



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**TESE**

**O uso da distinção taxonômica, diversidade funcional e modelagem trófica como ferramentas para avaliar as assembleias de peixes em reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais**

**Tailan Moretti Mattos**

*Sob a Orientação do Professor*

*Dr. Francisco Gerson Araújo*

*e Co-orientação do Professor*

*Dr. Rafael de Almeida Tubino*

**Fevereiro/2019**

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**O uso da distinção taxonômica, diversidade funcional e modelagem trófica como ferramentas para avaliar as assembleias de peixes em reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais**

**Tailan Moretti Mattos**

*Sob a Orientação do Professor*

Dr. Francisco Gerson Araújo

*e Co-orientação do Professor*

Dr. Rafael de Almeida Tubino

Tese submetida à coordenação do Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Biologia Animal, Área de Concentração: Biodiversidade Animal

Seropédica, RJ

Fevereiro/2019

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M425      Moretti Mattos , Tailan, 1988-  
Matu      O uso da distinção taxonômica, diversidade funcional  
            e modelagem trófica como ferramentas para avaliar as  
            assembleias de peixes em reservatórios com diferentes  
            configurações hidro-ambientais / Tailan Moretti  
            Mattos . - 2019.  
            128 f. : il.

            Orientador: Francisco Gerson Araújo.  
            Coorientador: Rafael de Almeida Tubino.  
            Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do  
Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Biologia ,  
2019.

            1. Impacto antrópico. 2. Ecossistemas aquáticos. 3.  
Redundância funcional. 4. Ecopath. 5. Espécies-chave.  
I. Gerson Araújo, Francisco, 1954-, orient. II. de  
Almeida Tubino, Rafael , 1970-, coorient. III  
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.  
Programa de Pós-graduação em Biologia . IV. Título.

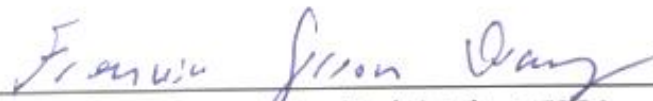
O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de  
Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

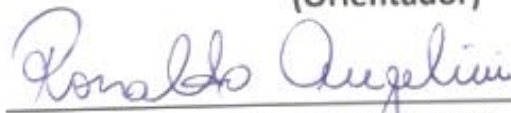
TAILAN MORETTI MATTOS

O uso da distinção taxonômica, diversidade funcional e modelagem trófica como ferramentas para avaliar as assembleias de peixes em reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais

Tese aprovada em 22 / 02 / 2019



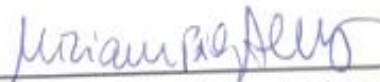
Francisco Gerson Araújo (Ph.D) – UFRRJ  
(Orientador)



Ronaldo Angelini (Dr.) – UFRN



Luisa Resende Manna (Dra.) – UERJ



Miriam Pilz Albrecht (Dra.) – UFRJ



Albert Luiz Suhett (Dr.) – UFRRJ

## Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado forças para concluir mais essa importante fase da minha vida.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e ao Laboratório de Ecologia de Peixes, por me proporcionar esses doze anos de aprendizado e acolhimento.

Ao professor Francisco Gerson Araújo por aceitar esse desafio de me orientar, pela paciência, atenção, dedicação e ótimas tardes de ensinamentos científicos e muitas risadas. Agradeço também principalmente pela confiança, possibilitando assim o desenvolvimento e conclusão desta Tese. O senhor é um exemplo a ser seguido por nós! É o primeiro a chegar e o último a sair do laboratório, trabalhando *hard* de sol a sol ou até mesmo nas madrugadas. Ensina-nos através do exemplo que é com trabalho e dedicação que se conquistam objetivos nesta vida! Como senhor mesmo diz "*if you want you have to try hard*". Talvez as palavras não sejam capazes de traduzir o meu sentimento de gratidão, muito obrigado!

Ao professor Rafael de Almeida Tubino pela Co-orientador, sem sua ajuda atenção e parceria não teria sido possível realizar o presente trabalho.

Ao professor Ronaldo Angelini, que ao oferecer o curso sobre Ecopath possibilitou a construção do capítulo três desta tese e que certamente abrirá portas para a realização outros trabalhos.

Ao professor Marcus Rodrigues da Costa, que ao longo de minha caminha tem sido um grande Amigo e Professor! Companheiro em todos os momentos!

Aos meus pais João Luiz e Alcirlene, minha irmã Carla, a meu mais novo irmão Renan e a Catinha, minha mãe do coração, que são minha família, base de tudo na minha vida, que me apoiaram todos esses anos, proporcionando o meu ingresso nesta Universidade, me apoiando ao longo de toda a trajetória e principalmente pela compreensão e ajuda nestes momentos difíceis de conclusão. O meu mais puro amor é de vocês!

Ao meu amigo do peito Wagner Uehara, companheiro de muitas lutas, coletas perrengues e momentos bons também! Um agradecimento especial, pois foi graças a você que cheguei e conheci o LEP, laboratório que se tornou praticamente a minha casa e que tem me proporcionado muitas coisas boas em minha vida. Muito obrigado meu amigo, você é o cara!

Ao Professor Benjamin, que foi quem me recebeu no laboratório, apresentou o universo da água doce no Brasil (algo totalmente novo para mim até então) e orientou meus primeiros passos na vida acadêmica.

Aos amigos que fiz aqui na UFRRJ e no LEP, que sempre me acompanharam todos esses anos, aprendendo juntos e em todos os momentos, dos mais desesperadores aos mais alegres. Nas disciplinas e nas coletas! Amigos que se tornaram uma família e estiveram comigo em todos os momentos Taynara, Zé Paulo, Carol, Alex, Geysa, Dênis, Ruan, Benjamin, Hanna, Joaquim, Paulinha, Uvinha, Fernandinha, Cláudio, Magda, Tati, Léo, Albieri, Samara, Rosa, Luna, Salgado, Helaine, Antônio, Dna. Márcia, Cleivison, Karen, Débora, Rafinha, Evelin, Drielly,

Bianca, as amigadas mais intensas que já tive e que vou levar para o resto da minha vida, por mais que a distância seja grande, pois as lembranças estarão sempre comigo.

