

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

ALINI BELOTO PARRA

PISCICULTURA EM TANQUES-REDE COMO INFLUENCIADORA DE
MODIFICAÇÕES NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA EM
RESERVATÓRIO NEOTROPICAL

Botucatu

2021

ALINI BELOTO PARRA

PISCICULTURA EM TANQUES-REDE COMO INFLUENCIADORA DE
MODIFICAÇÕES NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA EM
RESERVATÓRIO NEOTROPICAL

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade Estadual
Paulista – UNESP, Câmpus de Botucatu, SP,
como parte dos requisitos para obtenção do
Título de Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).

Prof. Dr. IGOR PAIVA RAMOS

Orientador

Botucatu

2021

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

Parra, Alini Beloto.

Piscicultura em tanques-rede como influenciadora de modificações na diversidade funcional da ictiofauna em reservatório neotropical / Alini Beloto Parra. - Botucatu, 2021

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Igor Paiva Ramos

Capes: 20406010

1. Aquicultura. 2. Meio ambiente. 3. Ictiofauna.
4. Ecologia dos reservatórios. 5. Zoologia.

Palavras-chave: Aquicultura; Impacto ambiental; Índices de diversidade.

DEDICO

À minha mãe Marli Fátima Beloto Parra, que sempre me apoiou de todas as formas, me dando oportunidades que ela mesma nunca pode ter.

À minha avó Ana Parra Crisóstomo, que infelizmente faleceu durante o desenvolvimento deste trabalho, e que me deu todo amor durante os momentos difíceis.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Marli e a minha irmã Elis, por todo o apoio e ajuda, por entenderem minhas mudanças de planos, sempre ajudando a torná-las possíveis e por estarem sempre presentes e entenderem minha ausência.

Aos meus avós Izolina, Octávio e Ana, por todo cuidado que sempre tiveram comigo.

Aos meus amigos Karen, Emanuele, Bianca e José Daniel, por todo apoio e conselhos.

Ao João Henrique, por toda ajuda durante a realização do trabalho.

Ao Hugo, pela paciência e ajuda com os *scripts* de diversidade funcional.

Ao Professor Juan, pela ajuda no desenvolvimento do projeto e dissertação.

À Lidiane, à Bruna e ao Aymar, por sempre estarem dispostos a me ajudar com minhas dúvidas.

Ao grupo do Laboratório PIRÁ, por toda convivência e amizade.

Ao meu orientador, Igor Paiva Ramos, por acreditar na minha capacidade, por todos conselhos, por sempre estar disposto a me ajudar e por toda orientação durante esses anos.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

A bacia do Alto Paraná possui o maior número de represamentos da América do Sul. Esses represamentos fornecem áreas para implementação de sistemas de pisciculturas em tanques-rede, que podem causar influências ambientais relacionadas a entrada de matéria orgânica no ecossistema aquático. Avaliações de influências de pisciculturas sobre a ictiofauna utilizam-se normalmente de métodos de análise tradicionais, ignorando o papel das espécies na comunidade. À vista disso, o uso de diferentes métricas em estudos para avaliação de influências ambientais, juntamente com a diversidade funcional, é encorajado. Assim, o presente trabalho testou as seguintes hipóteses: *1 - pisciculturas em tanques-rede causam modificações na diversidade funcional da ictiofauna e 2 - índices de diversidade taxonômica, análise estatística multivariada e índices de diversidade funcional não possuem a mesma capacidade de detecção de influência ambiental de pisciculturas sobre a ictiofauna.* As amostragens foram realizadas em duas áreas no reservatório de Ilha Solteira, SP: 1) em uma piscicultura em tanques-rede e 2) em uma área controle 10 km a montante. Os índices de diversidade funcional utilizados foram riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis), redundância funcional (FRed), média dos atributos funcionais ponderada pelas abundâncias nas comunidades (CWM) e diversidade β funcional, além de análises taxonômicas (riqueza de espécies, diversidade β taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener e equabilidade de Pielou) e multivariadas (PERMANOVA, SIMPER, PERMDISP, nMDS e MRPP). Os índices de diversidade taxonômica tradicionais não foram capazes de detectar diferenças entre a ictiofauna das áreas analisadas, demonstrando as limitações relacionadas ao uso desses índices como única métrica para estudos ecológicos. Análises multivariadas detectaram diferenças entre as ictiofaunas, sendo causadas principalmente pelas diferentes dispersões das abundâncias das espécies entre as áreas ao longo das amostragens. Os índices de diversidade funcionais identificaram diferenças na composição funcional, sendo a área Controle mais diversa funcionalmente, assim como identificaram homogeneização do hábito alimentar na área de tanques-rede. Nossos resultados comprovam a necessidade de usar diferentes métodos de avaliações e estruturas multifacetadas de diversidade para melhor compreensão de influências ambientais, assim como destacam a importância de avaliar influências na diversidade funcional das comunidades, como sendo um melhor preditor para entender os processos ecossistêmicos.

Palavras-chave: Aquicultura. Impacto ambiental. Índices de diversidade.

ABSTRACT

The Upper Paraná River basin has the highest number of impoundments in South America. These impoundments produce areas for the implementation of cage fish farms systems, which can cause environmental influences related to the entrance of organic matter into the aquatic ecosystem. The influences evaluation of cage fish farms on the ichthyofauna usually use of traditional analysis methods, ignoring the species roles in the community. In view of this, the use of different metrics in studies to assess environmental influences, with functional diversity, is encouraged. Thus, this work has tested the following hypotheses: 1 - *cage fish farms can cause changes on the functional diversity of the ichthyofauna* and 2 - *taxonomic diversity indices, multivariate statistics analysis and functional diversity indices does not have the same detection capability of the environmental influence of piscicultures on the ichthyofauna*. The samples were made in two areas of Ilha Solteira's reservoir: 1) in a cage fish farm and 2) in a control area 10 kilometers upstream. The functional diversity indices used are functional richness (FRic), functional evenness (FEve), functional divergency (FDiv), functional dispersion (FDis), functional redundancy, community weighted mean of a trait (CWM) and functional β diversity, in addition to the taxonomic analyses (species richness, taxonomic β diversity, Shannon-Wiener diversity index and Pielou evenness index) and multivariate ones (PERMANOVA, SIMPER and PERMDISP). The traditional taxonomic diversity indices could not detect disparities between the evaluated communities, emphasizing the problems related to the exclusive use of these indices as the only method of ecological analyses. However, multivariate analysis detected differences between ichthyofaunas, mainly caused by different dispersions of species abundances between areas throughout the samplings. Functional diversity indices identified differences in the functional composition, with the Control area being the most functionally diverse, as well as identifying the homogenization of eating habits in the cage farm area. Our results pointed out the necessity of using different evaluation methods and also using multifaceted diversity structures to better comprehend the environmental influences, as well as emphasized the significance of the influences evaluation on the functional diversity of the communities, being the most efficient predictor to understand the ecosystem processes.

Keywords: Aquaculture. Environmental impact. Diversity indices.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. MATERIAL E MÉTODOS	8
2.1 Área de estudo	8
2.2 Procedimentos em campo	9
2.3 Atributos funcionais	9
2.4 Análise de dados	10
2.4.1 Hipótese 1	10
2.4.2 Hipótese 2	11
3. RESULTADOS	12
3.1 Índices de diversidade funcional	12
3.2 Índices de diversidade taxonômica tradicionais	16
3.3 Análises estatísticas multivariadas	17
4. DISCUSSÃO	19
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	22
MATERIAL SUPLEMENTAR	27

1. Introdução

A construção de barragens com finalidade hidrelétrica vem crescendo consideravelmente na região Neotropical (Oliveira et al., 2018), sendo a bacia do alto rio Paraná a mais represada da América do Sul (Agostinho and Júlio Jr, 1999). Tais represamentos são considerados a atividade humana mais prejudicial, do ponto de vista ambiental, para as bacias hidrográficas (Winemiller et al., 2016). Contudo, contribuem para o crescimento da atividade aquícola ao fornecerem áreas adequadas para implementação de sistemas de pisciculturas em tanques-rede (Ayroza et al., 2011).

O cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede é uma das atividades zootécnicas com maior crescimento nos últimos anos, com alta relevância econômica no Brasil (IBGE, 2019; 2020). No entanto, até 18% da ração destinada a alimentação de tilápias é perdida para o ambiente aquático, juntamente com as fezes e excretas desses animais, aumentando a quantidade de matéria orgânica nesses ambientes (Montanhini Neto and Ostrensky, 2015). Aproximadamente 80% da matéria orgânica disponibilizada ao ecossistema aquático pode ser consumida na coluna d'água e sedimento (Vita et al., 2004), sendo de 40% a 60% consumida por peixes silvestres (Felsing et al., 2005). Assim, evidencia-se que o cultivo de *O. niloticus* em sistemas de tanques-redes pode causar impactos negativos sobre a biota e serviços ecossistêmicos prestados pela comunidade aquática (da Silva Cacho et al., 2020; Pelicice et al., 2014).

Da Silva Cacho et al. (2020) destacam a importância da realização de estudos que verifiquem impactos de atividades de aquicultura para identificar alterações na estrutura e funcionamento de reservatórios e atenuar os múltiplos impactos do ambiente. Porém, estudos para compreensão das influências dessas atividades ainda são necessários, não havendo nenhum que analise as influências de atividades de pisciculturas em tanques-rede sobre a diversidade funcional da ictiofauna silvestre em ambientes dulcícolas.

Apesar da necessidade da compreensão de atividades humanas sobre as comunidades bióticas, estudos nessa vertente normalmente utilizam índices de diversidade tradicionais (Calaça and Grelle, 2016; da Silva Camilo et al., 2018). No entanto, nesse tipo de análise, informações podem ser perdidas ao se resumir o conjunto de dados biológicos (Green and Chapman, 2011; Reynoldson et al., 1997), nos quais todas as espécies são consideradas equivalentes em seus papéis ecológicos, apesar de haver grande suporte de que organismos desempenhem diferentes funções no ambiente (Calaça and Grelle, 2016). Também é desconsiderada a existência de espécies com alto valor de conservação, assim como as diferenças entre indivíduos, como biomassa e comprimento de cada exemplar (Cianciaruso et al., 2009; Pavoine and Ricotta, 2019). Assim sendo, análises que levam em conta os atributos funcionais das espécies vem se destacando como uma nova ferramenta para a avaliação de influências ambientais sobre a estrutura das assembleias de vários grupos de organismos.

