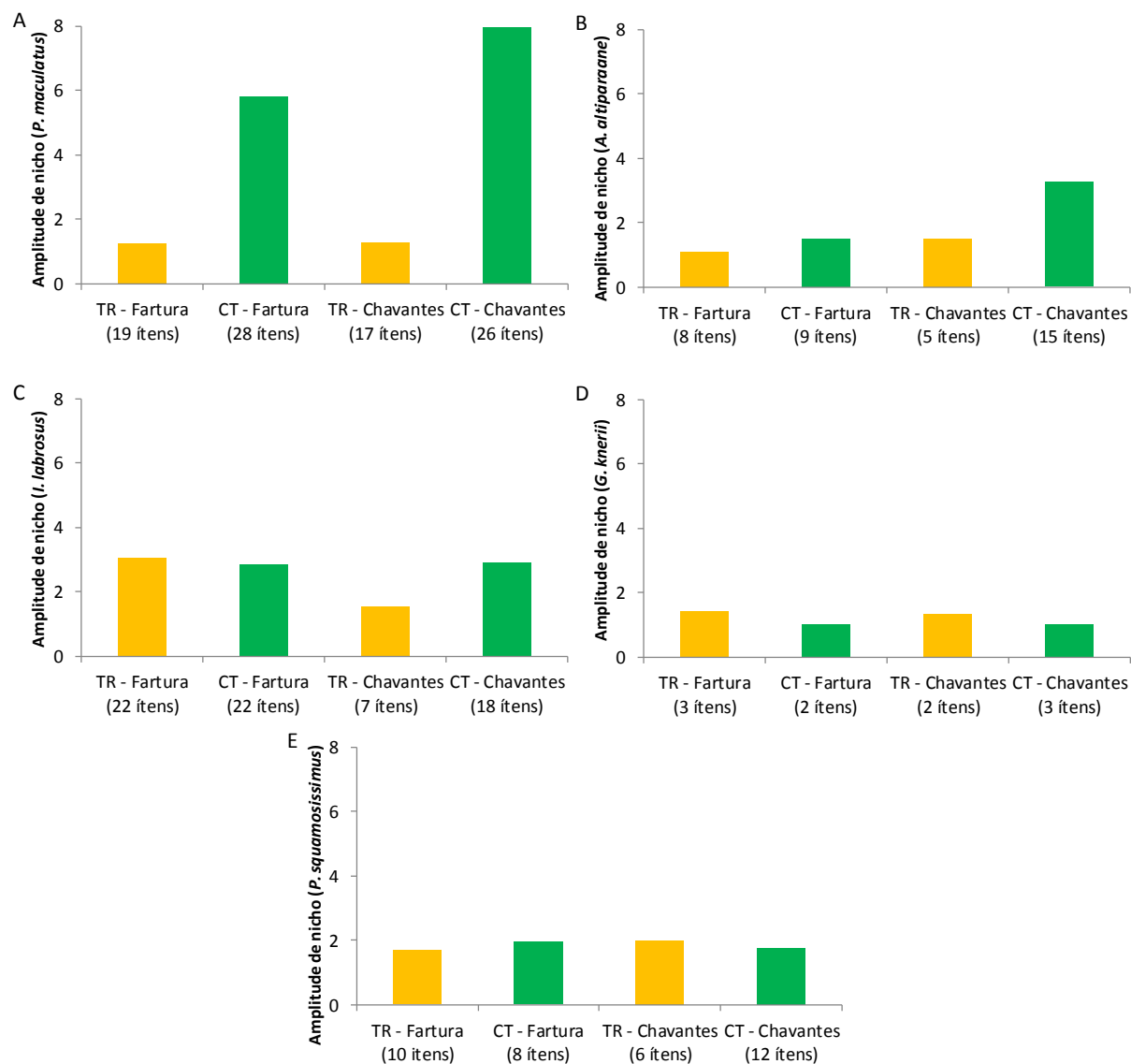


Figura 3. Análise comparativa de amplitude de nicho para as espécies estudadas para as áreas tanque e controle.

Tabela I. Análise comparativa de abundância numérica para as espécies analisadas entre as áreas tanque e controle.

| | <i>Fartura</i> | | <i>Chavantes</i> | |
|-----------------------------------|----------------|----------|------------------|----------|
| | Tanque | Controle | Tanque | Controle |
| <i>Pimelodus maculatus</i> | 576 | 194 | 573 | 122 |
| <i>Astyanax altiparanae</i> | 88 | 97 | 20 | 104 |
| <i>Iheringichthys labrosus</i> | 225 | 181 | 31 | 47 |
| <i>Galeocharax knerii</i> | 31 | 27 | 39 | 66 |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | 173 | 106 | 25 | 229 |

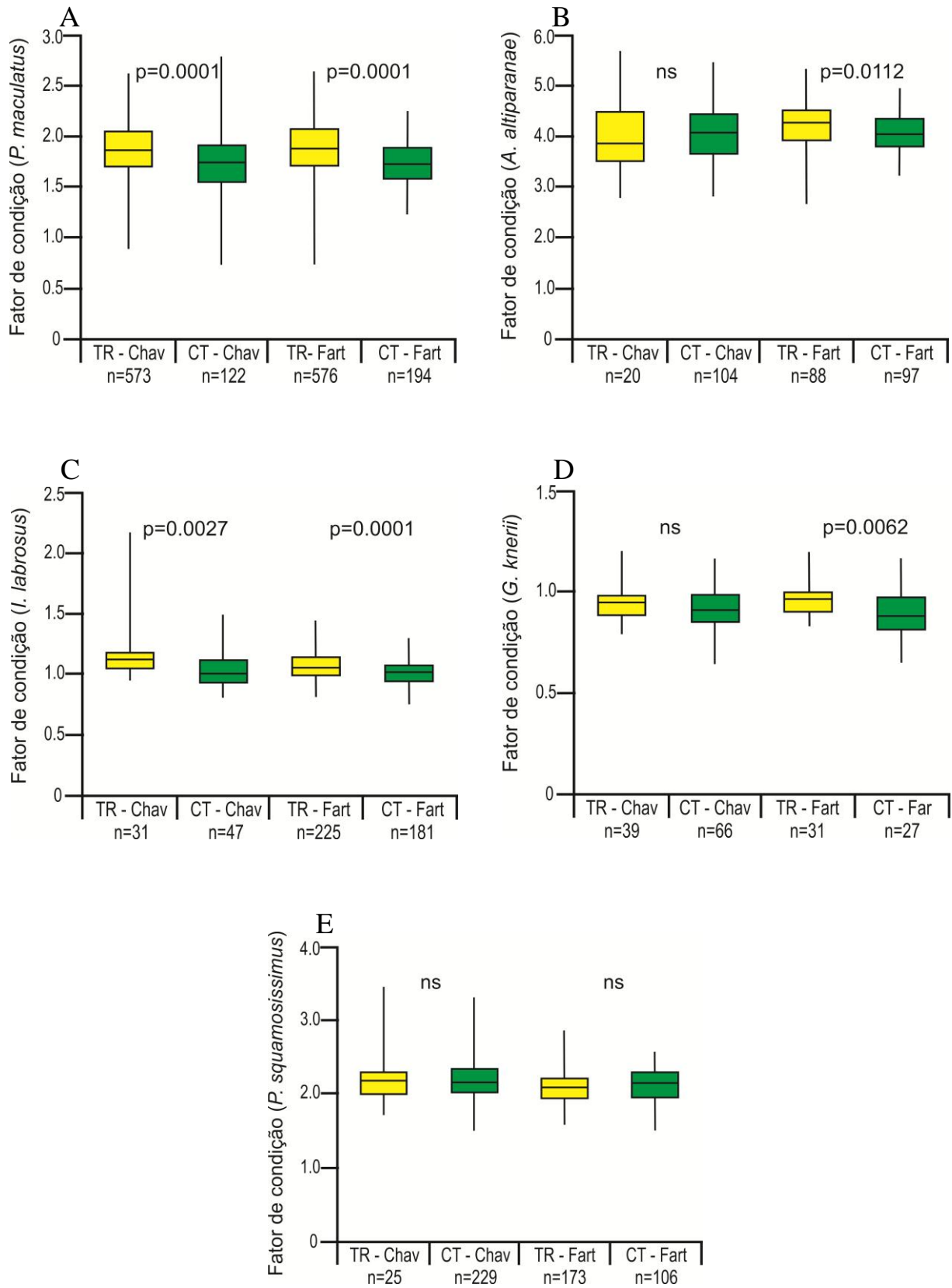


Figura 4. Análise comparativa do fator de condição para as espécies analisadas para as áreas tanque e controle.

A ordenação dos itens alimentares dessas espécies em relação às áreas tanque e controle, definida pela análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA), demonstra claramente o forte efeito das pisciculturas em tanques-rede sobre a distribuição espacial desses itens (auto valor eixo 1 = 0,62, auto valor eixo 2 = 0,68) (Figura 5).

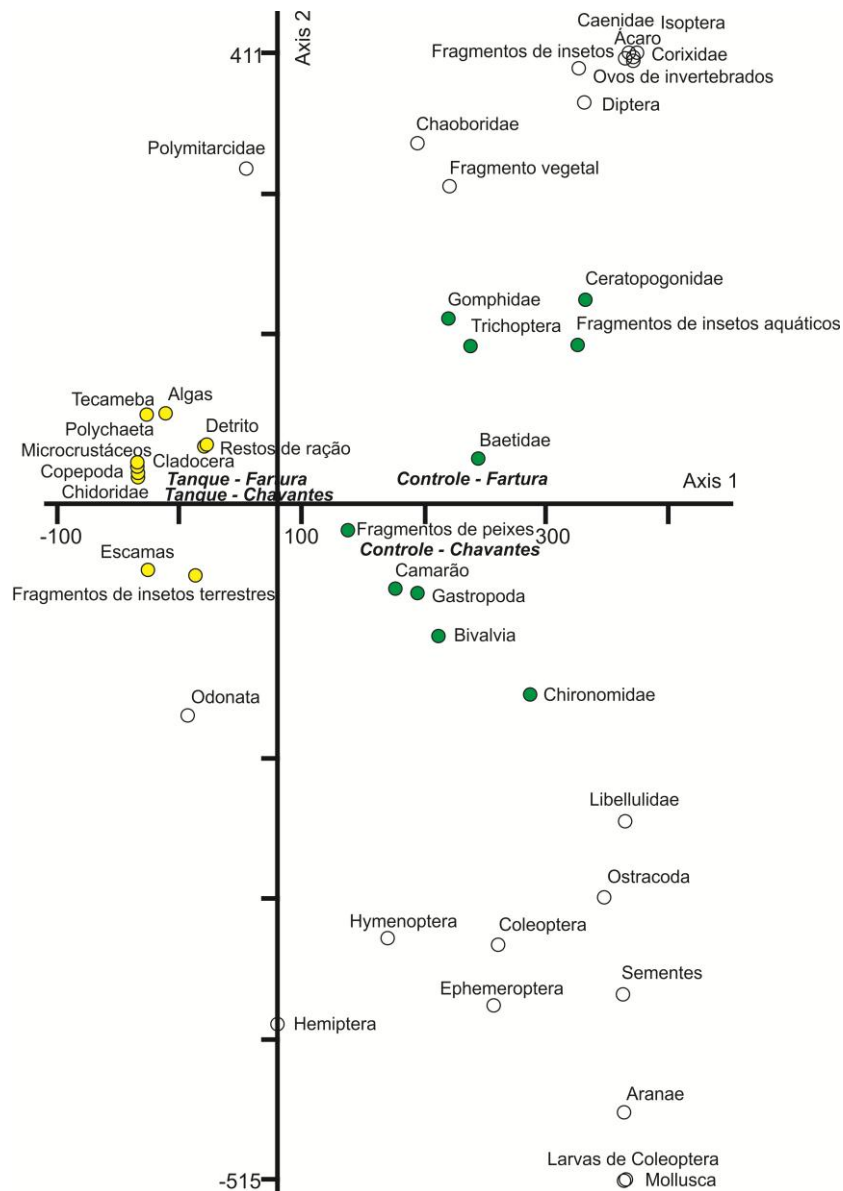


Figura 5. Análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) dos itens alimentares em relação às áreas tanque e controle para pisciculturas estudadas.