Aos meus filhotinhos queridos do coração, Dandhara, Débora, Augusto, Mateus, Jéssica e Mariana. Em especial a Dandhara, Débora e Augusto que estiveram comigo até o final, me apoiando e ajudando. Aprendi muito com cada um de vocês, nesta etapa da minha vida, vocês formaram uma extensão do corpo, sem vocês eu não teria conseguido. Obrigado de coração!

Aos amigos e familiares que formam uma espécie de família do coração, que torcem por mim, sofrem comigo, e sentem alegria com a minha vitória! A lista felizmente é grande, espero não esquecer ninguém e se o fizer peço que me perdoem. Fabrício Vieira, Érick Marques, Diego Barros, Lucas Rodrigues, Guilherme Costa, Alexandre Moretti, Gabriel, Victor, Rafael, Alex Medeiros, Caroline Coelho, Bruna Pereira, Maicon, Edmilson e Sassá vocês são pessoas incríveis, sou grato por tê-los ao meu lado nesta vida.

Aos que me auxiliaram em qualquer fase deste trabalho, seja coletando, abrindo peixes, digitalizando planilhas, revisando textos ou dando suporte. Em especial Suiam, Diego, Wagner, Alekinho e Taynara.

Ao Professor Ildemar, por ter sido um dos melhores professores que tive na UFRRJ, um exemplo em sala de aula, sempre solícito e atencioso. Também agradeço por ter auxiliado com a identificação das aves piscívoras de Ribeirão das Lajes e demais parâmetros populacionais das espécies.

Aos membros da banca, Professores Ronaldo Angelini, Luisa Manna, Miriam Albrecht, Robert, e Benjamim Teixeira, pela contribuição valiosa nesse trabalho.

**Muito obrigado!**

## Biografia

Peço vênia ao leitor para utilizar da licença poética nesta seção onde discorrerei sobre minha história de forma não usual.

Eu nem sabia que era “gente” e já gostava de peixes. Quando estava na praia sentava sempre junto com os velhos do mar, homens que viviam daquilo que o mar colocava em suas redes. Ficava perguntando o nome daquele peixe, onde ele tinha sido pescado, porque que um era achatado com dois olhos de um lado, porque era cego e branco do outro lado... Poucos tinham paciência para tanta pergunta... Um desses velhos do mar que era na verdade um bom velhinho, sempre explicava com carinho aquelas minhas milhares de perguntas, gastava horas me contando histórias sobre os dos grandes peixes pescados. Das lajes que poucos conheciam, mas que pela dificuldade de acesso, permaneciam ainda repletas de peixes... Além de toda atenção que me dava, como se já não fosse o bastante, ele também fazia questão de receber nossa família em sua casa. Meu pai que também gostava muito de praia e principalmente de pescaria, sempre que podia nos levava a essa praia. O que caía como uma luva, pois a peixarada e o mar eram sempre o ponto alto de qualquer passeio. Quando fiquei um pouquinho maior meu pai conseguiu comprar uma casinha bem pequena, no alto do morro, justamente nessa ilha... A alegria foi total, passei quase todos os finais de semana da minha infância, naquela praia, que fui descobrir só mais tarde que ficava numa ilha e que por isso só podíamos chegar de barco toque-toque. Lembro como se fosse hoje da quantidade de peixes que havia naquela praia... Com o cair da noite bastava um lampião a gás, um isopor e o puçá de mão para garantir peixes, siris, mariscos, camarões e lulas. Eu amava aquilo como poucas coisas nessa vida. Era divertido dividir a companhia de pessoas amadas, era divertido pescar, até porque eu tinha uma sorte danada e no fim da história minha mãe ainda preparava altos pratos com toda aquela fartura. O bom velhinho ficava olhando de longe e eu então passei a contar as minhas histórias de pescaria pra ele kkkk eu achava que já era sinistrão como ele.

Quando completei aproximadamente 10 anos, estava eu na ilha, provavelmente um sábado de verão, a tarde caía rápido... Foi quando escutei a voz do bom velhinho me chamando, saí correndo em direção ao galpão das canoas... Ele me pediu ajuda pra colocar a canoa dele na água, era uma canoa azul clarinha, que ele mesmo havia feito muitos anos antes ... Quando a canoa tocou a água ele me disse “tenho um presente pra você” sobe aí na canoa... Eu radiante de felicidade, subi depressa... Eu achava que o presente seria me levar pra pescar, nunca tinha saído com nenhum dos velhos do mar, segundo as leis deles “criança só atrapalha, melhor perto de quem come e longe de quem trabalha”... Peguei um remo e mais que depressa comecei a ajudar a remar. Quando chegamos na costeira ele tirou o plástico preto, colocou na borda da canoa e disse “essa redinha aqui fiz pra você, cuida bem heim

pescador”... Fiquei mudo na hora, mas acho que o sorriso falava por mim... Ele então me ensinou, com a mesma paciência de sempre, como se colocava rede e que aquela ali era “a rede de matar pescadinha e parati”. A felicidade não cabia no peito... o pior dessa história foi ter que esperar até a manhã do dia seguinte pra tirar a rede, toda hora eu acordava meu pai perguntado a ele se ainda ia demorar muito pro sol nascer. Nos primeiros raios de luz do dia eu estava lá, não via a hora de buscar a minha redinha manha 0,27 fio 0,25 (lembro com clareza de como era, boia japonesa azul esverdeada e o pano branco feito uma nuvem). E o que havia na rede? Justamente... Parati, Pescadinha (também conhecida como perna de moça), alguns Carapicus grandes, cocorocas e algumas corvinotas. Um balde de peixes! Agora eu era pescador também, quase um velho do mar...

Não sou capaz de dizer quantas vezes pesquei com aquela rede, o bom velhinho, conhecido por todos da ilha como “Seu Tião”, mas que para mim era “Tio Tião” estava sempre ali pra ajudar e continuar respondendo mais algumas centenas de perguntas... Meus dias eram mais felizes quando eu podia estar com a família reunida naquele lugar, e uma coisa era certa, a redinha sempre garantia o jantar e o almoço do dia seguinte.