Dessa forma, avaliações voltadas à diversidade funcional vêm ganhando importância no cenário científico (Cianciaruso et al., 2009; da Silva Camilo et al., 2018), como uma forma de se compreender questões de dinâmica e estabilidade do ecossistema, assim como complementaridade no uso de recursos (Calaça and Grelle, 2016; Diaz and Cabido, 2001; Tilman, 2001; Villéger et al., 2010). Dessa forma, são importantes para avaliações de influências ambientais antrópicas, como sistemas intensivos de produção, dentre os quais pode-se incluir os sistemas de pisciculturas em tanques-rede.

Esse conceito vem se destacando por suas vantagens em explicar, de forma mais completa, alguns problemas relacionados ao funcionamento das comunidades, como por exemplo, avaliação de impactos causados por ação humana (Ernst et al., 2006). Portanto, uma vez que análises de diversidade tradicionais desconsideram diferenças entre espécies (Pavoine and Ricotta, 2019), a diversidade funcional torna-se uma melhor opção para a compreensão dos processos ecossistêmicos (Lombarte et al., 2012; Mouillot et al., 2005; Riera et al., 2017), pois também está relacionada com os processos de resistência e resiliência das comunidades (Villéger et al., 2010).

Somado a isso, outro grupo de análises que tem chamado a atenção da comunidade científica para a realização de estudos em Ecologia de comunidades são as técnicas multivariadas (Anderson, 2001). Nesse tipo de avaliação há uma maior retenção dos dados biológicos, propiciando informações mais precisas e exatas da realidade analisada (Green and Chapman, 2011; Reynoldson et al., 1997). Tais técnicas são capazes, por exemplo, de avaliar diferenças na composição e abundância relativa de organismos em amostras de diferentes grupos ou tratamentos (ex: *Permutational analysis of variance* - PERMANOVA) (Anderson, 2001), assim como podem quantificar a dissimilaridade de dispersões dos grupos analisados (ex: *Permutational analysis of multivariate dispersions* – PERMDISP) (Anderson, 2006). Dessa forma, tais análises multivariadas podem nos revelar informações que os índices tradicionais não são capazes, o que, somado com análises de diversidade funcional, podem demonstrar diferentes aspectos do mesmo fenômeno analisado.

Em vista disso, é recomendável o uso de diferentes métricas, juntamente com a diversidade funcional, em estudos para avaliação de influências ambientais causadas por ações humanas. Da mesma forma, caracterizar a estrutura das assembleias de peixes em diferentes escalas pode aumentar a nossa capacidade de compreensão da organização da ictiofauna (Terra et al., 2016), e nos ajuda a fomentar ações de conservação e restauração mais eficazes (Roa-Fuentes et al., 2019).

Tendo em vista o exposto, o presente trabalho objetivou testar se: 1 - *pisciculturas em tanques-rede causam modificações na diversidade funcional da ictiofauna* e 2 - *índices de diversidade taxonômica, análise estatística multivariada e índices de diversidade funcional não possuem a mesma capacidade de detecção de influência ambiental de pisciculturas sobre a ictiofauna*.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

As áreas amostrais situam-se no reservatório de Ilha Solteira, na cidade de Santa Clara d'Oeste, estado de São Paulo. Uma das áreas abrigava uma atividade de piscicultura em tanques-rede (área Tanque: 50°55'59.65''W e 20°02'30.54''S *datum* WGS84), e a outra situava-se 10 km a montante, com características fisiográficas semelhantes a área Tanque, mas sem a influência de sistemas de pisciculturas em tanques-rede (área Controle: 50°51'58.94''W e 20°0'13.71''S *datum* WGS84) (Figura 1). Foram realizadas 12 amostragens bimestrais da ictiofauna entre setembro de 2014 e agosto de 2016, com o auxílio de redes de espera com tamanhos de malha variando entre 3 e 16 cm (entre nós não adjacentes) em duas áreas amostrais. Em ambas áreas as redes foram dispostas na mesma distância e orientação das margens. O empreendimento de piscicultura avaliado atua na criação de *O. niloticus*, e possuía, no período do estudo, aproximadamente 230 tanques de 18 m³ e 18 tanques de 144 m³, com uso diário aproximado de ração de 4.5 t/dia (*inf. pess.* Dr. Michael Kengo Itagaki – proprietário).

2.2 Procedimentos

Todos os peixes capturados foram individualmente acondicionados em sacos plásticos e gradativamente resfriados (caixas térmicas preenchidas com gelo) a fim de diminuir sua atividade metabólica até o óbito (Licença SISBIO nº 42229-1, Autorização CEUA 001/2014 e Certidão SisGen A278D23). Posteriormente, os exemplares foram identificados até o menor nível taxonômico possível e quantificados por espécie, área amostral e data de amostragem. Exemplares testemunhos de todas as espécies de peixes foram tombados na Coleção de Peixes DZSJRP, UNESP, São José do Rio Preto, SP, sob responsabilidade do Prof. Dr. Francisco Langeani Neto.

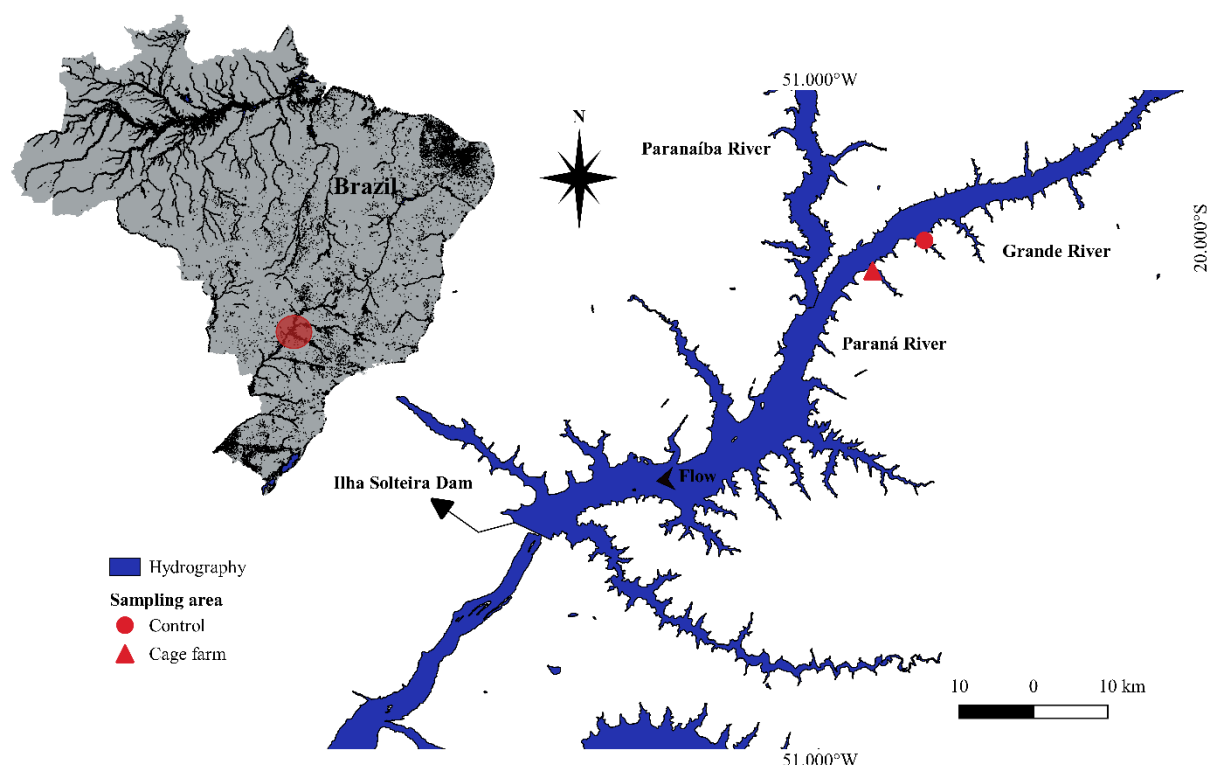


Figura 1. Mapa do Brasil, em destaque o reservatório de Ilha Solteira, com indicação das áreas amostrais nas quais foi desenvolvido o projeto. Fonte: Bruna Kliemann.

2.3 Atributos funcionais

Os atributos funcionais dos peixes foram baseados e adaptados de Oliveira et al. (2018), que realizaram análises funcionais para avaliação do efeito de repesamentos na planície de inundação do alto rio Paraná. Esses atributos são:

- a) hábito alimentar (detritívoro, invertívoro, insetívoro, piscívoro, onívoro, herbívoro, carcinófago ou carnívoro).
- b) uso do habitat (demersal, bentopelágico ou pelágico).
- c) migrações reprodutivas de longa distância (>100 km) (presente ou ausente).
- d) cuidado parental (presente ou ausente).

e) posição da boca (inferior, subterminal, terminal ou superior).

f) comprimento padrão máximo (maior comprimento dos exemplares capturados de cada espécie para cada área amostral).

Uma breve descrição dos atributos utilizados neste trabalho para peixes da bacia do alto rio Paraná está no Quadro S1 - material suplementar (traduzido e adaptado de Oliveira et al. (2018)). O comprimento padrão máximo por espécie foi obtido de Ramos (2018), uma vez que os peixes utilizados no referido trabalho são os mesmos utilizados neste estudo. O hábito alimentar, para a maioria das espécies, também foi obtido de Ramos (2018), com exceção das espécies que tiveram um número insuficiente de indivíduos para caracterização do hábito alimentar. As demais informações sobre hábito alimentar, bem como dos demais atributos funcionais foram obtidas de Oliveira et al. (2018) e de literatura complementar (Quadro S2 – Material Suplementar).