Discussão

Diversos autores discutem que as pisciculturas em tanques-rede aportam recursos alimentares à cadeia alimentar do ecossistema aquático, servindo de atrativo para vários grupos de organismos aquáticos (Beveridge, 1996 e 2004; Honkanen e Helminen, 2000; Boyra et al., 2004; Håkanson, 2005; Ramos, et al., 2008). Tal atratividade reestrutura a comunidade local, aumentando a abundância do plâncton, organismos bentônicos e peixes (Weston, 1991; Beveridge, 1996; Honkanen e Helminem, 2000; Dempster et al., 2002; Nickell et al., 2003; Boyra et al., 2004; Machias et al., 2004; Giannoulaki et al., 2005; Håkanson, 2005; Ramos et al., 2008).

Os dados demonstram que as alterações observadas na dieta de *P. maculatus* e *A. altiparanae* estão diretamente relacionadas à presença de pisciculturas nestes locais. Tal fato é evidente observando-se os menores valores de amplitude de nicho, que demonstra claramente o oportunismo destas espécies. Conseqüentemente, os peixes das áreas tanque, utilizam um número consideravelmente menor de itens alimentares em relação aos animais das áreas controle. Estas espécies estão utilizando um novo recurso alimentar de fácil aquisição e alta disponibilidade favorecendo seu balanço energético, obtendo sua energia quase que exclusivamente de restos de ração. Esta mudança no balanço energético é evidenciada no fator de condição, que apresenta maiores valores nas áreas próximas aos tanques de cultivo, sendo este fato diretamente relacionado à alteração na dieta destas espécies. Resultados semelhantes foram obtidos por Ramos et al. (2008) para *Metynnis maculatus*, na represa de Nova Avanhandava.

Para espécie *I. labrosus*, a diferença observada na composição da dieta e amplitude de nicho para Piscicultura-Chavantes devem ser analisadas com parcimônia, devido ao tamanho amostral. Contudo, situação semelhante é observada para Piscicultura-Fartura, onde detrito também foi o principal item consumido, tendo maior contribuição na área tanque. Assim, uma

hipótese seria que essas diferenças podem estar relacionadas ao possível enriquecimento orgânico do sedimento neste local. Neste sentido, Weston (1991), Honkanen e Helminen (2000), Karakassis et al. (2002), Pawar et al. (2002), Carrol et al. (2003), Nickell et al. (2003), Yucel-Gier et al. (2007), relatam o enriquecimento orgânico no sedimento em áreas próximas a pisciculturas em tanques-rede em ecossistemas marinhos, assim para ambientes dulcícolas tal impacto também pode ser esperado. Entretanto, a literatura sobre impactos ambientais oriundos destas atividades em águas continentais são escassos, sendo certamente o motivo da falta desta informação. Assim, as alterações na dieta e amplitude de nicho de *I. labrosus* como as observadas para *P. maculatus* e *A. altiparanae* podem ser indiretamente causadas pela atividade aquícola, por meio do enriquecimento orgânico do sedimento, tendo como reflexo o aumento do fator de condição nas áreas tanque.

Para as espécies carnívoras, caso de *G. knerii* e *P. squamosissimus*, as diferenças detectadas foram menores quando comparadas as espécies onívoras como *P. maculatus* e *A. altiparanae*. Entretanto, é evidente que na área tanque as espécies utilizam recursos menos explorados nas áreas controle com maior intensidade, sendo este fato claramente observado para *G. knerii*. Assim, por ambas as espécies serem carnívoras, predadoras visuais e utilizarem os mesmos recursos alimentares (Hahn et al., 1998 e 1999), tal modificação no consumo dos recursos alimentares, pode ser uma estratégia para diminuir a competição interespecífica entre estas duas espécies, possibilitando sua coexistência e partilhamento de nichos (MacArthur, 1968). Contudo, uma vez que a composição da dieta apresentou pequenas diferenças entre as áreas tanque e controle, justifica-se a similaridade da amplitude de nicho e fator de condição para estas espécies. Estes fatos, demonstram que por estas espécies serem especialistas tróficas e topo de cadeia alimentar, a presença de pisciculturas em tanques-rede as afetam de forma indireta. Tal interferência se dá por meio da atratividade secundária, causada pelo aumento na abundância de presas (Kaspar et al., 1988; Machias et al., 2004), em

resposta ao aumento de recursos alimentares alóctones (ração) nestes locais (Kelly, 1993; Pitta et al., 1999; Karakassis et al., 2000).

Ainda, com base na abundância numérica das espécies analisadas nas respectivas pisciculturas, observa-se que *P. maculatus* é atraído para áreas próximas às pisciculturas independentemente das variáveis ambientais (fisiográfica, morfométrica e hidrodinâmica). Entretanto, as demais espécies respondem sinergicamente a essas variáveis ambientais e a disponibilidade de recursos alimentares. Isto é evidente, pois espécies de pequeno porte como *A. altiparanae* que necessitam de abrigo para evitar a predação, foi abundante apenas na área tanque da Piscicultura-Fartura (caracterizada por baixa profundidade, sedimento arenoso e presença de bancos de macrófitas aquáticas como área de refúgio), enquanto que para Piscicultura-Chavantes, essas condições são distintas (grande profundidade, sedimento rochoso e poucas áreas de refúgio) e sua abundância foi baixa. Para *I. labrosus*, considerando que detritos são sua principal fonte de alimentos, a sua maior abundância na área tanque da Piscicultura-Fartura, deve ser uma resposta sinérgica entre a disponibilidade de recurso alimentar e as condições ambientais.

A piscívora *G. knerii* cuja dieta foi composta basicamente por peixes, não apresentou altas abundâncias em nenhuma das quatro áreas analisadas. Entretanto, para também piscívora *P. squamosissimus*, cujo item camarão foi importante em sua dieta, foi observada maior abundância na área tanque da Piscicultura-Fartura, estando este fato possivelmente relacionado às características ambientais favoráveis e há possível maior disponibilidade de outras presas, como camarões (*Macrobrachium* sp.) neste local.

Com base nos resultados apresentados, observa-se a existência de um padrão de impactos induzidos por pisciculturas em tanques-rede, sobre essas espécies de peixes de água doce. Desta forma, espécies generalistas tróficas são as mais afetadas por tal atividade, tendo suas dietas drasticamente alteradas e com consequentes mudanças em suas estruturas

populacionais. Espécies carnívoras que ocupam elos superiores na cadeia alimentar, também são afetadas de forma indireta por estes empreendimentos (Becker e Chew, 1987; Machias et al., 2004), visto que o efeito “bottom-up” local por entrada de energia secundária (ração) modificam elos inferiores da cadeia (comunidades planctônica e bentônica) atingindo tais espécies (Becker e Chew, 1987). Desta forma, evidencia-se que todas as espécies analisadas buscam alcançar o forrageamento ótimo, para maximizar obtenção de recursos, minimizar gastos energéticos e risco de predação.

O consumo de matéria orgânica por peixes onívoros reflete em aumento da produtividade pesqueira local, decorrente da atratividade exercida por estes sistemas sobre a ictiofauna (Machias et al., 2004). Tal fato foi observado no presente trabalho, com a constante presença de pescadores nas áreas próximas as pisciculturas, atraídos pela abundância de peixes, como *P. squamosissimus*, *P. maculatus* e *A. altiparanae*. Esse tipo de atividade pesqueira indiretamente presta um importante serviço ambiental, com a retirada de parte da matéria orgânica aportada ao ecossistema aquático pelas pisciculturas em tanques-rede (Gyllenhammar et al., 2008). Neste sentido, Vita et al. (2004) relatam que 80% da matéria orgânica particulada resultante de tanques-rede (restos de ração, fezes e escamas) são consumidas pelos peixes atraídos para estes locais. Desta maneira, fica claro que os peixes onívoros residentes em áreas próximas as pisciculturas, aceleram o processo de ciclagem de matéria orgânica (ração) oriunda das pisciculturas (Vita et al., 2004), criando uma via alternativa para estes nutrientes, mitigando os possíveis processos de eutrofização local.

Conclusões

Conclui-se que sistemas de pisciculturas em tanques-rede causam alterações principalmente sobre a dieta de peixes de água doce onívoros, os quais são atraídos diretamente pela disponibilidade de recurso alimentar. Ainda, que o aproveitamento da fonte de energia secundária aportada pelas pisciculturas pelos peixes, aliada ao aumento da atividade pesqueira local, podem mitigar os possíveis efeitos danosos da eutrofização local. Portanto, realizam um importante serviço ambiental ao ecossistema aquático, contribuindo para preservação dos recursos hídricos.

Referências

- Agostinho, A.A.; Gomes L.C. e F.M. Pelicice. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM, Paraná, Brasil.
- Becker, D.S. e K.K. Chew. 1987. Predation of *Capitella* spp. By small-mouthed pleuromectids in Puget Sound, Washington. *Fishery Bulletin*, 85(3): 471-479.
- Beveridge, M.C.M. 1996. *Cage aquaculture*. 2ª ed. Fishing News Book, Oxford, United States.
- Beveridge, M.C.M. 2004. *Cage aquaculture*. 3ª ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States.
- Boyra, A.; Sanchez-Jerez, P.; Tuya, F.; Espino F. e R. Haroun. 2004. Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canária, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes*, 70: 393-401.
- Carrol, M.L.; Cochrane, S.; Fieler, R.; Velvin R. e P. White. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*, 226: 165-180.
- Costa-Pierce, B.A. e O. Soemarwoto. 1990. Reservoir fisheries and development for resettlement in Indonesia. *ICLARM Technical Report 23*. ICLARM, Metro Manila, Philippines.
- Dempster, T.; Sanchez-Jerez, P.; Bayle-Sempere, J.T.; Giménez-Casalduero, F. e C. Valle. 2002. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the South-Western Mediterranean Sea: spatial and shortterm temporal variability. *Marine Ecology Progress Series*, 242: 237-252.

Duke Energy. 2002. *Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes*. 204p. Relatório de licenciamento ambiental. Duke Energy – Geração Paranapanema, São Paulo, Brasil.

Giannoulaki, M.; Machias, A.; Somarakis, S. e I. Karakassis. 2005. Wild fish spatial structure in response to presence of fish farms. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 1271-1277.

Gyllenhammar, A. Håkanson, L. e K.J. Lehtinen. 2008. A mesocosm fish farming experiment and its implications for reducing nutrient load on a regional scale. *Aquacultural Engineering*, 38: 117-126.

Hahn, N.S.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. e L.M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, 23: 299-305.

Hahn, N.S.; Loureiro, V.E. e R.L. Delariva. 1999. Atividade alimentar da curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Perciformes, Sciaenidae) no rio Paraná. *Acta Scientiarum*, 21(2): 309-314.

Håkanson, L. 2005. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. *Lakes & Reservoir: Research and Management*, 10: 71-80.

Hill, M.O. e H.G. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.

Honkanen, T. e H. Helminen. 2000. Impacts of fish farming on eutrophication: comparisons among different characteristics of ecosystem. *International Review of Hydrobiology*, 85: 673-686.

Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.

Karakassis, I.; Tsapakis, M.; Hatzianmi, E.; Papadopoulou, K.N. e W. Plaiti. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *Journal of Marine Science*, 57: 1462-1471.

Karakassis, I.; Tsapakis, M.; Smith, C.J. e H. Rumohr. 2002. Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery. *Marine Ecology Progress Series*, 227: 125-133.

