

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - UNESP - BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)

LETÍCIA DE OLIVEIRA MANOEL

INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO
NEOTROPICAL: ESTRUTURA ICTIOFAUNÍSTICA, ASPECTOS
POPULACIONAIS E PARASITISMO

BOTUCATU – SP

2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - UNESP - BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)

LETÍCIA DE OLIVEIRA MANOEL

INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO
NEOTROPICAL: ESTRUTURA ICTIOFAUNÍSTICA, ASPECTOS
POPULACIONAIS E PARASITISMO

Tese apresentada ao Instituto de Biociências,
UNESP, Câmpus de Botucatu, como parte
dos requisitos exigidos para obtenção do
título de Doutor em Ciências Biológicas
(Zoologia).

Orientador: Prof. Dr. Igor Paiva Ramos

BOTUCATU – SP

2020

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Manoel, Letícia de Oliveira.

Influência de piscicultura em tanques-rede em reservatório neotropical : estrutura ictiofaunística, aspectos populacionais e parasitismo / Letícia de Oliveira Manoel. - Botucatu, 2020

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Igor Paiva Ramos

Capes: 20502001

1. Peixes - Criação. 2. Infestações ectoparasitárias. 3. Doenças parasitárias. 4. Dinâmica populacional. 5. Parasitismo. 6. Hábitos alimentares.

Palavras-chave: Ectoparasitas; Endoparasitas; Espécies não-nativas; Manejo alimentar; Piscicultura.

DEDICATÓRIA

*A minha família, em especial ao meu filho
Pedro Lucas!
Ao grupo PIRÁ, que me acompanhou e
auxiliou durante esses anos de crescimento.*

AGRADECIMENTOS

Foram muitas as pessoas que estiveram ao meu lado até o momento. Talvez eu não consiga expressar toda a minha gratidão por meio de palavras...

Antes de tudo, quero agradecer a Deus, por ter abençoado todos os dias da minha vida, por iluminar meu caminho e me dar forças para seguir sempre em frente.

A toda minha família, em especial a minha mãe Nereide, meu pai Jesus, meu irmão Ricardo e meu marido Lucas pelo apoio, torcida e confiança que sempre depositaram em mim.

Agradeço ao professor Dr. Igor Paiva Ramos, a oportunidade de tê-lo como orientador e a Dr^a. Lidiane Franceschini pela coorientação não formal que contribuiu substancialmente com o desenvolvimento deste trabalho. Tenho muito orgulho de citá-los como os responsáveis pela minha formação profissional. Agradeço pela confiança, apoio, paciência e pela amizade. Vocês são um exemplo de simplicidade, compreensão e competência. Admiro pela dedicação e amor ao trabalho, que vai muito além do que o dever impõe. Preocupados não só com a realização do trabalho, mas principalmente com o ser humano.

Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade e contribuição.

Aos alunos de graduação Maria Luíza, Denis William, Ana Letícia e aos estagiários que me ajudaram nas coletas dos parasitas, sem eles, não teria conseguido analisar sozinha, em tempo hábil.

Aos meus amigos do Grupo Pirá por terem ajudado nas coletas e tornado o dia a dia na pós-graduação tão prazeroso! Foi extremamente enriquecedor conhecer e conviver com cada um de vocês.

Ao Programa de Pós-graduação em Zoologia (Câmpus de Botucatu), coordenação, professores e servidores pelas fundamentais contribuições ao longo do curso.

Ao Prof. Tit. Reinaldo José da Silva, por ter autorizado a utilizar o Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres (LAPAS), para fotodocumentar os parasitas e ao Prof. Dr. Francisco Langeani Neto pela identificação das espécies de peixes.

À UNESP de Ilha Solteira e o DBZ (Departamento de Biologia e Zootecnia), juntamente com a direção, administração e funcionários por possibilitarem o desenvolvimento do projeto e todas as experiências vivenciadas nesses anos.

A realização de um projeto de pesquisa como este só foi possível com o apoio de vários colaboradores. E, em especial agradeço aos sócios-proprietários da Piscicultura Puro Peixe, Michael Itagaki Kengo, Rita Curvelo e Dennys Itagaki, e aos pesquisadores parceiros Prof. Dr.^a Rosilene Luciana Delariva, Dr^a. Lidiane Franceschini, Prof.^a Dr^a. Rosicleire Verissimo da Silva, Prof.^a Dr^a. Cristiële da Silva Ribeiro e Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos (Código 001), e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro (Processo 443103/2014-3).

Às demais pessoas que contribuíram direta ou indiretamente até o momento na elaboração deste trabalho ou participaram da minha vida, e que, porventura, eu tenha me esquecido de agradecer.

Muito obrigada!

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO DA DEFESA	6
RESUMO GERAL	8
ABSTRACT	9
CAPÍTULO 1	10
RESUMO.....	11
INTRODUÇÃO	12
MATERIAL E MÉTODOS	16
Área de estudo.....	16
Coleta do material biológico.....	17
Análise dos dados	18
RESULTADOS	21
DISCUSSÃO	31
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38
CAPÍTULO 2	50
RESUMO.....	51
INTRODUÇÃO	52
MATERIAL E MÉTODOS	55
Área de estudo.....	55
Coleta do material biológico.....	56
Procedimentos laboratoriais.....	57
Análises de dados.....	59
RESULTADOS	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
ANEXOS	89

APRESENTAÇÃO DA DEFESA

A presente tese está formatada em dois capítulos:

CAPÍTULO I – “ESTRUTURA ICTIOFAUNÍSTICA E ASPECTOS POPULACIONAIS DE ESPÉCIES DE PEIXES SELVAGENS SOB INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL”

Neste capítulo, foram realizadas análises para caracterizar e comparar a ictiofauna associada a um sistema de piscicultura em tanques-rede e área sem a influência aquícola. Além disso, foram caracterizados os atributos populacionais das três espécies de peixes mais abundantes (*Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* e *Plagioscion squamosissimus*) no entorno do sistema de piscicultura com os de exemplares de área sem a influência de pisciculturas em tanques-rede. Assim, foram testadas as seguintes hipóteses: (1) pisciculturas em tanques-rede influenciam localmente a estrutura da assembleia ictiofaunística, promovendo uma reestruturação, devido à atração de peixes proporcionada pelo aumento na disponibilidade de recursos alimentares e de refúgio; e (2) pisciculturas em tanques-rede influenciam atributos populacionais das três espécies de peixes mais abundantes associadas a esse sistema, apresentando maiores tamanhos (comprimento padrão médio) e massas (massa total média) em comparação com a área sem influência aquícola, uma vez que diversas espécies de peixes utilizam restos de ração e outros itens alimentares relacionados à presença de pisciculturas em tanques-rede como recurso alimentar.

CAPÍTULO II - “INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE SOBRE A COMUNIDADE COMPONENTE E ATRIBUTOS PARASITOLÓGICOS DE ESPÉCIES DE PEIXES SELVAGENS EM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL”

Neste capítulo, foram realizadas análises para caracterizar e comparar a fauna parasitária das três espécies de peixes mais abundantes (*Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* e *Plagioscion squamosissimus*) associadas a um sistema de piscicultura em tanques-rede e de área sem a influência piscícola. Assim, foi testada a hipótese geral de que, em áreas sob influência de pisciculturas em tanques-rede, ocorrem modificações em atributos parasitológicos das espécies de parasitas (prevalência, abundância média e intensidade média de infecção), em atributos da comunidade componente dos parasitas (abundância numérica, riqueza e diversidade) e na estrutura da comunidade componente de parasitas de espécies de peixes selvagens. Tais modificações podem estar possivelmente relacionadas ao fato da piscicultura gerar estresse ambiental em escala local. Esse estresse decorre da liberação de resíduos (principalmente restos de ração), altas concentrações de peixes e diminuição da qualidade da água, que constituem fatores favoráveis para a infestação/infecção de parasitas, em decorrência da diminuição das defesas imunológicas e da resistência a infecções dos hospedeiros. Adicionalmente, tais modificações ambientais também podem favorecer a dinâmica de infecção de algumas espécies de parasitas, resultante da atratividade de hospedeiros intermediários e definitivos para áreas aquícolas.

Assim, se prediz que haverá o aumento das taxas de infecção por parasitas de ciclo monoxeno (ex. monogenéticos, hirudíneos e crustáceos), que podem ter sua transmissão facilitada pelo contato direto devido à proximidade dos peixes selvagens (adensamento), e parasitas de ciclo heteroxeno (ex. trematódeos digenéticos, cestóides e nematóides) pela atratividade de outros organismos vertebrados (ex. aves piscívoras) e invertebrados (ex. moluscos e artrópodes) na área adjacente à piscicultura, que podem atuar como potenciais hospedeiros intermediários e definitivos no seu ciclo biológico. Espera-se que tais incrementos causem alterações em atributos e na estrutura da comunidade componente parasitária para as três espécies de peixes avaliadas.

RESUMO GERAL

O cultivo de peixes em tanques-rede é uma prática crescente nos últimos anos nos reservatórios brasileiros. Porém, há pouca informação sobre as possíveis alterações deste desse sistema de cultivo sobre os peixes selvagens. Sendo assim, objetivou-se testar a hipótese geral de que pisciculturas em tanques-rede influenciam a estrutura da ictiofauna, atributos populacionais e parasitológicos das três espécies de peixes selvagens mais abundantes (*Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* e *Plagioscion squamosissimus*) associadas a esse sistema de produção, no reservatório de Ilha Solteira, SP. Foram realizadas 14 coletas bimestrais entre setembro/2014 e dezembro/2016, com auxílio de redes de espera, em duas áreas amostrais: uma sob influência de pisciculturas em tanques-rede (Tanque) e a outra área livre de influência piscícola (Controle). Os peixes capturados foram identificados, quantificados, medidos, pesados e os parasitas das espécies selecionadas coletados. Foram calculados para as espécies de peixes e parasitas, e posteriormente comparados entre ambas as áreas, os atributos riqueza de espécies, abundância numérica, índice de diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e calculado o coeficiente de similaridade de Jaccard. Para verificar diferença na estrutura da ictiofauna e da comunidade componente dos parasitas entre as áreas aplicou-se a análise PERMANOVA (*one-way*) e, posteriormente, análise SIMPER para verificar a contribuição de cada espécie (de peixes e parasitas) para as diferenças observadas. Também, foram calculados e comparados os seguintes atributos parasitológicos: prevalência, abundância média e intensidade média de infecção/infestação para cada táxon de parasita registrado por área e espécie hospedeira. Os resultados obtidos demonstram influência da atividade piscícola sobre aspectos biológicos de peixes selvagens. Essa influência foi observada a nível populacional em diferentes intensidades, a depender da espécie e de suas táticas de vida e consequente capacidade de ajuste a variações ambientais. Também, ocorreram influências locais a nível de assembleia, com a estrutura da ictiofauna em área piscícola diferindo da ictiofauna em área sem influência desse tipo de atividade zootécnica, principalmente devido a alterações na abundância das espécies. Quanto aos aspectos parasitológicos, nossos resultados demonstram influência do sistema de piscicultura em tanques-rede para as três espécies de peixes selvagens avaliadas, em diferentes graus de intensidade, seja em nível de estrutura da comunidade componente ou dos atributos parasitológicos das infracomunidades. De maneira geral, observou-se alterações para espécies ecto e endoparasitas para as três espécies de hospedeiros avaliadas. Tais alterações, possivelmente são responsáveis pelas modificações observadas na estrutura da comunidade componente parasitária de *P. platicirris* e *P. squamosissimus*, enquanto para *G. sveni* não houve diferença significativa. Contudo, estudos adicionais em larga escala espacial e temporal, devem ser realizados com o objetivo de testar as hipóteses levantadas, pois alterações induzidas por tanques-rede em reservatórios neotropicais ainda não apresentam um padrão claramente identificável, como observados para represamentos e introduções de espécies não-nativas. Tais estudos podem contribuir, para melhor compreensão das influências ambientais de atividades piscícolas.

Palavras-chave: Aquicultura. Espécies não-nativas. Manejo alimentar. Reestruturação de comunidades animais. Ectoparasitas. Endoparasitas.

ABSTRACT

Cage fish farming is a growing practice in recent years in Brazilian reservoirs. However, there is little information about the possible changes caused by this production system on wild fish. Thereby, this study aimed to test a hypothesis that cage fish farms may influence the ichthyofauna structure, populational and parasitological attributes of the three species of wild fish most abundant (*Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* and *Plagioscion squamosissimus*) associated with this production system in the Ilha Solteira reservoir, SP. Fourteen bimonthly samplings were conducted from September/2014 to December/2016, using gill nets in two sampled area: one under the influence of fish farming (Cage) and another area free from the influence of pisciculture activity (Control). Fishes were identified, quantified, measured, weighed and the parasites of the selected species were collected. The Jaccard similarity coefficient were calculated, and the attributes richness, numerical abundance, Shannon-Wiener diversity index and Pielou equitability were calculated for fish and parasite species, and then compared between the sampled areas. PERMANOVA analysis (one-way) was applied to verify the difference in the structure of the ichthyofauna and the component community of the parasites between the areas and, later, SIMPER analysis was conducted to verify the contribution of each species (of fish and parasites) to the observed difference. Moreover, the following parasitological attributes: prevalence, mean abundance and mean intensity of infection were calculated and compared for each taxon of parasite registered by area and host species, and compared the following parasitological attributes: prevalence, mean abundance and mean intensity of infection. The results demonstrate the influence of aquaculture activity on biological aspects of wild fish. This influence was observed at the population level with different intensities, depending on the species and its life tactics and the consequent ability to adjust to environmental variations. Local influences occurred at the assembly level, with the structure of the ichthyofauna in fish farming area differing from the ichthyofauna from the area without influence of this type of zootechnical activity, mainly due to changes in the abundance of species. Parasitological aspects of the three species of wild fish evaluated were influenced by the fish farming system in different degrees of intensity, either in terms of the structure of the component community or the parasitological attributes of the infracommunities. In general, it was observed changes for ecto and endoparasitic species for the three host species evaluated. These changes are probably responsible for the observed modifications in the structure of the parasitic component community of *P. platicirris* and *P. squamosissimus*, whereas for *G. sveni* there was no significant difference. However, additional studies on a large spatial and temporal scale should be carried out in order to test the hypotheses raised, once alterations induced by fish farming systems in Neotropical reservoirs do not present a clearly identifiable pattern, as observed for impoundments and introductions of non-native species. These studies can contribute to improve understanding of the environmental influences of fish farming activities.

Keywords: Aquaculture. Non-native species. Food management. Restructuring of animal communities. Ectoparasites. Endoparasites.

CAPÍTULO 1

ESTRUTURA ICTIOFAUNÍSTICA E ASPECTOS POPULACIONAIS DE ESPÉCIES DE PEIXES SELVAGENS SOB INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE EM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL

RESUMO

Pisciculturas em tanques-rede constituem fontes de entrada contínua de nutrientes no ambiente aquático, podendo causar influências ambientais, como enriquecimento orgânico da água e sedimento e alterações nas comunidades de animais selvagens. Sendo assim, objetivou-se testar a hipótese de que pisciculturas em tanques-rede influenciam a estrutura da ictiofauna e atributos populacionais das três espécies de peixes selvagens mais abundantes (*Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* e *Plagioscion squamosissimus*) associadas a esse sistema de produção no reservatório de Ilha Solteira, SP. Foram realizadas 14 coletas bimestrais entre setembro/2014 e dezembro/2016, com auxílio de redes de espera em duas áreas amostrais: uma sob influência de pisciculturas em tanques-rede (Tanque) e a outra área livre de influência (Controle). Os peixes capturados foram identificados, quantificados e submetidos a biometria. Foram calculados e comparados a riqueza de espécies, abundância numérica, índice de diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e calculado o coeficiente de similaridade de Jaccard para ambas as áreas. Para verificar diferenças na estrutura da assembleia entre as áreas, aplicou-se a análise PERMANOVA (*one-way*) e posteriormente análise SIMPER para verificar a contribuição de cada espécie para a diferença observada. Foram capturados 2.949 exemplares, sendo 1.876 na área Tanque e 1.073 na área Controle. Para ambas as áreas, observou-se maior riqueza de espécies para as ordens Characiformes e Cichliformes, seguida de Siluriformes, corroborando com o padrão observado para assembleias de peixes em reservatórios neotropicais. Em termos de abundância numérica, em ambas as áreas a ordem Cichliformes foi a mais abundante, seguida por Siluriformes, com baixa abundância para Characiformes. Quanto às análises dos atributos da assembleia, não houve diferença quanto à riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou. Contudo, houve diferença quanto à abundância numérica entre as áreas avaliadas. O coeficiente de similaridade de Jaccard apresentou alta similaridade da composição ictiofaunística entre as áreas amostrais. Em contrapartida, observou-se diferenças na estrutura da assembleia (PERMANOVA, $F=4,46$ e $p=0,0006$), sendo as espécies *G. sveni*, *P. squamosissimus* e *P. platicirris* as que mais contribuíram para a diferença, segundo análise SIMPER. A hipótese de que pisciculturas em tanques-rede influenciam a estrutura da ictiofauna local foi corroborada. De maneira geral, a piscicultura atuou como atrativo para peixes selvagens, devido à oferta alimentar e abrigo fornecido pelos tanques de cultivo. Tal fato, influenciou localmente a estrutura da assembleia ictiofaunística, possivelmente devido a alterações na abundância de algumas espécies. A hipótese de que pisciculturas em tanques-rede influenciam os atributos populacionais das três espécies de peixes selvagens mais abundantes associadas a esses sistemas, apresentando maior comprimento padrão e massa total em comparação a espécimes de área sem influência aquícola, foi corroborada apenas para *P. platicirris*, sendo a hipótese refutada para *G. sveni*, não havendo diferenças nos atributos avaliados entre as áreas amostradas. Para *P. squamosissimus* observou-se diferenças nos atributos populacionais avaliados entre as áreas amostrais, com maiores valores na área Controle, não corroborando a hipótese predita. Acredita-se que os aspectos populacionais de *G. sveni* e *P. squamosissimus* foram influenciados indiretamente pelo sistema de piscicultura, sugerindo que a atração de pescadores artesanais e/ou esportivos nessa área causou o efeito conhecido como “tropicalização dos estoques”, observando a redução do tamanho dessas espécies de peixes próxima a área Tanque.

Palavras-chave: Aquicultura. Influência ambiental. Reestruturação ictiofaunística. Atributos populacionais.

INTRODUÇÃO

Represamentos de grandes rios são importantes empreendimentos para o desenvolvimento econômico em todo mundo (WINEMILLER et al., 2016). No Brasil, tais empreendimentos foram construídos nas principais bacias hidrográficas visando o abastecimento humano, irrigação e, principalmente, geração de energia elétrica. Como resultado, inúmeros grandes rios brasileiros estão sob influência de barragens (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2009).

Apesar de importantes economicamente, barramentos representam uma das maiores ameaças à biodiversidade aquática em todo o mundo (VÖRÖSMARTY et al., 2010; WINEMILLER et al., 2014; ZARFL et al., 2014; WINEMILLER et al., 2016). Seus impactos na hidrodinâmica e conectividade fluvial facilitam invasões biológicas, favorecem espécies generalistas (JOHNSON; OLDEN; VANDER ZANDEN, 2008), e causam homogeneização biótica (DAGA et al., 2014), aumentando o risco de extinção de espécies (LIERMANN et al., 2012).

Atualmente, uma nova utilização dos recursos aquáticos, a aquicultura, vem crescendo mundialmente, possuindo potencial de alterar a biota aquática marinha e dulcícola (BARRETT; SWEARER; DEMPSTER, 2019). Essa atividade tem sido propagada como fonte de proteína animal segura e renovável para atender às necessidades da crescente população humana (DIANA, 2009; LIMA et al., 2018) e, consequentemente, diminuir a pressão sobre os estoques naturais de pescados (NAYLOR et al., 2000), sendo a piscicultura um importante setor no agronegócio brasileiro (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2019).

A produção total da piscicultura brasileira foi de 519,3 mil toneladas em 2018, com aumento de 3,4% em relação ao ano anterior (IBGE, 2019). *Oreochromis niloticus*

(Linnaeus, 1758) (tilápia do Nilo e suas linhagens) possui a maior produção dentre as espécies de peixes cultivadas no Brasil, representando 60% do total produzido pela piscicultura brasileira – 311,5 mil toneladas (IBGE, 2019). Atualmente, o Brasil mantém a 4ª posição mundial na produção de tilápias, atrás de China, Indonésia e Egito, e à frente de Filipinas e Tailândia, que também apresentam expressiva participação no cenário global (NOBILE et al., 2019).

Entretanto, o cultivo de *O. niloticus* em sistema de tanques-rede pode causar influências sobre a biodiversidade, consequentemente nos serviços ecossistêmicos prestados pelas comunidades aquáticas (PELICICE et al., 2013; NOBILE et al., 2019), devido à disponibilização de energia alóctone, por meio de rações e peixes em cultivo (RAMOS et al., 2013). Estimativas demonstram que aproximadamente 1.040 kg de matéria orgânica, 45 kg de nitrogênio e 14 kg de fósforo são liberados no ambiente aquático por tonelada de tilápia produzida (MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015).

Assim, a piscicultura pode atuar como uma nova forma de influência sobre a ictiofauna selvagem em reservatórios na região Neotropical. Suas principais influências em rios, lagos e reservatórios estão associadas ao aumento do fluxo de partículas e nutrientes dissolvidos no ambiente (SUGIURA et al., 2006; AZEVEDO et al., 2011; GONDWE; GUILDFORD; HECKY, 2012; CANALE et al., 2016; SAMPAIO et al., 2019), a mortalidade e perda de biodiversidade de peixes (BUENO et al., 2017), a contaminação por compostos químicos através do uso de antibióticos, antiparasitários, anestésicos e desinfetantes (BURRIDGE et al., 2010), a menor concentração local de oxigênio dissolvido (HAMBLIN; GALE, 2002; SAMPAIO et al., 2019), a ocorrência de proliferação de algas (BUSCHMANN et al., 2009), ao aumento do conteúdo de matéria orgânica e metais no sedimento (XIA et al., 2016), a mudanças na

biodiversidade da microflora e sedimentos (BUSCHMANN et al., 2009; BUREAU; HUA, 2010), a alterações na estrutura da comunidade zooplancônica (LOUREIRO et al., 2011) e processos de eutrofização (PENCZAK et al., 2006; MIRANDA et al., 2016).

Além desses fatores, a ictiofauna também é afetada, em especial por meio de mudanças na estrutura trófica e atributos biológicos (HUCHETTE; BEVERIDGE, 2003; HÅKANSON, 2005; ARTHUR et al., 2010; BRANDÃO et al., 2013; RAMOS et al., 2013; BRANDÃO et al., 2014; KLIEMANN et al., 2018; ORLANDI-NETO et al., 2019; BARRETT; SWEARER; DEMPSTER, 2019), introdução de espécies não-nativas, aumentando o risco de invasão biológica e potencial influência na homogeneização biótica (GOIS et al., 2014; ORTEGA et al., 2014; PADIAL et al., 2017; LIMA et al., 2018; CASIMIRO et al., 2018), disseminação de doenças que podem afetar populações selvagens (BUENO et al., 2017; BARRETT; SWEARER; DEMPSTER, 2018), interferências metabólicas hepáticas e gonadais (KLIEMANN et al., 2018), aumento de taxas de infecção por parasitas (RAMOS et al., 2014), mudanças na estrutura da ictiofauna local (STRICTAR-PEREIRA; AGOSTINHO; GOMES, 2010; DEMÉTRIO et al., 2012; BRANDÃO et al., 2013; RAMOS et al., 2013; NOBILE et al., 2018) e, em alguns casos, conflitos diretos com outros usuários de recursos hídricos (BÉNÉ; OBIRIH-OPAREH, 2009).

Dessa forma, o presente estudo objetivou testar a hipótese geral de que pisciculturas em tanques-rede alteram a estrutura da ictiofauna, pois atuam como atrativos para peixes selvagens, devido à oferta alimentar (sobras de ração, matéria orgânica ou espécies-presa) e abrigo fornecido pelos tanques de cultivo. Especificamente, foram testadas as hipóteses de que (1) pisciculturas em tanques-rede influenciam atributos e estrutura da ictiofauna, promovendo uma reestruturação, devido à atração proporcionada pelo aumento na disponibilidade de recursos alimentares e de

refúgio localmente, e que (2) pisciculturas em tanques-rede influenciam os atributos populacionais das três espécies de peixes selvagens mais abundantes associadas a esses sistemas, apresentando maior comprimento padrão e massa total em comparação a espécimes de área sem influência aquícola, uma vez que diversas espécies de peixes utilizam restos de ração e outros itens alimentares relacionados à presença de pisciculturas em tanques-rede como recurso alimentar.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O reservatório de Ilha Solteira, formado em 1978, localiza-se na região do alto rio Paraná, seu principal rio formador, entre os Estados de São Paulo, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul. Esse reservatório é do tipo bacia de acumulação, com profundidade média de 17,6 m, capacidade máxima de armazenamento de $21,06 \times 10^9$ m³, bacia hidrográfica de 1.195 km² de área e tempo de residência de 46,7 dias (COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO - CESP, 2011). Atualmente, aproximadamente 90 empreendimentos de pisciculturas em tanques-rede estão implementados nesse reservatório para criação de linhagens de *O. niloticus*, entre outras espécies (inf. pess. CATI Santa Fé do Sul).

Durante o período de amostragem, a piscicultura avaliada realizava exclusivamente criação de *O. niloticus*, e possuía aproximadamente 230 tanques de 18 m³ e 18 tanques de 144 m³, com utilização de aproximadamente 4.500 kg/dia de ração peletizada (inf. pess. Michael Itagaki Kengo – sócio-proprietário). A composição básica e eventuais substitutivos da ração utilizada, encontram-se disponíveis em anexo (Figura S1).

As coletas foram realizadas em duas áreas amostrais com características fisiográficas semelhantes (Tabela S1), sendo uma sob a influência das atividades de uma piscicultura em tanques-rede - Área Tanque (50°55'57,60''O e 20°02'33,62''S) e outra a 10 km a montante da primeira - Área Controle, sem a influência de sistemas de pisciculturas em tanques-rede (50°51'58,94''O e 20° 0'13,71''S), ambas no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, SP (Figura 1).

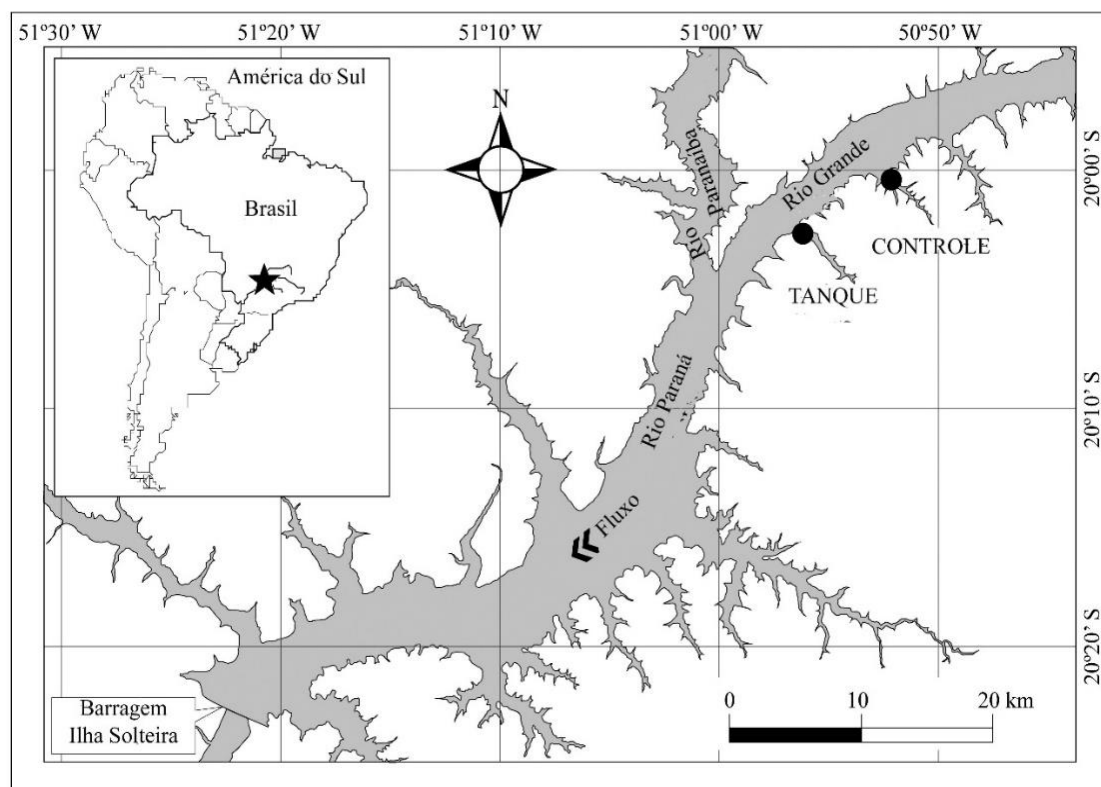


Figura 1. Localização das áreas amostrais (círculos pretos cheios) no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, Brasil. (Fonte: modificado de KLIEMANN et al., 2018)

Coleta do material biológico

As coletas foram realizadas entre setembro/2014 e dezembro/2016 com periodicidade bimestral (14 coletas), com auxílio de redes de espera de diferentes malhagens. Foram utilizados, por área amostral, dois lotes de redes com malhas 3, 4, 5, 6 e 7 cm entre nós não adjacentes e um lote de redes com malhas 7, 8, 10, 12 e 14 cm entre nós não adjacentes, instaladas no período entre 17:00 e 18:00 horas e recolhidas após 12 horas (autorização SISBIO nº 42229-1, parecer CEUA/FEIS nº 001/2014 e certidão SisGen A278D23).