O tempo passou rápido, as coisas melhoraram, nós agora tínhamos uma lanchinha pequena, mas muito boa chamada Klatu. Ela era o passaporte carimbado para os melhores pescadores que haviam nas proximidades daquela ilha. Na época eu achava que era coisa do mar, mas os peixes foram ficando menos abundantes e nós tínhamos que sair para pescadores cada vez mais distantes. Hoje sei o porque desse fenômeno, trabalho justamente com reservatórios construídos no rio que aterra a “minha” baía com sedimentos e poluentes.... Voltando a história... foi num desses dias de pescaria de anzol, que paramos numa praia chamada Praia da Dona Maria, para limparmos o que havíamos pescado. Estava eu sentado com meu canivete, limpando os Papa-terras e as corvinotas, quando apareceu um barco de alumínio com um motor de 25, o barco parou na praia, alguns homens desceram com uma rede azul estranha e começaram a abrir no mar. Eu que sempre fui muito curioso, logo me acerquei deles para fazer o que sabia fazer de melhor, ou seja, perguntar! Kkkkk... Meu pai veio junto comigo, sem que eu percebesse e logo começamos a conversar com o pessoal... Eles não deram muita atenção, disseram apenas que era “pesquisa da Universidade Rural”... pareciam ter muita pressa para terminar a pescaria...Eu voltei a limpar meus peixes mas fiquei observando de longe... Tão logo terminaram os arrastos, juntaram todo o material utilizado, colocaram no barco e partiram em desabalada correria... Foi quando meu pai me chamou e disse: “Filho aqui... Olha aqui... Eles esqueceram essas cordas, será que é do pessoal da pesquisa mesmo?” ... Eu disse que não fazia ideia... Ele: “Ah, vou arrumar ela e guardar pra ver”... Cinco minutos depois o barco de alumínio voltou com uma velocidade superior a de quando deixara a praia... Meu pai ficou observando, reparou que eles pareciam procurar algo... E perguntou a eles se



estavam procurando pela corda... Um deles veio correndo pegou a corda e não sabia o que dizer pra agradecer, a única coisa que ele dizia era “se o Professor souber que eu perdi essa corda ele me mata” kkkkkkk ... Ficamos conversando com toda a equipe de pesquisadores, que nos deram toda a atenção e explicaram com detalhes o trabalho de pesquisa que estavam realizando. Eu fiquei maravilhado... na época odiava estudar, tudo o que eu não queria ouvir era a palavra “escola”... Mas até que se fosse pra estudar peixe, seria legal... Fiquei pensativo... Foi quando meu pai se virou e disse: “Já imaginou filho? Você estudando na Universidade Rural, trabalhando com peixe, trabalhando com mar....” Acho que ele não fazia ideia de que acabava de sentenciar meu futuro naquele instante.

Hoje a minha profissão é justamente a de estudante! Kkkkk ai ai... quem diria... Trabalho e estudo com aquilo que mais gosto, que são os peixes... E acreditem ou não... faço parte exatamente do mesmo laboratório daquele grupo de pesquisadores que conheci a exatos 15 anos, inclusive cheguei a ter a oportunidade de trabalhar com um daqueles pesquisadores (meu camarada Hamilton). Estive em trabalho de campo, coletando naquela baía que abriga a ilha da minha infância e toda vez que olhava para o mar esse filme passava na minha cabeça. Nesse laboratório tive a oportunidade de conhecer pessoas incríveis, que me ensinaram muito sobre peixe e também sobre a vida. Fiz amigos que com certeza irão durar para toda vida. E luto agora para completar esse ciclo, concluir o meu Doutorado e encontrar o caminho que a vida me reserva.

## Resumo

MATTOS, Tailan Moretti. **O uso da distinção taxonômica, diversidade funcional e modelagem trófica como ferramentas para avaliar as assembleias de peixes em reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais.** Seropédica: UFRRJ 2019. 128p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

A construção de reservatórios, ao bloquear sistemas lóticos, criam barreiras físicas que alteram o regime de vazões e criam novas condições físico-químicas no ambiente formado, além de atuar como barreira, impedindo a livre migração de organismos aquáticos. O ambiente lêntico também facilita a entrada de espécies de peixes não-nativas, que podem levar a extinção local um grande número de espécies de peixes, especialmente aquelas mais especializadas e menos susceptíveis às novas condições ambientais. O crescente número de reservatórios em rios tropicais está ameaçando a biodiversidade aquática em uma escala sem precedentes, constituindo um dos maiores desafios para populações de peixes, especialmente para os grandes migradores. O presente trabalho teve como objetivo avaliar e comparar as assembleias de peixes em oito reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais, associados à bacia do Rio Paraíba do Sul (RPS): 1) reservatórios que barram o canal principal do RPS; 2) reservatórios em cascata derivados de abstração de águas do RPS e, 3) reservatórios isolados. Foram utilizadas três abordagens como ferramenta: distinção funcional e taxonômica, diversidade funcional e modelagem trófica. Para avaliar a distinção funcional, taxonômica e diversidade funcional dos reservatórios foram realizadas amostragens mensais padronizadas da comunidade de peixes entre o verão de 2011 e 2013, e no inverno de 2017. Trinta medidas em peixes (26 quantitativas e quatro categóricas), representando atributos funcionais associadas à locomoção, alimentação, estratégia de vida e uso do habitat foram tomadas em 34 espécies dos diferentes reservatórios. A modelagem trófica foi elaborada apenas no Reservatório de Ribeirão das Lajes (RRL), com base em amostragens mensais (setembro/2015 a julho/2017) de distintos compartimentos dos consumidores (aves, zoobentos e peixes), e em informações disponíveis sobre produtores, consumidores não-peixes e detritos. Dois modelos foram construídos para o Reservatório de Ribeirão das Lajes, sendo um modelo anual, representando o cenário de cota alto no reservatório (MCA) e outro modelo adicional representando uma condição adversa, com cota d'água reduzida no reservatório (MCB). Foram detectadas diferenças nas assembleias de peixes dos diferentes tipos de reservatórios (canal principal, em cascata e isolados). O número de espécies não diferiu entre os reservatórios, exceto em Tocos que foi significativamente menor quando comparado com os demais reservatórios ( $F = 6,9$   $P < 0,001$ ). As maiores distinções taxonômicas e funcionais foram encontradas para os reservatórios isolados, e o inverso deste padrão foi encontrado para os reservatórios que barram o canal principal do rio Paraíba do Sul. Isto sugere que a fauna íctica nestes últimos tipos de reservatório é provavelmente composta por