Karakassis, I.; Pitta, P. e M.D. Krom. 2005. Contribution of fish farming to the nutrient loading of the Mediterranean. *Scientia Marina*, 69: 313-321.

- Kaspar H.F.; Hall, G.E. e A.J. Holland. 1988. Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reduction. *Aquaculture*, 70: 333-344.
- Kawakami, E. e G. Vazzoler. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29: 205-207.
- Kelly, L.A. 1993. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. *Hydrobiologia*, 253: 367-372.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Collins, New York, United States.
- Latini, A.O. e M. Petrere-Júnior. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 71-79.
- MacArthur, R.H. 1968. The theory of the niche. p. 159-176. In: Lewontin, R.C. (ed). *Population biology and evolution*. Syracuse University Press, New York, United States.
- MacCune, B. e M.J. MEFFORD. 1997. *Multivariate analysis of ecological data, version 3.0*. MjM Software Design, Oregon, United States.
- Machias, A.; Karakassis, I.; Labropoulou, M.; Somarakis, S.; Papadopoulou, K.N. e C. Papaconstantinou. 2004. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 771-779.
- Machias, A.; Karakassis, I.; Somarakis, S.; Giannoulaki, M.; Papadopoulou, K.N. e C. Smith. 2005. The response of demersal fish communities to the presence of fish farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288: 241-250.
- Machias, A.; Giannoulaki, M.; Somarakis, S.; Maravelias, C.D.; Nofitou, C.; Koutsoubas, D.; Papadopoulou, K.N. e I. Karakassis. 2006. Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. *Aquaculture*, 261: 809-816.
- Nickell, L.A.; Black, K.D.; Hughes, D.J.; Overnell, J.; Brand, T.; Nickell, T.D.; Breuer, E. e S.M. Harvey. 2003. Bioturbation, sediment fluxes and benthic community structure around a salmon cage farm in Loch Creran, Scotland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286: 221-233.
- Orsi, M.L. e A.A. Agostinho. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanque de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 6: 557-560.
- Paiva, M.P. 1983. Impactos das grandes represas sobre o meio ambiente. *Ciência e Cultura*, 9: 1274-1282.

Pawar, V.; Matsuda, O. e N. Fujisaki. 2002. Relationship between feed input and sediment quality of the fish cage farms. *Fisheries Science*, 68: 894-903.

Penczak, T.W.; Galicka, W.; Molinski, M.; Kusto, E. e M. Zalewski. 1982. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal of Applied Ecology*, 19: 371-393.

Pillay, T.V.R. 2004. *Aquaculture and the environment*. 2ª ed. Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom.

Pitta, P.; Apostolaki, E.T.; Giannoulaki, M. e I. Karakassis. 2005. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 501-512.

Ramos, I.P.; Vidotto-Magnoni, A.P. e E.D. Carvalho. 2008. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(3): 245-252.

Ramos, I.P.; Zanatta, S.A.; Zica, E.O.P.; Silva, R.J. e E.D. Carvalho. 2010. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. p. 87-98. In: Cyrino, J.E.P.; Furuya, W.M.; Ribeiro, R.P. e J.D. Scorvo-Filho (eds). *Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III*. Sociedade Brasileira de Biologia Aquática, São Paulo, Brasil.

Sampaio, T. 1944. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico de São Paulo*, 2: 30-81.

Santos, G.B. e P.S. Formagio. 2000. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. *Informe Agropecuário*, 203: 98-106.

Sipaúba-Tavares, L.H. 1995. *Limnologia aplicada à aquicultura*. Boletim Técnico do Centro de Aquicultura UNESP. São Paulo, Brasil.

Torloni, C.E.C.; Correa, A.R.A.; Carvalho-Júnior., A.A. e J.J. Santos. 1986. *Reprodução de peixes autóctones reofílicos no reservatório de Promissão, Estado de São Paulo*. CESP, São Paulo, Brasil.

Vazzoler, A.E.A. de M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM, Paraná, Brasil.

Vita, R.; Marín, A.; Madrid, J.A.; Jiménez-Brinquis, B.; Cesar, A. e L. Marín-Guirao. 2004. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Marine Ecology Progress Series*, 277: 253-261.

Yucel-Gier, G.; Kucuksezgin, F. e F. Kocak. 2007. Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). *Aquaculture Research*, 38: 256-267.

Zanatta, A.S.; Ramos. I.P.; Silva, R.J.; Langeani, F. e E.D. Carvalho. 2010. Pisces, Siluriformes, Ictaluridae, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818): first record in middle Paranapanema River reservoir, aquaculture and exotic species dispersion. *Check List - Journal of species lists and distribution*, 6(4): 589-591.

Weston, D.P. 1991. The effects of aquaculture on indigenous biota. p. 534-567. In: Brune, D.E. e J.R. Tomasso (eds). *Aquaculture and water quality*. The World Aquaculture Society, Louisiana, United States.

2º Capítulo

Sistemas de pisciculturas em tanques-rede modificando a composição bromatológica de peixes nativos

(artigo a ser submetido à Revista Brasileira de Zootecnia)

Resumo

A atividade de piscicultura em tanques-rede encontra-se em franca expansão nas grandes represas brasileiras. No entanto, tal atividade pode causar impactos ambientais como, perda da qualidade da água e sedimento, além de alterações na diversidade da biota adjacente devido ao aporte de matéria orgânica. Este aporte contínuo, na forma de restos de ração e fezes, implica em atratividade de peixes residentes para estes locais. Trabalho recente demonstra que algumas espécies de peixes nativas apresentam alterações em suas dietas naturais, podendo estas ser compostas quase exclusivamente por ração (até 97%). Assim, foi comparada a composição bromatológica de uma espécie onívora (*Pimelodus maculatus*) e outra carnívora (*Galeocharax knerii*) capturados em área próxima a pisciculturas e área sem influência de pisciculturas. Os resultados mostram valores significativamente superiores ($p < 0,05$) para extrato etéreo (lipídeos totais) na área tanque, enquanto proteína bruta e água (umidade) apresentaram maiores valores na área controle e valores de matéria mineral não apresentaram diferenças ($p > 0,05$) para *P. maculatus*. Para *G. knerii* não foram observadas diferenças ($p > 0,05$) entre exemplares capturados na área tanque e controle. Concluiu-se que a piscicultura em tanques-rede pode causar mudanças na composição bromatológica natural de espécies de peixes onívoros como *P. maculatus*, devido ao oportunismo de suas dietas, não afetando espécies de peixes que ocupem elos superiores na cadeia alimentar, caso de *G. knerii*. Assim, considera-se este um modelo que deve ser refinado e explorado em estudos relacionados às interferências das pisciculturas em tanques-rede.

Palavras-chave: impacto ambiental, tanques-rede, bromatologia, peixes nativos

Abstract

Cages fish farming activities are expanding in large dams in Brazil. However, such activity may cause environmental impacts like loss of water quality and sediment, and changes in the diversity of adjacent biota due to the input of organic matter. This input provides a continuous supply as ration wastes and feces, implying attractiveness of resident fish in these sites. Recent work shows that some native fish species present alterations in their natural diets, which may be composed almost exclusively of artificial food (up to 97%). Thus, we compared the bromatological composition of an omnivorous species (*Pimelodus maculatus*), and a carnivore (*Galeocharax knerii*), both captured in areas around fish farms, and in an area without influence of fish farms. The results show significantly higher values ($p < 0.05$) for lipids (total lipids) in the tank area, while gross protein and water showed higher values in the control area, and contents of ash did not differ ($p > 0.05$) for *P. maculatus*. There were no differences ($p > 0.05$) between *G. knerii* specimens captured in the tank and control areas. It was concluded that fish farming in cages can cause changes in bromatological composition of natural omnivorous fish species such as *P. maculatus*, due to the opportunism of their diets, without affecting fish species that occupy upper links in the food chain, which is the case of *G. knerii*. Thus, it is considered that this is a model that should be refined and explored in studies related to interference of fish farming in cages.

Key words: environmental impact, cage farms, bromatology, native fish

Introdução

Os primeiros registros do uso de sistemas de criação de organismos aquáticos em gaiolas ou tanques-rede remontam a década de 1950, no delta do rio Mekong, Sudeste Asiático (Beveridge, 1984). Atualmente, esta atividade encontra-se em expansão em represas de usinas hidroelétricas brasileiras, devido a fatores favoráveis como o potencial hídrico, incentivos governamentais e delimitação de parques e áreas aquícolas (Carvalho e Ramos, 2010; Ramos et al., 2010).

Entretanto, Beveridge (2004) e Pillay (2004) relatam que em pisciculturas em tanques-rede, até 30% da matéria orgânica destinada à produção do pescado, não é aproveitada. Assim, esta matéria orgânica pode ser utilizada como recurso alimentar pela biota local e/ou causar problemas relacionados à eutrofização (Beveridge, 2004; Håkanson, 2005; Ramos et al., 2008), implicando em alterações em áreas próximas a esses sistemas (Beveridge, 2004; Håkanson, 2005; Ramos et al., 2008).

Neste sentido, estudos realizados em represas do Alto Paraná demonstram o efeito de atratividade destas pisciculturas sobre a ictiofauna (Ramos, et al., 2008; Carvalho e Ramos, 2010 e Ramos et al., 2010). Ainda, algumas espécies de peixes onívoras (*Astyanax altiparanae* e *Pimelodus maculatus*) tem sua dieta composta quase que totalmente por restos de ração (Ramos et al., 2008; Ramos, 2009; Brandão, 2010; Ramos, 2011). Entretanto, não há informações quanto aos possíveis impactos destas mudanças na composição bromatológica natural de espécies de peixes nativos. Tais mudanças podem influenciar a qualidade nutricional do pescado, sendo este fato de grande importância, uma vez que diversas espécies de peixes nativos são utilizadas pela população brasileira como fonte de proteína animal.

O objetivo deste trabalho, foi avaliar as possíveis alterações na composição bromatológica natural de peixes nativos de diferentes níveis tróficos (*Galeocharax knerii* –

carnívoro e *P. maculatus* - onívoro) capturados em área sob influência de piscicultura em tanques-rede.

Material e Métodos

Este estudo foi conduzido em um empreendimento de piscicultura em tanques-rede com aproximadamente 200 tanques-rede com volume útil de 6 m³ cada (área Tanque 23°07'30.71"S 49°37'37.31"W) e em um local similar em termos fisiográficos, mas sem influências desta atividade (área Controle – 23°07'59.23"S 49°36'10"W) na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema), município de Ipaussu, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1).

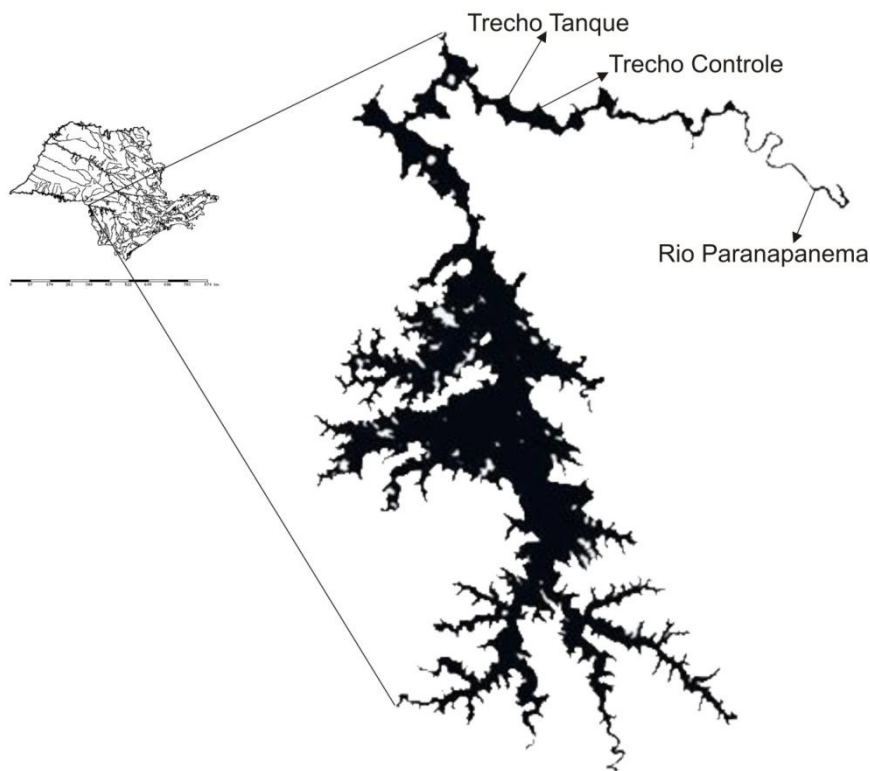


Figura 1. Mapa da rede hidrográfica do Estado de São Paulo, em destaque a represa de Chavantes, com os respectivos locais de amostragem no braço do rio Paranapanema (município de Ipaussu – SP).