Em campo, os peixes coletados foram eutanasiados e tiveram mensurados o comprimento padrão (cm), com auxílio de ictiômetro (0,1 cm), massa total (g) com

auxílio de balança analítica (0,01 g). Posteriormente, os espécimes foram individualizados em sacos plásticos, congelados e encaminhados ao laboratório.

A identificação das espécies e classificação segundo sua origem e causa de ocorrência foi realizada com base em Langeani et al. (2007) e Ota et al. (2018). Espécimes testemunhos foram tombados na Coleção de Peixes DZSJRP, UNESP, São José do Rio Preto, SP, Brasil (Tabela 1).

Análise dos dados

Para testar a hipótese de que ocorrem diferenças em atributos da ictiofauna entre as áreas Tanque e Controle, foram calculados: riqueza de espécies (S), abundância numérica, índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J) para ambas as áreas. Para tanto, as coletas foram consideradas como repetições. Também foi calculado o coeficiente de similaridade de Jaccard (Q) (KREBS, 1989) entre as áreas amostrais, considerando-se todas as coletas agrupadas como unidade analítica. Todos os cálculos descritos foram realizados com auxílio do programa Past 3.0 (HAMMER, 2019).

Após, cada atributo isoladamente por área foi submetido à análise de normalidade e homocedasticidade (Teste de Lilliefors) e comparados entre as áreas Tanque e Controle com teste estatístico pertinente (teste t para dados com distribuição normal e teste- U Mann-Whitney para dados com distribuição não-normal), utilizando o programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

Utilizando uma matriz com dados de abundância numérica absoluta de todas as espécies de peixes para cada área amostral, transformadas em raiz quadrada, avaliou-se possíveis diferenças na estrutura ictiofaunística entre as áreas Tanque e Controle, por meio de uma análise multivariada permutacional de variância unidirecional

PERMANOVA *one-way* (ANDERSON, 2001). Para essa análise, a variável independente consistiu nas áreas de amostragem, as variáveis dependentes, a estrutura da ictiofauna, enquanto as coletas foram utilizadas como repetições. Este teste multivariado não paramétrico avalia diferenças significativas entre grupos, baseado na distância mensurada, nesse caso a distância de Bray-Curtis, com 9.999 permutações aleatórias (ANDERSON, 2001).

Posteriormente, a fim de verificar quais as espécies foram responsáveis e sua contribuição para a diferença observada, foi aplicada a análise de porcentagem de similaridade SIMPER *overall pool*, utilizando-se a mesma matriz de dados e distância de Bray-Curtis (CLARKE, 1993). SIMPER é um método para avaliar quais variáveis (táxons) são os principais responsáveis por uma diferença observada entre grupos de amostras (CLARKE, 1993; ANDERSON, 2001). As análises PERMANOVA *one-way* e SIMPER *overall pool* foram realizadas com auxílio do programa Past 3.0 (HAMMER, 2019).

Para testar a hipótese de que ocorrem diferenças entre atributos populacionais de exemplares das três espécies de peixes selvagens mais abundantes no entorno da piscicultura (*Pimelodus platicirris* Borodin, 1927, *Geophagus sveni* (Lucinda, Lucena, Assis, 2010) e *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)) consideramos os sexos agrupados, uma vez que após testá-los não houveram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$). Foram comparados a abundância numérica relativa, comprimento padrão médio, massa total e fator de condição relativo de cada espécie entre as áreas Tanque e Controle.

Também foi calculada a relação peso/comprimento, segundo Le Cren (1951), considerando os sexos e áreas agrupadas, visando a obtenção da equação $We = a * Lt^b$ (We: massa total do indivíduo (g); a: coeficiente linear; Lt: comprimento padrão (cm); b:

coeficiente angular) para posterior cálculo do fator de condição relativo. O fator de condição relativo ($Kn = Wt/We$) individual de cada espécime, o qual avalia o quociente entre a massa empiricamente registrada (Wt) e a massa teoricamente esperada (We) para um dado comprimento padrão (LE CREN, 1951), foi calculado utilizando-se o valor de ^b obtido da relação peso/comprimento, para ambas as áreas. Após as estimativas dos valores individuais de Kn (por área e para cada espécie) foram comparados estatisticamente ao valor centralizador ($Kn = 1,0$) e entre as áreas amostrais, por meio do teste t de Student (LE CREN, 1951).

Por fim, valores de abundância numérica relativa foram comparados entre as áreas por meio de teste Z , com auxílio do programa SigmaStat 3.0 (Jandel Scientific Software, San Rafael, CA). Os demais atributos foram discretizados por área e submetidos à análise de normalidade e homocedasticidade (Teste de Lilliefors) e comparados entre as áreas Tanque e Controle utilizando o teste- U Mann-Whitney para dados com distribuição não-normal, e teste t para dados com distribuição normal. Teste de Lilliefors, teste t e teste U foram realizados com auxílio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

Para todas as análises estatísticas descritas o nível de significância adotado foi de $p \leq 0,05$.

RESULTADOS

Foram capturados 2.949 peixes, sendo 1.876 pertencentes à área Tanque e 1.073 na área Controle. Para a ictiofauna da área Tanque, registrou-se quatro ordens, 13 famílias, 22 gêneros e 24 espécies, enquanto para a área Controle foram registradas quatro ordens, 12 famílias, 22 gêneros e 25 espécies (Tabela 1).

Tabela 1. Posição taxonômica, material testemunho, abundância numérica nas áreas Tanque e Controle, origem e causa de ocorrência das espécies de peixes* no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Espécies	Material testemunho	Abundância numérica		Origem	Ocorrência
		Tanque	Controle		
ORDEM CHARACIFORMES					
Família Anostomidae					
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	DZSJRP21373	40	16	autóctone	nativa
<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski, 1990	DZSJRP21362	0	5	autóctone	nativa
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos, 1945	DZSJRP21363	1	0	autóctone	nativa
Família Serrasalminidae					
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	DZSJRP21374	26	103	autóctone	nativa
<i>Serrasalmus</i> cf. <i>marginatus</i> Valenciennes, 1837	DZSJRP21376	21	2	autóctone	nativa
<i>Metynnis</i> cf. <i>lippincottianus</i> (Cope, 1870)	DZSJRP21358	65	33	alóctone	repovoamento/aquarismo
Família Triportheidae					
<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)	DZSJRP21370	20	47	alóctone	após construção de Itaipu
Família Characidae					
<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler, 1932	DZSJRP21367	17	14	alóctone	após construção de Itaipu
Família Curimatidae					
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	—	18	2	autóctone	nativa
Família Cynodontidae					
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix, Agassiz, 1829	DZSJRP21317	22	35	autóctone	nativa
Família Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	DZSJRP21371	7	29	autóctone	nativa
Família Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	DZSJRP21368	3	5	autóctone	nativa

Tabela 1. Posição taxonômica, material testemunho, abundância numérica nas áreas Tanque e Controle, origem e causa de ocorrência das espécies de peixes* no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. (Continuação)

Espécies	Material testemunho	Abundância numérica		Origem	Ocorrência
		Tanque	Controle		
ORDEM SILURIFORMES					
Família Loricariidae					
<i>Hypostomus iheringii</i> (Regan, 1908)	-	2	1	autóctone	nativa
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg, 1893)	DZSJRP21355	25	9	alóctone	após construção de Itaipu
<i>Megalancistrus parananus</i> £ (Perugia, 1891)	DZSJRP21354	0	1	autóctone	
Família Pimelodidae					
<i>Pimelodus platicirris</i> Borodin,1927	DZSJRP21316	304	21	autóctone	nativa
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	DZSJRP21353	2	1	autóctone	nativa
Família Callichthyidae					
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	DZSJRP21356	3	0	autóctone	nativa
ORDEM CICHLIFORMES					
Família Cichlidae					
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	DZSJRP21372	3	4	autóctone	nativa
<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	DZSJRP21366	2	1	alóctone	piscicultura/após construção de Itaipu
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006	DZSJRP21361	2	10	alóctone	pesca
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Fereira, 2006	DZSJRP21360	10	49	alóctone	pesca
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	DZSJRP21357	8	3	alóctone	piscicultura
<i>Satanoperca</i> cf. <i>pappaterra</i> (Heckel, 1840)	DZSJRP21364	32	19	alóctone	piscicultura
<i>Heterotilapia buttikoferi</i> (Hubrecht, 1881)	DZSJRP21359	0	2	alóctone	piscicultura
<i>Geophagus sveni</i> Lucinda, Lucena, Assis, 2010	DZSJRP21365	724	338	alóctone	piscicultura/aquarismo
ORDEM PERCIFORMES					
Família Sciaenidae					
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	DZSJRP21369	519	323	alóctone	piscicultura
Total		1.876	1.073		

(-) Material não depositado em coleção; *Classificação taxonômica, origem e ocorrência segundo Langeani et al. (2007) e Ota et al. (2018).

£ Tombado como *Megalancistrus aculeatus* com posterior sinonimização para *Megalancistrus parananus*.

Quanto à riqueza de espécies por ordem, para ambas as áreas, observou-se maiores valores para ordem Characiformes e Cichliformes, seguidas de Siluriformes (Figura 2). A ordem Cichliformes apresentou maior valor de abundância numérica, seguida por Perciformes e Siluriformes (Figuras 3).

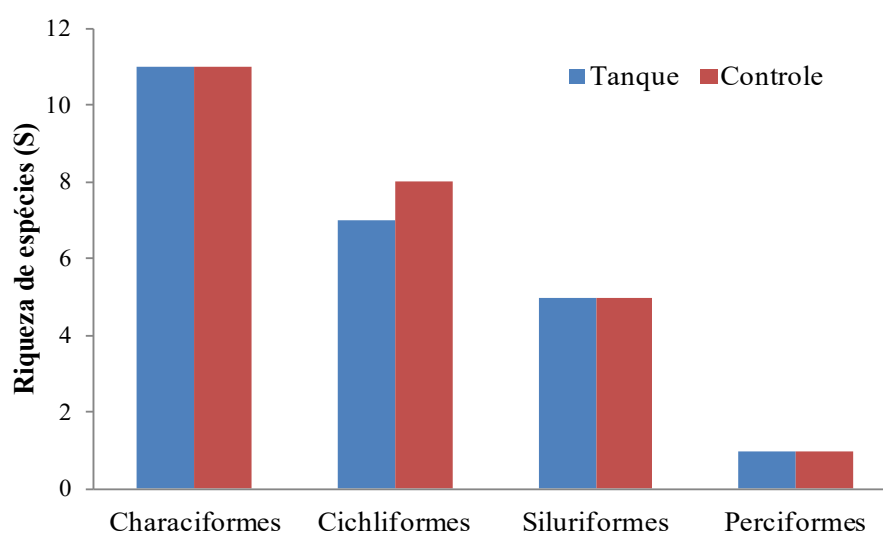


Figura 2. Contribuição das ordens de peixes para riqueza de espécies nas áreas Tanque e Controle no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

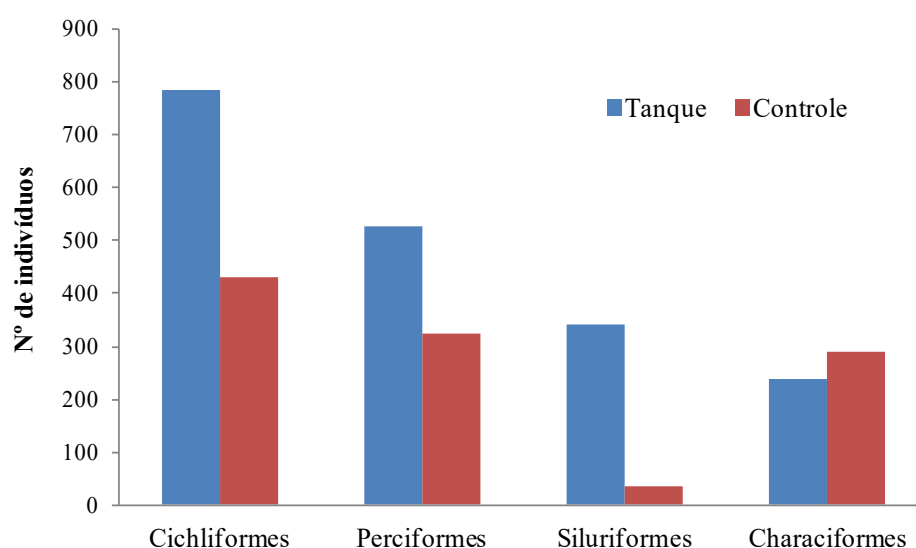


Figura 3. Contribuição das ordens de peixes em número de indivíduos para as áreas Tanque e Controle no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Quanto à contribuição das espécies de peixes segundo sua origem, observou-se maior abundância numérica para as espécies não-nativas *G. sveni* e *P. squamosissimus*, seguida pela nativa *P. platicirris* na área Tanque. Para área Controle, as espécies não-nativas *G. sveni* e *P. squamosissimus*, seguida da nativa *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858 foram as mais abundantes numericamente (Figura 4).

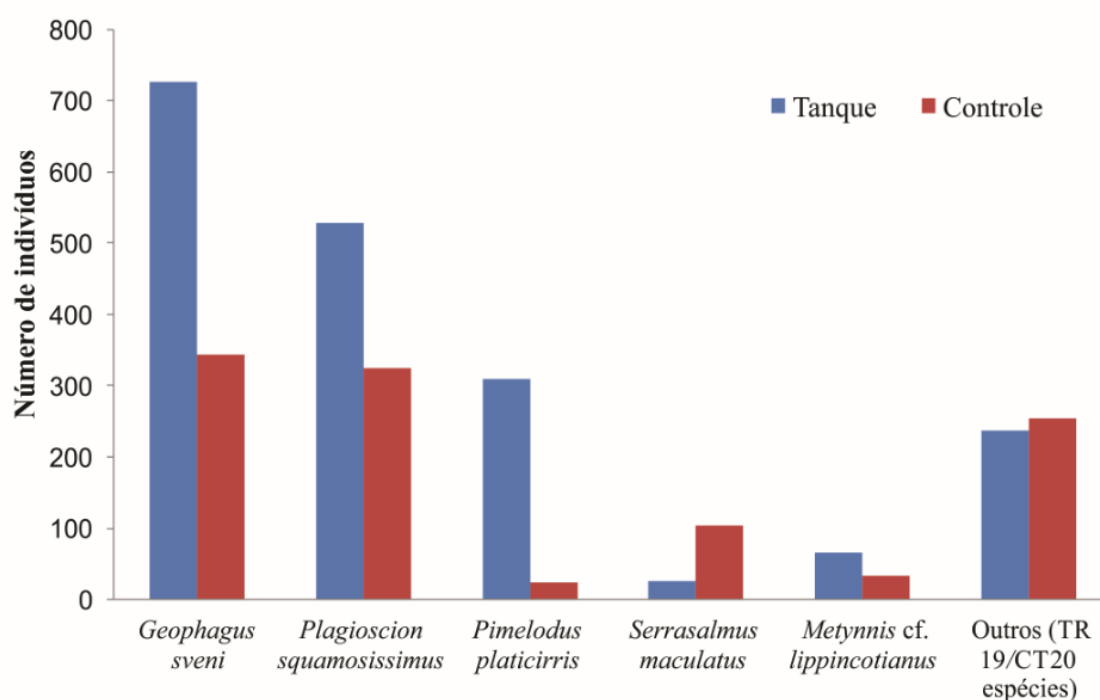


Figura 4. Contribuição das espécies de peixes para abundância numérica das áreas Tanque e Controle no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Quanto à origem, na área Tanque foram registradas 14 espécies nativas (54%) e 11 não-nativas (46%), enquanto na área Controle registrou-se 13 espécies nativas (52%) e 12 não-nativas (48%) (Tabela 1). Quanto às análises dos atributos da comunidade, foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) somente para abundância numérica entre as áreas avaliadas, sendo observada alta similaridade ictiofaunística entre as áreas amostrais (Tabela 2).

Tabela 2. Coeficiente de similaridade de Jaccard e valores médios $\pm$ desvio padrão para os atributos ecológicos da ictiofauna para as áreas de Tanque e Controle, rio Grande, reservatório de Ilha Solteira, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. *diferenças significativas ($p < 0,05$).

Atributos	Estações de amostragem		<i>t</i>	<i>p</i>
	Tanque	Controle		
Similaridade (<i>Q</i>)		0,81		
Abundância	135,28 $\pm$ 74,08	77,43 $\pm$ 38,97	2,58	0,02*
Riqueza (<i>S</i>)	10,85 $\pm$ 2,68	10,21 $\pm$ 3,58	0,54	0,59
Diversidade (<i>H'</i>)	1,07 $\pm$ 0,27	1,21 $\pm$ 0,42	-0,20	0,90
Equitabilidade (<i>J</i>)	0,66 $\pm$ 0,10	0,70 $\pm$ 0,11	-0,86	0,40

Observou-se diferença significativa na estrutura da ictiofauna (PERMANOVA *one-way* [GL=1, F=4,46 e $p=0,0006$]), com dissimilaridade total de 60,3%, sendo as espécies não-nativas *G. sveni*, *P. squamosissimus* e a espécie nativa *P. platicirris* as que mais contribuíram para a diferença, segundo análise SIMPER *overall pool* (Tabela 3).

Tabela 3. Valores percentuais de contribuição das principais espécies para dissimilaridade na estrutura ictiofaunística entre as áreas de amostragem, Tanque e Controle no reservatório Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores obtidos através da análise de SIMPER.

Espécies	Dissimilaridade	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)	Abundância média	
				Tanque	Controle
<i>Geophagus sveni</i>	17,38	28,82	28,82	51,90	24,60
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	12,76	21,17	49,99	37,70	23,20
<i>Pimelodus platicirris</i>	10,50	17,41	67,4	22,10	1,71
<i>Serrasalmus maculatus</i>	3,63	6,02	73,43	1,86	7,36
<i>Metynnis</i> cf. <i>lippincotianus</i>	2,23	3,71	77,14	4,64	2,36
<i>Triportheus nematurus</i>	1,93	3,20	80,34	1,43	3,36
<i>Schizodon nasutus</i>	1,82	3,02	83,36	2,86	1,14
<i>Cichla kelberi</i>	1,67	2,78	86,15	0,71	3,50
<i>Satanoperca</i> cf. <i>pappaterra</i>	1,14	1,90	88,05	2,29	1,36
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	1,09	1,82	89,87	1,57	2,50
<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i>	0,96	1,60	91,47	0,50	2,07
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	0,94	1,57	93,04	1,79	0,64
<i>Serrasalmus</i> cf. <i>marginatus</i>	0,87	1,45	94,49	1,50	0,14
<i>Roeboides descavadensis</i>	0,80	1,33	95,82	1,21	1,00
<i>Steindachnerina insculpta</i>	0,50	0,83	96,65	1,29	0,14
<i>Cichla piquiti</i>	0,43	0,71	97,36	0,14	0,71
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,32	0,54	97,91	0,57	0,21
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0,26	0,43	98,34	0,21	0,35
<i>Crenicichla britskii</i>	0,25	0,42	98,76	0,21	0,28

Tabela 3. Valores percentuais de contribuição das principais espécies para dissimilaridade na estrutura ictiofaunística entre as áreas de amostragem, Tanque e Controle no reservatório Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores obtidos através da análise de SIMPER. (Continuação)

Espécies	Dissimilaridade	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)	Abundância média	
				Tanque	Controle
<i>Schizodon intermedius</i>	0,18	0,31	99,08	0,00	0,35
<i>Hoplosternum littorale</i>	0,12	0,20	99,28	0,21	0,00
<i>Astronotus crassipinnis</i>	0,11	0,18	99,47	0,14	0,07
<i>Pinirampus pirinampu</i>	0,09	0,16	99,63	0,14	0,07
<i>Heterotilapia buttikoferi</i>	0,07	0,11	99,75	0,00	0,14
<i>Hypostomus iheringii</i>	0,06	0,11	99,86	0,14	0,07
<i>Leporinus lacustris</i>	0,05	0,08	99,95	0,07	0,00
<i>Megalancistrus parananus</i>	0,03	0,05	100,00	0,00	0,07

Em relação aos aspectos populacionais, foram amostrados 325 exemplares de *P. platicirris*, considerando os sexos agrupados, sendo 304 pertencentes à área Tanque e 21 para área Controle. Observou-se maiores valores de abundância numérica relativa, massa total média e comprimento padrão para área Tanque ($p < 0,05$). Não se observou diferença significativa para o fator de condição relativo entre as áreas ($p > 0,05$), contudo, observou-se valores médios superiores a um (1) na área Tanque ($p < 0,05$) e valores iguais a um (1) para área Controle ($p > 0,05$) (Tabela 4; valores dos parâmetros a e b da relação peso/comprimento encontram-se disponíveis na Tabela S5 anexa).

Para *G. sveni*, considerando os sexos agrupados, amostrou-se 1.062 exemplares, sendo 724 pertencentes à área Tanque e 338 para área Controle ($p < 0,05$). Não foi observada diferença para comprimento padrão médio, massa total média e fator de condição relativo entre as áreas ($p > 0,05$). Ainda quanto ao fator de condição relativo, observou-se valores médios inferiores a um (1) nas áreas Tanque e Controle ($p < 0,05$) (Tabela 4; valores dos parâmetros a e b da relação peso/comprimento encontram-se disponíveis na Tabela S5 anexa).

Plagioscion squamosissimus, considerando os sexos agrupados, apresentou abundância numérica de 842 exemplares, sendo 519 pertencentes à área Tanque e 323 área Controle. Foram observadas diferenças significativas para abundância numérica relativa, comprimento padrão médio, massa total média e fator de condição relativo entre as áreas amostrais, com maiores valores observados para área Controle, com exceção da abundância numérica relativa maior na área Tanque ($p < 0,05$). Ainda quanto ao fator de condição relativo, observou-se valores superiores a um (1) na área Controle ($p < 0,05$) e valores iguais a um (1) para área Tanque ($p > 0,05$) (Tabela 4; valores dos parâmetros a e b da relação peso/comprimento encontram-se disponíveis na Tabela S5 anexa).

Tabela 4. Abundância numérica absoluta e relativa e valores médios $\pm$ desvio padrão para comprimento padrão (cm), massa total (g) e fator de condição relativo para *Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* e *Plagioscion squamosissimus* para as áreas Tanque e Controle no reservatório Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. *diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas amostrais; £ diferenças significativas ($p < 0,05$) entre Kn e valor padrão 1,0.

Espécies	Áreas	Abundância numérica absoluta	Abundância numérica relativa (%)	Comprimento padrão médio (cm)	Massa total média (g)	Fator de condição relativo (Kn)
<i>Pimelodus platicirris</i>	Tanque	304	93,5*	27,25 $\pm$ 2,92*	414,24 $\pm$ 160,87*	1,03 $\pm$ 0,18£
	Controle	21	6,5*	24,78 $\pm$ 2,14*	275,02 $\pm$ 75,85*	0,96 $\pm$ 0,13
<i>Geophagus sveni</i>	Tanque	724	68,0*	10,48 $\pm$ 2,27	41,04 $\pm$ 28,63	0,70 $\pm$ 2,90£
	Controle	338	32,0*	10,81 $\pm$ 3,03	47,70 $\pm$ 39,96	0,53 $\pm$ 0,63£
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Tanque	519	61,6*	20,16 $\pm$ 6,02*	192,03 $\pm$ 255,6*	0,99 $\pm$ 0,16*
	Controle	323	38,4*	21,06 $\pm$ 5,57*	211,31 $\pm$ 191,8*	1,07 $\pm$ 0,44*£

DISCUSSÃO

Atividades piscícolas em sistema de tanques-rede vem crescendo em águas continentais, especialmente em grandes reservatórios neotropicais (NOBILE et al., 2019). Esses sistemas podem ser uma nova influencia sobre a estrutura da ictiofauna em grandes rios brasileiros represados, Após a construção de empreendimentos hidrelétricos e suas consequentes alterações na biota aquática (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2007; WINEMILLER et al., 2016).

Os resultados obtidos no presente estudo demonstram influência da atividade piscícola sobre aspectos biológicos de peixes selvagens das espécies analisadas Essa influência foi observada a nível populacional em diferentes intensidades, a depender da espécie e de suas táticas de vida e consequente capacidade de ajuste a variações ambientais. Também ocorreram influências locais a nível de assembleia, com a estrutura da ictiofauna em área piscícola diferindo da ictiofauna em área sem influência desse tipo de atividade zootécnica, devido a alterações na abundância das espécies.

A maior riqueza de espécies para as ordens Characiformes e Cichliformes, seguida de Siluriformes para ambas as áreas, não corrobora o padrão esperado para assembleias de peixes em ambientes dulcícolas neotropicais proposto por Lowe-McConnell (1999), o qual prevê o predomínio das ordens Characiformes e Siluriformes. Contudo, os resultados obtidos corroboram estudos que demonstram que a ictiofauna de reservatórios neotropicais possuem predominância de espécies pertencentes as ordens Characiformes e Cichliformes (DELARIVA et al., 2009)¹.

¹Devido a recente proposta de criação da ordem Cichliformes, as referências citadas referem-se a ordem Perciformes, a qual abrangia a família Cichlidae.

Em termos de abundância numérica, a ordem Cichliformes apresentou os maiores valores em ambas as áreas, com destaque para a espécie não-nativa *G. sveni*, seguida por Perciformes, destacando-se também a espécie não-nativa *P. squamosissimus*. A ordem Siluriformes também apresentou altos valores de abundância numérica, com a espécie nativa *P. platycirris* sendo abundante na área Tanque, contudo apresentou baixa abundância numérica na área Controle.

Os maiores valores de abundância numérica registrados para as espécies não-nativas *G. sveni* e *P. squamosissimus* em ambas as áreas, possivelmente relacionam-se à sua capacidade de ajuste às variações ambientais. Também se observou em ambas as áreas grande proporção de espécies não-nativas, introduzidas por diferentes fontes, corroborando o relato de Ruaro et al. (2019), no qual destacam que reservatórios favorecem a introdução e estabelecimento de espécies não-nativas.