2.4 Análise dos dados

Todos os índices, análises e gráficos foram realizados com o auxílio do software R (R Core Team, 2020). Todas as análises utilizaram valor de significância de $p < 0,05$.

2.4.1 Diversidade funcional

Para testar se a piscicultura em tanques-rede causa modificações na diversidade funcional da ictiofauna silvestre, foi empregada a abordagem proposta por Villéger et al. (2008), com a inclusão do índice de dispersão proposto por Laliberté e Legendre (2010) e do índice de redundância proposto por Ricotta et al. (2016), sendo esta uma abordagem multidimensional de índices de diversidade funcional. Os índices utilizados foram: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) (Villéger et al., 2008), dispersão funcional (FDis) (Laliberté and Legendre, 2010) e redundância funcional (FRed) (Ricotta et al., 2016). FRic representa o volume do espaço multidimensional ocupado pela comunidade e não considera a abundância das espécies, sendo correlacionado com a riqueza de espécies (Villéger et al., 2008). FEve descreve a uniformidade de distribuição da abundância em um espaço de atributos funcionais, levando em consideração a abundância de espécies (Laliberté and Legendre, 2010; Villéger et al., 2008), os valores de FEve são restritos entre 0 e 1, sendo as comunidades com FEve mais próximos de 1 mais uniformes que as comunidades mais próximas de 0 (Villéger et al., 2008). FDiv também está relacionado com a abundância de espécies e representa a distribuição dos atributos dentro de um traço, ao longo da faixa ocupada pela comunidade (Villéger et al., 2008). FDis calcula a distância média de cada espécie ao centroide de todas as espécies da comunidade, sendo o peso de cada uma calculado pela sua abundância (Laliberté and Legendre, 2010). FRed pressupõe que espécies com traços funcionais similares desempenhem as mesmas funções no ecossistema (Ricotta et al., 2016).

FRic, FEve, FDiv e FDis foram calculados usando a função “dbFD” (diversidade funcional baseada em distância) do pacote FD (Laliberté and Legendre, 2010). A matriz de atributos funcionais contém variáveis mistas (contínuas e categóricas), sendo então utilizada a dissimilaridade de Gower, com a correção de Cailliez (Legendre and Legendre, 1998) para autovalores negativos. FRed foi calculado a partir da função “uniqueness” de Ricotta et al. (2016). Todos os índices descritos foram calculados para cada área amostral. Os resultados de cada índice por amostragem foram utilizados

como repetições, tiveram a normalidade testada por meio do teste de Shapiro-Wilk, e, posteriormente, foram empregados os testes U ou t de “Student” (a depender da normalidade dos dados) para comparação das médias ou medianas entre as áreas Tanque e Controle.

As matrizes de dissimilaridade de Gower também foram utilizadas para calcular a diversidade β funcional para cada área. Para isso, utilizamos a função “dissRicotta”, do pacote *adiv* (Pavoine, 2020), que permite a utilização de dados de abundância da comunidade. Para cada área uma matriz de distâncias da dissimilaridade dos pares de coletas foi gerada. Posteriormente, a normalidade foi testada e um teste U ou t de “Student” foi realizado a fim de testar as diferenças entre as áreas na diversidade β funcional.

Para verificar quais atributos foram mais importantes para cada uma das áreas avaliadas, foi calculada a média dos atributos funcionais ponderada pelas abundâncias nas comunidades (CWM), sendo este um índice de composição funcional que representa a média dos valores presentes na comunidade, ponderada pela abundância relativa de táxons (Lavorel et al., 2008). Essa análise retorna valores de média de cada atributo avaliado para cada amostragem em cada área. Os dados de atributos por espécies e suas abundâncias foram transformados em matrizes e CWM foi realizado com o auxílio da função “functcomp”, do pacote *FD* (Laliberté and Legendre, 2010).

2.4.2 Índices de diversidade taxonômica tradicionais e análises multivariadas

Para testar as diferentes capacidades de índices de diversidade taxonômicas tradicionais, análises estatísticas multivariadas e índices de diversidade funcional detectarem influências ambientais de piscicultura em tanques-rede sobre a ictiofauna silvestre, foram empregadas as análises de diversidade taxonômicas tradicionais: riqueza de espécies (S ; função “specnumber”), diversidade de Shannon-Wiener (H' ; função “diversity”) e equabilidade de Pielou (J) (Krebs, 1989). Essas mensurações foram efetuadas por amostragem, submetidas ao teste de normalidade (Shapiro-Wilk), e comparadas entre as áreas Controle e Tanque por meio do teste U ou do teste t de “Student”, a depender da normalidade dos dados. Também, foi calculada a diversidade β taxonômica total, com dados de abundância para cada área, por meio da dissimilaridade de Bray-Curtis e da função “beta.pair.abund” do pacote *betapart* (Baselga et al., 2014). Da mesma forma, uma matriz de dissimilaridade dos pares de coleta foi gerada, a normalidade foi testada (teste Shapiro-Wilk) e a diversidade β taxonômica foi comparada entre as áreas por meio do teste U ou t de “Student”.

Em relação às análises multivariadas, uma ordenação multidimensional não métrica (nMDS) (Kruskal, 1964), foi realizada a fim de resumir os dados de dispersão das amostragens entre as áreas, sendo calculada com base na dissimilaridade de Bray-Curtis e por meio da função “metaMDS”. Essa análise gera um valor de estresse, sendo que valores abaixo de 0,20, nos dão confiabilidade para representação bidimensional dos dados (Clarke and Warwick, 2001). Após a ordenação, um procedimento de permutação de múltiplas respostas (MRPP) (McCune and Grace, 2002) foi realizado, com base na dissimilaridade de Bray-Curtis, com 999 permutações, por meio da função “mrpp”, para verificar se os locais de amostragem demonstraram agrupamento significativo no espaço bidimensional da nMDS.

Para comparar a estrutura da ictiofauna entre as áreas Controle e Tanque foi empregada a análise PERMANOVA *one way*, utilizando-se o índice de Bray-Curtis (Anderson, 2001). A PERMANOVA é sensível às diferenças na dispersão multivariada, o que permite verificar se as

dispersões são significativamente diferentes (Anderson, 2001), sendo essa análise calculada por meio da função “adonis2”. A significância estatística dessa análise foi estimada por meio do teste Monte Carlo (10.000 permutações).

Para verificar qual a contribuição de cada espécie para a diferença eventualmente observada foi aplicado o método de porcentagem de similaridade (SIMPER), também utilizando-se o índice de Bray-Curtis (Clarke, 1993), e calculado por meio da função “simper”. Em caso de detecção de diferenças significativas entre as assembleias pela PERMANOVA, empregamos a análise PERMDISP, com base na distância de amostras, para avaliar se as diferenças observadas estão relacionadas aos fatores analisados (diferenças na composição de espécies) ou se estão apenas relacionados à dispersão ou heterogeneidade das amostras (Anderson, 2004; 2006), sendo calculada por meio da função “betadisper”.

Os índices de diversidade taxonômica tradicionais e as análises estatísticas multivariadas foram realizadas com o auxílio do pacote Vegan (Oksanen et al., 2013).

3. Resultados

Foram amostrados ao todo 2.586 indivíduos, sendo 941 na área Controle e 1.645 na área Tanque. Esses indivíduos pertencem à quatro ordens e 28 espécies (Tabela 1). Na área Controle foram identificadas 25 espécies, sendo seis (*Schizodon intermedius*, *Crenicichla britskii*, *Heterotilapia buttikoferi*, *Astronotus crassipinnis*, *Megalancistrus parananus* e *Pinirampus pirinampu*), restritas à essa área. Na área Tanque, foram identificados 22 táxons, sendo que três (*Leporinus lacustris*, *Hoplosternum littorale* e *Cyphocharax* sp.) foram amostrados apenas nessa área.

3.1 Índices de diversidade funcional

Todas as espécies amostradas com seus respectivos atributos funcionais por área estão descritas na Tabela 1. Os índices de riqueza funcional e uniformidade funcional foram significativamente maiores na área Controle. Os índices de divergência funcional, dispersão funcional e redundância funcional, não detectaram diferenças significativas entre as áreas analisadas. Os testes de médias e mediana estão demonstrados na Figura 2.

Tabela 1. Atributos funcionais para cada espécie amostrada no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil. CT = área Controle; TR = área Tanque; Migração = migração reprodutiva de longa distância; CPM = comprimento padrão máximo; Pisc = piscívoro; Herb = herbívoro; Det = detritívoro; Carn = carnívoro; Carc = carcinófago; Oni = onívoro; Ins = insetívoro; Inv = invertívoro; Bent = bentopelágico; Pel = pelágico; Dem = demersal; Aus = ausente; Pre = presente; Ter = terminal; Sub = subterminal; Sup = superior; Inf = inferior.