Foram selecionadas duas espécies de peixes de diferentes níveis tróficos (*G. knerii* e *P. maculatus*), com base em sua abundância durante as coletas. As amostragens dos peixes foram realizadas entre julho/2008 e junho/2010, sendo os peixes capturados com o auxílio de redes de espera (malhas - 3 a 14 cm entre nós adjacentes). A captura na área tanque foi realizada junto às bóias de delimitação dos empreendimentos, à aproximadamente 2 m dos primeiros grupos de tanques-rede. A área controle localiza-se cerca de 3 km à montante desse empreendimento. Após a captura, os peixes foram imediatamente abatidos em água a aproximadamente 4°C, conforme aprovação do Comitê de Ética (parecer número 120-CEEA).

Posteriormente, para a espécie *P. maculatus*, devido a sua importância econômica como pescado, foi retirado o tecido muscular (filé - mínimo de 60 g), ensacado, identificado e congelado. Entretanto, para a espécie *G. knerii*, foi utilizado o peixe inteiro, depois de retirado o trato digestivo, a fim de se evitar erros nas análises devido ao conteúdo estomacal. Em seguida, foram ensacados, identificados e congelados. Todas as amostras foram levadas ao Laboratório de Bromatologia da FMVZ – UNESP – Campus de Botucatu, para determinação dos teores de proteína bruta, extrato étereo (lipídeos totais), cinzas (matéria mineral) e água (umidade), segundo AOAC (1995). Para análises estatísticas empregou-se o teste de Mann-Whitney (teste *U*) utilizando-se o programa BioEstat 5.0.

Ressalta-se que foram selecionados exemplares das respectivas espécies com valores de comprimento padrão semelhantes ($p > 0,05$) entre as áreas tanque e controle, evitando assim as possíveis diferenças ontogenéticas. Exemplares testemunhos encontram-se depositados na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes, Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências de Botucatu – UNESP.

Resultados e Discussão

A análise bromatológica é uma importante ferramenta para avaliação nutricional de diversos elementos, como rações e tecido muscular de animais utilizados para o consumo humano (Queiroz et al., submetido). As análises nutricionais do pescado determinam os componentes e os níveis nutritivos que formam esse tipo de alimento para o consumo humano. Assim, pode ser útil para avaliar possíveis influências das pisciculturas em tanques-rede na mudança da composição bromatológica “natural” do filé de pescados nativos, atraídos para estas áreas.

Observou-se no presente estudo que exemplares da espécie onívora *P. maculatus* da área tanque, apresentaram teor de extrato etéreo (lipídeos totais) significativamente superior ao dos exemplares da área controle, sendo observada situação contrária para o teor de proteína bruta e água, na qual os exemplares da área controle apresentaram valores significativamente superiores ($p < 0,05$) (Figuras 2 A, B e C). Entretanto, para matéria mineral não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os exemplares das áreas tanque e controle (Figura 2 D). Para espécie carnívora *G. knerii* não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) para nenhuma das análises realizadas (extrato etéreo, proteína bruta, matéria mineral e água) entre as áreas tanque e controle (Figura 3 A, B, C e D).

Ainda, segundo Brandão (2010), Ramos (2009) e Ramos (2011), análises da dieta de exemplares em áreas próximas aos tanques-rede, demonstram que *P. maculatus* alimenta-se quase que exclusivamente de restos de ração enquanto que *G. knerii* apresenta pequenas alterações em sua dieta devido a presenças de pisciculturas em tanques-rede. Ainda, Ramos (2009) e Ramos (2011) observam que estas alterações na dieta *P. maculatus* se refletem na estrutura populacional em termos de comprimento total, peso total e fator de condição, sendo que os exemplares capturados próximos aos tanques de cultivo apresentaram valores significativamente superiores.

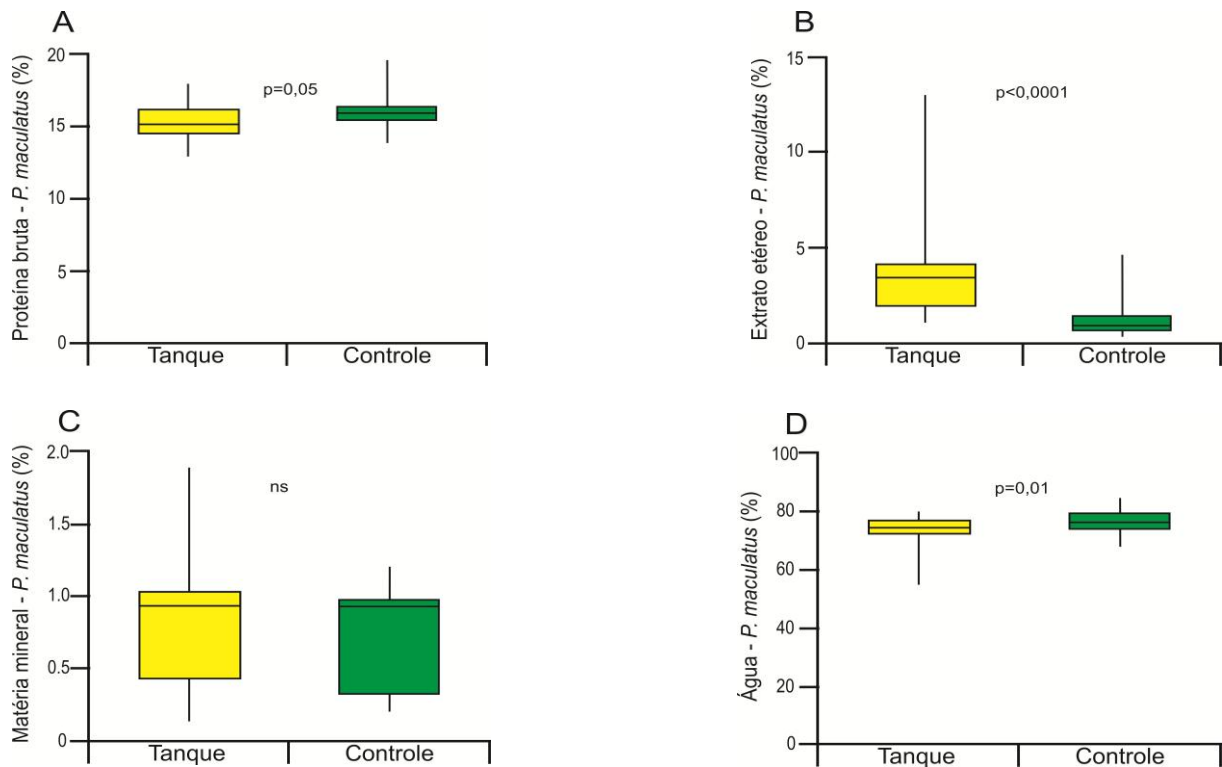


Figura 2. Valores de proteína bruta (A), extrato etéreo (B), matéria mineral (C) e água (D) de *Pimelodus maculatus* para áreas tanque e controle.

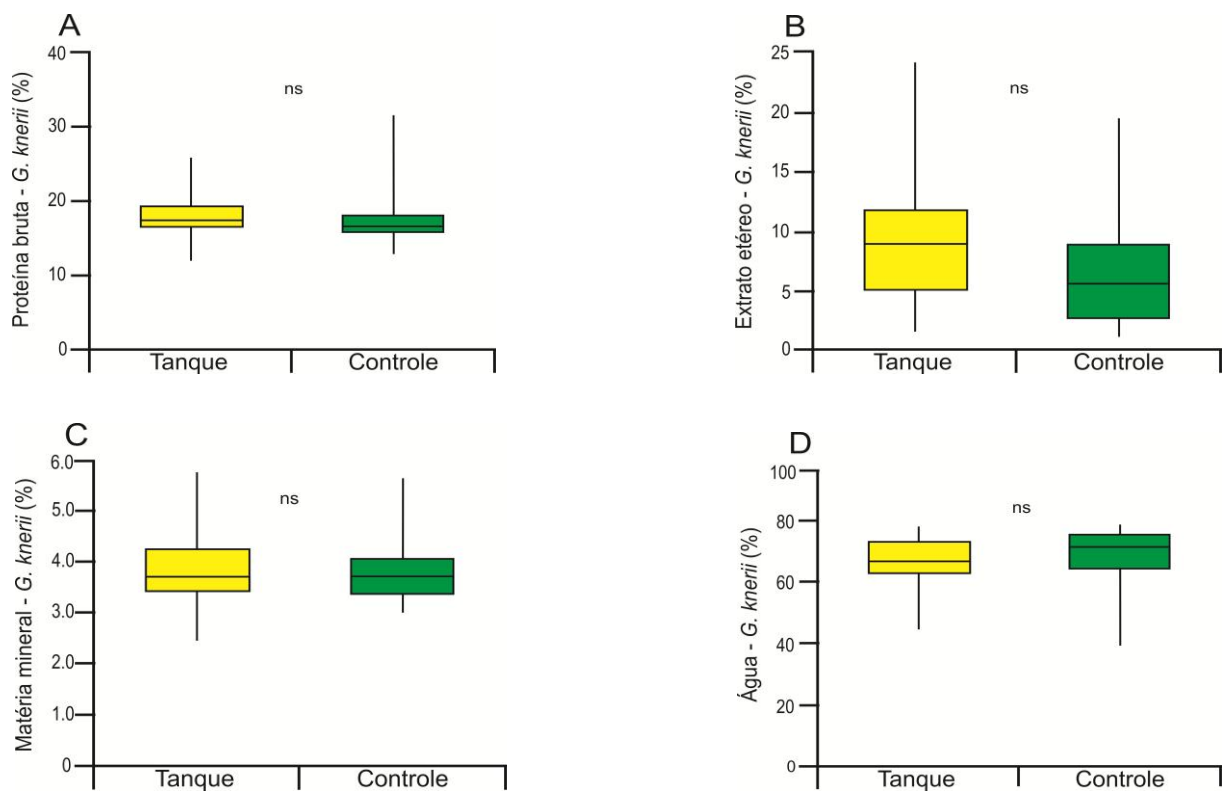


Figura 3. Valores de proteína bruta (A), extrato etéreo (B), matéria mineral (C) e água (D) de *Galeocharax knerii* para áreas tanque e controle.

Neste sentido, Fernández-Jóver et al. (2007) observaram que exemplares de *Trachurus mediterraneus*, associados a pisciculturas em tanques-rede e que se alimentaram de restos de ração, apresentaram maiores teores de lipídeos totais em relação a exemplares da área sem a influência das pisciculturas, corroborando os resultados apresentados. Ainda, segundo Chanmugam et al. (1986) e Saglik et al. (2003), a quantidade de lipídeos totais em peixes cultivados normalmente é maior do que em peixes nativos da mesma espécie. Assim, como *P. maculatus* tem sua dieta composta basicamente por restos de ração, espera-se que sua composição corporal siga o padrão de exemplares cultivados, como relatado por Chanmugam et al. (1986) e Saglik et al. (2003).