Pisciculturas em tanques-rede causam modificações ambientais a nível local, devido à atração proporcionada pelo aumento na disponibilidade de recursos alimentares e de refúgios (NOBILE et al., 2019). Dessa forma, esses sistemas podem estar beneficiando espécies com estratégias generalistas/oportunistas em detrimento de espécies menos tolerantes, com táticas de vida mais especializadas, conforme proposto por Agostinho; Pelicice; Gomes (2009). Esse fato corrobora os nossos resultados, uma vez que principalmente espécies não-nativas estão sendo beneficiadas, elevando sua abundância numérica localmente. Diferenças na estrutura de assembleias ícticas sob influência de pisciculturas já foram relatadas anteriormente na região Neotropical, contudo, com a ocorrência de alterações quali-quantitativas (NOBILE et al., 2018; STRICTAR-PEREIRA et al., 2019). Os resultados do presente estudo demonstram influências da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da ictiofauna, sendo observada diferenças significativas entre a área sob influência da piscicultura e área

Controle. Contudo, tal diferença se dá principalmente como uma reestruturação quantitativa, devido ao aumento na abundância numérica de poucas espécies na área Tanque (principalmente não-nativas), com pequena diferença na composição de espécies. Esse fato evidencia-se com a diferença significativa constatada pela análise PERMANOVA para estrutura da comunidade e diferenças na abundância numérica e alta similaridade ictiofaunística constatada pelo coeficiente de similaridade de Jaccard e demais atributos ecológicos avaliados. Dessa forma, a matéria orgânica aportada ao ecossistema aquático em função da atividade da piscicultura pode estar atraindo algumas espécies onívoras com ampla plasticidade alimentar (*G. sveni* e *P. platycirris*), e possíveis presas, como animais de pequeno e médio porte (pequenos peixes e camarões). Essa alta abundância local de peixes pode levar à atração secundária de alguns predadores (*P. squamosissimus*) (CALLIER et al., 2018), justificando assim, o aumento na abundância numérica na área Tanque. Esses mecanismos de atração de peixes e outros táxons ocorrem sinergicamente, sendo difíceis de serem seus efeitos individualizados (CALLIER et al., 2018). Outro fator que pode estar relacionado à maior abundância numérica observada na área Tanque, é o fato de que reservatórios geralmente são pobres em habitats quando comparados a sistemas lóticos (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2007; NOBILE et al., 2018). Dessa forma, sistemas de pisciculturas em tanques-rede, atuam como estruturas de agregação de peixes - FAD's (*Fish Aggregation Devices*) ofertando abrigo, além do aporte de recursos tróficos, fato esse bem documentado para piscicultura em ambiente marinho (DEMPSTER et al., 2002; DEMPSTER; TAQUET, 2004; BOYRA et al., 2004; SANCHEZ-JEREZ et al., 2011; ŠEGVIĆ BUBIĆ et al., 2011; BACHER; GORDOA; SAGUÉ, 2012; ÖZGÜ; ANGEL, 2013; UGLEM et al., 2014; IZQUIERDO-GÓMEZ et al., 2015; HUANG et al., 2020), havendo poucos relatos para pisciculturas em sistemas

de água doce brasileiros (RAMOS et al., 2013, 2014; NOBILE et al., 2018; STRICTAR-PEREIRA et al., 2019). Em relação aos atributos populacionais, observou-se para *P. platycirris* maior comprimento padrão médio, massa total média e abundância numérica em comparação com a área Controle. A avaliação da dieta de *P. platycirris*, realizada concomitantemente ao presente estudo, classificou a espécie como onívora com comportamento oportunista, sendo diretamente influenciada pela piscicultura em tanques-rede devido principalmente ao seu oportunismo trófico e consequente consumo de restos de ração (KLIEMANN, 2018). Ressalta-se que rações comerciais fornecidas aos peixes em cultivos apresentam altas concentrações de proteína, lipídios, minerais e vitaminas balanceadas, facilitando o crescimento e engorda dos animais (Figura S1). Assim, uma média de até 18% da ração é disponibilizada no ecossistema aquático (MONTANHINI-NETO; NOCKO; OSTRENSKY, 2015), e *P. platycirris* beneficia-se desse aporte. Essa espécie está utilizando a ração como novo recurso alimentar de fácil aquisição, com alta e contínua disponibilidade, favorecendo o acúmulo de reservas corporais, justificando nossos resultados. Os dados apresentados corroboram o observado por Ramos et al. (2013), que avaliaram a espécie congênere *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803, demonstrando que alterações na dieta desses Siluriformes estão diretamente relacionadas com a presença de atividades piscícolas. Assim, podemos inferir que *P. platycirris* e *P. maculatus* apresentam capacidade de ajuste em ambientes alterados pela presença de empreendimentos aquícolas, em especial pisciculturas em tanques-rede. Para a espécie não-nativa, também generalista *G. sveni*, o forrageamento proporcionado pela ração excedente na área Tanque pode ter atuado como atrativo, elevando sua densidade populacional ao redor dos tanques-rede. Contudo, não foram observadas diferenças nos atributos populacionais (comprimento padrão, massa total e fator de condição relativo). Um estudo sobre ecologia trófica

realizado concomitante ao presente trabalho demonstrou diferença na composição da dieta de *G. sveni* entre as áreas Tanque e Controle, com consumo principalmente de itens autóctones (detrito, vegetal aquático e Cladocera) na área Controle, e Bivalvia (mexilhão-dourado) e ração na área Tanque (KLIEMANN et al., 2018). Em relação aos aspectos populacionais de *P. squamosissimus*, houve diferenças significativas para comprimento padrão, massa total e fator de condição relativo, com maiores valores observados na área Controle. Em ambas as áreas amostrais, *P. squamosissimus* alimentou-se de Decapoda e peixes (KLIEMANN, 2018). Esses fatos descritos para *G. sveni* e *P. squamosissimus*, podem estar relacionados com a pressão de pesca local. Observou-se, durante as coletas, grande e contínua concentração de pescadores artesanais e/ou esportivos no entorno da piscicultura estudada, quando comparado à área Controle. Padrões semelhantes foram observados em outras localidades no mundo (Mar Egeu - leste do Mediterrâneo - Giannoulaki et al. (2005); Sudeste da Espanha - Arechavala-Lopez et al. (2011); Costa Sul no Canadá - Goodbrand et al. (2013) e no reservatório de Geheyan - rio Qingjiang na China - Huang et al. (2020)). A pesca artesanal praticada no reservatório de Ilha Solteira é concentrada em poucas espécies, sendo *G. sveni* responsável pela maior parte da captura, seguido por *P. squamosissimus* (ANGELUCI, 2008; CARVALHO et al. 2007). Essas espécies-alvo estão entre as de maior valor comercial na região e, conseqüentemente, sofrem maior pressão de captura (ANGELUCI, 2008). Adicionalmente, os pescadores direcionam o esforço quase que exclusivamente para tais espécies durante a época de defeso, por serem espécies introduzidas com pesca permitida ao longo de todo ano (ANGELUCI, 2008). Dessa maneira, infere-se que em áreas próximas a pisciculturas em tanques-rede, devido à alta concentração de pescadores atraídos pela disponibilidade de peixes e probabilidade de captura, estejam intensificando ainda mais a pressão de pesca dessas espécies-alvo (*G.*

sveni e *P. squamosissimus*). Contudo, devido à espécie nativa *P. platycirris* não ser uma espécie apreciada comercialmente na região (ANGELUCI, 2008), não sofre forte pressão de pesca, apesar de abundante na área Tanque. Um dos efeitos mais previsíveis da sobre-exploração de estoques pequenos é a redução ou remoção das classes de idade mais velhas, ou seja, o truncamento da idade (STERGIOU, 2002; BERKELEY et al., 2004; GARCIA, 2006), bem como de exemplares de maior porte. Portanto, espera-se que a alta exploração das populações locais, por meio da pesca, acarrete altas taxas de mortalidade entre peixes maiores e possivelmente mais velhos. Tal fato, pode resultar em seleção favorável a peixes que se tornam sexualmente maduros precocemente, e que invistam mais em reprodução. Assim, apresentam proles maiores e consequente menor tamanho, do que populações com maior mortalidade de juvenis (GARCIA, 2006), sendo esse efeito conhecido como “tropicalização dos estoques” (HAEDRICH, BARNES, 1997; JACKSON et al., 2001; STERGIOU, 2002; AGOSTINHO, GOMES, PELICICE, 2007). Aliado a este fato, apesar da pesca causar um conflito entre a atividade aquícola e pescadores (SOARES, 2003; BÉNÉ; OBIRIH-OPAREH, 2009), a alta exploração local das populações de *G. sveni* e *P. squamosissimus* pode contribuir para o controle populacional dessas espécies não-nativas. Adicionalmente, a pesca direcionada a essas espécies, pode contribuir para mitigar o efeito da entrada de matéria orgânica alóctone, causada pela produção piscícola. Portanto, os pescadores locais beneficiam-se de uma “exportação parcial de biomassa”, oriunda da atividade aquícola (ARECHAVALA-LOPEZ et al., 2010). A hipótese de que pisciculturas em tanques-rede influenciam a estrutura da ictiofauna local foi corroborada. De maneira geral, a piscicultura atuou como atrativo para algumas espécies de peixes selvagens, devido à oferta alimentar e abrigo fornecido pelos tanques de cultivo. Tal fato influenciou localmente a estrutura da assembleia ictiofaunística, devido a alterações na abundância de *G. sveni*, *P.*

squamosissimus e *P. squamosissimus*, causando alteração na estrutura da ictiofauna na área piscícola. A hipótese de que pisciculturas em tanques-rede influenciam os atributos populacionais das três espécies de peixes selvagens mais abundantes associadas a esses sistemas, apresentando maior comprimento padrão e massa total em comparação a espécimes de área sem influência aquícola, foi corroborada apenas para *P. platycirris*, sendo a hipótese refutada para espécie *G. sveni*, não havendo diferenças nos atributos avaliados entre as áreas avaliadas. Para *P. squamosissimus* observou-se diferenças nos atributos populacionais avaliados entre as áreas amostrais, contudo com maiores valores na área Controle, não corroborando a hipótese predita. Acredita-se que os aspectos populacionais de *G. sveni* e *P. squamosissimus* possam ter sido influenciados indiretamente pelo sistema de piscicultura, sugerindo que a atração de pescadores artesanais e/ou esportivos nessa área causou o efeito conhecido como “tropicalização dos estoques”, observando a redução do tamanho dessas espécies de peixes próxima a área Tanque. Contudo, alterações induzidas por tanques-rede em reservatórios neotropicais ainda não apresentam um padrão claramente identificável, como observado para represamentos e introduções de espécies não-nativas, sendo que estudos adicionais em larga escala espacial e temporal devem ser realizados com o objetivo de testar as hipóteses levantadas, contribuindo assim para melhor compreensão das influências ambientais de atividades piscícolas, além de melhores práticas de manejo dessas atividades, tornando-as mais sustentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

AGOSTINHO, A.; PELICICE, F.; GOMES, L. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2009.

ANGELUCI, C. H. G. Aspectos ecológicos da atividade pesqueira no reservatório da UHE de Ilha Solteira, Rio Paraná, município de Rubinéia (SP). **Revista Científica do Centro Universitário de Jales III Edição (2008); ISSN: 1980-8925**, p. 17.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.

ARECHAVALA-LOPEZ, P.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.; FERNANDEZ-JOVER, D.; MARTINEZ-RUBIO, L.; LOPEZ-JIMENEZ, J. A.; MARTINEZ-LOPEZ, F. J. Direct interaction between wild fish aggregations at fish farms and fisheries activity at fishing grounds: a case study with Boops boops. **Aquaculture Research**, v. 42, n. 7, p. 996-1010, 2011.

ARTHUR, R. I.; LORENZEN, K.; HOMEKINGKEO, P.; SIDAVONG, K.; SENGVILAIKHAM, B.; GARAWAY, C. J. Assessing impacts of introduced aquaculture species on native fish communities: Nile tilapia and major carps in SE Asian freshwaters. **Aquaculture**, v. 299, n. 1–4, p. 81–88, 2010.

AYRES, MANOEL, MANUEL AYRES JR, DANIEL LIMA AYRES, A. DE A. S. DOS S. BIOESTAT. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. **Instituto Mamirauá**, Belém, v. 364, 2007.

AZEVEDO, P. A.; PODEMSKI, C. L.; HESSLEIN, R. H.; KASIAN, S. E. M.; FINDLAY, D. L.; BUREAU, D. P. Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. **Aquaculture**, v.

311, n. 1–4, p. 175–186, 2011.

BACHER, K.; GORDOA, A.; SAGUÉ, O. Spatial and temporal extension of wild fish aggregations at *Sparus aurata* and *Thunnus thynnus* farms in the north-western Mediterranean. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 2, n. 3, p. 239–252, 2012.

BARRETT, L. T.; SWEARER, S. E.; DEMPSTER, T. Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis. **Reviews in Aquaculture**, p. 1–23, 2018.

BÉNÉ, C.; OBIRIH-OPAREH, N. Social and economic impacts of agricultural productivity intensification: The case of brush park fisheries in Lake Volta. **Agricultural Systems**, v. 102, n. 1–3, p. 1–10, 2009.

BERKELEY, S. A.; HIXON, M. A.; LARSON, R. J.; LOVE, M. S. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. **Fisheries**, Washington, DC, v. 29, n. 8, p. 23–32, 2004.

BOYRA, A.; SANCHEZ-JEREZ, P.; TUYA, F.; ESPINO, F.; HAROUN, R. Attraction of wild coastal fishes to an Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canaria, Canary Islands. **Environmental Biology of Fishes**, p. 393–401, 2004.

BRANDÃO, H.; NOBILE, A. B.; SOUTO, A. C.; RAMOS, I. P.; DE SOUSA, J. Q.; CARVALHO, E. D. Influence of cage fish farming on the diet and biological attributes of *Galeocharax knerii* in the Chavantes reservoir, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 39, n. 2, p. 157–167, 2013.

BRANDÃO, H.; SANTANA, J. C. O.; RAMOS, I. P.; CARVALHO, E. D. Influence of cage farming on feeding and reproductive aspects of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Pimelodidae) in the Chavantes reservoir, Brazil, **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 36, n. 1, 2014.

BUENO, G. W.; BUREAU, D.; SKIPPER-HORTON, J. O.; ROUBACH, R.;

MATTOS, F. T. D.; BERNAL, F. E. M. Mathematical modeling for the management of the carrying capacity of aquaculture enterprises in lakes and reservoirs. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 52, n. 9, p. 695–706, 2017.

BUREAU, D. P.; HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. **Aquaculture Research**, v. 41, n. 5, p. 777–792, 2010.

BURRIDGE, L.; WEIS, J. S.; CABELLO, F.; PIZARRO, J.; BOSTICK, K. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. **Aquaculture**, v. 306, n. 1–4, p. 7–23, 2010.

BUSCHMANN, A. H.; CABELLO, F.; YOUNG, K.; CARVAJAL, J.; VARELA, D. A.; HENRÍQUEZ, L. Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. **Ocean and Coastal Management**, v. 52, n. 5, p. 243–249, 2009.

CARVALHO, E. D.; DAVID, G. S.; NOVAES, J. L. C.; RAMOS, I. P. **A pesca artesanal no contexto da tilapicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira (Alto do Rio Paraná, SP/MS): composição, rendimento e partilha de recursos**. Relatório de pesquisa, Botucatu, 2007.

CALLIER, M. D.; BYRON, C. J.; BENGTSON, D. A.; CRANFORD, P. J.; CROSS, S. F.; FOCKEN, U.; JANSEM, H.M.; KAMERMANS, P.; KIESSLING, A.; LANDRY, T.; O'BEIRN, F.; PETERSSON, E.; RHEAULT, R.B.; STRAND, Ø.; SUNDELL, K.; SVASAND, T.; WIKFORS.; MCKINDSE, C. W. Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review. **Reviews in Aquaculture**, v. 10, n. 4, p. 924–949, 2018.

CANALE, R. P.; WHELAN, G.; SWITZER, A.; EISCH, E. A bioenergetic approach to manage production and control phosphorus discharges from a salmonid hatchery. **Aquaculture**, v. 451, p. 137–146, 2016.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO - CESP. Disponível em:
< <http://www.cesp.br>>. Acesso em: 17 nov. 2011.

CASIMIRO, A. C. R.; GARCIA, D. A. Z.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; BRITTON, J. R.; AGOSTINHO, Â. A.; ALMEIDA, F. S. D.; ORSI, M. L. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: The case of Paranapanema river, southern Brazil. **Zoologia**, v. 35, n. May, 2018.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993.

DAGA, V. S.; SKÓRA, F.; PADIAL, A. A.; ABILHOA, V.; GUBIANI, É. A.; VITULE, J. R. S. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 327–347, 2014.

DELARIVA, R. L.; CANTERI, F. C.; SANCHES, P. V.; BAUMGARTNER, G. Composição e Estrutura da Ictiofauna de Área Marginal da Lagoa Xambrê, Parque Nacional de Ilha Grande, PR, Brasil. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 141-153, 2009.

DEMÉTRIO, J. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 330–333, p. 172–178, 2012.

DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; VALLE, C. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: Spatial and short-term temporal variability. **Marine Ecology Progress Series**, v. 242, p. 237–252, 2002.

DEMPSTER, T.; TAQUET, M. Fish aggregation device (FAD) research: gaps in current knowledge and future directions for ecological studies. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14, n. 1, p. 21-42, 2004.

DIANA, J. S. Aquaculture Production and Biodiversity Conservation. **BioScience**, v. 59, n. 1, p. 27–38, 2009.

GARCIA, I. C. B. **Influência da pesca seletiva sobre o comprimento médio de maturação em população de Dourado (*Salminus brasiliensis*), Piraputanga (*Brycon hilarii*) e Curimatá (*Protilodus lineatus*) no Rio Miranda.** Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS. Dissertação de mestrado em ecologia e conservação. 46 p. 2006.

GIANNOULAKI, M.; MACHIAS, A.; SOMARAKIS, S.; KARAKASSIS, I. Wild fish spatial structure in response to presence of fish farms. **Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 85, n. 5, p. 1271, 2005.

GOIS, K. S.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 401–413, 2014.

GOODBRAND, L.; ABRAHAMS, M. V.; ROSE, G. A. Sea cage aquaculture affects distribution of wild fish at large spatial scales. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 70, n. 9, p. 1289-1295, 2013.

GONDWE, M. J.; GUILDFORD, S. J.; HECKY, R. E. Tracing the flux of aquaculture-derived organic wastes in the southeast arm of Lake Malawi using carbon and nitrogen stable isotopes. **Aquaculture**, v. 350–353, p. 8–18, 2012.

HÅKANSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 10, n. 1, p. 71–80, 2005.

HAMBLIN, P. F.; GALE, P. Water quality modeling of caged aquaculture impacts in Lake Wolsey, North Channel of Lake Huron. **Journal of Great Lakes Research**, v. 28,

n. 1, p. 32–43, 2002.

HAMMER, Ø. PAST–PAleontological STatistics: reference manual version 3.25. **Oslo: Natural History Museum, University of Oslo**, 2019.

HAEDRICH, R. L.; BARNES, S. M. Changes over time of the size structure in an exploited shelf fish community. **Fisheries Research**, v. 31, n. 3, p. 229–239, 1997.

HUANG, G., WANG, Q., YUAN, T., XIONG, M., LIU, J., LI, Z., & DE SILVA, S. S. Combined effects of fish cage culture and increased fishing pressure on wild fish assemblages in a large reservoir, Yangtze River basin, China. **Aquaculture**, v. 526, p. 735373, 2020.

HUCHETTE, S. M. H.; BEVERIDGE, M. C. M. Technical and economical evaluation of periphyton-based cage culture of tilapia (*Oreochromis niloticus*) in tropical freshwater cages. **Aquaculture**, v. 218, p. 219–234, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (IBGE). **Produção da Pecuária Municipal 2018**. p. 1–8, 2019.

IZQUIERDO-GÓMEZ, D.; GONZÁLEZ-SILVERA, D.; ARECHAVALA-LÓPEZ, P.; LÓPEZ-JIMÉNEZ, J. Á.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; SÁNCHEZ-JEREZ, P. Exportation of excess feed from Mediterranean fish farms to local fisheries through different targeted fish species. **ICES Journal of Marine Science**, v. 72, n. 3, p. 930–938, 2015.

JOHNSON, P. T. J.; OLDEN, J. D.; VANDER ZANDEN, M. J. Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 357–363, 2008.

KLIEMANN, B. C. K.; DELARIVA, R. L.; AMORIM, J. P. A., RIBEIRO, C. S.; SILVA, B.; SILVEIRA, R. V.; RAMOS, I. P. Dietary changes and histophysiological responses of a wild fish (*Geophagus cf. proximus*) under the influence of tilapia cage farm. **Fisheries research**, v. 204, p. 337–347, 2018.

KLIEMANN, B. C. K. **Ictiofauna silvestre como bioindicadora de influências de uma piscicultura em tanques-rede: ecologia trófica e histofisiologia**. 93f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas –Zoologia) –Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista. 93 p. 2018.

KREBS, C. J. **Ecological methodology** – Harper Collins Publishers. New York, v. 654, 1989.

JACKSON, J. B.C.; KIRBY, M. X.; BERGER, W. H.; BJORNDAL, K. A.; BOTSFORD, L. W.; BOURQUE, B. J.; BRADBURY, R. H.; COOKE, R.; ERLANDSON, J.; ESTES, J. A.; HUGHES, T. P.; KIDWELL, S.; LANGE, C. B.; LENIHAN, H. S.; PANDOLFI, J. M.; PETERSON, C. H.; ROBERT, S.; STENECK, R. S.; TEGNER, M. J.; WARNER, R. R. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. **Science**, v. 293, n. 5530, p. 629-637, 2001.

LANGEANI, F.; CORRÊA, R. M.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181–197, 2007.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **The Journal of Animal Ecology**, p. 201-219, 1951.

LIERMANN, C. R.; NILSSON, C.; ROBERTSON, J.; N. G, R. Y. Implications of Dam Obstruction for Global Freshwater Fish Diversity. **BioScience**, v. 62, n. 6, p. 539–548, 2012.

LIMA, L. B.; OLIVEIRA, F. J. M.; GIACOMINI, H. C.; LIMA-JUNIOR, D. P. Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. **Reviews in Aquaculture**, v. 10, n. 1, p. 111–122, 2018.

LOUREIRO, B. R.; COSTA, S. M.; MACEDO, C. F.; HUSZAR, V. L. M.; BRANCO,

C. W. C. Comunidades zooplancônicas em sistemas de criação de peixes. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 37, n. 1, p. 47–60, 2011.

LOWE-MCCONNELL, R. H.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F.; MCCONNELL, R. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução de Anna Emília A. M. Vazzoler; Angelo Antonio Agostinho; Patrícia T. M. Cunningham São Paulo: EDUSP, 535 p. 1999.

MIRANDA, T. O.; LIMA, H. S.; GALON, B.; VERONEZ, A. C.; MORETTI, M. S.; ROPER, J. J.; GOMES, L. C. Changes in water quality and the phytoplankton community associated with tilapia cage farming in tropical lakes. **Aquatic Living Resources**, v. 29, n. 4, p. 403, 2016.

MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, v. 46, n. 6, p. 1309–1322, 2015.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J.H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**, v. 405, n. 6790, p. 1017-1024, 2000.

NOBILE, A. B.; ZANATTA, A. S.; BRANDÃO, B.; ZICA, E. O. P.; LIMA, F.P.A.; FREITAS-SOUZA, D.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J.; RAMOS, I. P. Cage fish farm act as a source of changes in the fish community of a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 495, p. 780-785, 2018.

NOBILE, A. B.; CUNICO, A. M.; VITULE, J. R.; QUEIROZ, J.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; GARCIA, D. A.; ORSI, M. L.; LIMA, F. P.; ACOSTA, A. A.; SILVA, R. J.; PRADO, F. D.; PORTO-FORESTI, F.; BRANDÃO, H.; FORESTI, F.; OLIVEIRA, C.; RAMOS, I. P. Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. **Reviews in Aquaculture**. p. 1–23, 2019.

ORLANDI-NETO, A.; FRANCESCHINI, L.; MANOEL, L. D. O.; VERÍSSIMO-SILVEIRA, R.; DELARIVA, R. L.; RAMOS, I. P. Biology of non-native species (*Rhaphiodon vulpinus* Agassiz, 1829) (Characiformes, Cynodontidae) in a cage fish farm area, Upper Paraná River Basin, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 31, 2019.

ORTEGA, J. C.; JÚLIO, H. F.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. ***Hydrobiologia***, v. 746, n. 1, p. 147–158, 2014.

OTA, R. R.; DEPRÁ, G. D. C.; GRAÇA, W. J. D.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. ***Neotropical Ichthyology***, v. 16, n. 2, p. 1–111, 2018.

ÖZGÜ, A.; ANGEL, D. Wild fish aggregations around fish farms in the Gulf of Aqaba, Red Sea: Implications for fisheries management and conservation. ***Aquaculture Environment Interactions***, v. 4, n. 2, p. 135–145, 2013.

PADIAL, A. A.; AGOSTINHO, Â. A.; AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FREHSE, F. A.; LIMA-JUNIOR, D. P.; MAGALHÃES, A. L.; PETRERE-JUNIOR, M. The “Tilapia Law” encouraging non-native fish threatens Amazonian River basins. ***Biodiversity and Conservation***, v. 26, n. 1, p. 243–246, 2017.

PELICICE, F. M.; VITULE, J. R. S.; LIMA JUNIOR, D. P.; ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. ***Conservation Letters***, v. 7, n. 1, p. 55-60, 2013.

PENCZAK, T.; GALICKA, W.; MOLINSKI, M.; KUSTO, E.; ZALEWSKI, M. The Enrichment of a Mesotrophic Lake by Carbon, Phosphorus and Nitrogen from the Cage Aquaculture of Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*. ***The Journal of Applied Ecology***, v. 19, n. 2, p. 371, 2006.

RAMOS, I. P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A. S.; ZICA, É. O. P.; SILVA, R. J.; REZENDE-AYROZA, D. M.; CARVALHO, E. D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 414–415, p. 56–62, 2013.

RAMOS, I. P.; FRANCESCHINI, L.; ZICA, É. O.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. The influence of cage farming on infection of the corvine fish *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) with metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* (Digenea: Diplostomidae) from the Chavantes reservoir, São Paulo State, Brazil. **Journal of Helminthology**, v. 88, n. 3, p. 342–348, 2014.

RUARO, R.; TRAMONTE, R. P.; BUOSI, P. R.; MANETTA, G. I.; BENEDITO, E. Trends in Studies of Nonnative Populations: Invasions in the Upper Paraná River Floodplain. **Wetlands**, p. 1-12, 2019.

SAMPAIO, F. G. et al. **Estratégias de Monitoramento Ambiental da Aquicultura** **Portfólio de Resultados do Monitoramento**. Embrapa, 2019.

SANCHEZ-JEREZ, P.; FERNANDEZ-JOVER, D.; UGLEM, I.; ARECHAVALA-LOPEZ, P.; DEMPSTER, T.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; NILSEN, R. Coastal Fish Farms as Fish Aggregation Devices (FADs). **Artificial Reefs in Fishery Management**. CRC Press. Taylor & Francis Group, FL, USA, p. 187-208, 2011.

ŠEGVIĆ BUBIĆ, T.; GRUBIŠIĆ, L.; TIČINA, V.; KATAVIĆ, I. Temporal and spatial variability of pelagic wild fish assemblages around Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* farms in the eastern Adriatic Sea. **Journal of Fish Biology**, v. 78, n. 1, p. 78–97, 2011.

SOARES, C. **Análise das implicações sociais, econômicas e ambientais relacionadas ao uso da piscicultura: o caso Fazenda Princeza do Sertão-Palhoça/SC**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.

STERGIOU, K. I. Overfishing, tropicalization of fish stocks, uncertainty and ecosystem management: resharpening Ockham's razor. **Fisheries Research**, v. 55, n. 1-3, p. 1-9, 2002.

STRICTAR-PEREIRA, L.; AGOSTINHO, A.; GOMES, L. Cage culture with tilapia induces alteration in the diet of natural fish populations: the case of *Auchenipterus osteomystax*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1021–1030, 2010.

STRICTAR-PEREIRA, L.; DEMÉTRIO, J. A.; CUNICO, A. M.; LATINI, J. D.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Cage aquaculture in Neotropical waters promotes attraction and aggregation of fish. **Aquaculture Research**, v. 50, n. 10, p. 2896-2906, 2019.

SUGIURA, S. H.; MARCHANT, D. D.; KELSEY, K.; WIGGINS, T.; FERRARIS, R. P. Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 1, p. 95–101, 2006.