Espécies	Hábito alimentar (CT)	Hábito alimentar (TR)	Uso do habitat	Migração	Cuidado parental	Posição da boca	CPM (CT)	CPM (TR)
CHARACIFORMES								
Acestrorhynchidae								
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Pisc	Pisc	Bent	Aus	Aus	Ter	24,1	22,4
Anostomidae								
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral, 1945	-	Herb	Bent	Aus	Aus	Ter	-	16,2
<i>Schizodon intermedius</i> Garavello e Britski (1990)	Herb	-	Bent	Aus	Aus	Ter	30,8	-
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	Herb	Herb	Bent	Aus	Aus	Sub	30,6	30,5
Characidae								
<i>Roeboides</i> cf. <i>descalvadensis</i>	Pisc	Carn	Bent	Aus	Aus	Ter	11,5	9
Curimatidae								
<i>Cyphocharax</i> sp.	-	Det	Bent	Aus	Aus	Ter	-	13
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Det	Det	Bent	Aus	Aus	Sub	11	11,7
Cynodontidae								
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	Carc	Pisc	Pel	Pre	Aus	Sup	44	50
Erythrinidae								
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Pisc	Pisc	Bent	Aus	Pre	Ter	28,8	37
Serrasalminidae								
<i>Metynnis</i> cf. <i>lippincottianus</i>	Herb	Oni	Pel	Aus	Aus	Ter	18,2	21
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	Pisc	Pisc	Pel	Aus	Pre	Ter	25,2	28
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	Pisc	Pisc	Bent	Aus	Pre	Ter	20,3	24,9
Triportheidae								
<i>Triportheus nematurus</i> (Kner, 1858)	Ins	Oni	Bent	Pre	Aus	Ter	17,5	17,1
CICHLIFORMES								
Cichlidae								
<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	Pisc	-	Bent	Aus	Pre	Ter	21,2	-

Espécies	Hábito alimentar (CT)	Hábito alimentar (TR)	Uso do habitat	Migração	Cuidado parental	Posição da boca	CPM (CT)	CPM (TR)
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	Carc	Carc	Bent	Aus	Pre	Ter	35,2	24,9
<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira, 2006	Carc	Pisc	Bent	Aus	Pre	Ter	19	11
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	Ins	-	Bent	Aus	Pre	Ter	19,9	-
<i>Geophagus sveni</i> (Lucinda, Lucena, Assis, 2010)	Inv	Oni	Bent	Aus	Pre	Ter	26,5	19,2
<i>Satanoperca cf. pappaterra</i> Heckel, 1840	Det	Oni	Bent	Aus	Pre	Ter	17,3	19
<i>Heterotilapia buttikoferi</i> (Hubrecht, 1881)	Oni	-	Bent	Aus	Pre	Ter	23	-
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Oni	Oni	Bent	Aus	Pre	Ter	29,9	34
SILURIFORMES								
Callichthyidae								
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	-	Inv	Dem	Aus	Pre	Ter	-	17,1
Loricariidae								
<i>Hypostomus iheringii</i> (Regan, 1908)	Det	Det	Dem	Aus	Pre	Inf	15	15,8
<i>Megalancistrus parananus</i> (Peters 1881)	Det	-	Dem	Aus	Pre	Inf	25	-
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg, 1893)	Det	Det	Dem	Aus	Pre	Inf	34,8	42,3
Pimelodidae								
<i>Pimelodus platicirris</i> Borodin, 1927	Carc	Oni	Bent	Aus	Aus	Ter	37,5	47
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Pisc	-	Dem	Pre	Aus	Ter	49	-
PERCIFORMES *sedis mutabilis*								
Sciaenidae								
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Carc	Carc	Bent	Aus	Aus	Ter	41,5	60

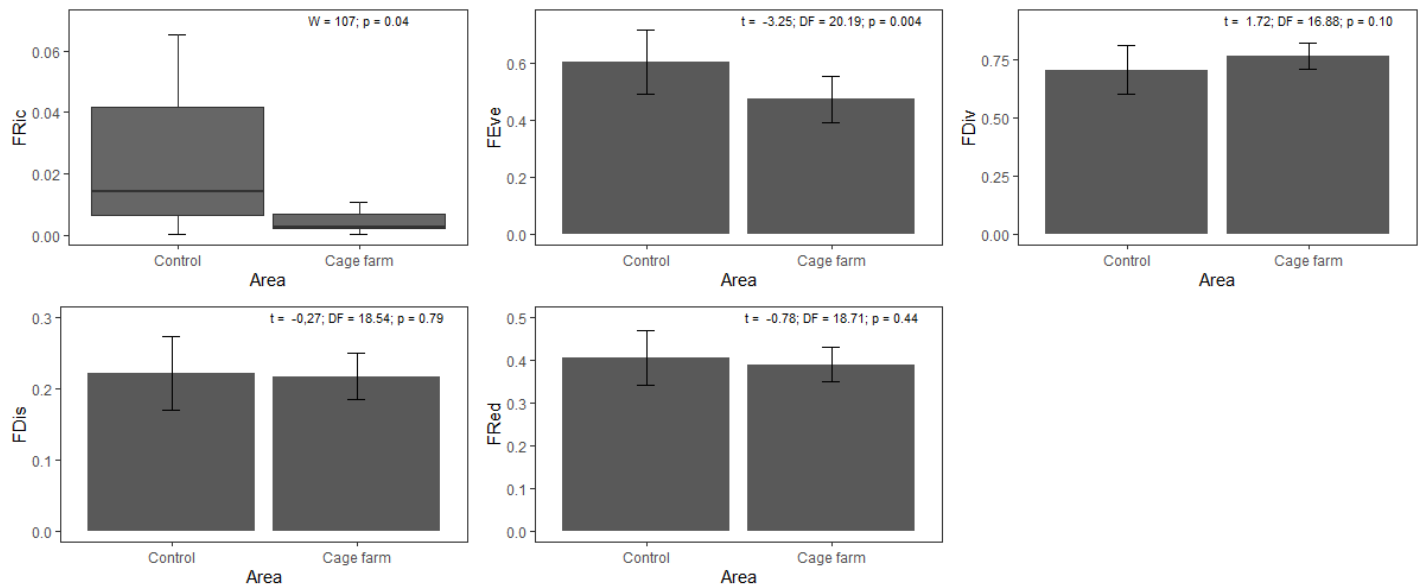


Figura 2. Teste de mediana (FRic) e testes de médias (FEve, FDiv, FDis e FRed), com desvio padrão, para comparação entre as áreas Controle e Tanque no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil. FRic = Riqueza funcional (teste U); FEve = Uniformidade funcional (teste *t* de “Student”); FDiv = Divergência funcional (teste *t* de “Student”); FDis = Dispersão funcional (teste *t* de “Student”); FRed = Redundância funcional (teste *t* de “Student”); *p* = valor de significância.

A diversidade β funcional mostrou valores de média significativamente maiores para a área Controle (Figura 3). Isso significa que nessa área houve maior substituição de atributos funcionais ao longo do tempo. A análise CWM revelou que as modificações funcionais estão principalmente relacionadas as modificações nos hábitos alimentares entre as áreas avaliadas. O hábito alimentar onívoro teve maior destaque em onze das doze amostragens para a área Tanque, enquanto na área Controle, os hábitos carcinófago (oito amostragens), invertívoro (três amostragens) e piscívoro (uma amostragem), foram os mais importantes, mostrando o oportunismo de algumas espécies. Para uso do habitat, migrações reprodutivas de longa distância e posição da boca, os atributos “bentopelágico”, “ausente” e “terminal” foram, respectivamente, os mais importantes em ambas as áreas para todas as amostragens. Já a presença de cuidado parental teve mais importância em cinco amostragens da área Controle e em duas da área Tanque, enquanto a ausência foi mais importante em sete amostragens na área Controle e dez na área Tanque (Tabela 2).

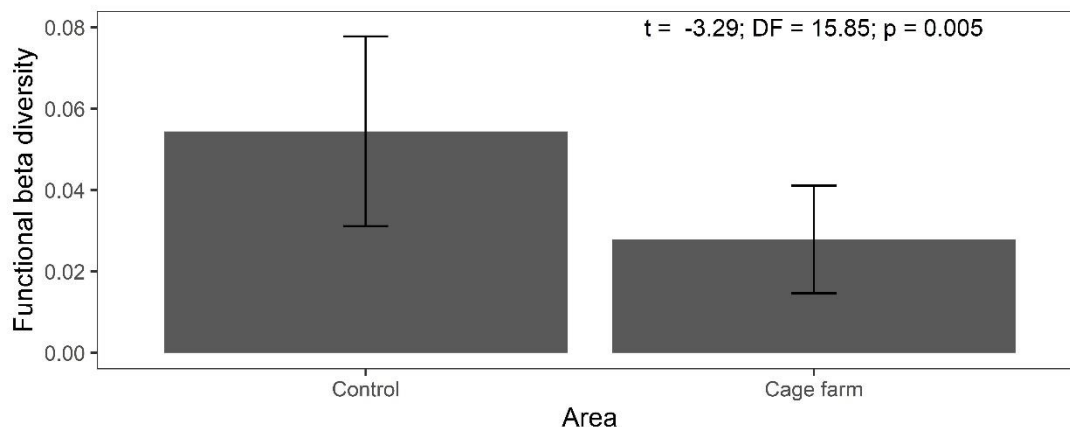


Figura 3. Resultado da comparação de médias pelo teste *t* de “Student” da diversidade β funcional, com desvio padrão, entre as áreas Controle e Tanque no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil. *p* = valor de significância.

Tabela 2. Resultados da análise CWM para as áreas Controle (CT) e Tanque (TR) no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo. MRLD = Migração reprodutiva de longa distância; Carc = carcinófago; Inv = invertívoro; Pisc = piscívoro; Oni = onívoro; Bent = bentopelágico; Aus = ausente; Pre = presente; Ter = terminal.

Amostragens	Hábito alimentar		Uso do habitat		MRLD		Cuidado parental		Posição da boca	
	CT	TR	CT	TR	CT	TR	CT	TR	CT	TR
1	Carc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Aus	Aus	Ter	Ter
2	Carc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Pre	Aus	Ter	Ter
3	Carc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Aus	Pre	Ter	Ter
4	Carc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Aus	Aus	Ter	Ter
5	Inv	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Pre	Aus	Ter	Ter
6	Carc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Aus	Aus	Ter	Ter
7	Carc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Aus	Pre	Ter	Ter
8	Carc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Aus	Aus	Ter	Ter
9	Carc	Carc	Bent	Bent	Aus	Aus	Aus	Aus	Ter	Ter
10	Inv	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Pre	Aus	Ter	Ter
11	Pisc	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Pre	Aus	Ter	Ter
12	Inv	Oni	Bent	Bent	Aus	Aus	Pre	Aus	Ter	Ter

3.2 Índices de diversidade taxonômica tradicionais

Os índices de diversidade taxonômica tradicionais (riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener e equabilidade de Pielou) não demonstraram diferenças significativas entre as áreas (Tabela 3). Da mesma forma, não houve diferença significativa entre a diversidade β taxonômica nas áreas avaliadas (Figura 4).