espécies filogeneticamente próximas e morfologicamente semelhantes com maior redundância taxonômica e funcional. O reservatório de Santana, o primeiro do sistema em cascata, apresentou os mais elevados índices de diversidade funcional, com elevada riqueza e uniformidade funcional, baixa originalidade e alta exclusividade. Ao contrário do que se esperava, os reservatórios de Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos (construídos no canal principal do Rio Paraíba do Sul), apresentaram os menores valores destes mesmos índices sugerindo elevada redundância funcional. Tócos, apesar de ser um reservatório isolado e de menor área, apresentou os maiores valores de divergência e especialização funcional. A matéria e energia trazida pelo fluxo da água disponibilizando maior diversidade de habitats nos reservatórios que barram o canal principal do rio não parecem ser os mais importantes fatores determinantes para os papéis desenvolvidos pelos peixes nos reservatórios. Os modelos construídos no RRL revelaram que os principais compartimentos base (produtores) foram Folhas- Sementes-Frutos e Perifíton, superando o Fitoplâncton. Os compartimentos Aves Seletivas (NT= 3,8), Aves Generalistas (NT = 3,7) e as espécies de peixes piscívoras *Hoplias malabaricus* (NT = 3,8) e *Cichla* spp. (NT = 3,6) apresentaram os maiores NTs estimados para a teia. As principais espécies-chave do sistema foram aves generalistas, e os peixes *R. quelen* e *H. malabaricus*. *Cichla* spp., mesmo não tendo sido considerado como espécie-chave, apresentou elevada biomassa relativa e alto impacto na teia, mostrando também ter grande relevância para o ecossistema. Não foram encontradas diferenças na teia trófica entre MCA e MCB, com a biomassa de alguns compartimentos variando entre os cenários modelados. O valor de Ascendência foi 25,9, com *Overhead* de 74,2, indicou que o RRL é um ecossistema maduro. Apenas 34 espécies foram registradas nos oito reservatórios, sendo sete delas espécies não-nativas (ENN). No entanto, estudos apontam a ocorrência de 89 espécies de peixes em trechos lóticos do Rio Paraíba do Sul, um forte indício de que reservatórios de fato atuam como um filtro, selecionando espécies com atributos específicos e facilitando o estabelecimento de ENN. Sugere-se, com base neste estudo, que a construção de barragens se faça apenas para fins de abastecimento e irrigação, e que esta sejam originadas de barramentos fora do canal principal de rios de maneira a não influenciar de forma tão drástica nos serviços prestados pelos sistemas lóticos, contribuindo assim para a manutenção da biodiversidade. Como alternativa para geração de energia sugere-se investimentos em fontes de energia limpa, mas com menos impacto no ambiente.

**Palavras-chaves:** Impacto antrópico, ecossistemas aquáticos, redundância funcional, Ecopath, espécies-chave, espécies não-nativas, Rio Paraíba do Sul.

## Abstract

MATTOS, Tailan Moretti. **The use of taxonomic distinctness, functional diversity and trophic modeling as tools to evaluate fish assemblages in reservoirs with different hydro-environmental configurations.** Seropédica: UFRRJ 2019. 128p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

The construction of reservoirs, blocking the lotic systems, creates physical barriers that alter the flow regime and create new physic-chemical conditions in the new environment, besides acting as a barrier, preventing the free migration of aquatic organisms. The lentic environment also facilitates the introduction of non-native fish species, causing local extinction of a large number of fish species, especially those more specialized and less susceptible to new environmental conditions. The increasing number of reservoirs in tropical rivers is threatening aquatic biodiversity on an unprecedented scale, posing a major challenge for fish populations, especially for large migrators. The objective of this work was to evaluate and compare fish assemblages in eight reservoirs with different hydro-environmental configurations, associated to the Paraíba do Sul river basin: 1) reservoirs that bar the main RPS channel; 2) Reservoir in cascade derived from waater abstraction from RPS and, 3) reservoirs isolates. Three approaches were used: functional and taxonomic distinction, functional diversity and trophic modeling. Three approaches were used: functional and taxonomic distinction, functional diversity and trophic modeling. To evaluate the functional, taxonomic and functional diversity of the reservoirs, the fish community was sampled monthly in the summer of 2011 and in the winter of 2017. Thirty measurements in fish (26 quantitative and four categorical), representing functional attributes associated with locomotion, feeding, life strategy and habitat use were taken in 34 species of the different reservoirs. The trophic modeling was elaborated only for the Ribeirao das Lajes Reservoir (RRL), based on monthly sampling (September / 2015 to July / 2017) of different consumer compartments (birds, zoobenthos and fish) and on available information on producers, non-fish consumers and detritus. Two models were constructed for the Ribeirao das Lajes Reservoir, being an annual model, representing the scenario of high quota in the reservoir (MCA) and another additional model representing an adverse condition, with reduced water quota in the reservoir (MCB). Differences were detected in fish assemblages of the different types of reservoirs (main channel, cascade and isolates). The number of species did not differ among the reservoirs, except in Tocos, which was significantly smaller when compared to the other reservoirs ( $F = 6.9$   $P < 0.001$ ). The highest taxonomic and functional distinctiveness were found for the isolated reservoirs, and the inverse of this pattern was found for the reservoirs that bblock the main channel of the Paraíba do Sul river. This suggests that the fish fauna in these latter types of reservoir is probably composed of species phylogenetically close and morphologically similar with greater taxonomic and functional redundancy. The Santana reservoir, the first in the cascade system,