UGLEM, I.; KARLSEN, Ø.; SANCHEZ-JEREZ, P.; SÆTHER, B. S. Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 6, n. 1, p. 91–103, 2014.

VÖRÖSMARTY, C. J.; MCINTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P.; DAVIES, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, n. 7315, p. 555–561, 2010.

WINEMILLER, K. O.; MONTAÑA, C. G.; ROELKE, D. L.; COTNER, J. B.; MONTOYA, J. V.; SANCHEZ, L.; LAYMAN, C. A. Pulsing hydrology determines top-down control of basal resources in a tropical river-floodplain ecosystem. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 4, p. 621–635, 2014.

WINEMILLER, K. O.; MCINTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; FLUET-CHOUINARD, E.; GIARRIZZO, T.; NAM, S.; STIASSNY, M. L. J. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 128–129,

2016.

XIA, B.; GUO, P.; LEI, Y.; ZHANG, T.; QIU, R.; KNORR, K. H. Investigating speciation and toxicity of heavy metals in anoxic marine sediments—a case study from a mariculture bay in Southern China. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 2, p. 665–676, 2016.

ZARFL, C.; LUMSDON, A. E.; BERLEKAMP, J.; TYDECKS, L.; TOCKNER, K. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Sciences**, v. 77, n. 1, p. 161–170, 2014.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DE PISCICULTURA EM TANQUES-REDE SOBRE A COMUNIDADE COMPONENTE E ATRIBUTOS PARASITOLÓGICOS DE ESPÉCIES DE PEIXES SELVAGENS EM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL

RESUMO

Atualmente, a aquicultura é uma das principais atividades de produção alimentícia mundial, destacando-se a produção de peixes em tanques-rede. Devido ao crescimento das atividades de pisciculturas em tanques-rede, estudos sobre parasitas e outros patógenos de organismos aquáticos e suas respostas às modificações ambientais têm ganhado importância. Diante disso, objetivou-se testar a hipótese geral de que em áreas sob influência de pisciculturas em tanques-rede ocorrem modificações em atributos parasitológicos (prevalência, abundância média e intensidade média de infecção), atributos da comunidade componente de parasitas (abundância numérica, riqueza e diversidade) e na estrutura da comunidade componente de parasitas das espécies de peixes selvagens mais abundantes (*Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* e *Plagioscion squamosissimus*) associadas a esses sistemas de produção no reservatório de Ilha Solteira, SP. Foram realizadas 14 coletas bimestrais entre setembro/2014 e dezembro/2016, com auxílio de redes de espera, em duas áreas amostrais: uma sobre influência de pisciculturas em tanques-rede (Tanque) e a outra área livre de influência (Controle). Os peixes capturados foram identificados e quantificados e os parasitas coletados. Foram calculados para ambas as áreas, e posteriormente comparados, os valores de riqueza de espécies, abundância numérica, índice de diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e o coeficiente de similaridade de Jaccard. Para verificar diferenças na estrutura da comunidade componente dos parasitas entre as áreas aplicou-se a análise PERMANOVA (*one-way*) e, posteriormente, análise SIMPER para verificar a contribuição de cada espécie parasita para a diferença observada. Além disso, foram calculados e comparados os seguintes atributos parasitológicos: prevalência, abundância média e intensidade média de infecção para cada táxon de parasita registrado, por área e espécie hospedeira. A hipótese de que pisciculturas em tanques-rede influenciam aspectos parasitológicos de espécies de peixes selvagens foi corroborada. De maneira geral, observou-se maior ocorrência de ectoparasitas com ciclo monoxeno na área Controle, diferentemente do predito inicialmente. Metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* apresentaram maiores taxas de infecção em espécimes de *P. platicirris* e *P. squamosissimus* na área Tanque. Tal fato corrobora a hipótese de que a transmissão de parasitas de ciclo heteroxeno possa ser facilitada pela maior presença de potenciais hospedeiros intermediários e definitivos atraídos para a área adjacente a piscicultura. A hipótese de que ocorrem diferenças nos atributos da comunidade componente de parasitas em espécies de peixes selvagens foi refutada, não havendo diferenças nos atributos avaliados entre as áreas amostrais. Finalmente, observou-se diferenças na estrutura da comunidade componente entre as áreas Tanque e Controle para *P. platicirris* e *P. squamosissimus*, sendo essas diferenças possivelmente um efeito sinérgico das respostas individuais de cada táxon de parasita em resposta à atividade piscícola. Assim, organismos parasitas podem ser utilizados como uma ferramenta para avaliação de influências ambientais de atividades piscícolas em reservatórios neotropicais.

Palavras-chave: Aquicultura. Relação parasita-hospedeiro. Endoparasitas. Ectoparasitas.

INTRODUÇÃO

A pesca extrativista e a criação de organismos aquáticos, especialmente de peixes, representam importantes setores da produção alimentícia mundial. A pesca extrativista vem decaindo anualmente, devido à redução dos estoques naturais e sobre-exploração, enquanto a aquicultura cresce, destacando-se a produção de peixes em tanques-rede (LOPES; OLIVEIRA; RAMOS, 2016; NOBILE et al., 2019).

O crescimento de atividades piscícolas causa o consequente aumento da importância de estudos sobre parasitas e outros patógenos de organismos aquáticos (LUQUE, 2004; SCHALCH, 2011), e suas respostas às modificações ambientais. Parasitas são uma das maiores causas de perdas econômicas em sistemas aquícolas (THATCHER, 2006), uma vez que o adensamento dos animais pode causar estresse, tornando-os mais suscetíveis a infecções parasitárias (PAVANELLI; EIRAS; TAKEMOTO, 2013).

Peixes em cultivo também podem introduzir patógenos (NOBILE et al., 2019), podendo causar perdas ambientais, bem como terem seu desempenho zootécnico prejudicado devido a aquisição de parasitas de peixes selvagens (HO; NAGASAWA, 2001; PAVANELLI; EIRAS; TAKEMOTO, 2008; PAGLIARINI et al., 2019). Tais mecanismos podem causar perdas econômicas para o produtor, além de impactos ambientais negativos.

Atividades de piscicultura em tanques-rede também aportam grandes quantidades de matéria orgânica no ambiente, por meio principalmente de restos de ração, fezes e escamas dos peixes em cultivo (DEMÉTRIO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; MONTANHINI-NETO; OSTRENSKY, 2015). Estudos demonstram que esse aporte de matéria orgânica na região adjacente às pisciculturas, pode causar alterações

em relações tróficas (DEMÉTRIO et al., 2012; RAMOS et al., 2013; KLIEMANN et al., 2018), reprodução (NOBILE et al., 2019) e aspectos histopatológicos de peixes selvagens (KLIEMANN et al., 2018), bem como alterar a estrutura das assembleias ictiofaunísticas locais (ORLANDI-NETO et al., 2019; NOBILE et al., 2019), incluindo a de seus respectivos parasitas (RAMOS et al., 2014; NOBILE et al., 2019).

Organismos parasitas podem responder às mudanças ambientais mais rapidamente que seus hospedeiros, possibilitando avaliar mais rapidamente a influência de diferentes atividades antrópicas sobre o meio ambiente, através da estrutura e composição das comunidades parasitárias, em especial para a ictiofauna (VIDAL MARTÍNEZ et al., 2010; VIDAL-MARTÍNEZ; WUNDERLICH, 2017; SURES et al., 2017). Dessa forma, estudos que avaliem a influência da aquicultura sobre aspectos parasitológicos de peixes selvagens que exploram recursos da área do entorno desses empreendimentos, podem auxiliar na caracterização e entendimento das mudanças na biota e fornecer dados sobre aspectos epidemiológicos para espécies cultivadas. Constituem assim um útil e importante instrumento de avaliação da biodiversidade, que pode contribuir para um ordenamento eficaz na adoção de medidas mais sustentáveis para a aquicultura.

O presente estudo tem como objetivo testar a hipótese geral de que, em áreas sob influência de pisciculturas em tanques-rede, ocorrem modificações em atributos parasitológicos das espécies de parasitas (prevalência, abundância média e intensidade média de infecção), atributos da comunidade componente (abundância numérica, riqueza e diversidade) e na estrutura da comunidade componente de parasitas de espécies de peixes selvagens, possivelmente devido ao estresse em escala local causado pela atividade de piscicultura. Esse estresse decorre da liberação de efluentes (principalmente restos de ração), altas concentrações de peixes, diminuição da qualidade

da água, que constituem fatores favoráveis para infestação/infecção de parasitas, em decorrência da diminuição das defesas imunológicas e resistência a infecções dos hospedeiros. Adicionalmente, tais modificações ambientais também podem favorecer a dinâmica de infecção de algumas espécies de parasitas, resultante da atratividade de hospedeiros intermediários e definitivos para áreas aquícolas.

Assim, se prediz que haverá o aumento das taxas de infecção por parasitas de ciclo monoxeno (ex. monogenéticos, hirudíneos e crustáceos), que podem ter sua transmissão facilitada pelo contato direto devido à proximidade dos peixes selvagens (adensamento), e parasitas de ciclo heteroxeno (ex. trematódeos digenéticos, cestóides e nematóides), pela atratividade de outros organismos vertebrados (ex. aves piscívoras) e invertebrados (ex. moluscos e artrópodes) na área adjacente a piscicultura, que podem atuar como potenciais hospedeiros intermediários e definitivos no seu ciclo biológico. Consequentemente, espera-se que tais incrementos causem alterações em atributos e estrutura da comunidade componente parasitária para as espécies de peixes avaliadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O reservatório de Ilha Solteira, formado em 1978, localiza-se na região do alto rio Paraná, seu principal rio formador, entre os Estados de São Paulo, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul. Esse reservatório é do tipo bacia de acumulação, com profundidade média de 17,6 m, capacidade máxima de armazenamento de $21,06 \times 10^9$ m³, bacia hidrográfica de 1.195 km² de área e tempo de residência de 46,7 dias (COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO - CESP, 2011). Atualmente, aproximadamente 90 empreendimentos de pisciculturas em tanques-rede estão implementados neste reservatório para criação de linhagens de tilápias-do-nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758), entre outras espécies (inf. pess. CATI Santa Fé do Sul).

Durante o período de amostragem, a piscicultura avaliada realizava exclusivamente criação de *O. niloticus*, possuía aproximadamente 230 tanques de 18 m³ e 18 tanques de 144 m³, com utilização de aproximadamente 4.500 kg/dia de ração peletizada (inf. pess. Michael Itagaki Kengo – sócio-proprietário). A composição básica e eventuais substitutivos da ração utilizada encontram-se disponível em anexo (Figura S1).

As coletas foram realizadas em duas áreas amostrais com características fisiográficas semelhantes (Tabela S1), sendo uma sob a influência das atividades de uma piscicultura em tanques-rede - Área Tanque (50°55'57,60''O e 20°02'33,62''S) e outra a 10 km a montante da primeira - Área Controle, sem a influência de sistemas de pisciculturas em tanques-rede (50°51'58,94''O e 20° 0'13,71''S), ambas no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, SP (Figura 1).

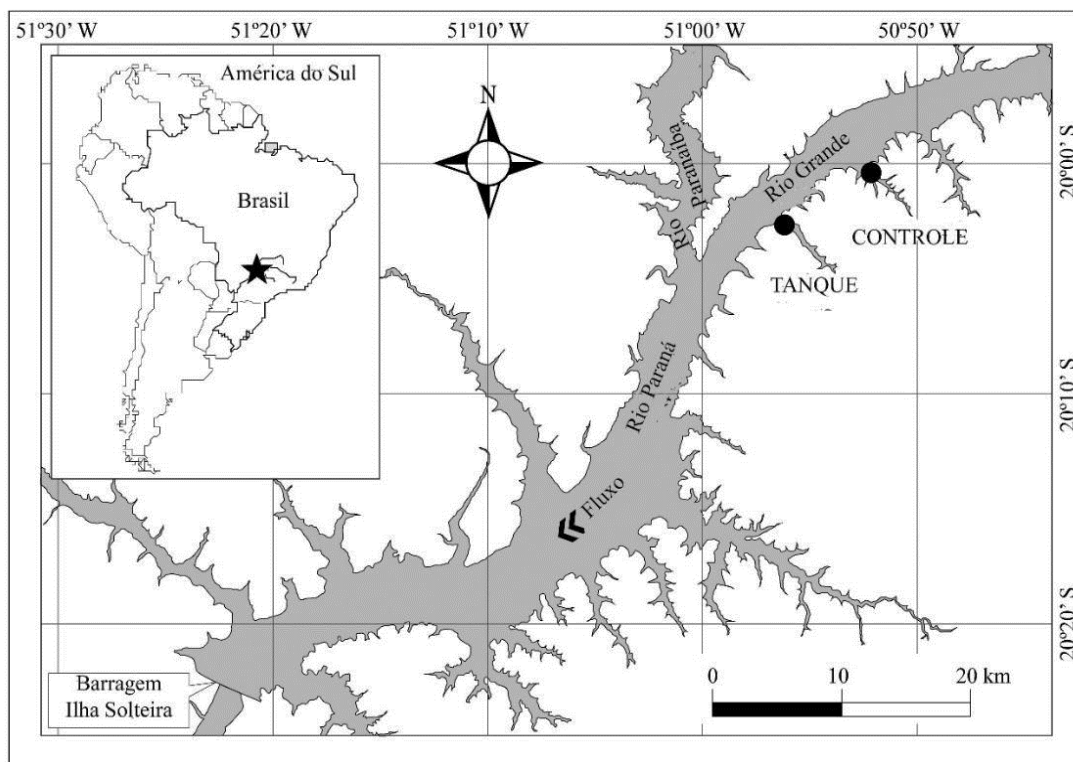


Figura 1. Localização das áreas amostrais (círculos pretos cheios) no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, Brasil. (Fonte: modificado de KLIEMANN et al., 2018)

Coleta do material biológico

Foram selecionadas, para realização do presente estudo as três espécies de peixes mais abundantes na área Tanque (*Geophagus sveni* Lucinda, Lucena, Assis, 2010, *Pimelodus platicirris* Borodin, 1927 e *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)). As coletas foram realizadas entre setembro/2014 e dezembro/2016 com periodicidade bimestral (14 coletas). Foram utilizados, por área amostral, dois lotes de redes com malhas 3, 4, 5, 6 e 7 cm entre nós não adjacentes e um lote de redes com malhas 7, 8, 10, 12 e 14 cm entre nós não adjacentes, instaladas no período entre 17:00 e 18:00 horas e recolhidas após 12 horas (autorização SISBIO nº 42229-1, parecer CEUA/FEIS nº 001/2014 e certidão SisGen A278D23).

Em campo, os peixes coletados foram eutanasiados e tiveram mensurados o comprimento padrão (cm) com auxílio de ictiômetro (0,1 cm) e massa total (g) com auxílio de balança analítica (0,01 g). Posteriormente, os espécimes foram individualizados em sacos plásticos, congelados e encaminhados ao laboratório.

A identificação das espécies de hospedeiros foi baseada em Ota et al. (2018). Espécimes testemunhos dos hospedeiros foram tombados na Coleção de Peixes DZSJRP, UNESP, São José do Rio Preto (*P. platicirris* - DZSJRP21316, *G. sveni* - DZSJRP21365 e *P. squamosissimus* - DZSJRP21369).

Procedimentos laboratoriais

Primeiramente, a quantidade de exemplares de cada espécie hospedeira a ser avaliada por área foi padronizada, empregando-se a função “ALEATÓRIOENTRE” do programa Microsoft Excel 365. Foram sorteados a mesma quantidade de indivíduos (cinco indivíduos, sempre que possível) de cada espécie por coleta e área amostral, a fim, de excluir o efeito temporal/sazonal.

Desta forma, foram selecionados 30 exemplares de *P. platicirris* (Tanque n = 15; Controle n = 15), 130 exemplares de *G. sveni* (Tanque n = 65; Controle n = 65) e 118 indivíduos de *P. squamosissimus* (Tanque n = 59; Controle n = 59). Posteriormente, todos os órgãos dos peixes, exceto musculatura e cérebro, foram retirados e examinados sob estereomicroscópio, e os parasitas coletados, quantificados e processados de acordo com técnicas propostas por Eiras, Takemoto e Pavanelli (2006).

Monogenéticos foram montados em lâminas semipermanentes em meio Gray & Wess ou Hoyer, para estudo das estruturas esclerotizadas (complexo copulatório, haptor e vagina). Também foram corados espécimes com tricrômico de Gomori e montados em lâminas permanentes com bálsamo do Canadá, para observação das estruturas internas

(ovário, testículo, faringe, cecos intestinais, folículos vitelínicos, entre outras) (EIRAS; TAKEMOTO; PAVANELLI, 2006). Hirudíneos, trematódeos digenéticos (metacercárias e adultos) e cestóides (adultos) foram comprimidos entre lâmina e lamínula a fresco, preservados em etanol 70%, e posteriormente corados com carmim clorídrico ou carmalúmen de Mayer (EIRAS; TAKEMOTO; PAVANELLI, 2006).

Para análise morfológica dos nematóides, estes foram preservados em etanol 70%, e posteriormente diafanizados com ácido láctico ou lactofenol de Amann (EIRAS; TAKEMOTO; PAVANELLI, 2006). Amostras de crustáceos foram preservadas em etanol 70%, para posterior diafanização e montagem em lâminas semipermanentes, empregando-se meio Hoyer.

Após processamentos, todos os parasitas foram identificados até o menor nível taxonômico possível com base em literatura pertinente. A consulta de espécimes testemunho (holótipos e parátipos) de parasitas depositados em coleções foi realizada sempre que necessário¹.

Os parasitas foram fotodocumentados empregando-se sistema computadorizado de análise de imagens com Contraste de Interferência Diferencial (*Differential Interference Contrast* - DIC) - LAS V3 (Leica Application Suite), e microscópio estereoscópio com câmera acoplada (Leica Application Suite). Espécimes testemunhos dos parasitas serão depositados na Coleção Helminológica do Instituto de Biociências de Botucatu - CHIBB, UNESP, SP.

¹ *Demidospermus uncusvalidus* Gutiérrez & Suriano, 1992 (CHIOC 37293); *Demidospermus osteomystax* Tavernari, Takemoto, Lacerda & Pavanelli, 2010 (CHIOC 37253); *Demidospermus labrosi* Franca, Isaac, Pavanelli & Takemoto, 2003 (CHIOC 34595); *Demidospermus araguaiensis* Cepeda & Luque, 2010 (INPA 531); *Demidospermus armostus* Kritsky & Gutierrez, 1998 (INPA 515); *Demidospermus brachyplatystomae* Cepeda & Luque, 2010 (INPA 530); *Demidospermus ceccarelli* Cepeda & Luque, 2010 (INPA529); *Demidospermus paravalenciennesi* Gutierrez & Suriano, 1992 (INPA 521); *Demidospermus pinirampi* (Kritsky, Thatcher & Boeger, 1987) (INPA 728); *Diplectanum piscinarius* Kritsky & Thatcher, 1984 (CHIOC 36505); *Sciadicleithrum paranaensis* Bellay, Takemoto, Yamada & Pavanelli, 2009 (CHIOC 37184); *Sciadicleithrum kritskyi* Bellay, Takemoto, Yamada & Pavanelli, 2009 (CHIOC 37189); *Scleroductus* sp. (CHIOC 33145).

Análises de dados

Para testar a hipótese de que pisciculturas em tanques-rede promovem diferenças nos atributos parasitológicos nas espécies de peixes selvagens selecionadas para o estudo, considerou-se apenas as espécies de parasitas com prevalência igual ou maior a 5% em ao menos uma das áreas amostrais. Foram calculados os seguintes atributos parasitológicos: prevalência (P), abundância média (AM) e intensidade média de infecção/infestação (IMI) segundo Bush et al. (1997), para cada táxon de parasita registrado por área e espécie hospedeira. Tais atributos foram comparados estatisticamente entre as áreas, sendo AM e IMI por meio de teste estatístico pertinente (teste-*t* para dados com distribuição normal e teste-*U* Mann-Whitney para dados com distribuição não-normal) e P por meio de teste-*G*, com auxílio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

A fim de testar a hipótese de que ocorrem diferenças nos atributos da comunidade componente de parasitas em espécies de peixes selvagens, foram calculados valores médios seguidos de desvio padrão para riqueza, abundância numérica, índice de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou (KREBS, 1989) para cada espécie de parasita de cada espécie hospedeira separadamente, nas áreas Tanque e Controle. Para cálculo desses atributos as coletas foram consideradas como repetições. Também se calculou o coeficiente de similaridade de Jaccard, considerando-se todas as coletas de cada área amostral agrupadas como unidade analítica. Todas as análises mencionadas foram realizadas para cada espécie de hospedeiro separadamente, utilizando o programa Past 3.0 (HAMMER, 2019).

Todos os atributos da comunidade componente, isoladamente e por área, foram submetidos à análise de normalidade e homocedasticidade (Teste de Lilliefors) e comparados entre as áreas Tanque e Controle com teste estatístico pertinente, de acordo

com a normalidade dos dados (teste *t* ou teste-*U* Mann-Whitney), com auxílio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

Por fim, para testar a hipótese de que ocorrem diferenças na estrutura da comunidade componente de parasitas de cada espécie de hospedeiro entre as áreas Tanque e Controle, aplicou-se a análise PERMANOVA *one-way*, utilizando-se a distância de Bray-Curtis (ANDERSON, 2001), com base na matriz de dados de abundância dos parasitas, com valores transformados em raiz quadrada. Nos casos em que foram observadas diferenças significativas, foi aplicada análise SIMPER *overall* para verificar a contribuição de cada espécie de parasita para a diferença observada, também utilizando-se a distância de Bray-Curtis (CLARKE, 1993). Para essas análises, as espécies de parasitas foram consideradas variáveis, os exemplares de hospedeiros como repetições e as áreas amostrais como fator. As análises estatísticas mencionadas foram realizadas para cada espécie de hospedeiro separadamente, utilizando o programa Past 3.0 (HAMMER, 2019).

Para todas as análises estatísticas empregadas, o nível de significância adotado foi de $p \leq 0,05$.

RESULTADOS

Para *P. platicirris*, registrou-se abundância numérica total de 343 parasitas (Tanque = 69 e Controle = 274 espécimes), pertencentes a três filos (Platyhelminthes, Nematoda e Arthropoda). Observou-se na área Tanque oito táxons (Monogenea – três táxons; Trematoda (Digenea) – um táxon; Nematoda – três táxons e Crustacea (Copepoda) – um táxon), e na área Controle 11 táxons (Monogenea – sete táxons; Nematoda – três táxons e Crustacea (Copepoda) – um táxon) (Figuras 2 A e B; Tabela 1; Figuras S2 a S10 anexas).

Pimelodus platicirris apresentou maiores valores de prevalência na área Controle para os monogenéticos *Demidospermus uncusvalidus* Gutiérrez & Suriano, 1992 e *Demidospermus paravalenciennesi* Gutierrez & Suriano, 1992. Não foram observadas diferenças significativas para os demais táxons registrados e atributos parasitológicos avaliados (Tabela 1 e Tabela S2 anexa).

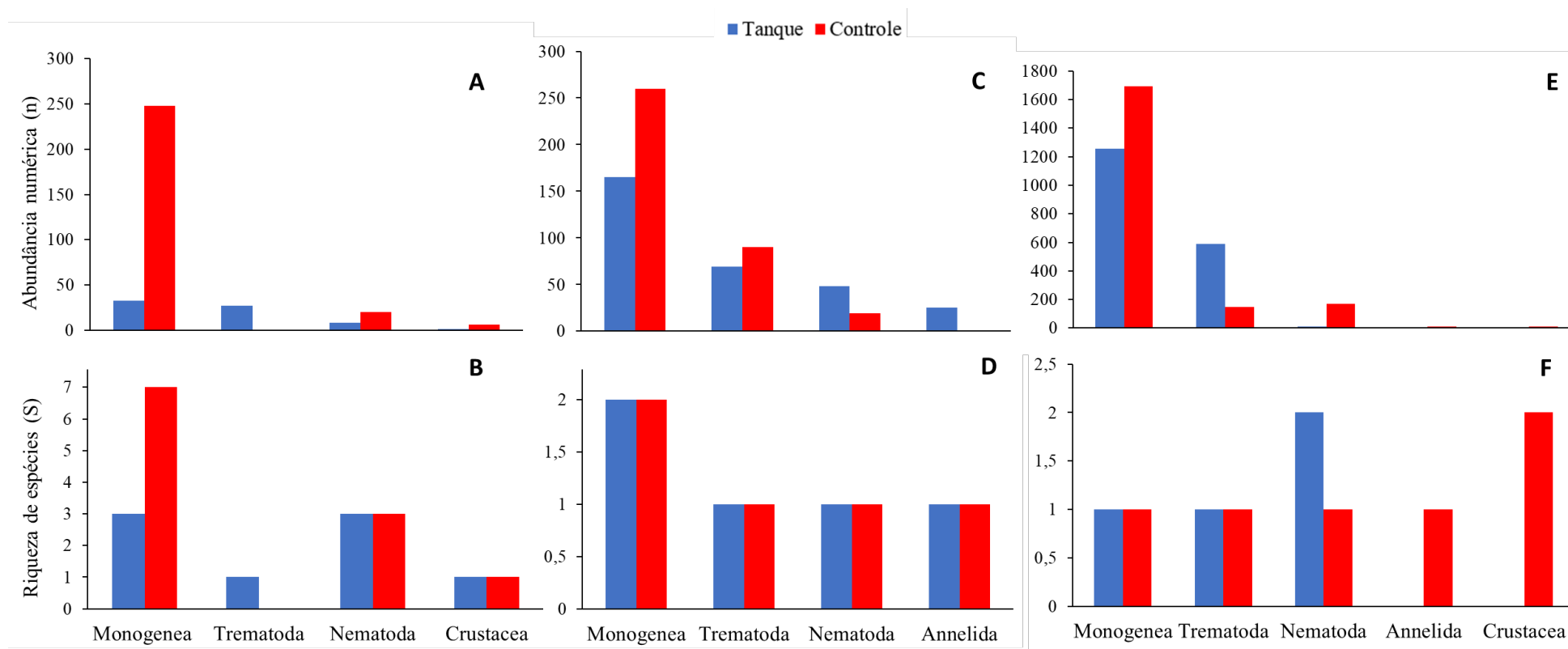


Figura 2. Abundância numérica e riqueza de espécies por grupo taxonômico para parasitas registrados em *Pimelodus platicirris* (A e B), *Geophagus sveni* (C e D) e *Plagioscion squamosissimus* (E e F) procedentes das áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Tabela 1. Atributos parasitológicos (número de indivíduos parasitados (Ni), abundância numérica de parasitas (n), prevalência (P), intensidade média de infecção/infestação (IMI), abundância média (AM) e sítio de infecção/infestação) de parasitas registrados em *Pimelodus platicirris* nas áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores de IMI e AM estão representados pela média $\pm$ erro padrão (mínimo – máximo) e P em porcentagem. N = número de exemplares de *P. platicirris* avaliados. *diferenças significativas ($p < 0,05$).