Tabela 3. Valores dos testes de médias pelo teste *t* de “Student” para riqueza de espécies (S), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equabilidade de Pielou (J) entre as áreas controle e tanque no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil. MC = média para a área Controle; MT = média para a área Tanque; p = valor de significância.

Índices	MC	MT	DF	<i>t</i>	<i>p</i>
S	9,67	10,17	18,20	0,42	0,682
H'	1,52	1,50	18,81	0,13	0,895
J	0,69	0,66	21,47	0,66	0,515

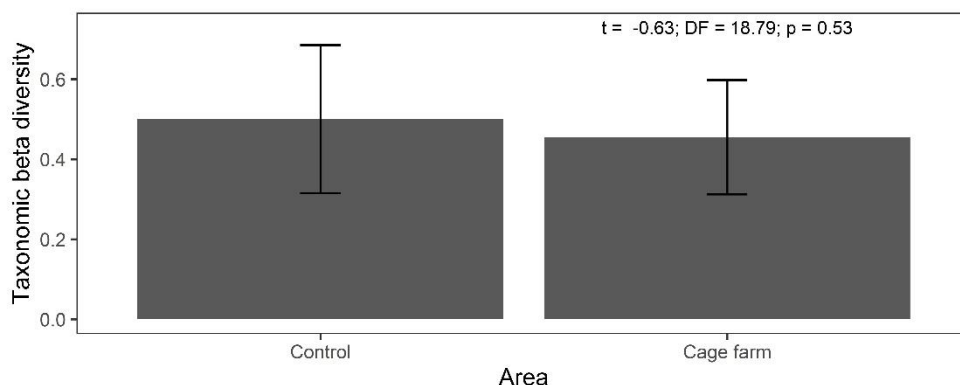


Figura 4. Resultado da comparação de médias pelo teste *t* de “Student” da diversidade β taxonômica, com desvio padrão, entre as áreas Controle e Tanque no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil. *p* = valor de significância.

3.3 Análises estatísticas multivariadas

A ordenação nMDS foi obtida pelas amostragens nas áreas Controle e Tanque (Estresse = 0,17), demonstrando o a maior dispersão das amostragens na área Controle nesse espaço bidimensional. Da mesma forma, a análise MRPP demonstrou um agrupamento significativo entre as áreas ($A = 0,06$; $p = 0,004$), o que indica que as dispersões das amostragens, em termos de espécies e suas abundâncias, diferiram entre os grupos avaliados (Figura 5).

Observou-se diferenças significativas entre as estruturas das assembleias das áreas Controle e Tanque (PERMANOVA “one-way” $DF = 1$; $F = 3,92$; $p = 0,002$), com *Geophagus sveni*, *Plagioscion squamosissimus* e *Pimelodus platicirris* sendo as espécies que mais contribuíram para esta diferença (70% de contribuição - SIMPER). Ainda, os táxons *P. platicirris*, *M. lippincottianus*, *S. nasutus*, *S. marginatus*, *P. ambrosettii*, *H. littorale*, *Cyphocharax* sp. e *L. lacustris* tiveram diferenças significativas em suas abundâncias entre as áreas. O número total de indivíduos de cada espécie e os resultados da análise SIMPER estão descritos na Tabela 4. Observou-se também diferença significativa entre as áreas em relação à distribuição dos indivíduos, de acordo com a PERMDISP (Figura 6).

Tabela 4. Resultados detalhados da análise SIMPER e número de indivíduos registrados de cada espécie nas áreas Controle e Tanque, para o reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil. NC = número de indivíduos na área Controle; NT = número de indivíduos na área Tanque; C = contribuição; CC = contribuição cumulativa; MC = média para a área Controle; MT = média para a área Tanque; *p* = valor de significância.

Espécies	NC	NT	C (%)	CC (%)	MC	MT	p
<i>G. sveni</i>	317	631	28,69	28,69	26,40	52,60	0,130
<i>P. squamosissimus</i>	307	488	22,45	51,14	25,60	40,70	0,902
<i>P. platicirris</i>	23	298	19,28	70,42	1,90	24,80	0,001
<i>S. maculatus</i>	70	11	4,61	75,03	5,80	0,90	0,730
<i>M. lippincottianus</i>	13	56	3,08	78,11	1,10	4,70	0,016
<i>T. nematurus</i>	38	14	3,00	81,11	3,20	1,20	0,989
<i>S. nasutus</i>	9	30	2,81	83,92	0,75	2,50	0,016
<i>C. kelberi</i>	43	9	2,77	86,69	3,60	0,75	0,999
<i>R. vulpinus</i>	32	19	1,92	88,61	2,70	1,60	0,987

Espécies	NC	NT	C (%)	CC (%)	MC	MT	p
<i>S. pappaterra</i>	16	25	1,78	90,39	1,30	2,10	0,974
<i>H. malabaricus</i>	26	6	1,69	92,08	2,20	0,50	0,161
<i>S. marginatus</i>	1	19	1,56	93,64	0,10	1,60	0,001
<i>R. descavadensis</i>	11	13	1,19	94,83	0,90	1,10	0,976
<i>P. ambrosettii</i>	5	13	1,02	95,85	0,40	1,10	0,006
<i>S. insculpta</i>	2	17	0,89	96,74	0,20	1,40	0,070
<i>C. piquiti</i>	7	2	0,61	97,35	0,60	0,20	0,986
<i>O. niloticus</i>	2	7	0,54	97,89	0,20	0,60	0,121
<i>A. lacustris</i>	4	3	0,46	98,35	0,30	0,25	0,890
<i>S. intermedius</i>	5	0	0,35	98,70	0,40	0,00	0,992
<i>C. britskii</i>	4	0	0,32	99,02	0,30	0,00	0,963
<i>H. littorale</i>	0	3	0,23	99,25	0,00	0,25	0,009
<i>Cyphocharax</i> sp.	0	2	0,20	99,45	0,00	1,20	0,009
<i>H. buttikoferi</i>	2	0	0,14	99,59	0,20	0,00	0,993
<i>H. iheringii</i>	1	2	0,13	99,72	0,10	1,20	0,989
<i>L. lacustris</i>	0	1	0,10	99,82	0,00	0,10	0,009
<i>A. crassipinis</i>	1	0	0,07	99,89	0,10	0,00	0,991
<i>M. parananus</i>	1	0	0,06	99,95	0,10	0,00	0,989
<i>P. pirinampus</i>	1	0	0,05	100,00	0,10	0,00	0,993

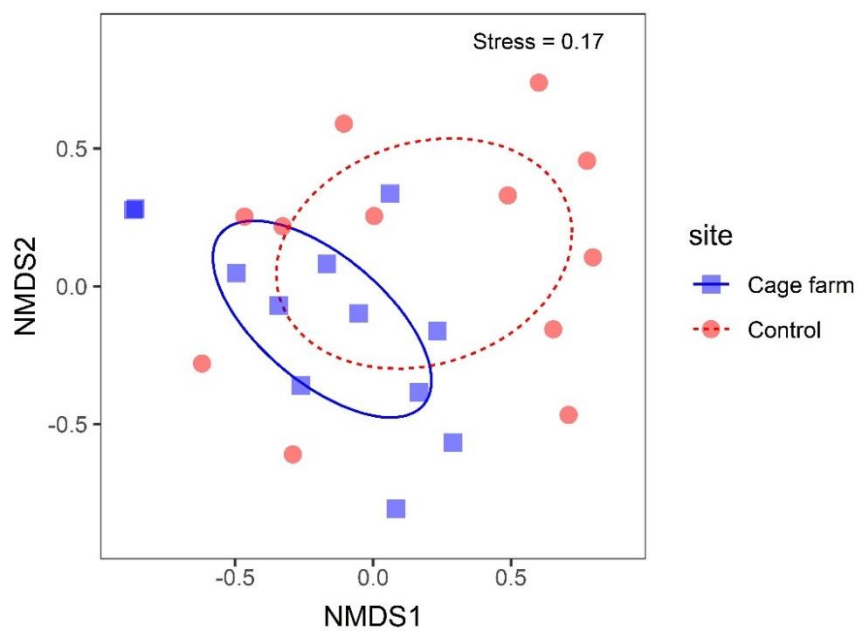


Figura 5. Ordenação nMDS representando a dispersão de cada amostragem nas áreas Controle e Tanque no reservatório de Ilha Solteira, no rio Grande, São Paulo, Brasil.

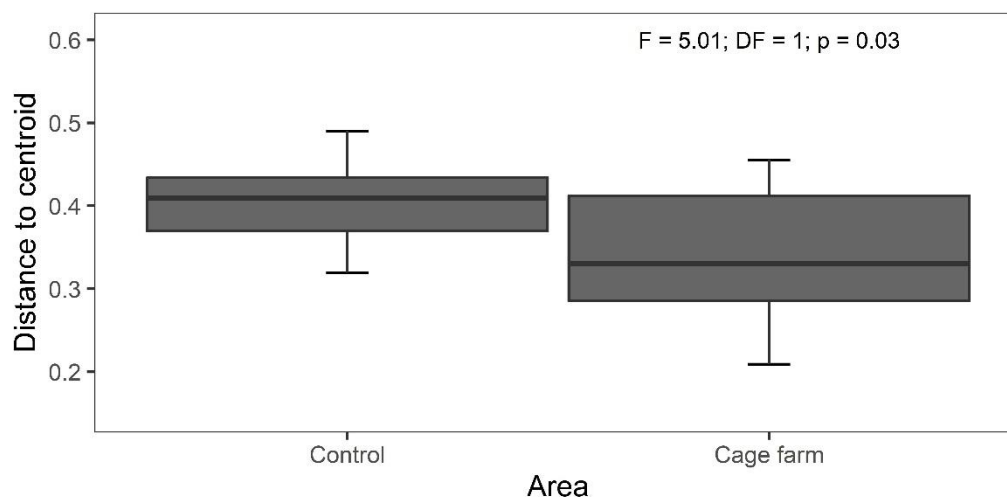


Figura 6. Resultado da análise PERMDISP entre as áreas Controle e Tanque no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil. p = valor de significância.