Arbeláez-Rojas et al. (2002) discutem que a quantidade de energia contida no alimento dos peixes está estreitamente relacionada com a deposição de gordura nestes animais, como relatado por Cho (1990), no qual o excesso de energia na ração, pode causar aumento nos teores de lipídios totais em peixes. Pode-se inferir que *P. maculatus* por utilizar restos de ração, alimento rico em energia, em sua dieta apresenta maiores teores de lipídios totais na área tanque, enquanto *G. knerii* que não apresenta alterações na dieta em função da presença de pisciculturas em tanques-rede, não apresenta diferenças na composição corporal.

Quanto aos maiores valores de água e proteína bruta na área controle, estes justificam-se segundo Crampton e Harris (1969) e Garling e Wilson (1976) no fato de o aumento na concentração de lipídeos em geral condicionar uma diminuição na porcentagem de água, proteínas e cinzas na carcaça. Além disto, o maior acúmulo de lipídeos totais em exemplares da área tanque, pode acarretar problemas relacionados à pesca extrativista artesanal, pois segundo Leonhardt et al. (2006), o teor de gordura total é de grande importância na vida útil dos alimentos, de modo que pescados com menor deposição de gordura, tem um maior rendimento de carcaça, maior vida útil e possuem melhor aceitação no mercado.

Desta maneira, fica evidente que espécies de peixes onívoras por serem oportunistas e utilizarem os itens alimentares mais abundantes no ambiente (Gerking, 1994), estão sujeitas as flutuações na disponibilidade de recursos alimentares em função da presença de pisciculturas em tanques-rede, tendo como reflexos, alterações na composição bromatológica. Devido ao alto teor de energia contido em rações comerciais, estes animais podem apresentar acúmulo de lípidio em seu tecido muscular em detrimento dos teores de proteína bruta. Ainda, evidencia-se que espécies que ocupam elos superiores na cadeia alimentar, como *G. knerii* não são diretamente afetadas, apresentando pequenas diferenças em sua dieta, que não foram capazes de modificar sua composição corporal. Assim, como relatado para alimentação de peixes associados a pisciculturas em tanques-rede por Ramos (2011), a influência deste tipo de atividade é mais evidente em animais que ocupam elos intermediários na cadeia alimentar, como os peixes onívoros.

Conclusões

Concluiu-se que as pisciculturas em tanques-rede altera a composição bromatológica “natural” de espécies de peixes, com destaque as onívoras devido ao seu hábito alimentar. Ainda, essa nova condição fisiológica poderá ter reflexos na estrutura populacional, nas interações ecológicas da ictiofauna residente e até nas atividades de pesca. Entretanto, ainda há necessidade de estudos de rastreabilidade, utilizando-se, por exemplo isótopos estáveis, para melhor compreensão e caracterização dessas interferências e destino da matéria orgânica oriunda de rações artificiais.

Referências

- Association of Official Analytical Chemistry - AOAC. 1995. *Official methods of analysis*. 16^a ed. AOAC International, Virginia, United States.
- Arbeláez-Rojas, G.A.; Fracalossi, D.M. e D.I. FIM. 2002. Composição corporal de tambaqui, *Colossoma macropomum*, e matrinxã, *Brycon cephalus*, em sistemas de cultivo intensivo, em igarapé, e semi-Intensivo, em viveiros. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 31(3): 1059-1069.
- Beveridge, M.C.M. 1984. *Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact*. FAO (Fisheries Technical Paper, 255), Roma, Itália.
- Beveridge, M.C.M. 2004. *Cage aquaculture*. 3^a ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States.
- Brandão, H. 2010. *Biologia populacional com ênfase na dieta das principais espécies de peixes agregados a um sistema de piscicultura em tanques-rede na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR)*. 67p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.
- Carvalho, E.D. e I.P. Ramos. 2010. Aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 38(2): 3.
- Chanmugam, P.; Boudreau, M. e D.H. Hwang. 1986. Differences in the x3 fatty acid contents in pond-reared and wild fish and shellfish. *Journal Food Science*, 51: 1556-1557.
- Cho, C.Y. 1990. Fish nutrition, feeds, and feeding: with special emphasis on salmonid aquaculture. *Food Reviews International*, 6(3): 333-357.
- Crampton, E.W. e L.E. Harris. 1969. *Applied animal nutrition*. 2. ed. W.E. Freeman, San Francisco, United States.
- Fernández-Jóver, D.; Fracalossi, D.M. e J.D.I. FIM. 2007. Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*, Steindachner, 1868) associated to sea cage fish farms. *Marine Environmental Research*, 63: 1-18.
- Garling, D.M. e R.P. Wilson. 1976. Optimum dietary protein-to-energy ratios for channel catfish fingerlings, *Ictalurus punctatus*. *Journal of Nutrition*, 106: 1368-1375.
- Gerking, S.D. 1994. *Feeding ecology of fish*. Academic Press, London, United Kingdom.
- Håkanson, L. 2005. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. *Lakes & Reservoir: Research and Management*, 10: 71-80.
- Kelly, L.A. 1993. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. *Hydrobiologia*, 253: 367-372.

- Leonhardt, J.H.; Filho, M.C.; Frossard, H. e A.M. Moreno. 2006. Características morfológicas, rendimento e composição do filé de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, da linhagem tailandesa, local e do cruzamento de ambas. *Semina: Ciências Agrárias*, 27(1): 125-132.
- Pillay, T.V.R. 2004. *Aquaculture and the environment*. 2ª ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States.
- Queiroz, J.V.; Setznagl, G.; Ramos, I.P.; Brandão, H.; Silva, R.J. e E.D. Carvalho. submetido. Change in natural bromatological composition of native fish due to the influence of fish farms. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*.
- Ramos, I.P.; Vidotto-Magnoni, A.P. e E.D. Carvalho. 2008. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(3): 245-252.
- Ramos, I.P. 2009. *Aspectos da biologia populacional de Pimelodus maculatus (Teleostei: Siluriformes), sob influência de sistemas de pisciculturas em tanques-rede*. 123f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Ramos, I.P.; Zanatta, S.A.; Zica, E.O.P.; Silva, R.J. e E.D. Carvalho. 2010. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. p. 87-98. In: Cyrino, J.E.P.; Furuya, W.M.; Ribeiro, R.P. e J.D. Scorvo-Filho (eds). *Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III*. Sociedade Brasileira de Biologia Aquática, São Paulo, Brasil.
- Ramos, I.P. 2011. *Impactos de pisciculturas em tanques-rede sobre a ictiofauna da represa de Chavantes: alimentação, parasitas e bromatologia*. 71f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Saglik, S. Alpaslan, M.; Gezgin, T.; Çetintürk, K.; Tekinay, A. e K. Cemal-Güven. 2003. Fatty acid composition of wild and cultivated gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *European Journal of Lipid Science and Technology*, 105: 104-107.

3º Capítulo

Sistemas de pisciculturas em tanques-rede modificando os padrões de infecção por metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* (Digenea: Diplostomidae) em *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae)

(artigo a ser submetido à revista Journal of Helminthology)

Resumo

Atualmente, o desenvolvimento de pisciculturas em tanques-rede tem sido associado com o aumento de doenças parasitárias. Nestes sistemas, o aumento de matéria orgânica decorrente dos restos de rações e fezes, atraem animais como aves e invertebrados que podem ser utilizados como hospedeiros por diversos grupos de parasitas, dentre eles trematódeos da família Diplostomidae. O objetivo deste trabalho foi avaliar possíveis influências sobre a taxa de infecção de metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* em espécimes de *Plagioscion squamosissimus* capturados em área próxima aos tanques de cultivo, na represa de Chavantes SP/PR (rio Paranapanema). Foram capturados 37 exemplares de *P. squamosissimus* em áreas próximas aos tanques-rede e 28 em área sem a influência deste tipo de atividade. Todos exemplares foram pesados (peso total em g), medidos (comprimento padrão em cm) e seus olhos removidos e examinados com auxílio de estereomicroscópio. As metacercárias foram removidas do humor vítreo, fixadas em solução de AFA e análises morfométrica realizadas com auxílio de sistema de análise de imagem. Foram calculados prevalência, intensidade média de infecção, abundância média e fator de condição. A intensidade média de infecção (TR = $20,31 \pm 1,13$ / CT = $4,29 \pm 7,14$), prevalência (TR = 86,4% / CT = 57,1%) e abundância média (TR = $17,70 \pm 6,27$ / CT = $2,35 \pm 0,77$) apresentaram valores significativamente maiores na área tanque em relação à área controle ($p < 0,05$). Não foram observadas correlações significativas ($p > 0,05$) entre intensidade média de infecção e comprimento padrão, peso total e fator de condição para as áreas tanque e controle ($p > 0,05$). Em suma, pode-se inferir que a piscicultura em tanques-rede interfere nas táticas de vida de *A. compactum* tendo em vista o aumento da intensidade média de infecção, abundância média e prevalência em *P. squamosissimus* em relação à infecção natural (área sem a presença de pisciculturas). Este fato possivelmente esteja relacionado ao aumento de hospedeiros intermediários e definitivos neste local atraídos por disponibilidade de recursos alimentares aportados pela presença de piscicultura em tanques-rede.

Palavras-chave: tanques-rede, impacto ambiental, parasitas, *Austrodiplostomum compactum*, *Plagioscion squamosissimus*, rio Paranapanema

Abstract

Currently, the development of fish farming in cages has been associated with the increase of parasitic diseases. In these systems, the increase of organic matter, resulting from feed wastes and feces, attract animals such as birds and invertebrates that can be used as hosts for various groups of parasites, including trematodes of Diplostomidae family. The objective of this study was to evaluate possible influences on infection rate of metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* in *Plagioscion squamosissimus* specimens captured in areas close to cages farm at Chavantes dam (Paranapanema River, SP/PR). It was captured 37 specimens of *P. squamosissimus* in areas near the cages (CF) and 28 in an area without the influence of this type of activity (CT). All specimens were weighed (total weight in grams), measured (standard length in centimeters) and had their eyes removed and examined with a stereomicroscope. The metacercariae were removed from the vitreous humor, fixed in AFA solution and morphometric analysis were performed, using the image analysis system. It was calculated prevalence, mean intensity of infection, mean abundance and condition factor. The mean intensity of infection (CF = 20.31 ± 1.13 / CT = 4.29 ± 7.14), prevalence (CF = 86.4% / CT = 57.1%) and average abundance (CF = 17.70 ± 6.27 / CT = 2.35 ± 0.77) showed significantly higher values in the tank comparing to control area ($p < 0.05$). There were no significant correlations ($p > 0.05$) between mean intensity of infection and standard length, total weight, and condition factor for tank and control areas ($p > 0.05$). In conclusion, it can be inferred that the fish farms in cages interferes with life tactics of *A. compactum*, increasing the average intensity of infection, mean abundance and prevalence in *P. squamosissimus* in relation to natural infection (area without the presence of fish farms). This fact might be related to the increase in intermediate and definitive hosts in this place, attracted by availability of food resources input by the presence of fish in cages.

Keywords: cage farms, environmental impact, parasites, *Austrodiplostomum compactum*, *Plagioscion squamosissimus*, Paranapanema River

Introdução

Atualmente, o relato de diversos impactos causados por pisciculturas em tanques-rede tem voltado à atenção da mídia e da comunidade científica, para esta atividade. Neste sentido, o rápido desenvolvimento de sistemas de pisciculturas em tanques-rede tem sido associado com o aumento de doenças parasitárias (Nowak, 2007).