PARASITAS	TANQUE (N = 15)					CONTROLE (N = 15)					SÍTIO DE INFECCÃO/INFESTAÇÃO
	Ni	n	P (%)	AM	IMI	Ni	n	P (%)	AM	IMI	
MONOGENEA											
Dactylogyridae											
<i>Demidospermus uncusvalidus</i> Gutiérrez & Suriano, 1992	1	19	6,66*	1,26±1,26 (0–19)	19,00	07	157	46,66*	10,46±6,33 (0–94)	22,43±12,49 (2–94)	Brânquias
<i>Demidospermus paravalenciennesi</i> Gutierrez & Suriano, 1992	1	08	6,66*	0,53±0,53 (0–8)	8,00	06	56	40,00*	3,73±1,50 (0–18)	9,33±2,30 (3–18)	Pele (muco) e Brânquias
<i>Demidospermus</i> cf. <i>armostus</i> Kritsky & Gutierrez, 1998	2	06	13,33	0,40±0,29 (0–4)	3,00±1,00 (2–4)	01	14	6,66	0,93±0,93 (0–14)	14,00	Brânquias
<i>Demidospermus bidiverticulatum</i> (Suriano & Incorvaia, 1995)	–	–	–	–	–	04	16	26,66	1,06±0,52 (0–6)	4,00±0,91 (2–6)	Brânquias
<i>Unibarra paranoplatensis</i> Suriano & Incorvaia, 1995	–	–	–	–	–	01	01	6,66	0,06±0,06 (0–1)	1,00	Brânquias
<i>Ameloblastella satoi</i> Monteiro, Kritsky & Brasil-Sato, 2010	–	–	–	–	–	01	03	6,66	0,20±0,20 (0–3)	3,00	Brânquias
Gyrodactylidae											
<i>Scleroductus</i> sp.	–	–	–	–	–	01	01	6,66	0,06±0,06 (0–1)	1,00	Pele (muco)
TREMATODA											
Digenea, Diplostomidae											
<i>Austrodiplostomum compactum</i> Lutz, 1928 (metacercária)	15	27	100	1,80±0,17 (1–3)	1,80±0,17 (1–3)	–	–	–	–	–	Olhos

Tabela 1. Atributos parasitológicos (número de indivíduos parasitados (Ni), abundância numérica de parasitas (n), prevalência (P), intensidade média de infecção/infestação (IMI), abundância média (AM) e sítio de infecção/infestação) de parasitas registrados em *Pimelodus platicirris* nas áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores de IMI e AM estão representados pela média $\pm$ erro padrão (mínimo – máximo) e P em porcentagem. N = número de exemplares de *P. platicirris* avaliados. *diferenças significativas ($p < 0,05$). (Continuação)

PARASITAS	TANQUE (N = 15)					CONTROLE (N = 15)					SÍTIO DE INFECCÃO/INFESTAÇÃO
	Ni	n	P (%)	AM	IMI	Ni	n	P (%)	AM	IMI	
NEMATODA											
Nematoda gen. sp. (cisto)	02	02	13,33	0,13±0,09 (0–1)	1,00	–	–	–	–	–	Intestino
Camallanidae											
<i>Procamallanus</i> (<i>Spirocamallanus</i>) <i>pimelodus</i> Pinto, Fábio, Noronha & Rolas, 1974 (adulto)	03	05	20	0,33±0,18 (0–2)	1,66±0,33 (1–2)	03	07	20	0,47±0,29 (0–4)	2,33±0,88 (1–4)	Intestino
Cucullanidae											
<i>Dichelyne moravecii</i> Petter, 1995	01	01	6,66	0,06±0,06 (0–1)	1,00	01	01	6,66	0,06±0,06 (0–1)	1,00	Intestino
Anisakidae											
Anisakidae gen. sp. (larva de terceiro estádio)	–	–	–	–	–	05	12	33,33	0,80±0,38 (0–5)	2,40±0,75 (1–5)	Intestino e mesentério
CRUSTACEA											
Copepoda, Ergasilidae											
<i>Ergasilus</i> sp.	01	01	6,66	0,06±0,06 (0–1)	1,00	03	06	20,00	0,40±0,27 (0–4)	2,00±1,00 (1–4)	Brânquias
Total	15	69	100	4,60±1,58 (1–25)	4,60±2,21 (1–35)	12	274	80	18,3±8,48 (0–127)	4,60±1,58 (8–104)	
Riqueza de espécies de parasitas				08				11			

Quanto aos atributos da comunidade componente de parasitas de *P. platicirris*, não houve diferença entre as áreas avaliadas (Tabela 2). Observou-se média similaridade entre a composição da comunidade componente de parasitas entre as áreas amostrais (Tabela 2).

Tabela 2. Coeficiente de similaridade de Jaccard, valores médios $\pm$ desvio padrão para os atributos da comunidade componente de parasitas de *Pimelodus platicirris* para as áreas Tanque e Controle no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Atributos	Estações de amostragem		<i>t/U</i>	p
	Tanque	Controle		
Similaridade (<i>Q</i>)		0,46		
Abundância numérica	4,92 $\pm$ 9,12	19,57 $\pm$ 53,64	<i>U</i> 91,50	0,76
Riqueza (<i>S</i>)	1,21 $\pm$ 1,57	1,78 $\pm$ 2,54	<i>t</i> -0,71	0,48
Diversidade (<i>H'</i>)	0,30 $\pm$ 0,46	0,29 $\pm$ 0,43	<i>t</i> 0,04	0,96
Equitabilidade (<i>J</i>)	0,29 $\pm$ 0,41	0,35 $\pm$ 0,44	<i>t</i> -0,38	0,70

Foi observada diferença na estrutura da comunidade componente de parasitas de *P. platicirris* entre as áreas amostrais (PERMANOVA *one-way* [GL=1, F=10,39 e $p=0,0001$]), sendo que as espécies que mais contribuíram para diferença observada foram as metacercárias de *Austrodiplostomum compactum* Lutz, 1928 (30,82%) e os monogenéticos *D. uncusvalidus* (23,02%) e *D. paravalenciennesi* (16,32%), com dissimilaridade total de 96,5% segundo análise SIMPER *overall* (Tabela 3).

Tabela 3. Valores percentuais da contribuição das espécies de parasitas para dissimilaridade na estrutura da comunidade componente de parasitas em *Pimelodus platicirris* entre as áreas de amostragem (Tanque e Controle), rio Grande, reservatório Ilha Solteira, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores obtidos através da análise de SIMPER.

Espécies de parasitas	Dissimilaridade	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)	Abundância média	
				Tanque	Controle
<i>Austrodiplostomum compactum</i> (metacercária)	29,74	30,82	30,82	1,80	0
<i>Demidospermus uncusvalidus</i>	22,21	23,02	53,84	1,27	10,5
<i>Demidospermus paravalenciennesi</i>	15,75	16,32	70,16	0,53	3,73
<i>Procamallanus</i> (<i>Spirocamallanus</i>) <i>pimelodus</i>	8,11	8,41	78,57	0,33	0,46
Anisakidae gen. sp. (larva)	5,44	5,64	84,21	0	0,80
<i>Ergasilus</i> sp.	4,35	4,51	88,72	0,06	0,40
<i>Demidospermus bidiverticulatum</i>	3,52	3,66	92,38	0,40	0,93
<i>Unibarra paranoplatensis</i>	2,83	2,93	95,31	0	1,07
Nematoda gen. sp. (cisto)	1,89	1,96	97,27	0	0,06
<i>Dichelyne moravecii</i>	1,59	1,65	98,92	0,13	0
<i>Demidospermus</i> cf. <i>armostus</i>	0,84	0,87	99,79	0,06	0,06
<i>Ameloblastella satoi</i>	0,15	0,16	99,95	0	0,20
<i>Scleroductus</i> sp.	0,05	0,05	100	0	0,06

Para *G. sveni* registrou-se abundância numérica total de 677 parasitas (Tanque = 307 e Controle = 370 espécimes), pertencentes a três filos (Platyhelminthes, Nematoda e Annelida). Observou-se em ambas as áreas cinco táxons (Monogenea – dois táxons; Trematoda (Digenea) – um táxon; Nematoda – um táxon e Annelida (Hirudinea) – um táxon) (Figuras 2 C e D e Figuras S11 a S14 anexas; Tabela 4).

Geophagus sveni apresentou maiores valores de prevalência para hirudíneos *Placobdella* sp. e intensidade média de infecção para o nematoide *Raphidascaris* (*Sprentascaris*) *lanfrediae* Carvalho de Melo, Nascimento dos Santos, Guerreiro Giese, Nunes dos Santos, Portes-Santos, 2011 na área Tanque. Para área Controle foram observados maiores valores de intensidade média de infestação para monogenéticos da espécie *Sciadicleithrum paranaensis* Bellay, Takemoto, Yamada & Pavanelli, 2009. Não foram observadas diferenças significativas para os demais táxons registrados e atributos parasitológicos avaliados (Tabela 4 e Tabela S3 anexa).

Tabela 4. Atributos parasitológicos (número de indivíduos parasitados (Ni), abundância numérica de parasitas (n), prevalência (P), intensidade média de infecção/infestação (IMI), abundância média (AM) e sítio de infecção/infestação) de parasitas registrados em *Geophagus sveni* nas áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores de IMI e AM estão representados pela média $\pm$ erro padrão (mínimo – máximo). N = número de exemplares de *G. sveni* avaliados. *diferenças significativas ($p < 0,05$).

PARASITAS	TANQUE (N = 65)					CONTROLE (N = 65)					SÍTIO DE INFECCÃO/INFESTAÇÃO
	Ni	n	P (%)	AM	IMI	Ni	n	P (%)	AM	IMI	
MONOGENEA											
Dactylogyridae											
Sciadicleithrum paranaensis Bellay, Takemoto, Yamada & Pavanelli, 2009	12	31	18,46	0,48±0,17 (0–8)	2,58±0,64 (1–8)*	10	54	15,38	0,83±0,28 (0–10)	5,40±1,04 (1–10)*	Pele (muco) e Brânquias
Sciadicleithrum kritskyi Bellay, Takemoto, Yamada & Pavanelli, 2009	15	134	23,07	2,06±0,81 (0–40)	8,93±2,98 (1–40)	23	206	35,38	3,17±0,92 (0–44)	8,96±2,14 (1–44)	Pele (muco) e Brânquias
TREMATODA											
Digenea, Diplostomidae											
Austrodiplostomum compactum Lutz, 1928 (metacercária)	17	69	26,15	1,06±0,31 (0–13)	4,05±0,84 (1–13)	27	90	41,53	1,38±0,33 (0–14)	3,33±0,62 (1–14)	Olho
NEMATODA											
Raphidascarididae											
Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae Carvalho de Melo, Nascimento dos Santos, Guerreiro Giese, Nunes dos Santos, Portes Santos, 2011	16	48	24,61	0,74±0,24 (0–12)	3,00±0,71 (1–12)*	12	19	18,46	0,29±0,10 (0–5)	1,58±0,36 (1–5)*	Intestino
ANNELIDA											
Hirudinea, Glossiphoniidae											
Placobdella sp.	13	25	20,00*	0,38±0,11 (0–4)	1,92±0,30 (1–4)	01	01	1,54*	0,01±0,01 (0–1)	1,00	Pele (muco) e Brânquias
Total	44	307	67,69	4,72±0,96 (0–42)	18,06±5,00 (1–77)	44	370	67,69	5,69±3,37 (0–56)	13,70±1,16 (1–74)	
Riqueza de espécies de parasitas	05				05						

Não houve diferenças significativas entre as áreas avaliadas, quanto às análises dos atributos da comunidade componente de parasitas, e observou-se total similaridade quanto a composição de espécies (Tabela 5). Também não foi observada diferença significativa para estrutura da comunidade componente de *G. sveni* entre as áreas amostrais (PERMANOVA *one-way* (GL=1, F=1,823 e p=0,0844).

Tabela 5. Coeficiente de similaridade de Jaccard, valores médios $\pm$ desvio padrão para os atributos da comunidade componente de parasitas de *Geophagus sveni* para as áreas de Tanque e Controle no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Atributos	Estações de amostragem		<i>t</i>	<i>p</i>
	Tanque	Controle		
Similaridade (<i>Q</i>)		1,0		
Abundância numérica	21,93 $\pm$ 22,78	26,42 $\pm$ 27,90	-0,47	0,64
Riqueza (<i>S</i>)	2,78 $\pm$ 1,67	2,43 $\pm$ 1,40	0,61	0,54
Diversidade (<i>H'</i>)	0,68 $\pm$ 0,44	0,52 $\pm$ 0,42	0,96	0,35
Equitabilidade (<i>J</i>)	0,59 $\pm$ 0,34	0,48 $\pm$ 0,34	0,80	0,43

Para *P. squamosissimus* registrou-se abundância numérica total de 3.888 parasitas (Tanque = 1.858 e Controle = 2.030 espécimes), pertencentes a quatro filos (Platyhelminthes, Nematoda, Annelida e Arthropoda). Observou-se na área Tanque quatro táxons (Monogenea – um táxon; Trematoda (Digenea) – um táxon; Nematoda – dois táxons), e na área Controle seis táxons (Monogenea – um táxon; Trematoda (Digenea) – um táxon; Nematoda – um táxon; Annelida (Hirudinea) – um táxon e Crustacea – dois táxons) (Figura 2 E e F; Figuras S15 a S16 anexas e Tabela 6).

Para *P. squamosissimus*, foram observados maiores valores de prevalência e abundância média na área Tanque para metacercárias de *A. compactum*, enquanto prevalência, abundância média e intensidade de infecção de larvas de nematoides do gênero *Hysterothylacium* apresentaram maiores valores na área Controle. Não foram observadas diferenças significativas para os demais táxons registrados e atributos parasitológicos avaliados (Tabela 6 e Tabela S4 anexa).

Tabela 6. Atributos parasitológicos (número de indivíduos parasitados (Ni), abundância numérica de parasitas (n), prevalência (P), intensidade média de infecção/infestação (IMI), abundância média (AM) e sítio de infecção/infestação) de parasitas registrados em *Plagioscion squamosissimus* nas áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores de IMI e AM estão representados pela média $\pm$ erro padrão (mínimo – máximo). N = número de exemplares de *P. squamosissimus* avaliados. *diferenças significativas ($p < 0,05$).

PARASITAS	TANQUE (N=59)					CONTROLE (N=59)					SÍTIO DE INFEÇÃO/INFESTAÇÃO
	Ni	n	P (%)	AM	IMI	Ni	n	P (%)	AM	IMI	
MONOGENEA											
Diplectanidae											
<i>Diplectanum piscinarius</i> Kritsky & Thatcher, 1984	25	1255	42,37	21,27±6,36 (0–300)	50,20±13,06 (1–300)	35	1694	59,32	28,71±7,98 (0–401)	48,40±12,46 (1–401)	Pele (muco) e Brânquias
TREMATODA											
Diplostomidae											
<i>Austrodiplostomum compactum</i> Lutz, 1928 (metacercária)	45	591	76,27*	10,02±2,05 (0–83)*	13,13±2,51 (1–83)	23	147	38,98*	2,49±0,71 (0–30)*	6,39±1,52 (1–30)	Olho
NEMATODA											
Anisakidae											
<i>Contracaecum</i> sp. (larva terceiro estágio)	01	01	1,69	0,02±0,02 (0–1)	1,00	–	–	–	–	–	Intestino
Raphidascarididae											
<i>Hysterothylacium</i> sp. (larva de terceiro estágio)	07	11	11,86*	0,19±0,07 (0–2)*	1,57±0,20 (1–2)*	18	171	30,51*	2,89±0,96 (0–38)*	9,50±2,55 (1–38)*	Intestino
ANNELIDA											
Hirudinea, Glossiphoniidae											
<i>Placobdella</i> sp.	–	–	–	–	–	06	09	10,17	0,15±0,06 (0–2)	1,50±0,22 (1–2)	Brânquias
CRUSTACEA											
Copepoda, Ergasilidae											
<i>Ergasilus</i> sp.	–	–	–	–	–	06	08	10,17	0,13±0,06 (0–3)	1,33±0,33 (1–3)	Pele (muco)
Branchiura, Argulidae											
<i>Dolops carvalhoi</i> (Lemos de Castro, 1949)	–	–	–	–	–	01	01	1,69	0,02±0,02 (0–1)	1,00	Pele (muco)
Total	52	1.858	88,13	31,49±6,28 (0–301)	35,73±6,92 (1–301)	52	2.030	88,13	34,41±7,93 (0–401)	39,04±8,81 (1–401)	
Riqueza de espécies de parasitas	04					06					

Quanto às análises dos atributos da comunidade componente de parasitas de *P. squamosissimus*, não houve diferença entre as áreas avaliadas. Ainda, observou-se média similaridade para composição de espécies de parasitas de *P. squamosissimus* entre as áreas amostrais (Tabela 7).

Tabela 7. Coeficiente de similaridade de Jaccard, valores médios $\pm$ desvio padrão para os atributos da comunidade componente de parasitas de *Plagioscion squamosissimus* para as áreas de Tanque e Controle no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Atributos	Estações de amostragem		<i>t/U</i>	p
	Tanque	Controle		
Similaridade (<i>Q</i>)	0,43			
Abundância numérica	132,71 $\pm$ 134,34	145,00 $\pm$ 148,44	<i>t</i> -0,22	0,82
Riqueza (<i>S</i>)	2,14 $\pm$ 0,86	3,07 $\pm$ 1,73	<i>U</i> 63,00	0,10
Diversidade (<i>H'</i>)	0,41 $\pm$ 0,32	0,49 $\pm$ 0,49	<i>t</i> -0,45	0,65
Equitabilidade (<i>J</i>)	0,47 $\pm$ 0,34	0,35 $\pm$ 0,31	<i>t</i> 0,95	0,35

Foi observada diferença na estrutura da comunidade componente de parasitas de *P. squamosissimus* entre as áreas amostrais (PERMANOVA *one-way* [GL=1, F=5,03 e p=0,0007]), sendo que as espécies que mais contribuíram para essa diferença foram *Diplectanum piscinarius* Kritsky & Thatcher, 1984 (55,37%) e metacercárias de *A. compactum* (33,17%), com dissimilaridade total de 82,07%, segundo análise SIMPER *overall* (Tabela 8).

Tabela 8. Valores percentuais da contribuição das espécies de parasitas para dissimilaridade na estrutura da comunidade componente de parasitas em *Plagioscion squamosissimus* entre as áreas de amostragem (Tanque e Controle), rio Grande, reservatório Ilha Solteira, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil. Valores obtidos através da análise de SIMPER.

Espécies de parasitas	Dissimilaridade	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)	Abundância média	
				Tanque	Controle
<i>Diplectanum piscinarius</i>	45,45	55,37	55,37	28,70	21,30
<i>Austrodiplostomum compactum</i> (metacercária)	27,22	33,17	88,54	2,49	10,00
<i>Hysterothylacium</i> sp. (larva)	7,32	8,92	97,46	2,90	0,10
<i>Ergasilus</i> sp.	0,78	0,95	98,42	0,13	0,00
<i>Contracaecum</i> sp. (larva)	0,76	0,92	99,34	0,00	0,10
<i>Placobdella</i> sp.	0,51	0,61	99,96	0,15	0,00
<i>Dolops carvalhoi</i>	0,03	0,03	100,00	0,01	0,00

DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram influência do sistema de piscicultura em tanques-rede avaliado sobre aspectos parasitológicos para as três espécies de peixes selvagens avaliadas, em diferentes graus de intensidade, seja em nível de estrutura da comunidade ou dos atributos parasitológicos das infracomunidades. Tais alterações possivelmente são responsáveis pelas modificações observadas na estrutura da comunidade componente parasitária de *P. platycirris* e *P. squamosissimus*, enquanto para *G. sveni* não houve diferença significativa.

Dentre os parasitas registrados, monogenéticos apresentaram maior abundância numérica, considerando-se todas as espécies hospedeiras avaliadas, possivelmente em decorrência do ciclo biológico monoxeno e estratégias reprodutivas variadas. A combinação dessas táticas, permite rápida colonização de novos hospedeiros (HOAI, 2019).

Para as três espécies de hospedeiros analisadas foi observado, de modo geral, o predomínio da ocorrência de ectoparasitas na área Controle, com destaque para monogenéticos. Segundo Skinner (1982), ambientes com maior grau de trofia ou com níveis de turbidez elevados favorecem a irritação dos filamentos branquiais dos peixes, aumentando sua susceptibilidade às infecções causadas por parasitas. Adicionalmente, o hábito gregário das espécies avaliadas e a atratividade de espécimes dessas espécies hospedeiras, devido à disponibilidade de recursos alimentares, favoreceriam o adensamento populacional (KLIEMANN, 2018; NOBILE et al., 2019). Tais fatos facilitariam a transmissão de ectoparasitas com ciclo monoxeno (ex. monogenéticos, hirudíneos e crustáceos), contudo, os resultados obtidos não se enquadraram no padrão proposto em nossa hipótese. Para a maioria das espécies de monogenéticos, as táticas de vida específicas e interações com seus respectivos hospedeiros ainda são desconhecidas.

No entanto, sabe-se que o ciclo biológico desses parasitas pode sofrer influência de fatores ambientais (ex. sazonalidade, temperatura da água, pH, oxigenação, salinidade, transparência e luminosidade), com reflexos no tempo de geração, fecundidade, período de embrionamento do ovo, tempo de vida das formas larvais e maturação sexual (BUCHMANN; LINDENSTRØN; BRESCIANI; 2004; HOAI, 2019).

A maioria das espécies de monogenéticos encontradas no presente estudo são ovíparas, de modo que, dos ovos emerge uma larva ciliada livre-natante (oncomiracídio), com tempo de vida relativamente curto (24-48 horas) até encontrar seu hospedeiro (HOAI, 2019). A orientação do oncomiracídio para encontrar seu hospedeiro ocorre por fototaxia, geotaxia, reotaxia e quimiotaxia (HOAI, 2019). Diferenças nas características limnológicas entre as áreas amostrais (AMORIM, 2018; Tabela S1), sobretudo aquelas relacionadas a maior concentração de fósforo, nitrogênio, maior turbidez, sedimentação e menor oxigenação observados na área Tanque, podem ter influenciado negativamente o tempo de vida e viabilidade dos oncomiracídios nessa área. Assim, o manejo alimentar e sanitário, a composição da ração e efluentes resultantes da atividade podem ter potencial influência sobre a fauna parasitária de espécies de peixes selvagens associadas a sistemas aquícolas.

O aporte de matéria orgânica (principalmente resto de ração) (MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015; RAMOS et al., 2013), pode alterar a estrutura das comunidades bióticas que ocupam áreas adjacentes aos tanques (RAMOS et al., 2014; NOBILE et al., 2018; CAMPOS et al. *no prelo*). Esse aporte pode favorecer o incremento da comunidade planctônica, incluindo o aumento da biomassa e densidade de zooplâncton de vida-livre, quando comparado a áreas livres de influências aquícolas (STARLING, 1993; GUO; LI, 2003; BORGES, 2010; SANTOS et al., 2009; DIAS et al., 2011; LOUREIRO et al., 2011 e TIBÚRCIO et al., 2015), e da comunidade

bentônica, com aumento da abundância de crustáceos de vida-livre (DEMIR et al., 2001).

Crustáceos de vida-livre podem reduzir a população de oncomiracídeos por meio da predação (BUCHMANN; BRESCIANI, 2006 *apud* HOAI, 2019), reduzindo assim as taxas de infecção na área Tanque. Além disso, um estudo experimental demonstrou que camarões podem ser utilizados no controle de infecções por ectoparasitas, por consumirem ovos e larvas (oncomiracídeos) de monogenéticos (MILITZ; HUTSON, 2015).

Nesse sentido, infere-se que na área Tanque, em comparação com a área Controle, ocorra maior densidade de camarões (*Macrobrachium* sp.), sendo esses atraídos pela disponibilidade de recursos alimentares (aporte de matéria orgânica, principalmente restos de ração e fezes dos peixes). Assim, a maior abundância de camarões próximo à área piscícola, associada à possível predação de ovos e larvas de monogenéticos, poderia contribuir para o entendimento das menores abundâncias numéricas desses parasitas nas espécies selvagens avaliadas oriundas da área Tanque.

Quanto aos endoparasitas, metacercárias de *A. compactum* ocorreram exclusivamente em espécimes de *P. platycirris* na área Tanque, e em espécimes de *P. squamosissimus* em maior prevalência e abundância também nessa área. Infere-se que tal fato ocorra devido à maior abundância de potenciais hospedeiros intermediários e definitivos que compõem o ciclo biológico dessa espécie parasita, como proposto por Ramos et al. (2014) para o reservatório de Chavantes, rio Paranapanema, Brasil.

O incremento de matéria orgânica pode favorecer populações de moluscos gastrópodes em áreas aquícolas (EDGAR et al., 2005) e em ambientes não utilizados por pisciculturas, mas com elevado teor de matéria orgânica (COIMBRA JÚNIOR; SANTOS, 1986; BINI et al., 1999, CALLISTO et al., 2006; RODRIGUES et al., 2017).

Aves piscívoras, tais como biguá *Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789) e garças *Ardea alba* Linnaeus, 1758 e *Ardea cocoi* Linnaeus, 1766, foram observadas em altas densidades na área aquícola durante o presente estudo, podendo contribuir para manutenção e amplificação do ciclo biológico de *A. compactum*, uma vez que são descritas como potenciais hospedeiras definitivas dessa espécie parasita. Assim, nossos resultados corroboram as inferências de Ramos et al. (2014), nas quais propuseram que a transmissão de parasitas de ciclo heteroxeno, tais como digenéticos, pode ser facilitada em áreas influenciadas por sistemas de pisciculturas em tanques-rede em reservatórios neotropicais. Tal fato possivelmente ocorra em decorrência do aumento de densidade de hospedeiros em função da atratividade causada pela presença de sistemas aquícolas.

O nematoide *R. (Sprentascaris) lanfrediae* apresentou maior intensidade média de infecção em *G. sveni* na área Tanque. O ciclo de vida de nematoides do gênero *Raphidascaris* ainda não é totalmente conhecido. Porém, sabe-se que a larva de segundo estágio desenvolve-se ainda dentro do ovo, o qual é a forma infectante para invertebrados que podem atuar como hospedeiros paratênicos (ex. crustáceos anfípodas, larvas de Chironomidae, Odonata e Trichoptera), e peixes pequenos podem atuar como hospedeiros intermediários ou definitivos (SMITH, 1984, 1986). Peixes também podem ser infectados pela ingestão direta de ovos contendo a larva de segundo estágio, não sendo necessário nenhum outro hospedeiro intermediário (SMITH, 1984, 1986).

A presença de formas adultas de *R. (Sprentascaris) lanfrediae* nos espécimes analisados demonstra que *G. sveni* atua como hospedeiro definitivo no ciclo biológico desse parasita. Tendo em vista a grande abundância desse ciclídeo na área Tanque (Capítulo I) e sua preferência ao forrageio de detrito, infere-se que tenha, indiretamente, ingerido ovos, ou invertebrados aquáticos infectados, os quais podem, muitas vezes, se abrigar enterrando-se no sedimento e material orgânico da região bentônica (CULP;

WALDE; DAVIES, 1983; WANTZEN; WAGNER, 2006), justificando nossos resultados.

Para *P. squamosissimus*, larvas de terceiro estágio de *Hysterothylacium* sp. foram mais prevalentes e abundantes na área Controle, em resposta a uma possível diferença na estrutura da comunidade zooplancônica entre as áreas amostrais, como observado por Borges (2010), Dias et al. (2011), Santos et al. (2010) e Tibúrcio et al. (2015) no reservatório de Rosana, rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. O ciclo biológico de nematoides do gênero *Hysterothylacium* que parasitam peixes dulcícolas neotropicais ainda é pouco conhecido. No entanto, em ambiente marinho, há estudos que descrevem a ocorrência de espécies que apresentam ciclo heteroxeno e outras com ciclo monoxeno.

Hysterothylacium aduncum (Rudolphi, 1802), parasitas de salmonídeos, utiliza invertebrados, tais como crustáceos e poliquetas como hospedeiros intermediários, e peixes teleósteos como hospedeiros paratênicos ou definitivos (GONZÁLES, 1998). Já *Hysterothylacium haze* Machida, Takahashi & Masuuchi, 1978, parasitas de gobídeos, pode infectar esses peixes diretamente pela ingestão de ovos disponíveis no ambiente contendo a larva de terceiro estágio, de modo que os peixes albergam as formas adultas do parasita (YOSHINAGA; OGAWA; WAKABAYASHI, 1989). Tendo em vista que os espécimes de *P. squamosissimus* avaliados apresentavam as formas larvais de nematoides desse gênero, infere-se que ciclo do parasita avaliado neste estudo é heteroxeno, e *P. squamosissimus* atue como hospedeiro paratênico.

Áreas aquícolas apresentam maior abundância e menor riqueza zooplancônica quando comparadas a áreas sem a influência dessa atividade (GUO; LI, 2003). Assim, infere-se que na área Controle não ocorra alteração na estrutura zooplancônica,

possibilitando a presença de espécies que atuem como hospedeiros intermediários de parasitas, justificando as maiores taxas de infecção de *Hysterothylacium* sp..