presented the highest levels of functional diversity, with high richness and functional uniformity, low originality and high exclusivity. Contrary to the expectations, the Santa Branca, Funil and Pombos Island reservoirs (built in the main channel of the Paraíba do Sul River) presented the lowest values of these indices, suggesting high functional redundancy. Tocos, despite being an isolated reservoir and smaller area, presented the highest values of divergence and functional specialization. The matter and energy brought by the inflow water providing a greater habitat diversity in the reservoirs that block the main channel of the river do not seem to be the most important determinant factors for the roles developed by the fish in the reservoirs. The models elaborated in the RRL revealed that the main base compartments (producers) were Leaf-Seeds-Fruits and Periphyton, surpassing Phytoplankton. The compartments of Selective Birds (NT = 3.8), Generalist Birds (NT = 3.7) and the species of piscivorous fish *Hoplias malabaricus* (NT = 3.8) and *Cichla* spp. (NT = 3.6) presented the highest NTs estimated for the web. The main key species of the system were generalist birds, and the fish *R. quelen* and *H. malabaricus*. *Cichla* spp., even not being considered as a key species, presented high relative biomass and high impact on the web, also showing great relevance for the ecosystem. No differences were found in the trophic web between MCA and MCB, with the biomass of some compartments varying between the scenarios modeled. The Ancestry value was 25.9, with Overhead of 74.2, indicating that the RRL is a mature ecosystem. Only 34 species were recorded in the eight reservoirs, seven of which were non-native species (ENN). However, studies recorded the occurrence of 89 fish species for the lotic stretches of the Paraíba do Sul River, a strong indication that reservoirs actually act as filters, selecting species with specific attributes and facilitating the establishment of ENN. Based on this study, it is suggested that the construction of dams should be done only for the purpose of water supply and irrigation, and that they do not block the main river channel, in order to avoid drastic influence on the services provided by these lotic systems, thus contributing to the maintenance of biodiversity. As an alternative to power generation, investments in clean energy sources are suggested, but with less impact on the environment.

**Key words:** Anthropic impact, aquatic ecosystems, functional redundancy, Ecopath, keystone species, non-native species, Paraíba do Sul River

## Lista de Tabelas

### Capítulo I

**Tabela 1:** Características dos oitos reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; Funil, Funil; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes; e Tocos, Tócos. Mudanças no Nível da Água: S, sazonal e D, diária. Estado trófico: M, mesotrófico; H, hipertrófico; E, eutrófico. MW, produção de energia elétrica em MegaWatts; -, ausência de planta geradora de energia.....20

**Tabela 2:** Atributos funcionais utilizados para classificar a assembleia de peixes dos reservatórios. A definição dos atributos funcionais seguiu os trabalhos de Winemiller (1991), Winemiller & Rose (1992), Pease et al. (2012), Manna et al. (2013) e Winemiller et al. (2015).....23

**Tabela 3:** Variáveis físico-químicas amostradas nos oito reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes; Condu, condutividade; OD, oxigênio dissolvido; TDS, totais de sólidos dissolvidos; Temp água, temperatura da água; ORP, potencial de oxirredução; Turb, turbidez; Transp, transparência da água; e PMLA, profundidade média do local amostrado. Os valores em negrito indicam a média das variáveis, seguida dos respectivos valores de desvio padrão.....26

**Tabela 4:** Número de categorias taxonômicas encontradas nos três tipos de reservatórios, reservatórios construídos no canal principal do RPS (Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos), isolados (Santana, Vigário e Pereira Passos) e isolados (Tócos e Ribeirão das Lajes).....26

**Tabela 5:** Tabela de presença e ausência das espécies coletados nos oito reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes. \* espécies não-nativas.....27

**Tabela 6:** Análise de similaridade de percentagens (SIMPER) das espécies de peixes em cada reservatório. SP, similaridade média por reservatório. Abund. Méd, abundância média; Méd. Sim, média de similaridade; Sim/DP, Similaridade/Desvio padrão; Contrib%, porcentagem de contribuição; Acum%, porcentagem acumulada; Astbim, *Astyanax aff. bimaculatus*; Plasqu, *P. squamosissimus*; Pimmac, *Pimelodus maculatus*; Olihep, *Oligosarcus hepsetus*; Hypaff, *Hypostomus affinis*; Lorcas, *Loricariichthys castaneus*; Pacads, *Pachyurus adpersus*; Trastr, *Trachelyopterus striatulus*; Astpar, *A. parahybae*; Geobra, *G. brasiliensis*; Hopmal, *Hoplias malabaricus*; Rinsp, *Rineloricaria sp.*; Crelep, *Crenicichla lepidota*.....29

### Capítulo II

**Tabela 1:** Características chave dos oitos reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; Funil, Funil; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes; e Tocos, Tócos. Mudanças no Nível da Água: S, sazonal e D, diária. Estado trófico: M, mesotrófico; H, hipertrófico; E,

eutrófico. MW, produção de energia elétrica em MegaWatts; -, ausência de planta geradora de energia.....48

**Tabela 2:** Os 30 atributos funcionais utilizados para classificar a assembleia de peixes dos reservatórios. A definição dos atributos funcionais seguiu os trabalhos de Winemiller (1991), Winemiller & Rose (1992), Pease et al. (2012), Manna et al. (2013) e Winemiller et al. (2015). Cod = código.....51

**Tabela 3:** Índices de diversidade funcional. Valores em negrito indicam os menores (vermelho) e maiores (azul) valores calculados para cada índice. FRic, riqueza funcional; FDiv, divergência funcional; FEve, uniformidade funcional; FDis, dispersão funcional; FSpe, especialização funcional; FOr, originalidade funcional; RaoQ, entropia quadrática de Rao.....55

### Capítulo III

**Tabela 1:** Lista de compartimentos que fazem parte dos modelos ecotróficos do Reservatório de Ribeirão das Lajes, composição de espécies e as respectivas fontes de dados utilizados para estimar os valores dos parâmetros de entrada. Planilha de equações empírica = dados calculados. Dados obtidos da literatura em azul.....81