Nestes sistemas, os tanques-rede protegem os peixes em cultivo contra predadores, entretanto, o livre fluxo de água pode transmitir parasitas destes sistemas para peixes selvagens, causando graves problemas ambientais como declínio de populações selvagens (Frazer, 2009). Neste sentido, outro impacto observado em áreas utilizadas para pisciculturas em tanques-rede é a atração de aves piscívoras (ex: *Phalacrocorax* spp. Brisson, 1760 (biguás)), (Carss, 1990 e 1993) e peixes (Ramos et al., 2008; Carvalho e Ramos, 2010; Ramos et al., 2010) aumento na abundância de moluscos gastrópodes (Edgar et al., 2005), que podem ser utilizados como hospedeiros intermediários por trematódeos Diplostomidae Dubois, 1970 (Karvonen et al., 2006).

O gênero *Austrodiplostomum* Szidat & Nani, 1951 é conhecido por possuir ciclo de vida complexo, envolvendo dois hospedeiros intermediários (moluscos e peixes) e um hospedeiro definitivo (aves piscívoras). No Brasil, as espécies de aves piscívoras *Phalacrocorax olivaceus* (Humboldt, 1805) e *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789) são parasitadas por *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Diplostomidae) (Machado et al., 2005; Noronha et al., 2009), não havendo relato de quais moluscos são utilizados como hospedeiros intermediários. Entretanto, espécies do gênero *Biomphalaria* Preston, 1910 já foram registradas como hospedeiros intermediários de *A. compactum* (Ostrowski de Núñez, 1982; Violante-González et al., 2009). Assim, por estas espécies serem hospedeiras de *A. compactum*, sua presença em áreas utilizadas para pisciculturas em tanques-rede podem interferir no ciclo de vida destes parasitas, afetando a ictiofauna selvagem.

Especificamente, *A. compactum*, foi registrado em peixes brasileiros da ordem Characiformes - *Serrasalmus maculatus* (Kner, 1858) (Characidae), *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Erythrinidae), *Schizodon borellii* (Boulenger, 1900) (Anostomidae) e *Metynnis maculatus* (Kner, 1858) (Characidae); Siluriformes - *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911), *Hypostomus hermanni* (Ihering, 1905), *Hypostomus iheringii* (Regan, 1908), *Hypostomus margaritifera* (Regan, 1908), *Hypostomus regani* (Ihering, 1905), *Hypostomus strigaticeps* (Regan, 1908), e *Megalancistrus parananus* (Peters, 1881) (Loricariidae), *Auchenipterus osteomystax* (Miranda-Ribeiro, 1918) (Auchenipteridae); Perciformes – *Cichla ocellaris* Block & Schneider, 1801, *Cichla monoculus* Spix & Agassiz, 1831, *Crenicichla britskii* Kullander, 1982, *Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983, *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), *Geophagus proximus* Castelnau, 1855, *Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840) (Cichlidae) e *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Sciaenidae) (Machado et al., 2005; Novaes et al., 2006; Yamada et al., 2008; Zica et al., 2009; Paes et al., 2009ab; Zica et al., 2010; Zica et al., 2011).

Plagioscion squamosissimus (pescada do Piauí), espécie não-nativa mas importante na pesca artesanal na região sudeste do Brasil (Torloni et al., 1993; Agostinho et al., 1995), apresenta altas taxas de infecção por metacercárias de *A. compactum* (Paes et al., 2009a), demonstrando ser uma espécie suscetível a este parasita. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar comparativamente, possíveis alterações na intensidade média de infecção, prevalência e abundância média de metacercárias de *A. compactum* em espécimes de *P. squamosissimus*, capturados em área próxima aos tanques de cultivo e uma área sem a presença deste tipo de atividade.

Material e Métodos

Este estudo foi conduzido em um empreendimento de piscicultura em tanques-rede, composta por aproximadamente 200 tanques-rede com volume útil de 6 m³ cada (área Tanque - 23°07'30.71"S 49°37'37.31"W) e em um local similar em termos fisiográficos, mas sem influências desta atividade (área Controle - 23°07'59.23"S 49°36'10"W), ambas na represa de Chavantes (médio rio Paranapanema), município de Ipaussu, Estado de São Paulo (Figura 1).

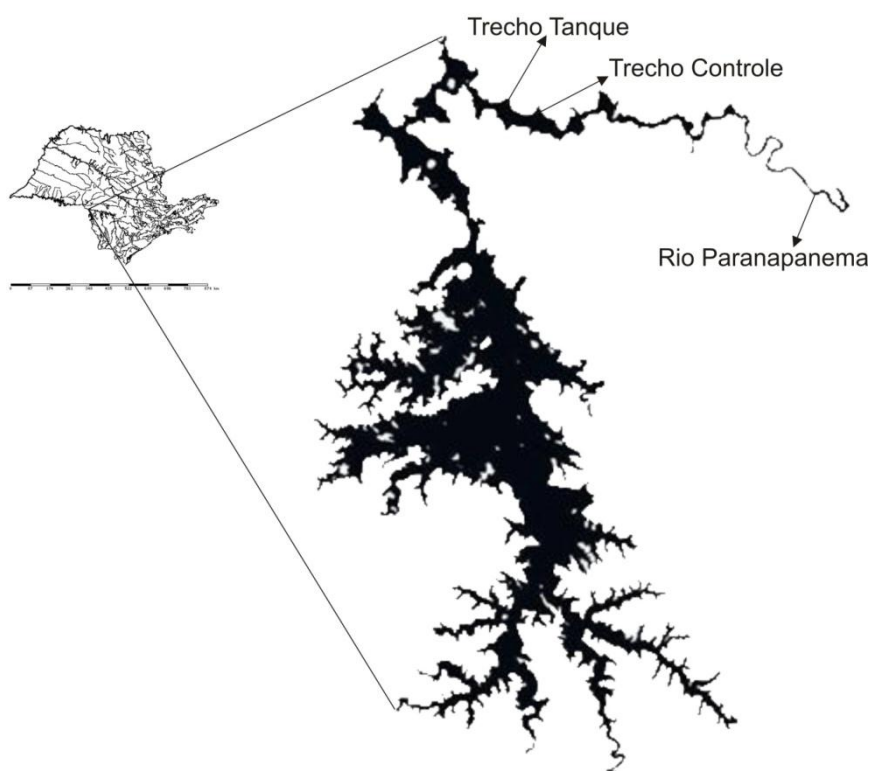


Figura 1. Mapa da rede hidrográfica do Estado de São Paulo, em destaque a represa de Chavantes, com os respectivos locais de amostragem no braço do rio Paranapanema (município de Ipaussú – SP).

As amostragens dos peixes foram realizadas entre março/2009 e fevereiro/2010, sendo estes capturados com o auxílio de redes de espera (malhas - 3 a 14 cm entre nós adjacentes). Ressalta-se que houve a captura de exemplares de *P. squamosissimus* em todos os meses de coleta, não havendo assim, captura em meses isolados nas diferentes áreas. A captura na área tanque (TR) foi realizada junto às bóias de delimitação do empreendimento, à

Sistemas de pisciculturas em tanques-rede modificando os padrões de infecção por metacercárias de Austrodiplostomum compactum (Digenea: Diplostomidae) em Plagioscion squamosissimus (Perciformes: Sciaenidae) - Autor: Igor Paiva Ramos

aproximadamente 2 m dos primeiros grupos de tanques-rede. A área controle (CT) localiza-se cerca de 3 km à montante da piscicultura estudada.

No total foram capturados 65 exemplares, sendo 37 na área tanque e 28 na área controle. Todos os exemplares foram congelados e levados para laboratório para realização das análises. Em laboratório todos exemplares foram pesados (peso total em g), medidos (comprimento padrão em cm) e seus olhos removidos e examinados com auxílio de estereomicroscópio. As metacercárias foram removidas do humor vítreo, fixadas em solução de AFA (álcool 70%, formoldeído e ácido acético) após compressão entre lâmina e lamínula e preservadas em álcool 70 GL (Eiras et al., 2006). Para identificação os trematódeos foram corados com carmin e clarificados em eugenol. Análises morfométrica e morfológicas foram realizadas com auxílio de sistema de análise de imagem (Qwin Lite 3.2 – Leica Microsystems, Wetzlar, Germany).

Foram calculados prevalência, intensidade média de infecção e abundância média de acordo com Bush et al. (1997) e fator de condição de acordo com Vazzoler (1996). A prevalência entre as áreas tanque e controle foram comparadas com teste-Z, enquanto a intensidade média de infecção e abundância média foram comparadas com teste de Mann-Whitney (teste *U*). Para avaliar a possível correlação entre o peso total, comprimento padrão e fator de condição dos exemplares coletados e a intensidade média de infecção, foi utilizada a correlação de Spearman. O nível de significância utilizado foi $p < 0,05$. Todos os testes estatísticos foram realizados com auxílio do programa SigmaStat 3.1 (Systat Software Inc., California, USA). Exemplares testemunhos dos parasitas e hospedeiros encontram-se depositados, na Coleção Helminológica do Departamento de Parasitologia (CHIBB) e Coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes (LBGP) respectivamente, ambos pertencentes ao Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, município de Botucatu, São Paulo, Brasil.

Resultados

Trinta e sete peixes da área tanque (comprimento padrão: $20,83 \pm 0,64$ (9,2-28,9) cm e peso total: $206,23 \pm 18,55$ (12,4-519,0) g) e 28 da área controle (comprimento padrão: $15,62 \pm 0,69$ (9,4-26,6) cm e peso: $77,56 \pm 13,57$ (12,6-355,9) g) foram examinados. Observou-se diferenças significativas entre os valores de comprimento padrão (TR = $20,9 \pm 0,64$ / CT = $16,1 \pm 0,69$), peso total (TR = $186,1 \pm 18,55$ / CT = $66,0 \pm 13,57$) e fator de condição (TR = $9,7 \pm 0,48$ / CT = $9,0 \pm 0,25$) entre os exemplares de *P. squamosissimus* das áreas tanque e controle, sendo os maiores valores observados nas áreas tanque para todas as análises (Figuras 2 A, B e C).