4. Discussão

Os resultados dos índices de diversidade funcional corroboram com a hipótese 1, de que atividades de piscicultura em tanques-rede causam modificações na diversidade funcional. Foram detectadas diferenças significativas para a riqueza funcional, a uniformidade funcional e a diversidade β funcional entre as áreas Controle e Tanque, assim como a CWM nos mostrou os principais atributos para cada área.

Nossos resultados demonstraram que a área Controle ocupa um maior volume no espaço de atributos funcionais, assim como possui uma maior uniformidade de distribuição dos atributos funcionais, quando comparada à área Tanque. Dessa forma, segundo os índices de riqueza e uniformidade funcional, a área Controle possui maior diversidade. Assim, determinados atributos funcionais estão presentes e, conseqüentemente, alguns recursos estão sendo utilizados na área Controle que não estão sendo utilizados na área Tanque, que ocupa um menor volume no espaço de atributos funcionais. Isso nos indica uma maior utilização do espaço de nicho na área sem a influência dos tanques-rede. Ainda, a maior uniformidade funcional na área Controle indica que os recursos daquele ambiente estão sendo utilizados de forma mais regular. Na área Tanque a uniformidade é menor, indicando que alguns recursos, como a ração, podem estar sendo superexplorados, enquanto outros estão sendo pouco utilizados.

Pisciculturas em tanques-rede causam diversas modificações ambientais locais, como, por exemplo, aumento da matéria orgânica devido à perda de ração para o ecossistema aquático, junto com excretas de muco e fezes, servindo de alimento para algumas espécies (Demétrio et al., 2012; Kliemann et al., n.d.; Ramos et al., 2013). Com isso, espécies generalistas e oportunistas podem se beneficiar nesses locais, aumentando sua abundância, e conseqüentemente ampliando localmente determinados atributos funcionais e diminuindo a uniformidade funcional. Pisciculturas em tanques-rede também são conhecidas por causar introduções de espécies não-nativas, podendo promover modificações na teia trófica (Nobile et al., 2020; Vitule et al., 2019). Adicionalmente, os resíduos dessa atividade podem modificar a taxa de sedimentação, gerando aumento no material particulado

(da Silva Cacho et al., 2020). Devido a isso o ambiente pode apresentar características desfavoráveis para algumas espécies, limitando suas ocorrências e diminuindo a riqueza funcional.

A menor substituição de atributos funcionais ao longo do tempo na área Tanque demonstra que devido a presença de pisciculturas em tanques-rede, há disponibilidade de recursos alimentares e abrigo de forma homogênea ao longo do tempo, fazendo com que determinados atributos sejam beneficiados de forma igual durante o ano. Já nas áreas livres dessa atividade ocorrem oscilações na oferta de seus recursos, em virtude das mudanças ambientais temporais, causando maior substituição de atributos funcionais ao longo do tempo. Desta forma, é possível verificar o oportunismo trófico de algumas espécies que utilizam a ração como recurso alimentar durante todo o ano. Assim, as comunidades em áreas de pisciculturas em tanques-rede tendem a não apresentar modificações significativas ao longo do tempo, enquanto comunidades de áreas livres dessa influência podem variar em função das variações ambientais (Orlandi-Neto et al., n.d.).

É possível perceber a importância da ração como recurso alimentar para a ictiofauna silvestre na área Tanque, pois enquanto diversos hábitos alimentares foram importantes nas amostragens para a área Controle, na área Tanque, o hábito onívoro foi o que obteve maior média ponderada em onze das doze amostragens, verificado pela CWM. Assim, fica evidente que, além da modificação alimentar dos peixes generalistas devido à presença de ração, destaca-se a importância do atributo hábito alimentar para os resultados destacados em FRic, FEve e diversidade β funcional. Para os demais atributos, as modificações devidas à presença dos tanques-rede não foram tão marcantes como observado para o hábito alimentar, com alguns atributos apresentando a mesma importância em ambas as áreas.

Complementarmente, a construção de barragens é um dos principais impactos que o ambiente aquático pode sofrer, causando modificações na estrutura das assembleias de peixes, o que leva a mudanças na composição e abundância de espécies (Gomes and Miranda, 2001; Muniz et al., 2019). Essa atividade pode afetar também atributos funcionais da ictiofauna, causando prejuízo, por exemplo, de comportamentos migratórios (Lima et al., 2016; Muniz et al., 2019) e ausência de cuidado parental (Agostinho et al., 2016; Muniz et al., 2019; Oliveira et al., 2018) e, favorecendo atributos como uso do habitat bentopelágico (Oliveira et al., 2018). Assim, a construção da barragem de Ilha Solteira e a formação de seu reservatório possivelmente já causou grande reestruturação da ictiofauna regionalmente. Com isso, determinados atributos funcionais foram prejudicados, tendo sua frequência/abundância diminuída ou até mesmo desaparecida, enquanto outros foram beneficiados, aumentando sua frequência/abundância na ictiofauna do reservatório. Espécies dominantes nesse novo ambiente de reservatório podem ocupar ambas as áreas avaliadas, deixando em segundo plano a influência da piscicultura, como demonstrado pela CWM.

Do mesmo modo, as modificações funcionais causadas anteriormente pela construção do reservatório podem ter tamanha importância a ponto dos índices de divergência, dispersão e redundância funcional não detectarem diferenças significativas devido à presença da piscicultura em tanques-rede. Dessa forma, destacamos a importância da continuidade de estudos que avaliem modificações na diversidade funcional da ictiofauna para melhor compreensão das influências ambientais sinérgicas de represamentos e pisciculturas em tanques-rede.

Em relação as análises de diversidade tradicionais utilizadas (riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener, equabilidade de Pielou e diversidade β taxonômica), os resultados não demonstraram diferenças entre as áreas Controle e Tanque, o que indicaria, equivocadamente, que a

piscicultura em tanques-rede não causou modificações na ictiofauna. No entanto, a análise multivariada PERMANOVA, que leva em consideração as espécies e suas respectivas abundâncias ao longo das amostragens entre as áreas, identificou diferença significativa entre as ictiofaunas avaliadas, revelando diferenças que os índices tradicionais não foram capazes de identificar.

Das três espécies principais responsáveis pelas modificações taxonômicas detectadas entre as áreas avaliadas (*Geophagus sveni* (não nativa), *Plagioscion squamosissimus* (não nativa) e *Pimelodus platicirris* (nativa)), apenas *P. platicirris* obteve diferença significativa na abundância de indivíduos entre as áreas. Isso ocorre provavelmente porque *P. platicirris* é uma espécie onívora/generalista, com comportamento oportunista (Ramos et al., 2011; Silva, 2018), que pode se beneficiar da parcela da ração da alimentação das tilápias perdida para o ecossistema aquático na área Tanque. Esse aumento da abundância de peixes do gênero *Pimelodus* devido à presença de pisciculturas em tanques-rede já foi relatado na literatura (Brandão et al., 2014; Nobile et al., 2018; Ramos et al., 2013).

Como verificado, as modificações reveladas pelas análises multivariadas ocorrem devido à dispersão e heterogeneidade dos dados e não à diferença na estrutura dos grupos. Isso significa que a composição de espécies entre as áreas Controle e Tanque é similar, porém, a dispersão das abundâncias dessas espécies é diferente, sendo maior na área Controle. Esse fato possivelmente ocorreu devido às modificações sazonais de disponibilidade de recursos alimentares (Abelha et al., 2001; Silva et al., 2012), as quais, devido à presença da ração, não ocorrem na área Tanque. Assim, as análises multivariadas empregadas no presente estudo se mostraram mais sensíveis para avaliar perturbações do que índices tradicionais univariados.

Dessa forma, os problemas relacionados aos índices tradicionais de diversidade taxonômica foram detectados no presente trabalho, onde não foi identificada diferença para riqueza de espécies, pois o número de espécies entre as áreas é similar. Porém, há diferenças nos atributos funcionais das espécies, que pôde ser visualizado pelo índice de riqueza funcional. Sendo a composição de espécies diferente em cada área, a composição funcional também se mostrou diferente, apesar do número similar de espécies. Schleuter et al. (2010) afirmam que comunidades com o mesmo número de espécies podem ter diferentes riquezas funcionais quando os atributos funcionais de uma comunidade estão mais agrupados que a outra, o que aconteceu com a área Tanque, que possui uma menor riqueza de atributos funcionais, ocupando um menor espaço de nicho.

Da mesma forma, os índices tradicionais de diversidade, equabilidade e β diversidade de espécies indicaram que as áreas Controle e Tanque eram similares, porém, foi detectada diferença pelas análises multivariadas, que consideram todas as espécies e suas abundâncias em uma comparação entre grupos, sendo mais sensível para predições ecológicas. Também o índice de uniformidade funcional (FEve) evidenciou diferença na distribuição de atributos funcionais entre as áreas, assim como a diversidade β funcional revelou maior substituição de atributos funcionais na área Controle, nos dando possibilidades de previsões de modificações funcionais devido ao aumento de atividades de pisciculturas em tanques-rede. Revelamos assim, informações que os índices tradicionais não são capazes de detectar.

Esses resultados evidenciam a problemática relacionada à utilização apenas de índices tradicionais e a maior sensibilidade de índices funcionais e análises multivariadas em pesquisas ecológicas, corroborando assim a hipótese 2, de que índices de diversidade taxonômica, análise

estatística multivariada e índices de diversidade funcional não possuem a mesma capacidade de detecção de influência ambiental da piscicultura sobre a ictiofauna silvestre.