As modificações ambientais resultantes da atividade piscícola influenciaram a estrutura da comunidade componente parasitária de *P. platicirris* e *P. squamosissimus*, contudo não influenciaram a estrutura da comunidade componente parasitária de *G. sveni*. Tais fatos podem ser uma resposta sinérgica das alterações de cada táxon de parasita devido à mecanismos específicos de suscetibilidade/resistência. Também podem estar relacionadas a fatores como o sucesso das possíveis introduções de alguns parasitas, juntamente com seus hospedeiros, para as espécies não-nativas *G. sveni* e *P. squamosissimus*.

Para espécies não-nativas de hospedeiros, espera-se menor riqueza de espécies de parasitas, devido a algumas espécies não conseguirem completar seus ciclos biológicos nas novas áreas de distribuição, como observado para *G. sveni* e *P. squamosissimus* quando comparadas a *P. platicirris* no presente estudo, em especial para endoparasitas. Isso ocorre uma vez que parasitas com ciclo heteroxeno exigem a presença de organismos susceptíveis e que possam atuar como potenciais hospedeiros intermediários, paratênicos ou definitivos para completar o seu ciclo biológico na nova área (LACERDA et al., 2013). Entre as três espécies de peixes analisadas, observou-se tendência de menor riqueza e diversidade parasitária para espécies de peixes não-nativas (cinco táxons registrados *G. sveni* e sete táxons em *P. squamosissimus*), quando comparadas com a espécie nativa *P. platicirris* (13 táxons). A baixa diversidade parasitária em espécies introduzidas também foi relatada em outros estudos realizados no Brasil, na planície de inundação do alto rio Paraná (TAKEMOTO et al., 2009), no reservatório de Volta Grande, estado de Minas Gerais (MARTINS et al., 2002), e no reservatório de Promissão, no rio Tietê (LAPERÁ et al., 2017).

De acordo com Lacerda et al. (2013), o processo de introdução de peixes não-nativos pode conduzir à perda de seus parasitas durante o transporte dos hospedeiros, resultando no rompimento da relação parasitária em sua nova área de distribuição geográfica, conhecido como a Hipótese do Escape do Inimigo - HEI (*Enemy Release Hypothesis* - ERH). Nessa hipótese, os invasores podem perder seus inimigos (ex: parasitas) durante o processo de invasão, levando a um maior sucesso demográfico no novo ambiente e proporcionando-lhes vantagem competitiva sobre as espécies nativas (LACERDA et al., 2013). Tal teoria pode representar uma explicação adicional à grande abundância dessas espécies de peixes não-nativas em reservatórios do alto rio Paraná (MARQUES, 2018) e no presente estudo (Capítulo 1).

A hipótese de que pisciculturas em tanques-rede influenciam aspectos parasitológicos de espécies de peixes selvagens foi corroborada. De maneira geral observou-se maior ocorrência de ectoparasitas com ciclo monoxeno na área Controle, diferentemente do predito inicialmente. Contudo, as diferenças observadas demonstram as potenciais influências de sistemas aquícolas sobre espécies de parasitas de ciclo monoxeno. Metacercárias de *A. compactum* apresentaram maiores taxas de infecção em espécimes de *P. platycirris* e *P. squamosissimus* na área Tanque. Tal fato corrobora a hipótese de que a transmissão de parasitas de ciclo heteroxeno possa ser facilitada devido à maior presença de potenciais hospedeiros intermediários e definitivos atraídos para a área adjacente à piscicultura. A hipótese de que ocorrem diferenças nos atributos da comunidade componente de parasitas em espécies de peixes selvagens foi refutada, não havendo diferenças nos atributos avaliados entre as áreas amostrais. Finalmente, observou-se diferenças na estrutura da comunidade componente entre as áreas Tanque e Controle para *P. platycirris* e *P. squamosissimus*, sendo essas diferenças possivelmente um efeito sinérgico das respostas individuais de cada táxon de parasita em resposta à

atividade piscícola. Assim, organismos parasitas podem ser utilizados como uma ferramenta para avaliação de influências ambientais de atividades piscícolas em reservatórios neotropicais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMORIM, R. V. **Efeitos do cultivo de tilápias em tanques-rede na qualidade de água e na sedimentação de N e P em área aquícola da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira, SP.** Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Centro de Aquicultura (CAUNESP), Jaboticabal, 2018.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001.
- ANDERSON, R. C. **Nematode Parasites of Vertebrates. Their Development and Transmission.** London: CAB Publishing, 672 p, 2000.
- AYRES, MANOEL, MANUEL AYRES JR, DANIEL LIMA AYRES, A. DE A. S. DOS S. **BIOESTAT. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Instituto Mamirauá, Belém, v. 364, 2007.**
- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K. J.; CAMARGO, A. F. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 415, p. 147–154, 1999.
- BORGES, P. A.; TRAIN, S.; DIAS, J. D.; BONECKER, C. C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 649, n. 1, p. 279–291, 2010.
- BUCHMANN, K.; LINDENSTRØM, T.; BRESCIANI, J. Interactive associations between fish hosts and monogeneans. In: **Host-parasite interactions.** Taylor & Francis, p. 161–184, 2004.
- BUSH, A. O.; LAFFERTY, K. D.; LOTZ, J. M.; SHOSTAK, A.W. Parasitology Meets Ecology on Its Own Terms: Margolis et al. Revisited. **The Journal of Parasitology**, v. 83, n. 4, p. 575–583, 1997.
- CALLISTO, M.; MORENO, P. Bioindicadores como ferramenta para o manejo, gestão e conservação ambiental In: SIMPÓSIO SUL DE GESTÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, Erechim. **Anais... Erechim: URI-Campus de Erechim**, p. 322–333, 2006.
- CAMPOS, D. W. J.; MANOEL, L. O.; FRANCESCHINI, L.; SILVEIRA, R. V.; DELARIVA, R. L.; RIBEIRO, C. S.; RAMOS, I. P. Occurrence of metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Trematoda, Diplostomidae) in *Pimelodus platicirris* in the Ilha Solteira Reservoir, São Paulo, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências. No prelo.**
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993.
- COIMBRA JÚNIOR, C. E.; SANTOS, R. V. Moluscos aquáticos do Estado de Rondônia (Brasil), com especial referência ao gênero *Biomphalaria* Preston, 1910 (Pulmonata, Planorbidae). **Revista de Saúde Pública**, v. 20, n. 3, p. 227–234, 1986.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO - CESP. Disponível em: <<http://www.cesp.br>>. Acesso em: 17 nov. 2011.

CULP, J. M.; WALDE, S. J.; DAVIES, R. W. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution (Carnation Creek, British Columbia). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 40, n. 10, p. 1568–1574, 1983.

DEMÉTRIO, J. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 330–333, p. 172–178, 2012.

DEMIR, N.; KIRKAGAC, M.; PULATSUE, S.; BEKCAN, S. Influence of trout cage culture on water quality, plankton and benthos in an Anatolian dam lake. **The Israeli Journal of Aquaculture**, Bamidgeh, v. 53, n. 3, 115–127, 2001.

DIAS, J. D.; TAKAHASHI, É. M.; SANTANA, N. F.; BONECKER, C. C. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 101, n. 1–2, p. 75–84, 2011.

EDGAR, G. J.; MACLEOD, C. K.; MAWBEY, R. B.; SHIELDS, D. Broad-scale effects of marine salmonid aquaculture on macrobenthos and the sediment environment in southeastern Tasmania. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 327, n. 1, p. 70–90, 2005.

EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R.M.; PAVANELLI, G. C. **Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes**. 2 ed. Maringá: Nupélia, 2006.

GONZALEZ, L. The life cycle of *Hysterothylacium aduncum* (Nematoda: Anisakidae) in Chilean marine farms. **Aquaculture**, v. 162, n. 3–4, p. 173–186, 1998.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v. 226, n. 1–4, p. 201–212, 2003.

HAMMER, Ø. **PAST–PAleontological STatistics: reference manual version 3.25**. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo, 2019.

HO; NAGASAWA. Why infestation by *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae) is not a problem in the coho salmon farming industry in Japan J. **Journal of Crustacean Biology**, v. 21, p. 954–960, 2001.

HOAI, T. D. Reproductive strategies of parasitic flatworms (Platyhelminthes, Monogenea): the impact on parasite management in aquaculture. **Aquaculture International**, v. 28, n. 1, p. 421–447, 2019.

KLIEMANN, B. C. K.; DELARIVA, R. L.; ARRUDA AMORIM, J. P.; SILVA RIBEIRO, C.; SILVA, B.; SILVEIRA, R. V.; RAMOS, I. P. Dietary changes and

histophysiological responses of a wild fish (*Geophagus cf. proximus*) under the influence of tilapia cage farm. **Fisheries Research**, v. 204, p. 337–347, 2018.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**– Harper Collins Publishers. New York, v. 654, 1989.

LACERDA, A. C. F.; YAMADA, F. H.; ANTONUCCI, A. M.; DIAS, M. T. **Peixes introduzidos e seus parasitos**. In: Pavanelli, G. C, Takemoto, R. M, Eiras, J. C. Parasitologia de peixes de água doce do Brasil. Maringá: Eduem; p. 169–193, 2013.

LAPERA, I. M.; SILVA, A. C. D.; CANÔNICO, B. M.; PEREZIN, G. D. F.; TEBALDI, J. H.; PALA, G.; MANRIQUE, W. G.; HOPPE, E. G. L. Metazoan parasites of *Plagioscion squamosissimus*, an invasive species in the Tietê River, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 26, n. 2, p. 143–151, 2017.

LOUREIRO, B. R.; COSTA, S. M.; MACEDO, C. F.; HUSZAR, V. L. M.; BRANCO, C. W. C. Comunidades zooplancônicas em sistemas de criação de peixes. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 37, n. 1, p. 47–60, 2011.

LOPES, I. G.; OLIVEIRA, R. G.; RAMOS, F. M. Perfil do Consumo de Peixes pela População Brasileira. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 2, p. 62–65, 2016.

LUQUE, J. L. Biologia, epidemiologia e controle de parasitos de peixes. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, 13(Supl 1), 161–165, 2004.

MARQUES, H.; DIAS, J. H. P.; PERBICHE-NEVES, G.; KASHIWAQUI, E. A. L.; RAMOS, I. P. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. **Biological Conservation**, v. 224, p. 347–354, 2018.

MARTINS, M. L.; PAIVA, A. D. M.; CONCEIÇÃO, F.; FUJIMOTO, R. Y.; CANELLO SCHALCH, S. H.; COLOMBANO, N. C. Prevalência, sazonalidade e intensidade de infecção por *Diplostomum (Austrodiplostomum) compactum* Lutz, 1928 (Digenea, Diplostomidae), em peixes do reservatório de Volta Grande, Estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological and Health Sciences**, p. 469–474, 2002.

MILITZ, T. A.; HUTSON, K. S. Beyond symbiosis: cleaner shrimp clean up in culture. **PloS one**, v. 10, n. 2, 2015.

MONTANHINI, R. O.; NOCKO, H. R.; OSTRENSKY, A. Environmental characterization and impacts of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 6, n. 3, p. 255–272, 2015.

NOBILE, A. B.; CUNICO, A. M.; VITULE, J. R.; QUEIROZ, J.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; GARCIA, D. A.; ORSI, M. L.; LIMA, F. P.; ACOSTA, A. A.; SILVA, R. J.; PRADO, F. D.; PORTO-FORESTI, F.; BRANDÃO, H.; FORESTI, F.; OLIVEIRA, C.; RAMOS, I. P. Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. **Reviews in Aquaculture**. p. 1–23, 2019.

NOBILE, A. B.; ZANATTA, A. S.; BRANDÃO, H.; ZICA, E. O. P.; LIMA, F. P.; FREITAS-SOUZA, D.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. S.; RAMOS, I. P. Cage fish farm act as a source of changes in the fish community of a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 495, p. 780–785, 2018.

ORLANDI NETO, A.; FRANCESCHINI, L.; MANOEL, L. D. O.; VERÍSSIMO-SILVEIRA, R.; DELARIVA, R. L.; RAMOS, I. P. Biology of non-native species (*Rhaphiodon vulpinus* Agassiz, 1829) (Characiformes, Cynodontidae) in a cage fish farm area, Upper Paraná River Basin, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.

OTA, R. R.; DEPRÁ, G. D. C.; GRAÇA, W. J. D.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, p. 1–111, 2018.

PAGLIARINI, C. D.; FRANCESCHINI, L.; RIBEIRO, C. D. S.; DELARIVA, R. L.; AMORIM, J. P. D. A.; RAMOS, I. P. *Dolops carvalhoi* as a vector of *Epistylis* sp. between cultivated and wild specimens of *Oreochromis niloticus* in Brazil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, v. 28, n. 2, p. 325–329, 2019.

PAVANELLI, G. C.; EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M. **Doenças de Peixes. Profilaxia, diagnóstico e tratamento**. 3 ed. EDUEM, CNPq, Nupélia, Maringá, p.311, 2008.

PAVANELLI, G. C.; TAKEMOTO, R. M.; EIRAS, J. C. (org.) **Parasitologia de peixes de água doce do Brasil**. Maringá: Eduem, p. 301–316, 2013.

RAMOS, I. P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A. S.; ZICA, É. O. P.; SILVA, R. J.; REZENDE-AYROZA, D. M.; CARVALHO, E. D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 414–415, p. 56–62, 2013.

RAMOS, I. P.; FRANCESCHINI, L.; ZICA, É. O.; CARVALHO, E. D.; SILVA, R. J. The influence of cage farming on infection of the corvine fish *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes: Sciaenidae) with metacercariae of *Austrodiplostomum compactum* (Digenea: Diplostomidae) from the Chavantes reservoir, São Paulo State, Brazil. **Journal of Helminthology**, v. 88, n. 3, p. 342–348, 2014.

RODRIGUES, J. G. M.; MIRANDA, G. S.; LIRA, M. G. S.; NOGUEIRA, R. A.; GOMES, G. C. C.; CUTRIM, R. S.; SILVA-SOUZA, N. Larvas de trematódeos de *Biomphalaria* spp. (Gastropoda: Planorbidae) de dois municípios do leste da Amazônia Legal brasileira. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 8, n. 3, p. 51–58, 2017.

SANTOS, R. M.; ROCHA, G. S.; ROCHA, O.; WISNIEWSKI, M. J. S. Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. **Aquaculture Research**, v. 40, n. 7, p. 753–761, 2009.

SCHALCH, S. H. C. O desenvolvimento da aquicultura na região noroeste paulista, causas de enfermidades, prevenção e controle. **Pesquisa e Tecnologia**, v. 11, n. 2, p. 10–14, 2011.

SKINNER, R. H. The interrelation of water quality, gill parasites, and gill pathology of some fishes from South Biscayne Bay. **Florida Fisheries Bulletin**, v. 80, p. 269–280, 1982.

SMITH, J. D. Development of *Raphidascaris acus* (Nematoda, Anisakidae) in paratenic, intermediate, and definitive hosts. **Canadian Journal of Zoology**, v. 62, n. 7, p. 1378–1386, 1984.

SMITH, J. D. Seasonal transmission of *Raphidascaris acus* (Nematoda), a parasite of freshwater fishes, in definitive and intermediate hosts. **Environmental biology of fishes**, v. 16, n. 4, p. 295–308, 1986.

STARLING, F. L. R. M. Análise experimental dos efeitos da tilápia do Congo (*Tilapia rendalli*) e carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) sobre a estrutura da comunidade planctônica do Lago Paranoá, Brasília (DF). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 6, n. 144, p. 56, 1993.

SURES, B.; NACHEV, M.; SELBACH, C.; MARCOGLIESE, D. J. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in ‘Environmental Parasitology’. **Parasites and Vectors**, v. 10, n. 1, p. 1–19, 2017.

TAKEMOTO, R. M., PAVANELLI, G. C., LIZAMA, M. A. P., LACERDA, A. C. F., YAMADA, F. H., MOREIRA, L. H. A., CESCHINI, T. L., BELLAY, S. Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 691–705, 2009.

THATCHER, V. E. **Amazon fish parasites**. In: ADIS, J.; ARIAS, J. R.; RUEDA-DELGADO, D.; WANTZEN, K. M. (Ed.). Aquatic biodiversity in Latin America. 2.ed. Bulgaria: PENSOFT Publishers, 509p, 2006.

TIBÚRCIO, V. G.; ARRIEIRA, R. L.; SCHWIND, L. T. F.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Efeitos do incremento de nutrientes sobre a comunidade de copépodes em um reservatório com tanques-rede. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 3, p. 265–274, 2015.

VIDAL-MARTINEZ, V. M.; PECH, D.; SURES, B.; PURUCKER, S. T.; POULIN, R. Can parasites really reveal environmental impact? **Trends in Parasitology**, v. 26, n. 1, p. 44–51, 2010.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M.; WUNDERLICH, A. C. Parasites as bioindicators of environmental degradation in Latin America: a meta-analysis. **Journal of Helminthology**, v. 91, n. 2, p. 165–173, 2017.

VIOLANTE-GONZÁLEZ, J.; GARCÍA-VARELA, M.; ROJAS-HERRERA, A.; GUERRERO, S. G. Diplostomiasis in cultured and wild tilapia *Oreochromis niloticus* in Guerrero State, México. **Parasitology Research**, v. 105, n. 3, p. 803–807, 2009.

WIGLEY, R. L. Note on the Distribution of Pandalidae (Crustacea, Decapoda) in New England Waters. **Ecology**, v. 41, n. 3, p. 564–570, 1960.

YOSHINAGA, T.; OGAWA, K.; WAKABAYASHI, H. Life cycle of *Hysterothylacium haze* (Nematoda: Anisakidae: Raphidascaridinae). **The Journal of parasitology**, p. 756-763, 1989.

CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS

Embora a piscicultura em tanques-rede represente uma importante atividade econômica mundialmente, a maioria dos estudos realizados explora os aspectos zootécnicos e epidemiológicos considerando apenas animais cultivados. A busca pela otimização da produção e manejo zootécnico, reduzindo os custos e a mortalidade causada por diferentes patógenos, desconsidera os possíveis efeitos da atividade sobre a comunidade de peixes selvagens, em ambientes dulcícolas e marinhos. O conhecimento das infracomunidades parasitárias e suas relações com os peixes hospedeiros é de grande importância, pois os parasitas desempenham um papel fundamental nos ecossistemas, regulando a abundância e a densidade das populações naturais, estabilizando as cadeias alimentares e a estrutura da comunidade hospedeira.

Diante dos dados apresentados, evidenciou-se que as influências ambientais da piscicultura em tanques-rede podem estar diretamente relacionadas com o manejo e resíduos gerados (efluente). Neste sentido, visando o desenvolvimento sustentável desta atividade, recomenda-se ações, tais como: investimento técnico, capacitação e conscientização dos piscicultores em relação ao manejo alimentar, principalmente no número de arraçoamentos diários, quantidade e qualidade da ração utilizada, sendo que, o mal planejamento pode acarretar em desperdício, o qual servirá de recurso alimentar para a biota local (selvagem), e possíveis alterações na qualidade da água, além de perda econômica.

Contudo, apesar das informações apresentadas, ainda se faz necessário estudos complementares que elucidem as influências referente à atividade de piscicultura em tanques-rede e são necessárias medidas mitigatórias de seus efeitos, evitando alterações nesses ambientes já impactados negativamente pelos represamentos. Por fim, o monitoramento ambiental, incluindo análises dos sedimentos, dos parâmetros de

qualidade da água e das comunidades aquáticas em áreas adjacentes ao empreendimento, são ferramentas imprescindíveis para um melhor ordenamento e desenvolvimento sustentável da atividade aquícola mundial.

ANEXOS

Tabela S1. Caracterização física e limnológica das áreas de amostragem (Controle e Tanque), no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. Variáveis limnológicas representadas por valores de média±desvio padrão.

Variáveis		Controle	Tanque
Habitat físico	Profundidade	9,89±1,45	12,44±2,44
	Vegetação arbórea (%)	57	29
	Vegetação herbácea (%)	40	70
	Área rural (%)	3	0
	Área de piscicultura (%)	0	1
Variáveis da água	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	0,05±0,03	0,12±0,07
	Fósforo Total (µg.L ⁻¹)	13,32±6,31	22,17±9,45
	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,29±0,69	4,79±0,91
	Temperatura (°C)	27,94±2,06	27,88±1,89
	pH	7,34±0,35	7,11±0,25
	Turbidez (NTU)	1,63±1,34	2,16±2,42
	Matéria orgânica de sedimentação (mg.cm ² .dia ⁻¹)	0,16±0,10	4,93±3,06

(inf. pess. Bruna Caroline Kotz Kliemann)

Tabela S2. Resultados das análises estatísticas aplicadas para comparação dos atributos parasitológicos (prevalência (P), abundância média (AM) e intensidade média de infecção/infestação (IMI)) de parasitas registrados em *Pimelodus platicirris* nas áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. *diferenças significativas ($p < 0,05$).

PARASITAS	P		AM			IMI		
	Teste G	p	Teste U	Teste t	p	Teste U	Teste t	p
MONOGENEA								
Monogenea, Dactylogyridae								
<i>Demidospermus uncusvalidus</i>	6,71	0,01*	69,00	–	0,07	–	–	–
<i>Demidospermus paravalenciennesi</i>	5,06	0,02*	74,50	–	0,11	–	–	–
<i>Demidospermus</i> cf. <i>armostus</i>	0,38	0,54	106,00	–	0,79	–	–	–
CRUSTACEA								
Crustacea, Ergasilidae								
<i>Ergasilus</i> sp.	1,20	0,27	97,00	–	0,52	–	–	–
NEMATODA								
Nematoda, Camallanidae								
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) pimelodus</i>	0,00	1,00	–	-0,38	0,70	–	-0,70	0,52
Nematoda, Cucullanidae								
<i>Dichelyne moravecii</i>	0,00	1,00	0,00	–	1,00	–	–	–

Tabela S3. Resultados das análises estatísticas aplicadas para comparação dos atributos parasitológicos (prevalência (P), abundância média (AM) e intensidade média de infecção/infestação (IMI)) de parasitas registrados em *Geophagus sveni* nas áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. *diferenças significativas ($p < 0,05$).

PARASITAS	P		AM			IMI		
	Teste G	p	Teste U	Teste t	p	Teste U	Teste t	p
MONOGENEA								
Monogenea, Dactylogyridae								
<i>Sciadicleithrum paranaensis</i>	0,22	0,64	2080,0	–	0,88	–	-2.37	0,03*
<i>Sciadicleithrum kritskyi</i>	2,39	0,12	–	-0.90	0,37	–	-0.01	0,99
NEMATODA								
Nematoda, Raphidascarididae								
<i>Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae</i>	0,73	0,39	1937,0	–	0,41	51,00	–	0,03*
TREMATODA								
Digenea, Diplostomidae								
<i>Austrodiplostomum compactum</i> (metacercária)	3,46	0,06	–	-0,72	0,47	–	0,71	0,48
ANNELIDA								
Hirudinea, Glossiphoniidae								
<i>Placobdella</i> sp.	13,45	0,00*	1719,0	–	–	–	–	–

Tabela S4. Resultados das análises estatísticas aplicadas para comparação dos atributos parasitológicos (prevalência (P), abundância média (AM) e intensidade média de infecção/infestação (IMI)) de parasitas registrados em *Plagioscion squamosissimus* nas áreas Tanque e Controle, no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. *diferenças significativas ($p < 0,05$).

PARASITAS	P		AM			IMI		
	Teste G	p	Teste U	Teste t	p	Teste U	Teste t	p
MONOGENEA								
Monogenea, Diplectanidae								
<i>Diplectanum piscinarius</i>	3,40	0,06	–	-0.73	0,47	–	0,10	0,92
NEMATODA								
Nematoda, Raphidascarididae								
<i>Hysterothylacium</i> sp.	6,31	0,01*	1373,5	-	0.05*	20,50	-	0,01*
TREMATODA								
Digenea, Diplostomidae								
<i>Austrodiplostomum compactum</i> (metacercária)	17,26	< 0.0001*	964,5	-	< 0.0001*	390,50	-	0,09

Tabela S5. Valores dos parâmetros a , b e R^2 da relação peso/comprimento para *Pimelodus platicirris*, *Geophagus sveni* e *Plagioscion squamosissimus*, considerando sexos e áreas agrupadas no reservatório Ilha Solteira, rio Grande, Bacia do Alto rio Paraná, SP, Brasil.

Espécies	Parâmetros		
	a	b	R^2
<i>Pimelodus platicirris</i>	0,008	3,25	0,80
<i>Geophagus sveni</i>	0,021	3,13	0,94
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0,021	2,94	0,94

Figura S1. Composição da ração utilizada no período de estudo na piscicultura em tanques-rede avaliada. Ração: Plus Premium – Crescimento 6,0 a 8,0 mm, Raguife Ambar Amaral®.



RAÇÃO PLUS PREMIUM - CRESCIMENTO – 6,0 a 8,0mm

Ração para Peixes

COMPOSIÇÃO BÁSICA:
Farelo de Soja, Farinha de Carne e Ossos, Farinha de Visceras de Aves, Farelo de Trigo, Fosfato Bicálcico, Levedura Seca de Cana de Açúcar, Milho Integral Moído, Óleo de Peixe, Cloreto de Sódio (Sal Comum), DL-metionina, L-lisina, Suplemento Vitamínico e Mineral, Probiótico, Antioxidante e Fungistático.

EVENTUAIS SUBSTITUTIVOS:
Óleo de Visceras de Aves, Sorgo Integral Moído, Farinha de Trigo, Quirera de arroz, Farelo de Arroz, Protenose, Farinha de Sangue, Farinha de Penas Hidrolisadas.

INDICAÇÃO DE USO:
RAÇÃO PLUS PREMIUM - CRESCIMENTO é indicado para alimentação de tilápias e outros peixes onívoros tropicais, na fase de crescimento. Alimento balanceado para proporcionar alta performance e menor excreção de nutrientes na água.

NÍVEIS DE GARANTIA POR KG DE PRODUTO:
Umidade: máx. 120g; Proteína Bruta: mín. 320g; Extrato Etéreo: mín. 60g; Matéria Fibrosa: máx. 50g; Matéria Mineral: máx. 100g; Fósforo: mín. 10g; Fósforo: máx. 15g; Cálcio: mín. 20g; Cálcio: máx. 35g; Vitamina A: 12.000UI; Vitamina D3: 3.000UI; Vitamina E: 150UI; Vitamina K3: 15,00mg; Vitamina B1-Tiamina: 20,00mg; Vitamina B2- Riboflavina: 20,00mg; Vitamina B6-Piridoxina:

17,50mg; Vitamina B12- Cianocobalamina: 40,00mcg; Vitamina C: 1000,00mg; Niacina: 100,00mg; Pantotenato de Cálcio: 50,00mg; Biotina: 1,00mg; Ácido Fólico: 6,00mg; Cobre: 17,50mg; Ferro: 100,00mg; Manganês: 50,00mg; Zinco: 120,00mg; Iodo: 0,80mg; Selênio: 0,50mg; Cobalto: 0,40mg; Colina: 1.500,00mg; Inositol: 125,00mg.

MODO DE USAR:
O modo de utilização dependerá dos parâmetros físico-químicos da água, manejo e idade dos animais. Recomenda-se a utilização na fase de crescimento com peso acima de 120,0g na proporção de 2,0 a 6% da biomassa total, dividido em 4 a 8 tratos diários.