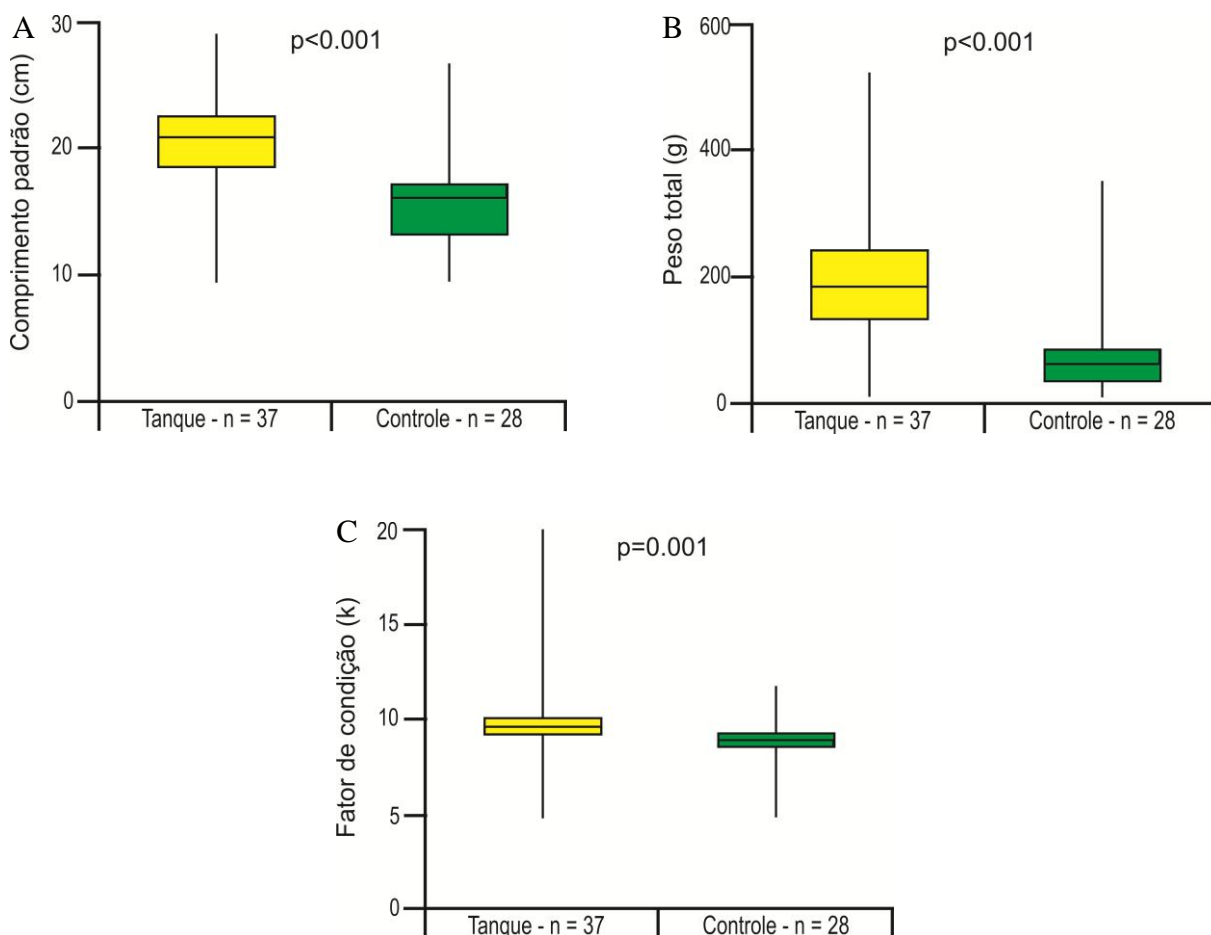


Figura 2. Análise comparativa dos valores de comprimento padrão (A), peso total (B) e fator de condição (C) de *Plagioscion squamosissimus* para as áreas tanque e controle.

Um total de 650 (1-170) parasitas foi coletado em exemplares de *P. squamosissimus*

da área tanque e 73 (1-20) em exemplares da área controle. A intensidade média de infecção (TR = $20,31 \pm 1,13$ / CT = $4,29 \pm 7,14$), prevalência (TR = 86,4% / CT = 57,1%) e abundância média (TR = $17,70 \pm 6,27$ / CT = $2,35 \pm 0,77$) apresentaram valores significativamente maiores na área tanque em relação à área controle ($p < 0,05$) (Figuras 3 A, B e C). Não foram observadas correlações significativas ($p > 0,05$) entre intensidade média de infecção e comprimento padrão, peso total e fator de condição para as áreas tanque e controle ($p > 0,05$).

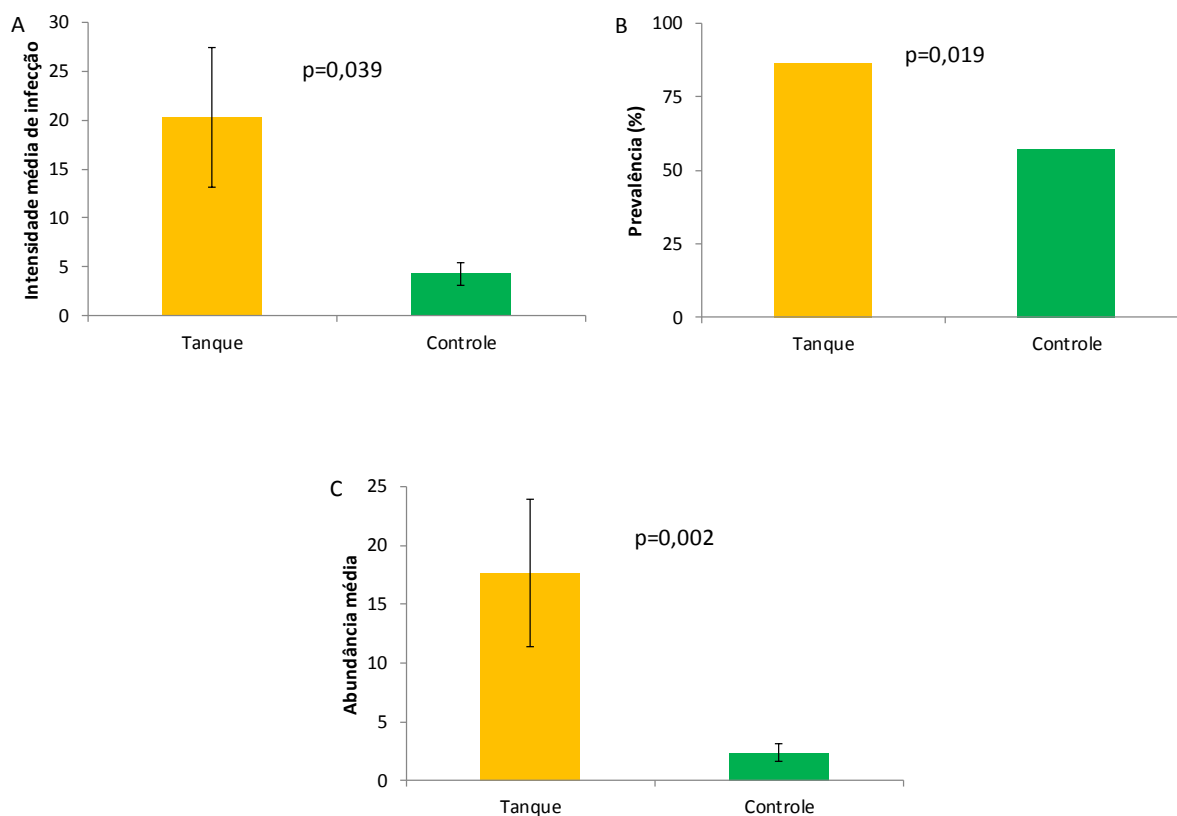


Figura 3. Análise comparativa de prevalência (A), intensidade média de infecção (B) e abundância média (C) de metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* em *Plagioscion squamosissimus* para as áreas tanque e controle.

Discussão

O ciclo de vida de parasitas diplostomídeos é completado no intestino de aves piscívoras (Karvonen et al., 2006), tendo espécies de moluscos do gênero *Biomphalaria* como primeiro hospedeiro intermediário (Ostrowski de Núñez, 1977; Ostrowski de Núñez, 1982; Violante-González et al., 2009) e peixes como segundo hospedeiro intermediário (KARVONEN et al., 2006). Neste sentido, várias espécies de *Biomphalaria* têm sido registradas no estado de São Paulo (Corrêa et al., 1970), das quais *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) e *Biomphalaria gabrata* (Say, 1818), possuem registros na bacia de drenagem do rio Paranapanema (Corrêa et al., 1970; Teles e Vaz, 1987). Ainda, autores como Oliveira e Krau (1970), Barbosa (1983) e Callisto et al. (2005) relataram associação positiva entre moluscos do gênero *Biomphalaria* e locais ricos em matéria orgânica.

Os resultados demonstram aumento significativo na taxa de infecção por metacercárias de *A. compactum* em olhos de *P. squamosissimus* em áreas utilizadas para pisciculturas em tanques-rede. Uma das possíveis justificativas deste aumento pode estar relacionada ao enriquecimento orgânico do sedimento. Áreas próximas a estes sistemas recebem grande parte dos efluentes gerados por esta atividade, sendo estes, depositados no sedimento (Beveridge, 2004), ou utilizados como alimento por espécies de peixes onívoras (Ramos et al., 2008; Ramos et al., 2010). Tal enriquecimento orgânico, podem alterar a abundância local de moluscos gastrópodes (Edgar et al., 2005), peixes (Nobile, 2010; Zanatta, 2011) e aves piscívoras como *Phalacrocorax brasilianus* e *Phalacrocorax olivaceus* (Carss, 1990 e 1993; Flowers et al., 2004) netas áreas. Desta maneira, mudanças na abundância numérica em algum dos hospedeiros envolvidos no ciclo deste parasita, podem ser responsáveis pelo aumento das taxas de infecção nos hospedeiros intermediários e definitivos.

Reforçando esta hipótese, Corrêa et al. (1970) relata que a dispersão de *Biomphalaria straminea* no estado de São Paulo, deve-se a criação de espécies de peixes como *P.*

squamosissimus trazidas da região Norte do Brasil, com a finalidade de repovoamento das represas paulistas e manter as atividades de pesca. Assim, sinergicamente com a introdução de *P. squamosissimus* em ecossistemas aquáticos da região Sudeste do Brasil, houve a transferência acidental de um novo hospedeiro intermediário para metacercárias de *A. compactum*. Juntando-se a este novo cenário, as aves piscívoras como a do gênero *Phalacrocorax* são comumente observadas em bandos na área de estudo, atraídas pela grande disponibilidade de peixes em cultivo e residentes.

Os resultados demonstram para área tanque exemplares de *P. squamosissimus* infectados com até 170 metacercárias, enquanto na área controle não se observa nenhum hospedeiro com mais de 20 metacercárias. Segundo Eiras (1994), a presença de metacercárias de *A. compactum* pode causar perda de visão e cegueira em peixes que em casos de altas taxas de infecção, tornam-se presas mais suscetíveis (Seppälä et al., 2004), facilitando a transmissão do parasita para hospedeiros definitivos. De acordo com Karvonen et al. (2004), um único gastrópode pode liberar até dez mil cercarias por dia. Pode-se inferir que o aumento da abundância de hospedeiros intermediários, em função das pisciculturas, aliados a maior possibilidade de predação por aves piscívoras, aumenta o número de ovos e cercarias dispersados no ambiente e conseqüentemente as chances de infecção por metacercárias de *A. compactum* em *P. squamosissimus*, justificando a maior infecção observada na área tanque.

Quanto às conseqüências deste aumento na taxa de infecção de *A. compactum* sobre as condições fisiológicas de seu hospedeiro, análises relacionando intensidade média de infecção com fator de condição, comprimento padrão e peso total não apresentaram valores significativos. Comparações entre variáveis populacionais, como o comprimento padrão, peso total e fator de condição de *P. squamosissimus* demonstraram que os maiores valores de intensidade média de infecção e abundância média de metacercárias de *A. compactum* na área tanque em relação ao controle, aparentemente não afetam o bem estar desses indivíduos.

Espécies do gênero *Austrodiplostomum* incluindo adultos e metacercárias podem infectar aproximadamente 125 espécies de hospedeiros de diferentes grupos animais (Eiras, 1994; Niewiadomska, 1996). Assim, o aumento de metacercárias em áreas utilizadas por pisciculturas em tanques-rede causado pelo aumento de seus hospedeiros em virtude da atratividade, aliado a baixa especificidade de hospedeiros por este gênero de parasita (Yamada et al., 2008), pode aumentar a possibilidade de outras espécies de peixes e moluscos serem infectados. Desta maneira, é possível inferir que a presença de pisciculturas em tanques-rede afeta as taxas de infecção de metacercárias de *A. compactum* em *P. squamosissimus*, possivelmente devido ao aumento nas abundâncias de seus hospedeiros intermediários e definitivos, em função da disponibilidade de recursos alimentares para estes animais.

Conclusões

Concluiu-se que a piscicultura em tanques-rede interfere no ciclo de vida de *A. compactum*, aumentando a intensidade média de infecção, abundância média e prevalência em relação à infecção natural observada em exemplares *P. squamosissimus* capturados em área sem a presença de pisciculturas.