**Tabela 2:** Lista de atributos ecossistêmicos considerados para avaliação dos modelos elaborados para o Reservatório de Ribeirão das Lajes com respectivas descrições, objetivos e unidades de referências. Elaborado a partir de (Lira et al., 2018; Bezerra et al., 2018).....85

**Tabela 3:** Parâmetros básicos de entrada e saída (valores em azul) dos modelos de cota alta (MCA) e cota baixa (MCB). NT (Nível Trófico); B (Biomassa, ton/km<sup>2</sup>); P/B Produção por Biomassa, ton/km<sup>2</sup>); Q/B (Consumo por biomassa, ton/km<sup>2</sup>/ano); EE (Eficiência Ecotrófica). Compartimentos: Brycons (*Brycon insignis* e *Brycon opalinus*); Hypmor (*Hypomasticus mormirops*); Gymcar (*Gymnotus carapo*); Lepcop (*Leporinus copelandii*); Cypgil (*Cyphocharax gilbert*); Crelep (*Crenicichla lepidota*); Olihep (*Oligosarcus hepsetus*); Orenil (*Oreochromis niloticus*); Hopmal (*Hopliasbmalaricus*); Hypaff (*Hypostomus affinis*); Geobra (*Geophagus brasiliensis*); Astyanax (*Astyanax bimaculatus* e *Astyanax parahybae*); Copren (*Coptodon rendalli*); Rhaque (*Rhamdia quelen*); Cichlas (*Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*); Hypaur (*Hypostomus auroguttatus*); Metmac (*Metynnis maculatus*); Trastr (*Trachelyopterus striatulus*); Lorcas (*Loricariichthys castaneus*); Inverteb Aloctones (Invertebrados Alóctones); FolhSemFrut (Folhas, Sementes, Frutos). \* = Espécies não-nativas.....86

**Tabela 4:** Matriz da composição da dieta do Modelo de Cota Alta (MCA).....88

**Tabela 5:** Matriz da composição da dieta do Modelo de Cota Baixa (MCB).....89

**Tabela 6:** Características e atributos ecossistêmicos (indicadores ecológicos e de fluxo) para o Reservatório de Ribeirão das Lajes e outros seis sistemas aquáticos continentais em zonas tropicais no mundo.....96

### Lista de Figuras

## Introdução Geral

<b>Figura 1.</b> Vista parcial do reservatório de Santa Branca.....	05
<b>Figura 2.</b> Vista parcial do reservatório de Funil.....	06
<b>Figura 3.</b> Vista parcial do reservatório de Ilha dos Pombos.....	06
<b>Figura 4.</b> Vista parcial do reservatório de Santana.....	07
<b>Figura 5.</b> Vista parcial do reservatório de Vigário.....	08
<b>Figura 6.</b> Vista parcial do reservatório de Pereira Passos.....	08
<b>Figura 7.</b> Vista parcial do reservatório de Ribeirão das Lajes.....	09
<b>Figura 8.</b> Vista parcial do reservatório de Tócos.....	10

## Capítulo I

**Figura 1.** Mapa esquemático da área de estudo com a representação dos oito reservatórios ao longo do Rio Paraíba do Sul: a) reservatórios no canal principal: (1) Santa Branca, (2) Funil, (3) Ilha dos Pombos; b) reservatórios em cascata derivados da transposição do RPS: (4) Santana, (5) Vigário, (6) Pereira Passos; c) reservatórios isolados: (7) Ribeirão das Lajes e (8) Tócos.....19

**Figura 2.** Figura ilustrativa representando os atributos mensurados. Atributos definidos conforme Tabela 2.....22

**Figura 3.** Diagrama de ordenação do nMDS sobre a abundância numérica da espécies de peixes com as amostras codificadas pelos três tipos de reservatórios (A) e pelos reservatórios isoladamente (B).....28

**Figura 4.** Diagrama de dispersão da A) Distinção taxonômica média ( $\Delta+$ ) com a riqueza de espécie; B) Distinção funcional média ( $X+$ ) contra a riqueza de espécies; C) Variância da distinção taxonômica contra a riqueza de espécie; D) Variância da distinção funcional contra a riqueza de espécies; E) Gráfico de dispersão da variação da distinção taxonômica contra a distinção taxonômica média; e, F) Gráfico da variação da distinção funcional contra a distinção funcional média.....31

**Figura 5.** Boxplots das métricas de distinção taxonômica, funcional e do número de indivíduos nos três tipos de sistemas (RPS, reservatórios construídos no canal principal do Rio Paraíba do Sul; CAS, reservatórios em cascata; e ISO, reservatórios isolados)...32

## Capítulo II

**Figura 1.** Mapa esquemático da área de estudo com a representação dos oito reservatórios ao longo do Rio Paraíba do Sul: a) reservatórios no canal principal: (1) Santa Branca, (2) Funil, (3) Ilha dos Pombos; b) reservatórios em cascata derivados da transposição do RPS: (4) Santana, (5) Vigário, (6) Pereira Passos; c) reservatórios isolados: (7) Ribeirão das Lajes e (8) Tócos.....47

**Figura 2.** Figura ilustrativa representando os atributos mensurados. Atributos definidos conforme Tabela 2.....50

**Figura 3.** Ordenação de atributos funcionais que definem a formação de grupos das espécies nos reservatórios, no espaço funcional representado em duas dimensões,