RESTRIÇÃO: USO PROIBIDO NA ALIMENTAÇÃO DE RUMINANTE

IDENTIFICAÇÃO DO LOTE: 91Q0190

DATA DA FABRICAÇÃO: 09/10/2019

DATA DE VALIDADE: 05/02/2020


Farelo de soja transgenico

Produto isento de registro no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), conforme IN. 42 de 17/12/2010
Indústria Brasileira

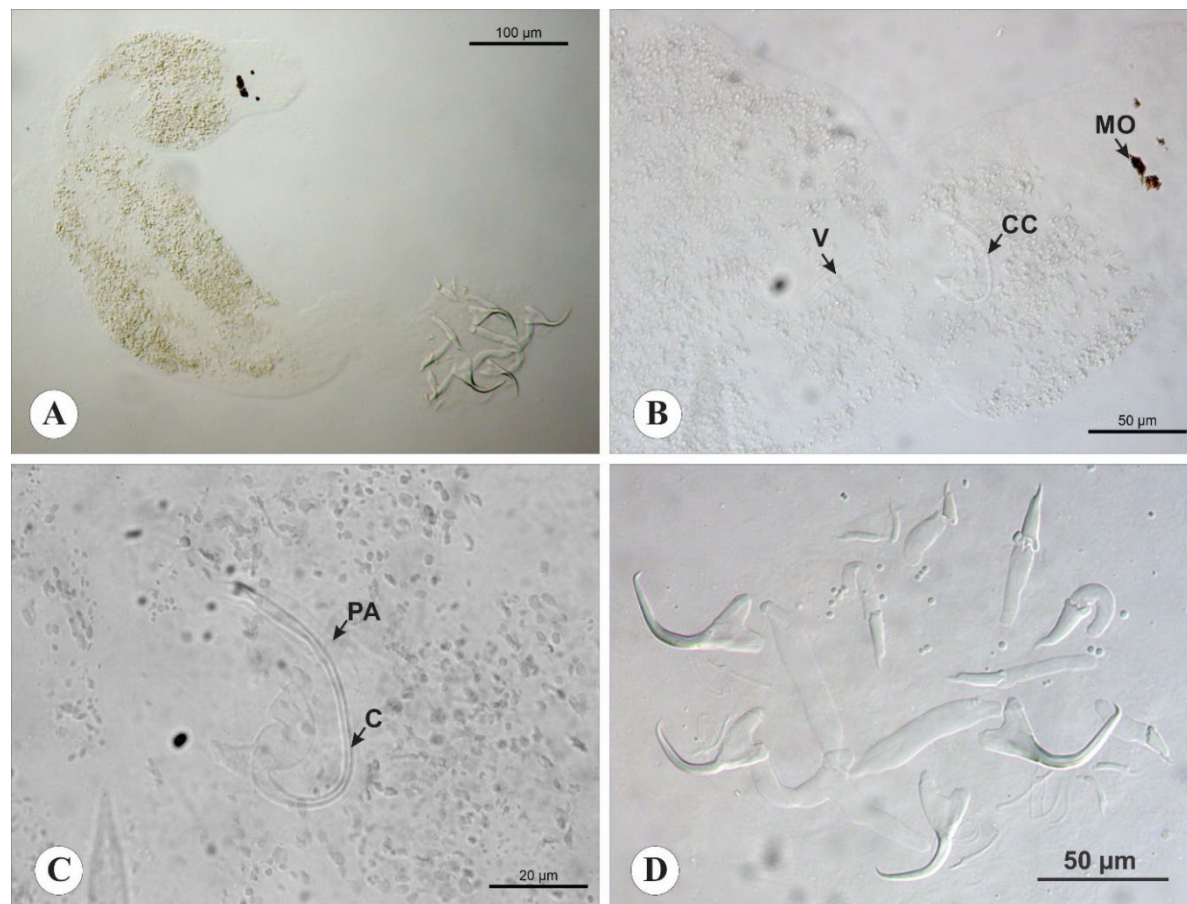


Figura S2 (A–D): *Demidospermus uncusvalidus* (Monogenea, Dactylogyridae) parasita de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total; **B:** Detalhe das manchas ocelares (MO), complexo copulatório (CC) e vagina (V) pouco esclerotizada; **C:** Peça acessória (PA) em forma de bainha pouco esclerotizada e cirro (C); **D:** Haptor. Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

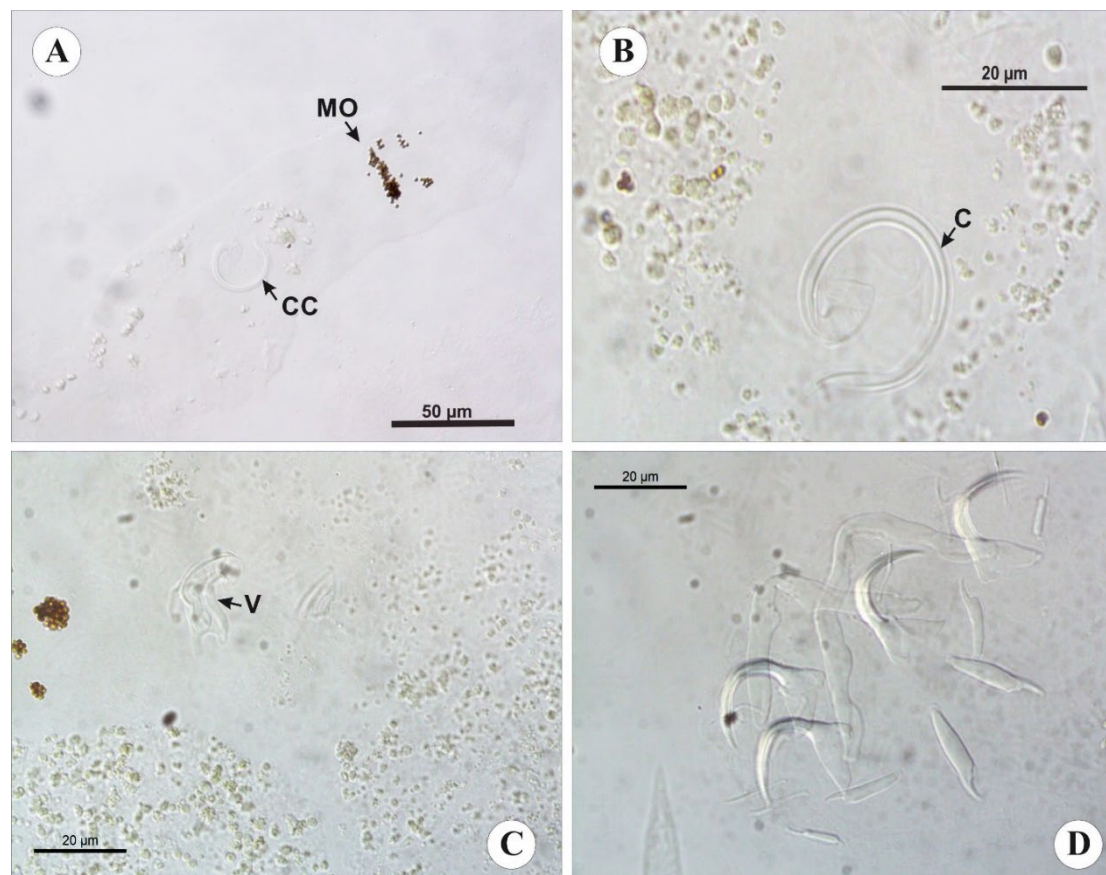


Figura S3 (A–D): *Demidospermus paravalenciennesi* (Monogenea, Dactylogyridae) parasita de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Região anterior, com detalhe das manchas ocelares (MO) e complexo copulatório (CC); **B:** Detalhe do cirro (órgão copulatório masculino (C)); **C:** Vagina (V); **D:** Haptor. Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

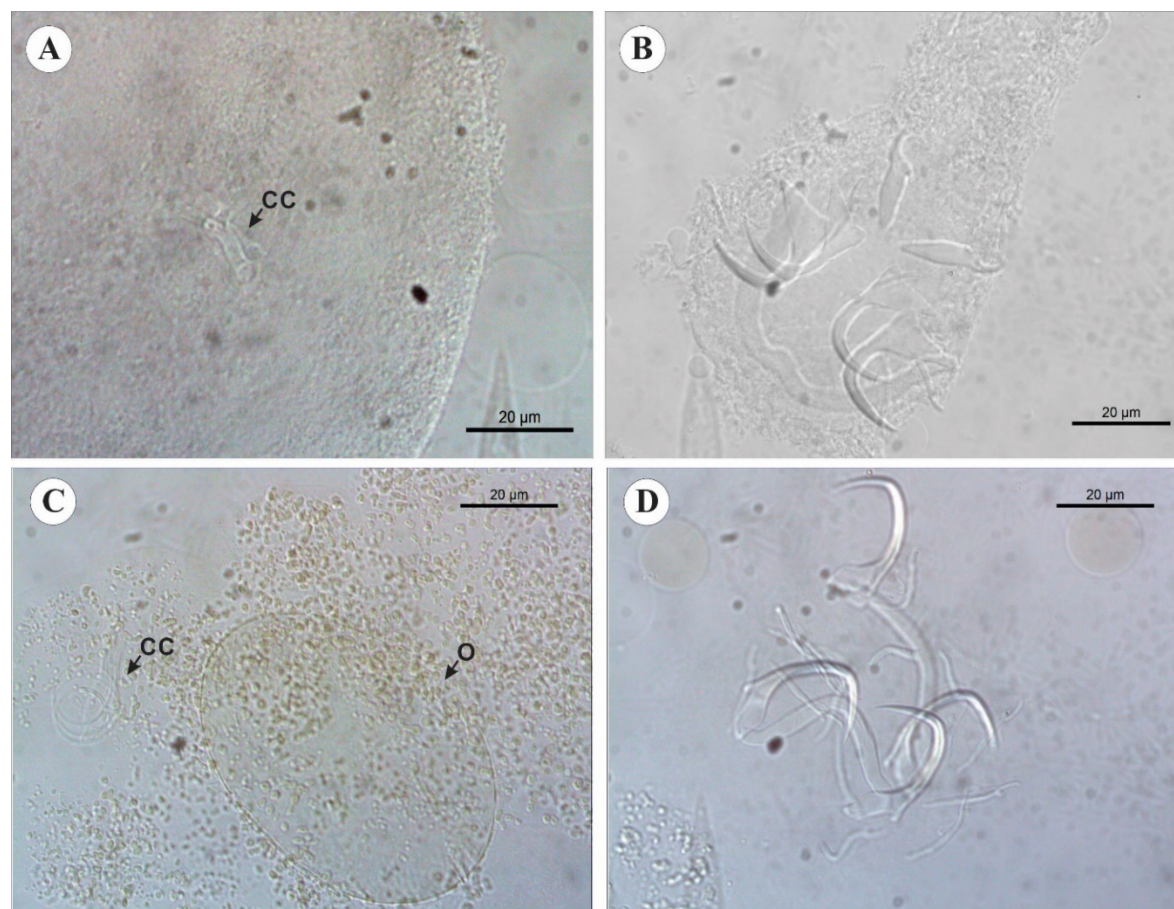


Figura S4 (A–D): (A–B) *Demidospermus* cf. *armostus* e (C–D): *Ameloblastella satoi* (Monogenea, Dactylogyridae) parasitas de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A: Complexo copulatório (CC) de *D.* cf. *armostus* e **B:** Haptor; **C:** Complexo copulatório (CC) de *A. satoi*, e detalhe do ovo (O); **D:** Haptor. Espécimes montados em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).**

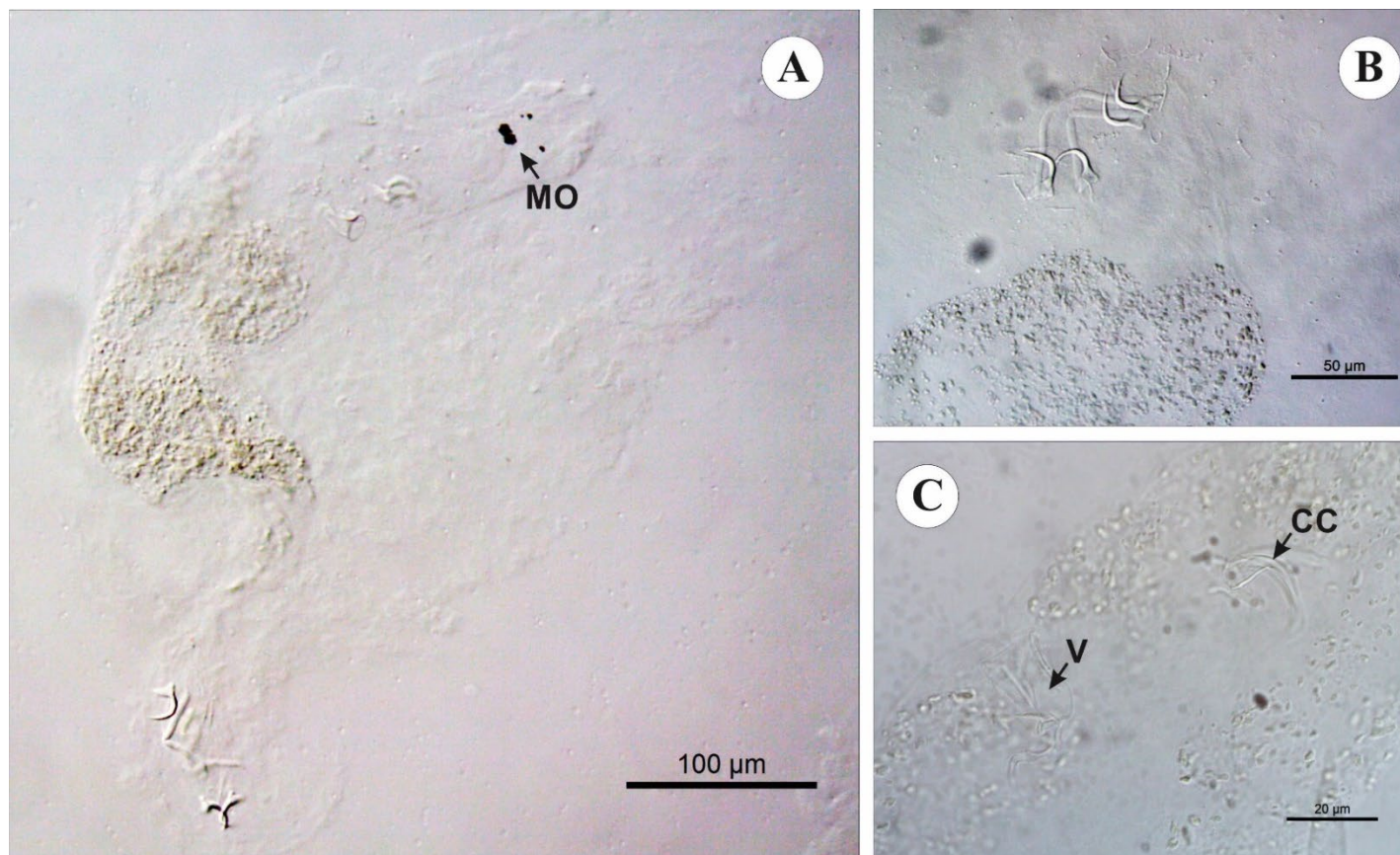


Figura S5 (A–C): *Demidospermus bidiverticulatum* (Monogenea, Dactylogyridae) parasita de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total, com detalhe das manchas oclares (MO); **B:** Haptor; **C:** Detalhe do complexo copulatório (CC) e vagina (V). Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

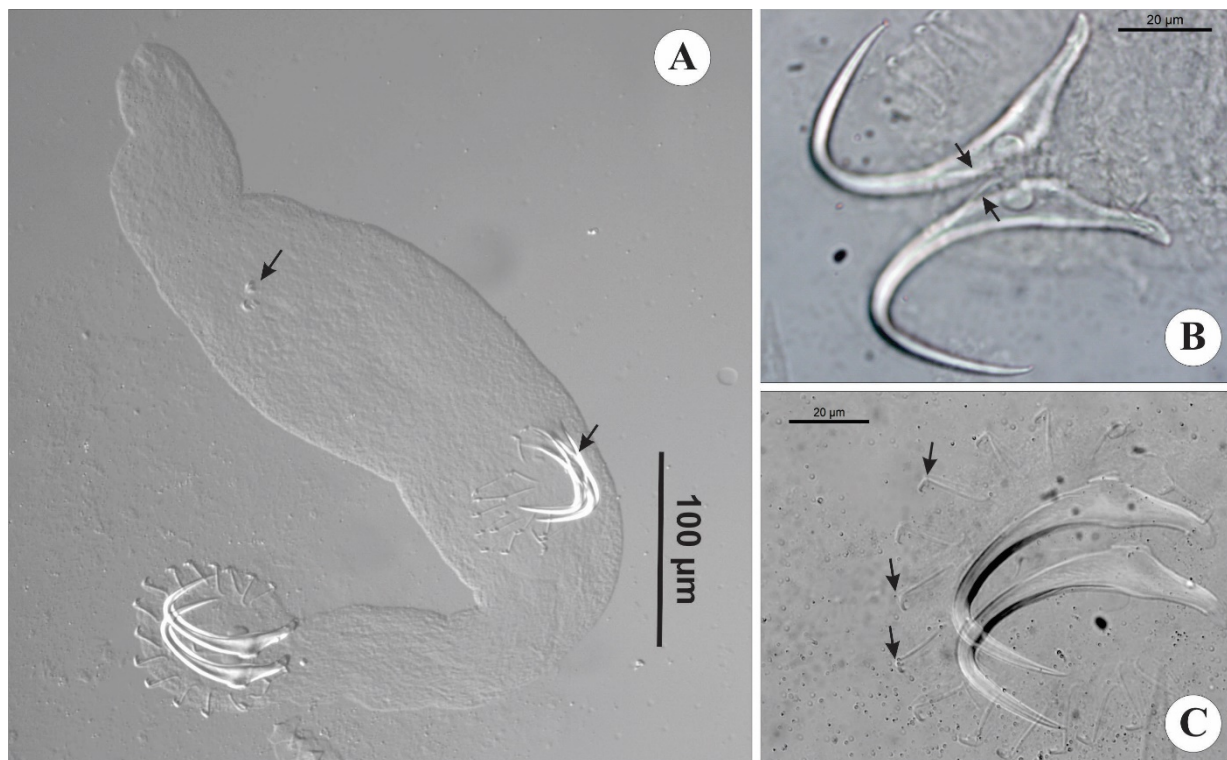


Figura S6 (A–C): *Scleroductus* sp. (Monogenea, Gyrodactylidae) parasita de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total, com detalhe das peças esclerotizadas do haptor de duas gerações de embriões (setas); **B:** Haptor, com detalhe dos ductos finos e esclerotizados presentes na barra (setas); **C:** Haptor, com detalhe dos ganchos marginais articulados (setas). Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

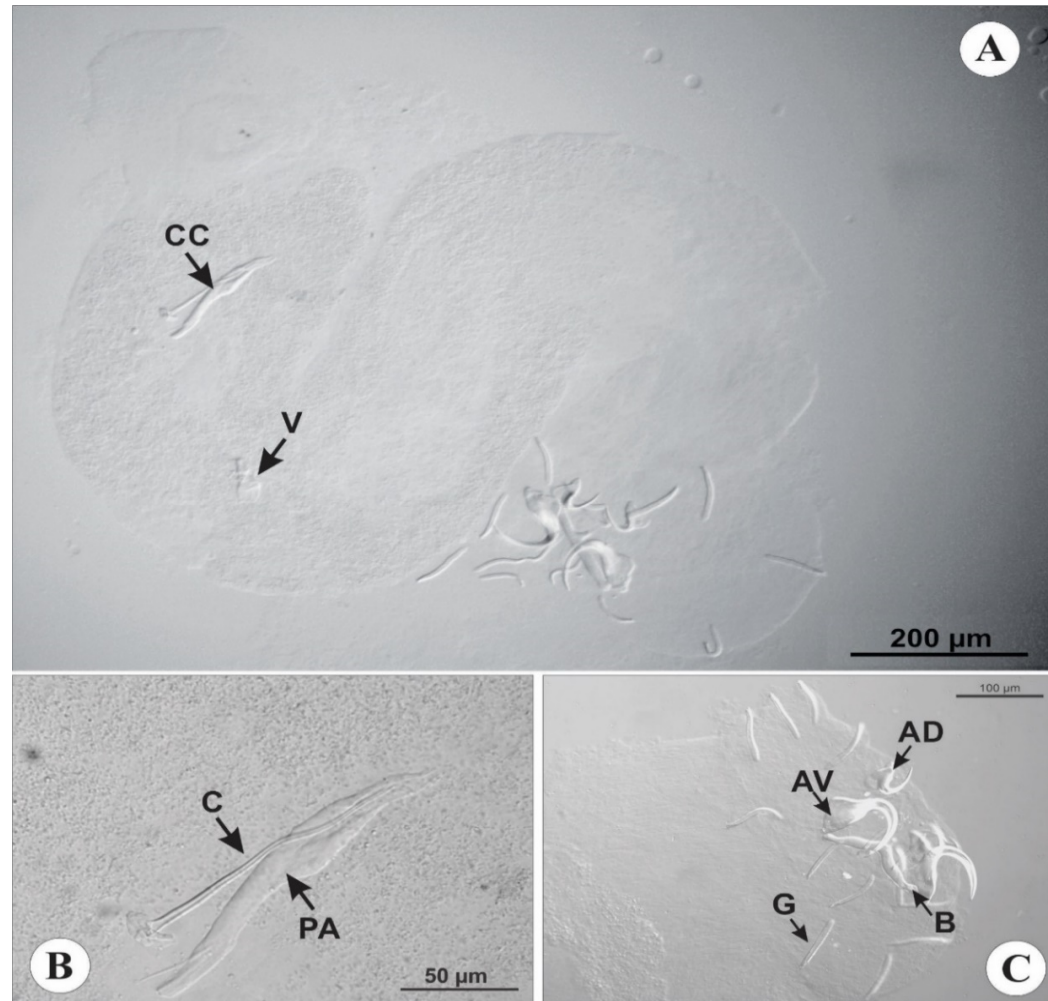


Figura S7 (A–C): *Unibarra paranoplatensis* (Monogenea, Dactylogyridae) parasita de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total, com detalhe do complexo copulatório (CC) e vagina (V); **B:** Detalhe do cirro (C) e peça acessória (PA); **C:** Haptor, com detalhe da única barra presente (B), gancho (G), âncora ventral (AV) e âncora dorsal (AD). Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

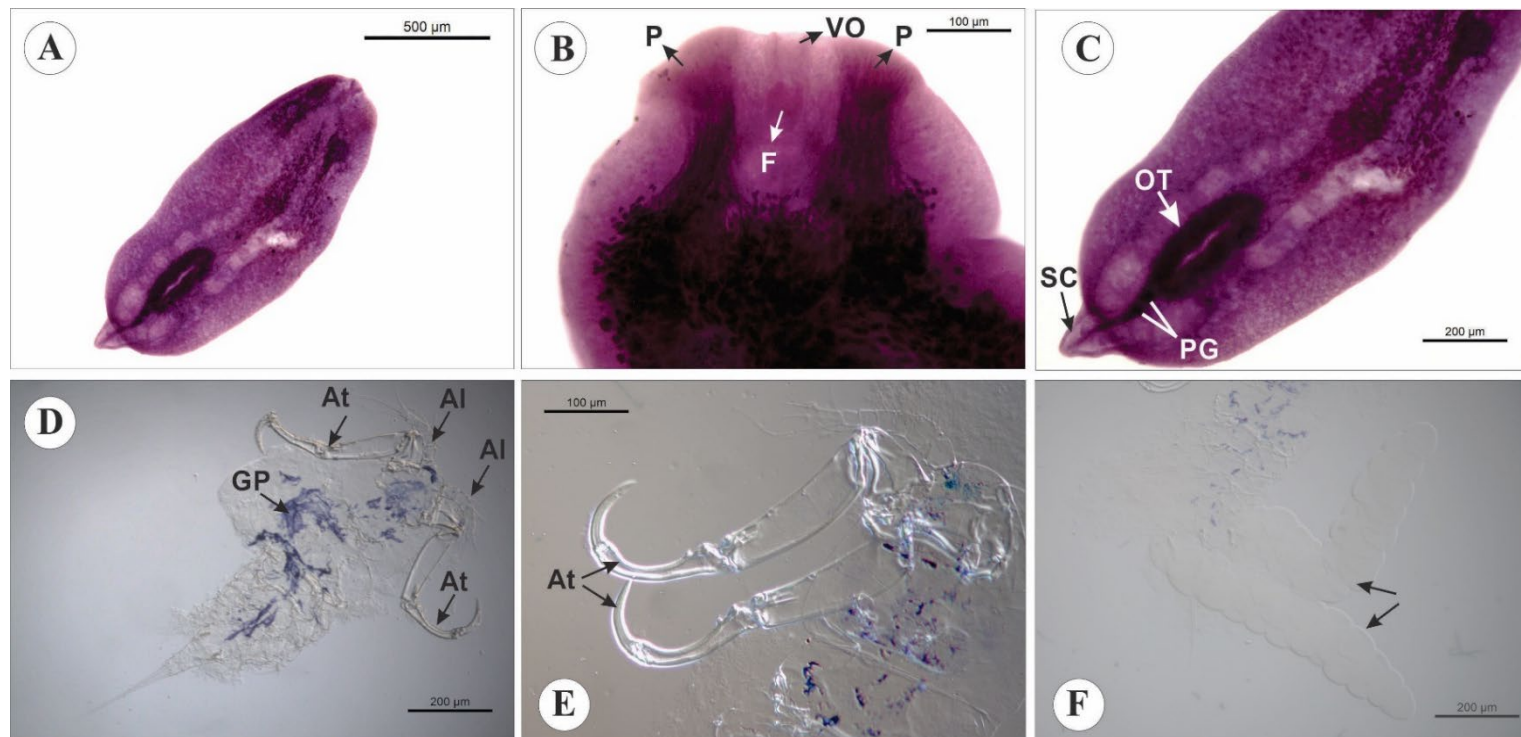


Figura S8 (A– F): (A–C) Metacercária de *Austrodiplostomum compactum* (Trematoda, Diplostomidae) e **(D–F)** *Ergasilus* sp. (Crustacea, Ergasilidae) parasitas de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total de *A. compactum*; **B:** Região anterior, com detalhe das pseudoventosas (P), ventosa oral (VO) e faringe (F); **C:** Região posterior; detalhe do órgão tribocítico (OT), primórdios genitais (PG) e segmento cônico posterior (SC); **D:** Vista total de *Ergasilus* sp.: região anterior, com detalhe das antenas (At), antênulas (Al) e grânulos pigmentares azuis (GP); **E:** Detalhe das antenas (At) modificadas em forma de garras; **F:** sacos ovígeros da fêmea (setas). Espécime de *A. compactum* corado com Carmalúmen de Mayer. *Ergasilus* sp. montado em meio de Hoyer, ambos analisados com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

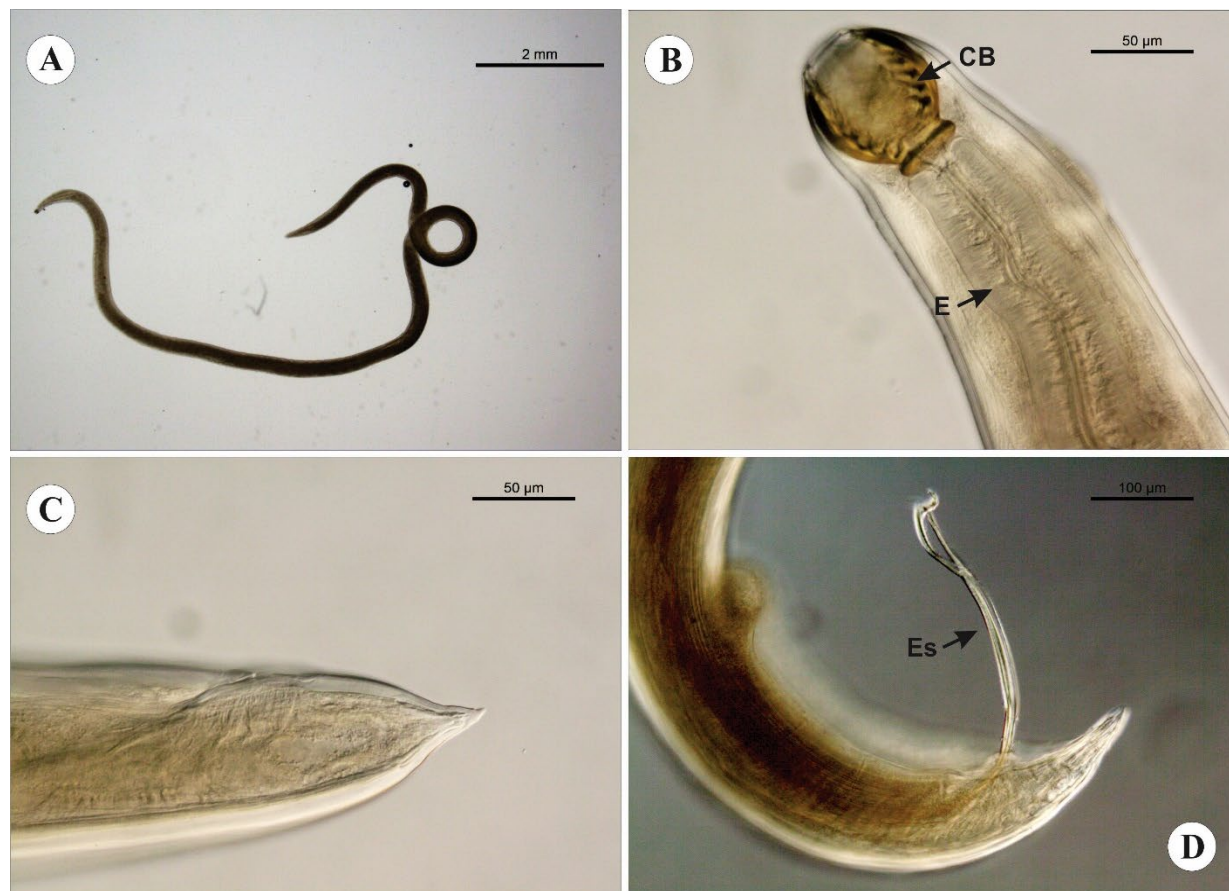


Figura S9 (A–D): *Procamallanus* (*Spirocamallanus*) *pimelodus* (Nematoda, Camallanidae) parasita de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total; **B:** Cápsula bucal (CB) quitinizada e esôfago (E); **C:** Região posterior da fêmea; **D:** Detalhe dos espículos do macho (Es). Espécime diafanizado com lactofenol de Amann e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