Referências

- Agostinho, A.A.; Vazzoler, A.E.A.M.; S.M. Thomaz. 1995. The high River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. p. 59-104. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M. e T. Matsumura-Tundisi (eds.). *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro, Brasil.
- Barbosa, F.S. 1983. Atuação dos serviços de saúde no controle das doenças endêmicas. *Saúde no Brasil*, 1(4): 198-204.
- Beveridge, M.C.M. 2004. *Cage aquaculture*. 3ª ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States.
- Bush, A.O.; Lafferty, K.D.; Lotz, J.M. e A.W. Shostak. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: margolis revisited. *The Journal of Parasitology*, 83: 575–583.

- Callisto, M.; Moreno, P.; Gonçalves, J.F.Jr.; Ferreira, W.R. e C.L.Z. Gomes. 2005. Malacological assessment and natural infestation of *Biomphalaria straminea* (dunker, 1848) by *Schistosoma mansoni* (Sambon, 1907) and *Chaetogaster limnaei* (K. Von Baer, 1827) in an urban eutrophic watershed. *Brazilian Journal Biology*, 65(2): 217-228.
- Carss, D.N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture*, 90: 29-40.
- Carss, D.N. 1993. Grey heron, *Ardea cinerea* L., predation at cage fish farms in Argyll, western Scotland. *Aquaculture Research*, 24: 29-45.
- Carvalho, E.D. e I.P. Ramos. 2010. Aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 38(2): 3.
- Corrêa, R.R.; Murgel, J.M.T.; Piza, J.T.; Ramos, A.S.; Moraes, L.V.C. e F.F. Rosário. 1970. Dispersão de *Biomphalaria straminea*, hospedeira intermediária do *Schistosoma mansoni*, através da distribuição de peixes. *Revista Saúde Pública*, 4: 117-127.
- Edgar, G.J.; Catriona, Macleod, C.K.; Mawbey, R.B. e D. Shields. 2005. Broad-scale effects of marine salmonid aquaculture on macrobenthos and the sediment environment in southeastern Tasmania. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 327(2005): 70-90.
- Eiras, J.C. 1994. *Elementos de ictioparasitologia*. Fundação Engenheiro Antônio de Almeida, Porto, Portugal.
- Eiras, C.J.; Takemoto, M.R. e G.C. Pavanelli. 2006. *Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes*. 2º ed. EDUEM, Paraná, Brasil.
- Frazer, L.N. 2009. Sea-cage aquaculture, sea lice, and declines of wild fish. *Conservation Biology*, 23(3): 599-607.
- Flowers, J.R.; Poore, M.F.; Mullen, J.E. e M.G. Levy. 2004. Digeneans collected from piscivorous birds in North Carolina, U.S.A. *Comparative Parasitology*, 71(2): 243-244.
- Karvonen, A.; Kirsi, S.; Hudson, P.J. e E.T. Valtonen. 2004. Patterns of cercarial production from *Diplostomum spathaceum*: terminal investment or bet hedging? *Parasitology*, 129: 87-92.
- Karvonen, A.; Savolainen, M.; Seppälä, O. e E.T. Valtonen. 2006. Dynamics of *Diplostomum spathaceum* infection in snail hosts at a fish farm. *Parasitology Research*, 99: 341-345.
- Machado, P.M.; Takemoto, R.M. e G.C. Pavanelli. 2005. *Diplostomum (Austrodiplostomum) compactum* (Lutz, 1928) (Platyhelminthes, Digenea) metacercariae in fish from the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. *Parasitology Research*, 97: 436-444.
- Niewiadomska, K. 1996. The genus *Diplostomum* – taxonomy, morphology and biology. *Acta Parasitologica*, 41: 55-66.

Nobile, A. B. 2010. *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*. 81p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.

Noronha, D.; Sá, M.R.; Knoff, M.; Muniz-Pereira, L.C. e R.M. Pinto. 2009. *Adolpho Lutz e a coleção helmintológica do Instituto Oswaldo Cruz*. Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brasil.

Novaes, J.L.C.; Ramos, I.P.; Carvalho, E.D. e R.J. Silva. 2006. Metacercariae of *Diplostomum compactum* Lutz, 1928 (Trematoda, Diplostomidae) in the eyes of acará *Geophagus brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1824. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 58: 1229–1231.

Nowak, B.F. 2007. Parasitic diseases in marine cage culture – an example of experimental evolution of parasites? *International Journal for Parasitology*, 37(2007): 581–588.

Oliveira, P.H. e L. KRAU. 1970. Hidrobiologia geral, aplicada particularmente a veiculadores de esquistossomose: hipereutrofia, mal moderno das águas. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 68: 89-118.

Ostrowski de Núñez, M. 1977. El ciclo biológico de *Diplostomum* (*Austrodiplostomum*) *compactum* (Lutz 1928) Dubois 1970 (= *Austrodiplostomum mordax* Szidat y Nani 1951). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia - Parasitol*, 2: 1–63.

Ostrowski de Núñez, M. 1982. Die entwicklungszyklen von *Diplostomum* (*Austrodiplostomum*) *compactum* (Lutz, 1928) Dubois, 1970 und *D. (A.) mordax* (Szidat & Nani, 1951) n comb in Südamerika. *Zoologischer Anzeiger*, 208: 393–404.

Paes, J.V.K.; Carvalho, E.D. e R.J. Silva. 2009a. Infection levels of *Austrodiplostomum compactum* (Digenea, Diplostomidae) metacercariae in *Plagioscion squamosissimus* (Teleostei, Sciaenidae) from the Nova Avanhandava reservoir, São Paulo State, Brazil. *Journal of Helminthology*, 84: 284–291.

Paes, J.V.K.; Carvalho, E.D. e R.J. Silva. 2009b. Infection by *Diplostomum* (*Austrodiplostomum*) *compactum* metacercariae in fishes from the Nova Avanhandava Reservoir, Tietê River, São Paulo, Brazil. *Acta Scientiarum*, 32(3): 273-278.

Ramos, I.P.; Vidotto-Magnoni, A.P. e E.D. Carvalho. 2008. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(3): 245-252.

Ramos, I.P.; Zanatta, S.A.; Zica, E.O.P.; Silva, R.J. e E.D. Carvalho. 2010. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. p. 87-98. In: Cyrino, J.E.P.; Furuya, W.M.; Ribeiro, R.P. e J.D. Scorvo-Filho (eds). *Tópicos especiais em biologia aquática e aquicultura III*. Sociedade Brasileira de Biologia Aquática, São Paulo, Brasil.

Seppälä, O.; Karvonen, A. e E.T. Valtonen. 2004. Parasite-induced change in host behaviour and susceptibility to predation in an eye fluke–fish interaction. *Animal Behavior*, 68:257–263.

Teles, H.M.S. e J.F. Vaz. 1987. Distribuição de *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818) (Pulmonata, Planorbidae) no estado de São Paulo, Brasil. *Revista Saúde Pública*, 21(6): 508-512.

Torloni, C.E.C.; Santos, J.J.; Carvalho Jr., A.A. e A.R.A. Corrêa. 1993. A pescada-do-piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo. CESP, São Paulo, Brasil.

Vazzoler, A.E.A. de M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM, Paraná, Brasil.

Violante-González, J.; García-Varela, M.; Rojas-Herrera, A. e S.G. Guerrero. 2009. Diplostomiasis in cultured and wild tilapia *Oreochromis niloticus* in Guerrero State, Mexico. *Parasitology Research*, 105(3): 803-807.

Yamada, F.H.; Moreira, L.H. de A.; Ceschini, T.L.; Takemoto, R.M. e G.C. Pavanelli. 2008. Novas ocorrências de metacercária de *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Platyhelminthes: Digenea) parasito de olhos de peixes da bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 17: 163–166.

Zanatta, A.S. 2011. *As interferências das pisciculturas em tanques-rede sobre as assembleias de peixes em grandes reservatórios do rio Paranapanema (Bacia do Alto Paraná)*. 73f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

Zica, E.O.P.; Santos, K.R.; Ramos, I.P.; Zanatta, A.S.; Carvalho, E.D. e R.J. Silva. 2009. First case of an infection of the metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Digenea, Diplostomidae) in *Hypostomus regani* (Ihering, 1905) (Siluriformes: Loricariidae). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4: 35–38.

Zica, E.O.P.; Wunderlich, A.C.; Ramos, I.P. e R.J. Silva. 2010. *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Digenea, diplostomidae) infecting *Geophagus proximus* Castelnau, 1855 (Cichlidae, Perciformes) in the Tietê River, Nova Avanhandava reservoir, Municipality of Buritama, São Paulo State, Brazil. *Neotropical Helminthology*, 4(1): 9-15.

Zica, E.O.P.; Brandão, H.; Zawadzki, C.H.; Nobile, A.B.; Carvalho, E.D. e R.J. da Silva. 2011. The occurrence of *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Digenea: Diplostomidae) metacercariae in the eyes of loricariid fish (Siluriformes: Osteichthyes: Loricariidae) from Brazil. *Journal of Helminthology*, 85: 73–79.

Considerações finais

Diversos autores relatam os impactos da atividade de pisciculturas em tanques-rede sobre o ecossistema aquático. Como visto estes impactos causam interferências na qualidade da água, nas comunidades bentônicas, planctônicas e peixes. Entretanto, na história recente desta atividade em represas da região Sudeste do Brasil há poucas evidências da perda da qualidade da água em decorrência destes empreendimentos. Todavia, o presente trabalho demonstra que esta atividade pode causar importantes alterações na dieta, aspectos populacionais, aspectos parasitológicos e até mesmo na composição bromatológica de importantes espécies de peixes do estado de São Paulo.

Fica evidente a necessidade da realização de uma aquicultura consciente que tenha como objetivos além da produtividade de pescado, a sustentabilidade ambiental e a preservação dos recursos hídricos. Neste contexto, as agências reguladoras (ANA, IBAMA, MPA) e agência de fomento (CNPq e FINEP, por exemplo) possuem papel primordial, fomentando além de pesquisas que visem aumento de produtividade de pescado, pesquisas que ajudem na elaboração de normas regulatórias efetivas e fiscalização que visem a melhor utilização dos recursos hídricos brasileiros.

Ainda, esta atividade envolve outras questões que merecem maior atenção. Entre elas pode-se citar a utilização de espécies não-nativas, com seus inerentes escapes e inserção na ictiofauna local, o uso de antibióticos nas rações, produtos para assepsias de instrumentos de manejo, tratamentos *in locu* de doenças e parasitas com uso de produtos químicos nocivos à saúde ambiental e pública. Com base nessa situação, Agostinho et al. (2007) argumenta que esta complexa atividade exige de seus executores e gestores, aprendizados constantes, assistência técnica especializada e contínua e, principalmente suporte científico, para se evitar graves danos ambientais.

Desta forma, neste controverso contexto, estudos integrados e multidisciplinares na vertente limnológica (qualidade de água e capacidade suporte ambiental), ictiológica (fauna agregada), parasitológica (dispersão de parasitas e alterações em seus ciclos de vida), zootécnica e econômica são pertinentes, visto que podem elucidar os impactos e danos, fornecendo diretrizes para o ordenamento desta atividade. Assim, é possível evitar graves problemas relacionados à eutrofização artificial, introduções e escapes de espécies não-nativas, extremamente prejudiciais ao ecossistema aquático. Enfim, executar medidas que preservem os recursos hídricos de nossas bacias hidrográficas e garantir a aplicação da tríade (sustentabilidade, responsabilidade ambiental, social e econômica) que pressupõe que a aquicultura intensiva deve ser executada com planejamento, gerenciada com suporte técnico-científicos e balizada por diretrizes legais (Ayroza et al., 2006).

Referências

Agostinho, A.A.; Gomes L.C. e F.M. Pelicice. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá, PR, Brasil.

Ayroza, D.M.M.R.; Furlaneto, F.P.B. e L.M.S. Ayroza. 2006. Regularização dos projetos de tanques-rede em águas públicas continentais de domínio da união no Estado de São Paulo. *Boletim Técnico do Instituto de Pesca de São Paulo*, 36: 1-25.