Com isso, demonstramos a maior acurácia dos índices de diversidade funcional e das análises estatísticas multivariadas para esse tipo de estudo. Apontamos também a necessidade do uso de diferentes índices e análises para pesquisas ecológicas (Green and Chapman, 2011; Roa-Fuentes et al., 2019), assim como para avaliações após perturbações (Villéger et al., 2010), como uma forma de compreender todos os aspectos possíveis da biodiversidade, para que a perda de informação seja minimizada e para que possam ser realizadas ações de conservação e restauração mais eficazes (Roa-Fuentes et al., 2019).

Tais fatos nos permitem compreender a importância da ração para modificações ambientais da ictiofauna. Com isso, é possível inferir que a utilização de rações de melhor qualidade, utilizadas em menor quantidade pode implicar em diminuição do custo de produção para o piscicultor assim como nos efeitos ambientais sobre a biota local e ecossistema aquático. Destacamos a importância da inclusão de uma abordagem multifacetada de análises, com foco na diversidade funcional, nas legislações pertinentes, para que tenhamos condições de compreender melhor as influências ambientais das atividades humanas. Assim, evidencia-se a importância de incentivo científico no Brasil, como impulsionador de desenvolvimento ambiental, social e econômico.

5. Referências Bibliográficas

- Abelha, M.C.F., Agostinho, A.A., Goulart, E., 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci.* 23, 425–434. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v23i0.2696>
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G., Pelicice, F.M., 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res.* 173, 26–36. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Suzuki, H.I., Júlio Jr, H.F., 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil, in: Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., Baer, A. (Eds.), *Migratory Fishes of South America*. World Fisheries Trust, Victoria, p. 383.
- Agostinho, A.A., Júlio Jr, H.F., 1999. Peixes da bacia do Alto Rio Paraná, in: Lowe-McConnell, R.H. (Ed.), *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. EDUSP, São Paulo, p. 534.
- Anderson, M.J., 2006. Distance-Based Tests for Homogeneity of Multivariate Dispersions. *Biometrics* 62, 245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46.
- Anderson, M. J., 2004. PERMDISP: a FORTRAN Computer Program for Permutational Analysis of Multivariate Dispersions (for Any Two-factor ANOVA Design) Using Permutation Tests. Department of Statistics, University of Auckland.
- Ayroza, D., Carmo, F., Ayroza, L., 2011. Panorama da Piscicultura no Brasil: destaque para o potencial do Estado de São Paulo. *Casa da Agric.* 14, 9–10.
- Baselga, A., Orme, D., Villéger, S., Bortoli, J., Leprieux, F., 2014. Package betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components.
- Brandão, H., Santana, J.C. de O., Ramos, I.P., Carvalho, E.D., 2014. Influence of cage farming on feeding and reproductive aspects of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Pimelodidae) in the Chavantes reservoir, Brazil. *Acta Sci. Biol. Sci.* 36, 41–50. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v36i1.21039>

- Calça, A.M., Grelle, C.E.V., 2016. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. *Oecologia Aust.* 20, 401–416. <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.01>
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9, 93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- Clarke, K., Warwick, R., 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216, 265–278. <https://doi.org/10.3354/meps216265>
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143.
- da Silva Cacho, J.C., Teixeira de Moura, R.S., Henry-Silva, G.G., 2020. Influence of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fish farming in net cages on the nutrient and particulate matter sedimentation rates in Umari reservoir, Brazilian semi-arid. *Aquac. Reports* 17, 100358. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100358>
- da Silva Camilo, G., de Freitas Terra, B., Araújo, F.G., 2018. Using the relationship between taxonomic and functional diversity to assess functional redundancy in streams of an altered tropical watershed. *Environ. Biol. Fishes* 101, 1395–1405. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0786-3>
- Delariva, R. L., Hahn, N. S., Kashiwaqui, E. A. L., 2013. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology*, v.11, p.891-904.
- Demétrio, J.A., Gomes, L.C., Latini, J.D., Agostinho, A.A., 2012. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture* 330–333, 172–178. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.11.026>
- Diaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. *TRENDS Ecol. Evol.* 16, 646–655.
- Duke Energy, 2008. Peixes do Rio Paranapanema. São Paulo: Horizonte.
- Ernst, R., Linsenmair, K.E., Rödel, M.-O., 2006. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133, 143–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.028>
- Espín, L.T.R., 2018. Análisis de riesgo de peces ornamentales cultivados en el Estado de Morelos. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Felsing, M., Glencross, B., Telfer, T., 2005. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. *Aquaculture* 243, 159–174. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2004.09.033>
- Fleming, I. A., Huntingford, F., 2012 Reproductive Behavior. In: Huntingford, F., Jobling, M., Kadri, S (Eds). *Aquaculture and Behavior*. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Froese, R., Pauly, D., 2019. Fish Base [WWW Document]. URL <https://www.fishbase.se/search.php>
- Gomes, L.C., Miranda, L.E., 2001. Riverine characteristics dictate composition of fishassemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná River basin. *Regul. Rivers Res. Manag.* 17, 67–76. [https://doi.org/https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200101/02\)17:1<67::AID-RRR615>3.0.CO;2-P](https://doi.org/https://doi.org/10.1002/1099-1646(200101/02)17:1<67::AID-RRR615>3.0.CO;2-P)
- Graça, W.J. da, Pavanelli, C.S., 2007. Peixes da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá.
- Green, R., Chapman, P.M., 2011. The problem with indices. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1377–1380. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.02.016>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Pesquisa da pecuária municipal. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Produção da pecuária municipal 2019. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.
- Kliemann, B.C.K., Delariva, R.L., Manoel, L. de O., Silva, A.P. dos S., Veríssimo-Silveira, R., Ramos, I.P., n.d. Do cage fish farms promote interference in the trophic niche of wild fish in Neotropical Reservoir? (In preparation)
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological methodology*. Collins, New York.
- Kruskal, J.B., 1964. Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29, 115–129.

<https://doi.org/10.1007/BF02289694>

- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305.
- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Funct. Ecol.* 22, 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical ecology, 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Lima, A.C., Wrona, F.J., Soares, A.M.V.M., 2016. Fish traits as an alternative tool for the assessment of impacted rivers. *Rev. Fish Biol. Fish.* 27, 31–42. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9446-x>
- Lombarte, A., Gordo, A., Whitfield, A.K., James, N.C., Tuset, V.M., 2012. Ecomorphological analysis as a complementary tool to detect changes in fish communities following major perturbations in two South African estuarine systems. *Environ. Biol. Fishes* 94, 601–614. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9966-0>
- McCune, B., Grace, J.B., 2002. MRPP (Multi-response Permutation Procedures) and Related Techniques. In: B. McCune and J. B. Grace, eds. Analysis of ecological communities. Gleneden Beach: MjM Software Design.
- Miller, B. S., Kendall, A. W., 2009. Fish Reproduction. In: Early Life History of Marine Fishes. Oakland: University of California Press.
- Montanini Neto, R., Ostrensky, A., 2015. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. *Aquac. Res.* 46, 1309–1322. <https://doi.org/10.1111/are.12280>
- Mouillot, D., Gaillard, S., Aliaume, C., Verlaque, M., Belsher, T., Troussellier, M., Do Chi, T., 2005. Ability of taxonomic diversity indices to discriminate coastal lagoon environments based on macrophyte communities. *Ecol. Indic.* 5, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.04.004>
- Muniz, C.M., Santos, N.C.L., Baumgartner, M.T., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2019. Chronological age and reservoir characteristics as predictors of trait composition in Neotropical reservoir fish assemblages. *Ecol. Freshw. Fish* 12510. <https://doi.org/10.1111/eff.12510>
- Nobile, A.B., Cunico, A.M., Vitule, J.R.S., Queiroz, J., Vidotto-Magnoni, A.P., Garcia, D.A.Z., Orsi, M.L., Lima, F.P., Acosta, A.A., da Silva, R.J., do Prado, F.D., Porto-Foresti, F., Brandão, H., Foresti, F., Oliveira, C., Ramos, I.P., 2020. Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. *Rev. Aquac.* 12, 1495–1517. <https://doi.org/10.1111/raq.12393>
- Nobile, A.B., Zanatta, A.S., Brandão, H., Zica, É. de O.P., Lima, F.P., Freitas-Souza, D., Carvalho, E.D., Silva, R.J. da, Ramos, I.P., 2018. Cage fish farm act as a source of changes in the fish community of a Neotropical reservoir. *Aquaculture* 495, 780–785. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.06.053>
- Nowakowski, G. C., Hahn, N. S., Fugi, R., 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*, v.6, p. 567–576.
- Oksanen, J., et al., 2013. Vegan: Community Ecology Package. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>>.
- Oliveira, A.G., Baumgartner, M.T., Gomes, L.C., Dias, R.M., Agostinho, A.A., 2018. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshw. Biol.* 63, 293–305. <https://doi.org/10.1111/fw.13064>
- Orlandi-Neto, A., Amorim, R.V., Delariva, R.L., Camargo, A.F.M., Veríssimo-Silveira, R., Ramos, I.P., n.d. Structure and composition of ichthyofauna associated with cage fish farming after severe drought in a Neotropical reservoir. (In preparation)
- Paes, J.V.K., 2010. A ictiofauna do Rio do Peixe sob a influência da represa de Barra Bonita (SP): índices ecológicos e condições limnológicas. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho.”
- Pagliarini, C.D., 2019. Dieta, aspectos metabólicos e parasitológicos de *Oreochromis niloticus* cultivados e silvestres no reservatório de Ilha Solteira, Rio Grande, SP. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências de Botucatu.
- Pavoine, S., 2020. adiv: An R package to analyse biodiversity in ecology. *Methods Ecol. Evol.* 11, 1106–1112. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13430>