utilizando a análise de componentes principais (PCA). Os atributos utilizados para caracterizar os dois eixos tiveram coeficientes  $\geq 0,7$ . Abi, *Astyanax bimaculatus*; Aoc, *Astronotus ocelatus*\*; Apa, *Astyanax paraguayae*; Bin, *Brycon insignis*; Cgi, *Cyphocharax gilbert*; Cke, *Cichla kelberi*\*; Cle, *Crenicichla lepidota*; Cpa, *Cichlasoma paranaense*; Cpi, *Cichla piquiti*\*; Cre, *Coptodon rendalli*\*; Evi, *Eigenmannia virescens*; Gbr, *Geophagus brasiliensis*; Gca, *Gymnotus carapo*; Haf, *Hypostomus affinis*; Hau, *Hypostomus auruguttatus*; Hli, *Hoplosternum littorale*; Hma, *Hoplias malabaricus*; Hmo, *Hypomasticus mormyrops*; Hun, *Hoplerhythrinus unitaeniatus*; Lca, *Loricariichthys castaneus*; Lco, *Leporinus copelandii*; Mma, *Metynnis maculatus*\*; Ohe, *Oligosarcus hepsetus*; Oni, *Oreochromis niloticus*\*; Pad, *Pachyurus adspersus*\*; Pfu, *Pimelodus fur*; Pla, *Pimelodella lateristriga*; Pli, *Prochilodus lineatus*; Pma, *Pimelodus maculatus*; Psq, *Plagioscion squamosissimus*\*; Rni, *Rineloricaria nigricauda*; Rqu, *Rhamdia quelen*; Rsp, *Rineloricaria* sp.; Tst, *Trachelyopterus striatus*. \*, espécies não-nativas.....54

**Figura 4.** Representação gráfica dos índices de diversidade funcional calculados para os oito reservatórios. A, Santa Branca; B, Funil; C, Ilha dos Pombos; D, Santana; E, Vigário; F, Pereira Passos; G, Ribeirão das Lajes; H, Tócos. FRic, riqueza funcional; FDiv, divergência funcional; FEve, uniformidade funcional; FDis, dispersão funcional; Fspe, especialização funcional; FOri, originalidade funcional. Círculos azuis indicam a presença da espécie e o diâmetro é proporcional à abundância da mesma no sistema.....57

### Capítulo III

**Figura 1.** Mapa do Reservatório de Ribeirão das Lajes. Os pontos coloridos indicam os locais de amostragem.....77

**Figura 2.** Variação da cota d'água no RRL nos últimos 10 anos (linha vermelha). Período de coleta selecionado para a construção do MCA (retângulo azul). Período de coleta selecionado para a construção do MCB (retângulo verde).....79

**Figura 3.** Saída gráfica da rotina PREBAL para o MCA. Os compartimentos (grupos) foram ordenados do maior para o menor Nível Trófico para que fossem avaliadas as correlações ente os parâmetros (B, P/B e Q/B) e o Nível Trófico de cada um dos grupos. A razão entre Produção e Consumo também é avaliada pela rotina. Barra em azul = parâmetro estimado pelo Ecopath.....90

**Figura 4.** Modelo representativo da teia trófica e fluxo de biomassa do Reservatório de Ribeirão das Lajes com a cota alta (MCA). As linhas em cinza indicam os fluxos de biomassa entre compartimentos. O diâmetro dos círculos são proporcionais à biomassa (ton/km<sup>2</sup>) dos compartimentos presentes no ecossistema.....91

**Figura 5.** Matriz de Impacto Trófico (MIT) gerada pelo modelo do Reservatório de Ribeirão das Lajes. As linhas representam os grupos impactantes e as colunas os grupos impactados. As cores dos blocos indicam o tipo de impacto causado (azul, impacto positivo; vermelho, impacto negativo), e a intensidade da cor é proporcional ao grau de impacto causado.....92

**Figura 6.** Relação entre Impacto Relativo Total e Biomassa Relativa para os modelos de cota alta (MCA) e cota baixa (MCB) no Reservatório de Ribeirão das Lajes. O diâmetro

dos círculos é proporcional à biomassa relativa de cada grupo. O conceito para identificar espécies-chave foi extraído de Vall et al. (2015).....94

## Sumário

<b>Introdução Geral.....</b>	<b>01</b>
1.1. Contextualização teórica.....	01
1.2. Reservatórios estudados.....	04
1.2.1. Reservatórios que barram o canal principal.....	05
1.2.2. Reservatórios em cascata.....	07
1.2.3. Reservatórios Isolados.....	09
1.3. Apresentação da Tese.....	10
1.4. Referências bibliográficas.....	11
<b>Capítulo I. Distinção taxonômica e funcional das assembleias de peixes de reservatórios associados à bacia do Rio Paraíba do Sul, sudeste do Brasil.</b>	<b>14</b>
1. Introdução.....	16
2. Material e Métodos.....	18
2.1. Área de Estudo.....	18
2.2. Desenho amostral.....	20
2.3. Atributos Funcionais.....	21
2.4. Análises estatísticas.....	24
2.4.1. Estrutura da comunidade.....	24
2.4.2. Distinção Taxonômica e Funcional.....	24
3. Resultados.....	25
3.1. Variáveis físico-químicas.....	25
3.2. Composição de espécies.....	26
3.3. Distinção Taxonômica e Funcional.....	29
4. Discussão.....	33
5. Referencias Bibliográficas.....	37
<b>Capítulo II. A diversidade funcional como ferramenta para discriminação de reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais.</b>	<b>43</b>
1. Introdução.....	45
2. Material e Métodos.....	47
2.1. Área de Estudo.....	47
2.2. Desenho amostral.....	48
2.3. Atributos Funcionais.....	48
2.4. Índices de Diversidade Funcional.....	52
3. Resultados.....	53
3.1. Grupos funcionais.....	53
3.2. Índices de diversidade funcional.....	55
4. Discussão.....	59
5. Referencias Bibliográficas.....	64
<b>Capítulo III. Estrutura e interações tróficas em um reservatório off-stream no Sudeste do Brasil.</b>	<b>70</b>
1. Introdução.....	72

2. Material e Métodos.....	76
2.1. Área de estudo.....	76
2.2. Modelagem ecossistêmica de balanço de massa.....	77
2.3. Elaboração dos modelos estáticos.....	78
2.4. Componentes dos modelos.....	79
2.4.1. Produtores.....	82
2.4.2. Consumidores não-peixes.....	82
2.4.3. Peixes.....	82
2.5. Validação e balanceamento do modelo.....	83
2.6. Matriz de Impacto trófico e espécies-chave.....	83
2.7. Análises dos atributos dos modelos de teia trófica.....	83
3. Resultados.....	86
3.1. Estimativas básicas.....	86
3.2. Estrutura Trófica.....	91
3.3. Matriz de impacto trófico (MTI) e índice de espécies-chave.....	91
3.4. Indicadores do Ecossistema.....	94
4. Discussão.....	97
5. Referências Bibliográficas.....	101
<b>Considerações finais.....</b>	<b>108</b>