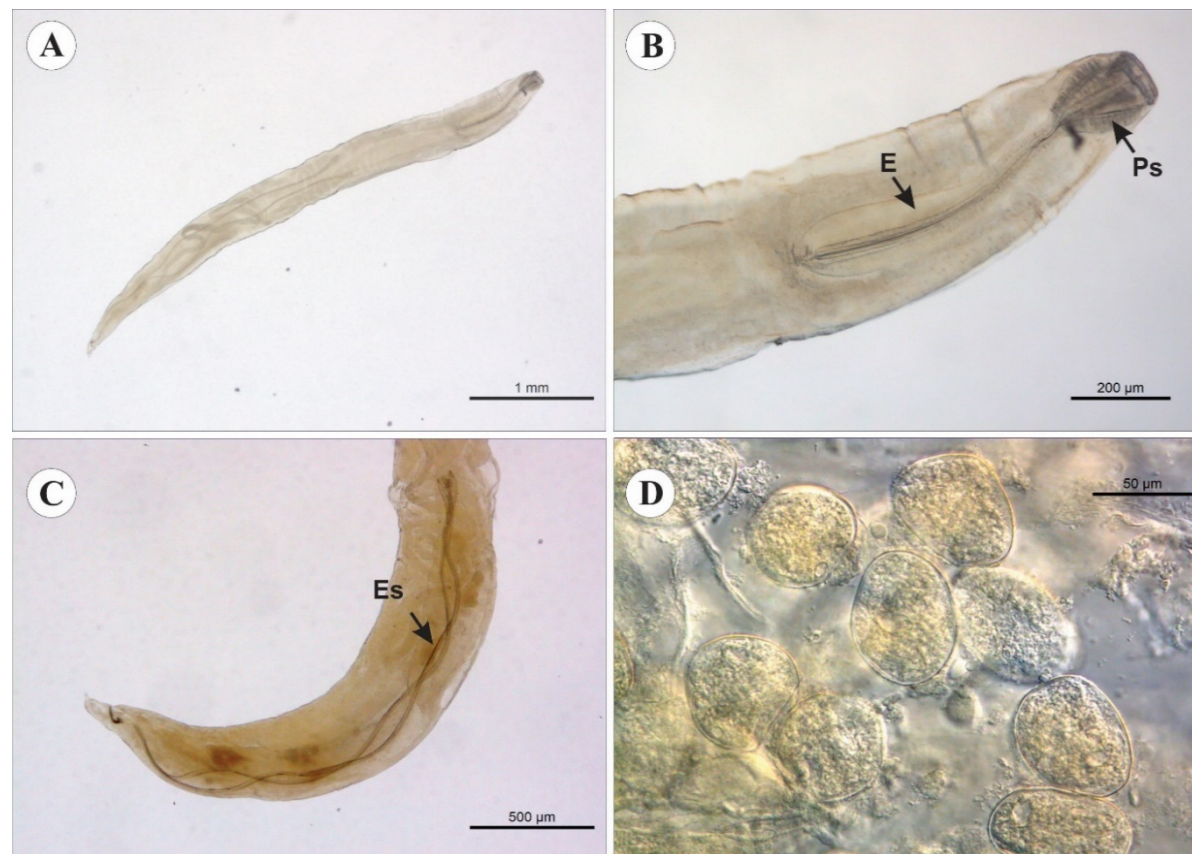


Figura S10 (A–D): *Dichelyne moraveci* (Nematoda: Cucullanidae) parasita de *Pimelodus platicirris* (Siluriformes, Pimelodidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total; **B:** Pseudocápsula bucal (Ps) e esôfago (E); **C:** Detalhe dos espículos longos do macho (Es); **D:** Detalhe dos ovos. Espécime diafanizado com lactofenol de Amann e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

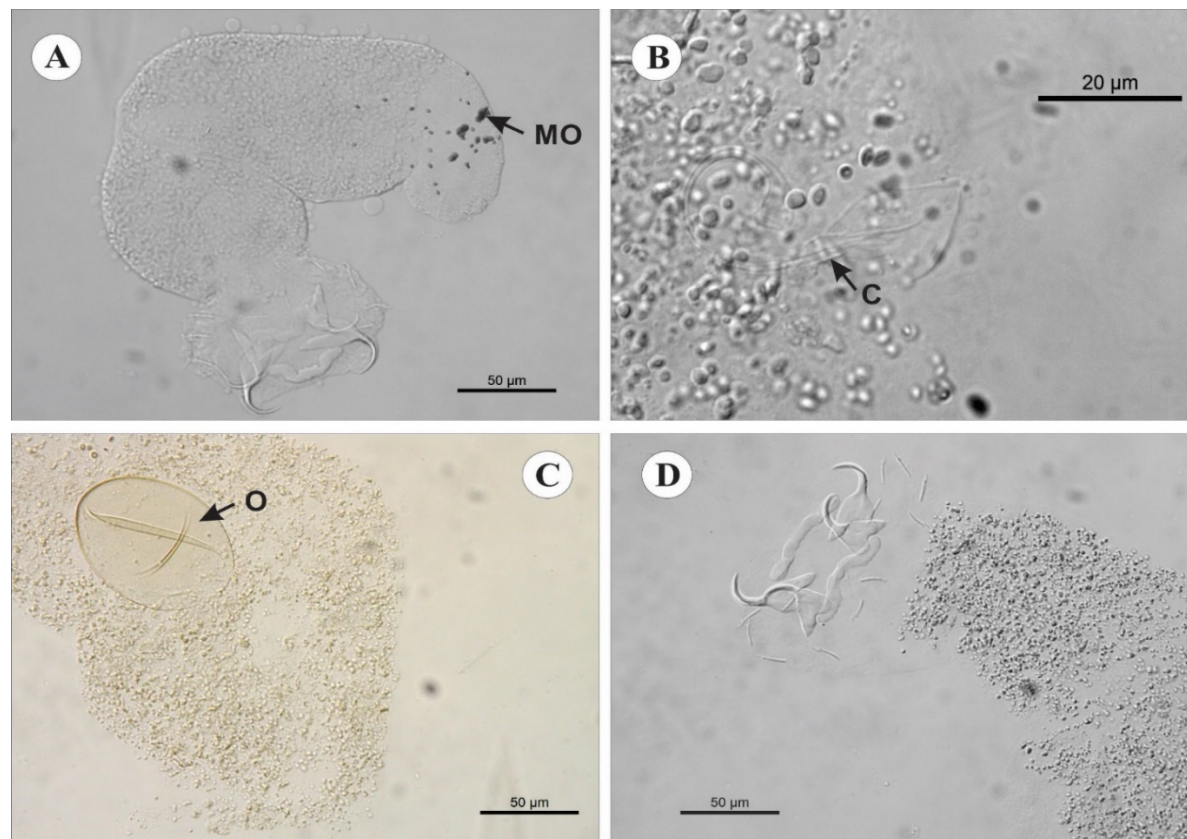


Figura S11 (A–D): *Sciadicleithrum paranaensis* (Monogenea, Dactylogyridae) parasita de *Geophagus sveni* (Cichliformes, Cichlidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total, com detalhe das manchas oclares (MO); **B:** Órgão copulatório masculino (cirro = C); **C:** detalhe do ovo (O); **D:** Haptor. Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

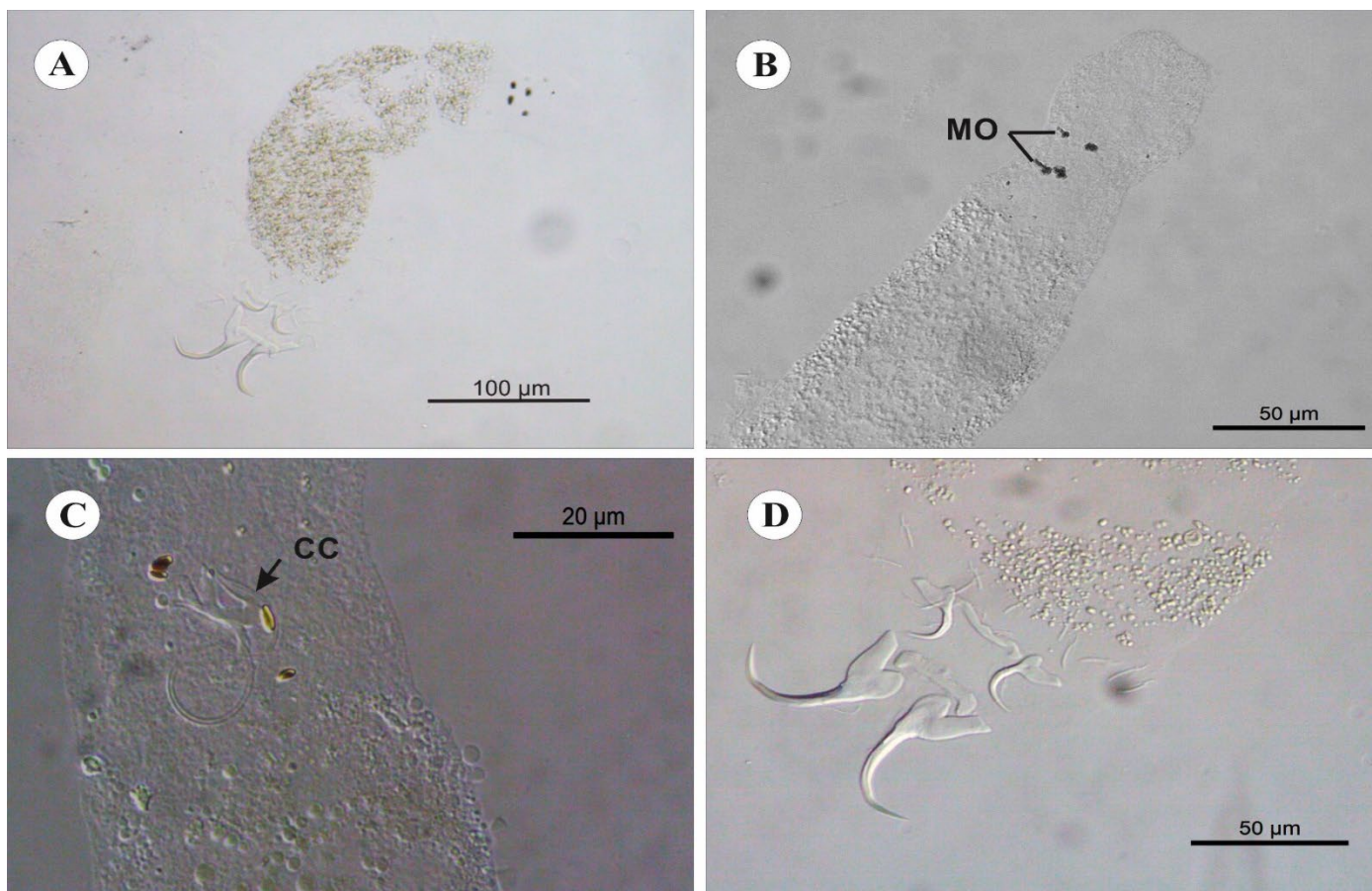


Figura S12 (A–D): *Sciadicleithrum kritskyi* (Monogenea, Dactylogyridae) em *Geophagus sveni* (Cichliformes, Cichlidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total; **B:** Região anterior com detalhe das manchas oclares (MO); **C:** Complexo copulatório (CC); **D:** Haptor. Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

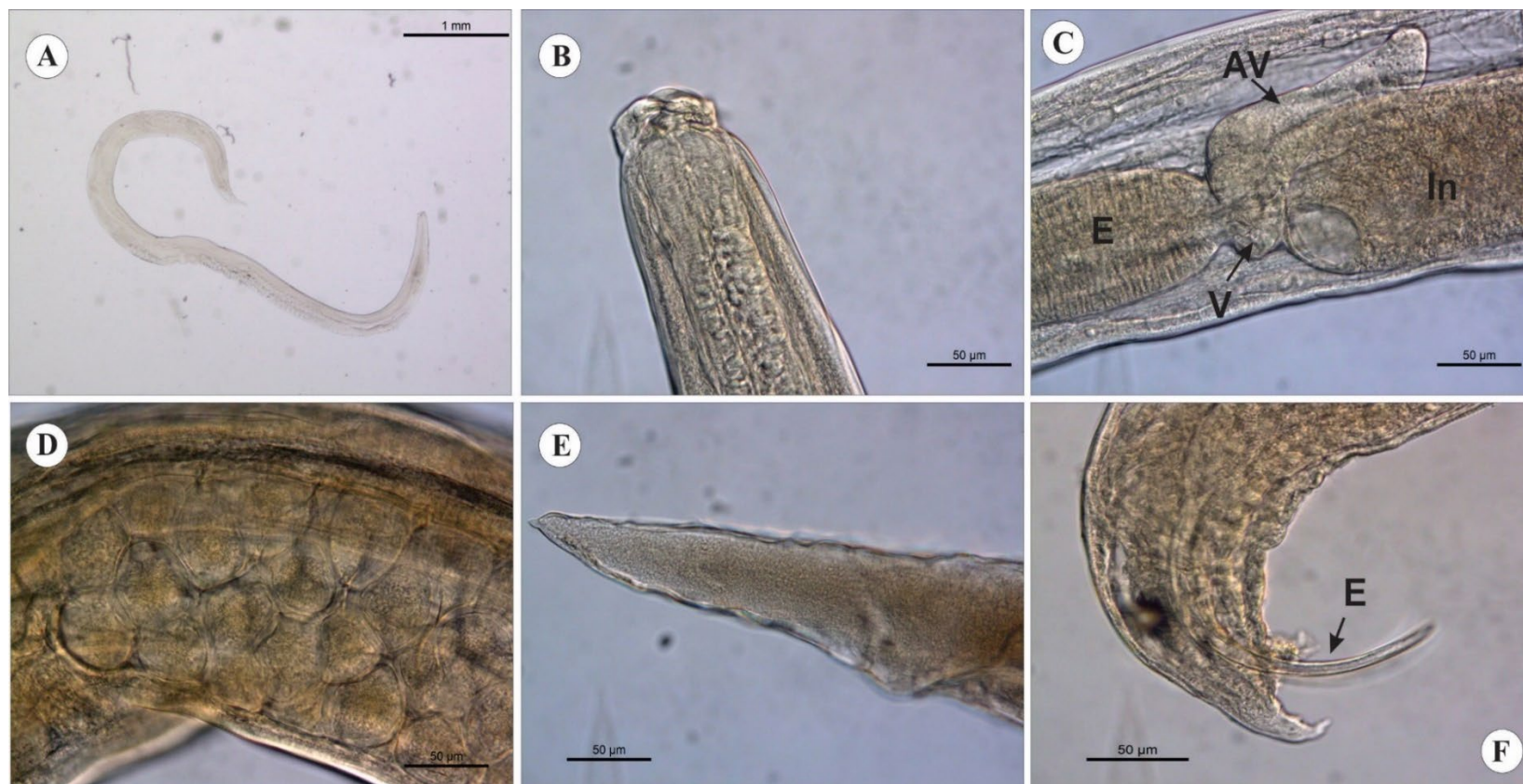


Figura S13 (A–F): *Raphidascaris (Sprentascaris) lanfrediae* (Nematoda, Raphidascarididae) em *Geophagus sveni* (Cichliformes, Cichlidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total; **B:** Região anterior; **C:** detalhe do esôfago (E), ventrículo (V), apêndice ventricular (AV) e intestino (In); **D:** Ovos; **E:** Região posterior da fêmea; **F:** detalhe dos espículos do macho (E). Espécime diafanizado com lactofenol de Amann e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

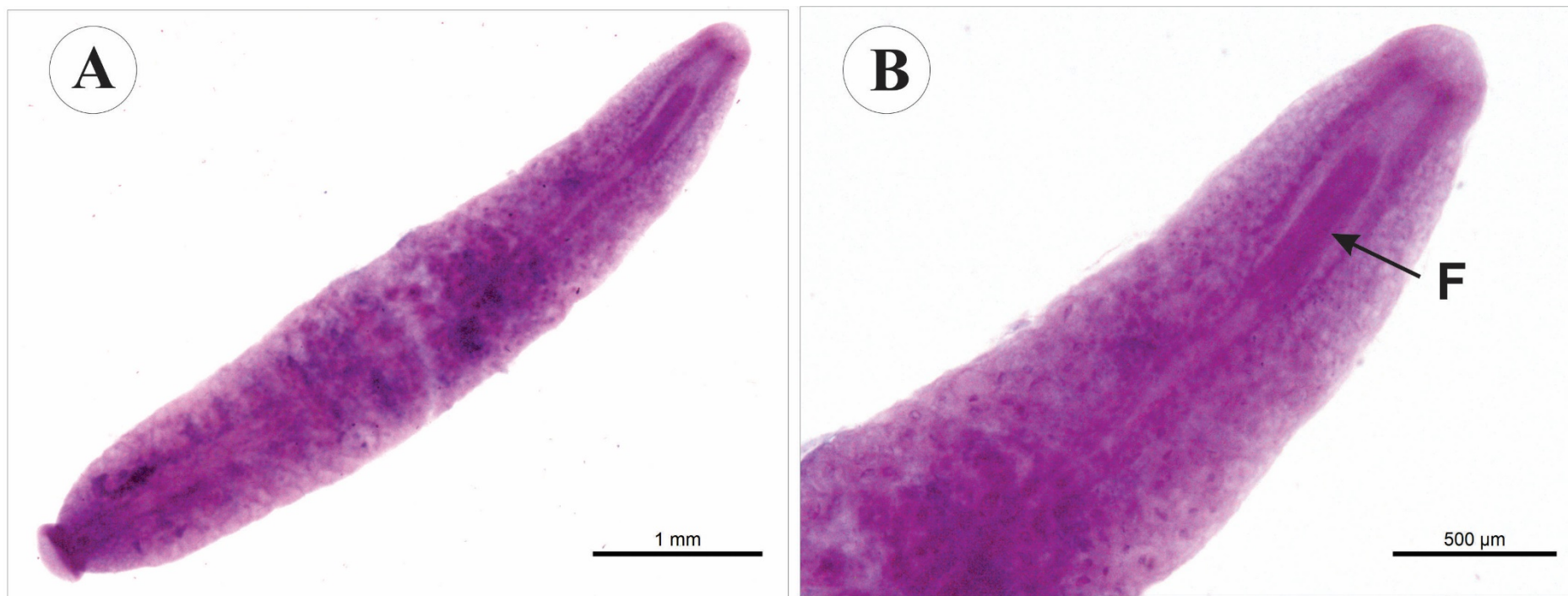


Figura S14 (A–B): *Placobdella* sp. (Annelida, Hirudinea) parasita de *Geophagus sveni* (Cichliformes, Cichlidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total; **B:** Região anterior, com detalhe a faringe (F). Espécime corado com Carmalúmen de Mayer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

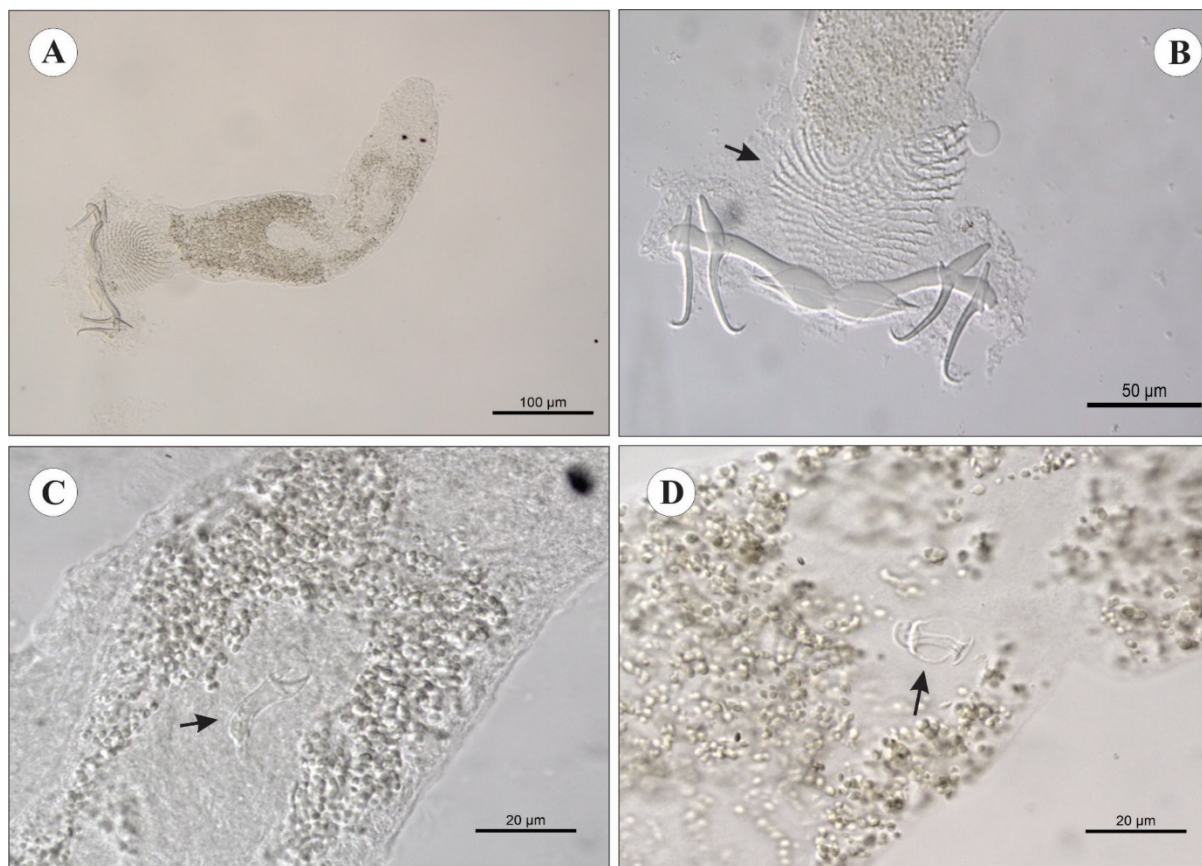


Figura S15 (A–D): *Diplectanum piscinarius* (Monogenea, Diplectanidae) em *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Sciaenidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total; **B:** Haptor, com detalhe do esquamodisco (seta); **C:** Cirro (órgão copulatório masculino) (seta); **D:** Vagina (seta). Espécime montado em meio de Hoyer e analisado com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).

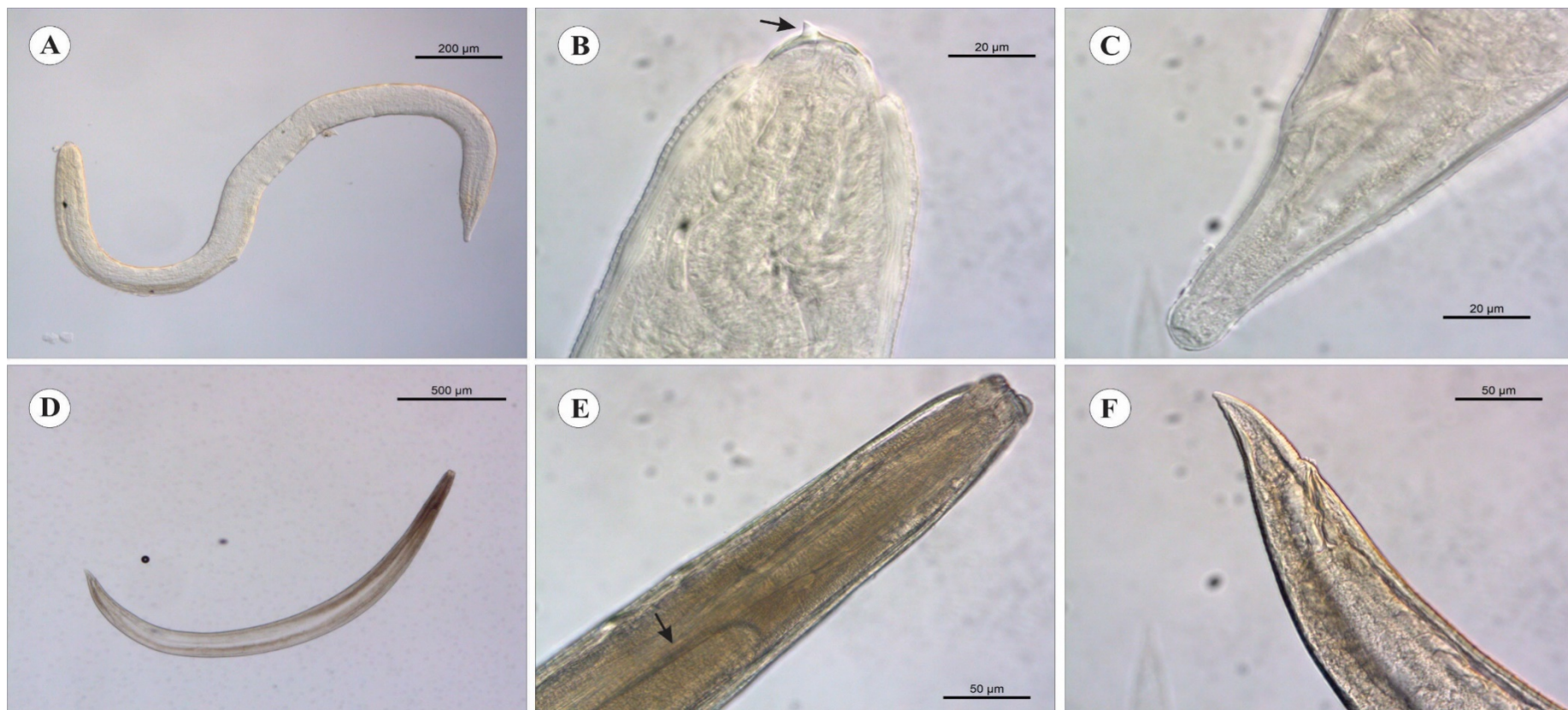


Figura S16 (A–C): *Hysterothylacium* sp. (Nematoda, Anisakidae) e **(D–F)** *Contracaecum* sp. (Nematoda, Raphidascarididae): larvas de terceiro estágio em *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Sciaenidae) coletados no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, alto rio Paraná, SP, Brasil. **A:** Vista total da larva de *Hysterothylacium* sp.; **B:** Região anterior, com detalhe do dente larval (seta); **C:** Região posterior; **D:** Vista total da larva de *Contracaecum* sp.; **E:** Região anterior, com detalhe do ceco intestinal (seta); **F:** Região posterior. Espécimes montados em lactofenol de Amann e analisados com microscópio óptico com contraste de interferência diferencial (DIC).