- Pavoine, S., Ricotta, C., 2019. Measuring functional dissimilarity among plots: Adapting old methods to new questions. *Ecol. Indic.* 97, 67–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.048>
- Pelice, F.M., Vitule, J.R.S., Lima Júnior, D.P., Orsi, M.L., Agostinho, A.A., 2014. A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conserv. Lett.* 7, 55–60.
- Ramos, I.P., Brandão, H., Zanatta, A.S., Zica, É.D.O.P., Silva, R.J., Rezende-Ayroza, D.M.M. De, Carvalho, E.D., 2013. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture* 414–415, 56–62. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.07.013>
- Ramos, I. P., 2018. Impactos de pisciculturas em tanques-rede sobre a ictiofauna silvestre no reservatório de Ilha Solteira, SP/MS: diversidade, dieta, reprodução e parasitismo.
- Ramos, I.P., Vidotto-magnoni, A.P., Brandão, H., David, G.S., Carvalho, E.D., 2011. Feeding, reproduction and population structure of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae) from Paraná basin: a review. *Bol. da Soc. Bras. Limnol.* 39, 1–15.
- R Development Core Team, 2020. R, a Language and Environment for Statistical Computing. Version 4.0.3. R Foundation for Statistical Computing, Austria.
- Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E., Rosenberg, D.M., 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16.
- Ricotta, C., de Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B.E.L., Pavoine, S., 2016. Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. *Methods Ecol. Evol.* 7, 1386–1395. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12604>
- Riera, R., Tuset, V.M., Rodríguez, M., Monterroso, Ó., Lombarte, A., 2017. Analyzing functional diversity to determine the effects of fish cages in insular coastal wild fish assemblages. *Aquaculture* 479, 384–395. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.06.014>
- Roa-Fuentes, C.A., Heino, J., Cianciaruso, M. V., Ferraz, S., Zeni, J.O., Casatti, L., 2019. Taxonomic, functional, and phylogenetic β -diversity patterns of stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshw. Biol.* 64, 447–460. <https://doi.org/10.1111/fwb.13233>
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Argillier, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.* 80, 469–484.
- Silva, A.P. dos S., 2018. Aspectos reprodutivos de três espécies de peixes silvestres sob a influência de uma piscicultura em tanques-rede, no rio Grande, reservatório de Ilha Solteira, SP/MS. Universidade Estadual Paulista - UNESP.
- Silva, D.A., Pessoa, E.K.R., Costa, S.A.G.L., Chellappa, N.T., Chellappa, S., 2012. Ecologia alimentar de *Astyanax lacustris* (Osteichthyes: Characidae) na Lagoa do Piató, Assu, Rio Grande do Norte, Brasil. *Biota Amaz.* 2, 74–82.
- Terra, B. de F., Hughes, R.M., Araújo, F.G., 2016. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecol. Freshw. Fish* 25, 527–544. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>
- Tilman, D., 2001. Functional Diversity, in: *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, pp. 109–120. <https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2>
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. *Ecology* 89, 2290–2301.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D., 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol. Appl.* 20, 1512–1522.
- Vita, R., Marín, A., Madrid, J., Jiménez-Brinquis, B., Cesar, A., Marín-Guirao, L., 2004. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 277, 253–261. <https://doi.org/10.3354/meps277253>
- Vitule, J.R.S., Occhi, T.V.T., Kang, B., Matsuzaki, S.-I., Bezerra, L.A., Daga, V.S., Faria, L., Frehse, F. de A., Walter, F., Padial, A.A., 2019. Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. *Biodivers. Conserv.* 28, 3037–3043. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01815-7>
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W.,

- Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeinghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Soesbergen, A. Van, Saenz, L., 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-.). 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- Yabe, R. de S., Bennemann, S.T., 1994. Regime alimentar de *Schizodon intermedius* Garavello & Britski do rio Tibagi, Paraná, e sua relação com algumas características morfológicas do trato digestivo (Osteichthyes, Anostomidae). *Rev. Bras. Zool.* 11, 777–788.
- Yasui, G.S., 2007. Variação temporal da motilidade espermática da Tilápia do Nilo em amostras refrigeradas e ativas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.
- Yasui, G.S., Santos, L.C. dos, Filho, O.P.R., Shimoda, E., Arias-Rodriguez, L., 2006. Cultivo monosssexual de tilápias: importância e obtenção por sexagem e inversão sexual, in: Oliveira, H.P. (Ed.), *Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia*. FEP-MVZ, Belo Horizonte, p. 61.

Material Suplementar

Quadro S1 - Descrição dos atributos funcionais utilizadas nas análises (continua).

Atributo funcional	Tipos	Descrição	Referência
Comprimento Padrão máximo (mm)	Contínuo	O maior comprimento obtido para a espécie entre o ponto mais anterior do corpo (focinho) e a última vértebra, em linha reta.	Graça and Pavanelli, (2007)
Posição da boca	Inferior	A posição da boca quando se abre na parte ventral do corpo	Froese and Pauly (2019)
	Subterminal	Boca cuja abertura é direcionada para a região inferior da cabeça, logo abaixo/atrás do plano transversal que passa pela extremidade mais anterior da cabeça	Graça and Pavanelli, (2007)
	Terminal	Boca que se abre na extremidade anterior da cabeça com os maxilares superiores e inferiores iguais	Froese and Pauly (2019)
	Superior	Boca que se abre na parte superior da cabeça, com o maxilar inferior mais avançado que o maxilar superior	Froese and Pauly (2019)
Guilda trófica	Detritívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de detritos e sedimentos (matéria orgânica particulada fina em diferentes estágios de decomposição e com partículas minerais presentes)	Nowakowski et al. (2008); Delariva et al. (2013)
	Onívoro	Espécies que se alimentam de itens de origem animal (microcrustáceos, insetos e peixes), alimentos vegetais (folhas, frutos, sementes e algas), além de detritos, em proporção semelhante	Nowakowski et al. (2008)
	Insetívoro	Espécies que se alimentam predominantemente (> 50%) de insetos terrestres (Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Isoptera e Orthoptera)	Delariva et al. (2013)
	Piscívoro	Espécies que alimentam predominantemente (> 50%) de peixes	Nowakowski et al. (2008)
	Invertívoro	Espécies que se alimentam predominantemente (> 50%) de invertebrados aquáticos	Delariva et al. (2013)
	Herbívoros	Espécies que se alimentam predominantemente (> 50%) de partes de plantas vasculares, como folhas, sementes e frutos	Delariva et al. (2013)
	Carcinófago	Espécies que se alimentam predominantemente (> 50%) de decápodes	Delariva et al. (2013)

Atributo funcional	Tipos	Descrição	Referência
	Carnívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de tecidos animais	Froese and Pauly (2019)
Cuidado parental	Presente ou Ausente	Espécies que os pais interagem com seus descendentes de várias maneiras que melhoram o desenvolvimento e a sobrevivência da prole (desde a deposição de ovos em substratos selecionados até a proteção completa de massas ou jovens de ovos; construção de ninhos, limpeza de ninhos, abanando)	Miller and Kendall (2009); Fleming and Huntingford (2012)
Migração	Presente ou Ausente	Espécies que realizam longas migrações reprodutivas (superior a 100 Km)	Agostinho et al. (2003)
Uso do habitat	Bentopelágica	Espécies que vivem e se alimentam próximo ao fundo, bem como em águas profundas próximo ao fundo (sedimento)	Froese and Pauly (2019)
	Pelágica	Espécies que vivem e se alimentam na superfície ou em profundidades médias; natação livre em águas abertas	Froese and Pauly (2019)
	Demersal	Espécies que vivem deitadas ao fundo se alimentando de organismos bentônicos	Froese and Pauly (2019)

Fonte: adaptado de Oliveira et al. (2018).

Quadro S2 - Referências utilizadas para determinar os atributos funcionais de cada espécie amostrada no reservatório de Ilha Solteira, rio Grande, São Paulo, Brasil.
 Migração = migração reprodutiva de longa distância; CPM = comprimento padrão máximo (continua).

Espécies	Hábito alimentar	Uso do habitat	Migração	Cuidado parental	Posição da boca	CPM
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Oliveira et al. (2018); Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Leporinus lacustris</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Schizodon intermedius</i>	Agostinho e Júlio Jr (1999)*; Yabe and Benneman (1994)	Froese e Pauly (2019)	Agostinho e Júlio Jr (1999)*; Oliveira et al. (2018)*	Duke Energy (2008)	Duke Energy (2008)*	Ramos (2018)
<i>Schizodon nasutus</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Roeboides cf. descavadensis</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Cyphocharax sp.</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)

Espécies	Hábito alimentar	Uso do habitat	Migração	Cuidado parental	Posição da boca	CPM
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Metynnis cf. lippincottianus</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Triportheus nematurus</i>	Ramos (2018)	Froese and Pauly (2019)	Agostinho et al. (2007)	Paes (2010)	Graça e Pavanelli (2007)	Ramos (2018)
<i>Astronotus crassipinnis</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Cichla kelberi</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Cichla piquiti</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Crenicichla britskii</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)

Espécies	Hábito alimentar	Uso do habitat	Migração	Cuidado parental	Posição da boca	CPM
<i>Geophagus sveni</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Satanoperca cf. pappaterra</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Heterotilapia buttikoferi</i>	Yasui (2007); Yasui et al. (2006)	Froese and Pauly (2019)	Duke Energy (2008)***; Oliveira et al. (2018)***	Espín (2018); Graça e Pavanelli (2007)**	Graça e Pavanelli (2007)**	Ramos (2018)
<i>Oreochromis niloticus</i>	Pagliarini (2019); Ramos (2018)	Froese and Pauly (2019)	Duke Energy (2008)	Agostinho et al. (2007)	Graça and Pavanelli (2007)	Ramos (2018)
<i>Hoplosternum littorale</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Hypostomus iheringii</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Megalancistrus parananus</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)

Espécies	Hábito alimentar	Uso do habitat	Migração	Cuidado parental	Posição da boca	CPM
<i>Pimelodus platicirris</i>	Ramos (2018)	Froese e Pauly (2019)	Agostinho et al. (2003)*; Oliveira et al. (2018)*	Agostinho et al. (2003)*; Oliveira et al. (2018)*	Oliveira et al. (2018)*	Ramos (2018)
<i>Pinirampus pirinampu</i>	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Ramos (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Oliveira et al. (2018)	Ramos (2018)

*Dados de espécies do mesmo gênero. **Dados da família. ***Dados para espécies da mesma família.