## **Introdução Geral**

### **1.1. Contextualização teórica**

A atenção global tem se voltado exclusivamente para os impactos ambientais causados pelo uso de energia convencional, particularmente a utilização de combustíveis fósseis. Poucos trabalhos têm comparado os impactos causados por fontes geradoras consideradas como renováveis ou “verdes”. A energia gerada a partir da construção de hidrelétricas, apesar de ser considerada como energia limpa, emite quantidades substanciais de gases do efeito estufa, como o gás carbônico e metano (Deemer et al., 2016). Em alguns casos a represa formada com a construção de uma hidrelétrica pode liberar mais de três vezes a quantidade de gases do efeito estufa quando comparada a mesma potência geradora instalada em termelétricas que utilizam combustível fóssil, quebrando assim esse “tabu” (Gibson et al., 2017). Além de poluidores, reservatórios são responsáveis por incalculáveis impactos na biodiversidade mundial.

Diversos estudos atribuem aos reservatórios a responsabilidade pela extinção de um grande número de espécies de peixes e pequenos mamíferos. Os reservatórios criam barreiras físicas que alteram o regime de vazões, influem nas variáveis físico-químicas e atuam como uma barreira impedindo a livre migração de organismos aquáticos (Zarfl et al., 2015; Winemiller et al., 2016; Agostinho et al., 2016). Como exemplo extremo podemos citar a fragmentação de populações de duas espécies de golfinhos na bacia amazônica e de uma espécie no Rio Mekong, que são espécies endêmicas e ainda pouco estudadas (Gibson et al., 2017). Além disto, o crescente número de reservatórios em rios tropicais está ameaçando a biodiversidade aquática em uma escala sem precedentes, constituindo um dos maiores desafios para populações de peixes, especialmente grandes migradores (Winemiller et al., 2016; Fitzgerald et al., 2018).

A alteração hidrológica de rios é uma realidade universalizada, com quase dois terços dos grandes rios do mundo impactados por barragens (Nilsson et al., 2005; Fitzgerald et al., 2018). Em março de 2014, cerca de 3700 usinas hidrelétricas, com porte considerável (> 1MW) estavam planejadas (83%) ou em construção (17%) em todo mundo (Zarfl et al., 2015). As barragens representam uma das maiores ameaças à biodiversidade aquática em todo o mundo (Johnson et al., 2008; Liermann et al., 2012; Oliveira et al., 2018). A construção de uma barragem equivale à criação de um novo ecossistema, alterando as características físicas, químicas e criando um novo ambiente com condições lênticas (Baxter, 1977; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003; Agostinho et al., 2016). Essa transformação envolve diversos impactos diretos como: perda de habitats, alterações na conectividade fluvial que causam homogeneização biótica, facilita a invasão por

espécies não nativas, favorecem espécies generalistas sobre espécies especializadas e aumentam o risco de extinção de táxons endêmicos (Liermann et al., 2012; Fitzgerald et al., 2018). Também citam-se outras alterações como o aumento da sedimentação, com a substituição do substrato naturalmente heterogêneo, por substrato lamoso homogêneo (Syvitski et al., 2005), e mudanças na profundidade e transparência da água, que afetarão a penetração de luz, impactando a comunidade bentônica (Fitzgerald et al., 2018). Além disto, tais alterações acarretam no aumento da temperatura média da água resultando em menores níveis de oxigênio dissolvido (Fitzgerald et al., 2018). A regulação do regime de vazões neste novo ambiente leva a uma significativa perda da sazonalidade natural e impede que habitats ripários sejam inundados durante os períodos de cheia (Poff et al., 2007). Até recentemente, os rios tropicais altamente diversificados tinham poucas represas grandes (Liermann et al., 2012), mas uma expressiva expansão de empreendimentos hidrelétricos em grandes bacias tropicais do mundo está agora ameaçando a biodiversidade aquática em uma escala sem precedentes (Winemiller et al., 2016; Fitzgerald et al., 2018).

Para analisar as características desse novo ambiente impactado é necessário que hajam abordagens que possam avaliar as populações de peixes que conseguiram se estabelecer, bem como aprimorar o conhecimento existente sobre os processos que ocorrem nesses ecossistemas (Link, 2010; Nielsen & Ulanowicz, 2011; Gubiani et al., 2011; Winemiller et al., 2015). A abordagem baseada em traços funcionais é uma importante ferramenta que melhora a capacidade de prever possíveis mudanças na estrutura da comunidade em relação às variações que o ambiente pode sofrer (Pease et al., 2012) e pode trazer informações precisas sobre o funcionamento do ecossistema quando comparada somente à diversidade taxonômica (Manna et al., 2013). Espera-se que isso ocorra porque as respostas de um grupo de espécies, que compartilham determinados traços funcionais, à variação ambiental são mais consistentes do que as respostas de cada espécie analisadas separadamente (Santos et al., 2017). Além disto, essas respostas podem ser muito fortes e consistentes, possibilitando uma ampla aplicação em diferentes regiões biogeográficas, sem que necessariamente tenham a mesma classificação taxonômica (Pease et al., 2015; Santos et al., 2017).

Frente aos crescentes impactos nestes ecossistemas aquáticos extremamente complexos supracitados, outras abordagens foram surgindo em paralelo para suprir a demanda por conhecimentos multidisciplinares. Saindo de modelos matemáticos simples até o desenvolvimento de *softwares* complexos capazes de analisar e avaliar os mais variados ecossistemas. Dentre eles podemos destacar o Ecopath, que combina o trabalho desenvolvido por Polovina (1984), para estimar a biomassa e o consumo de vários compartimentos de um ecossistema aquático, com a teoria de Ulanowicz (1986) para análises de fluxos entre os elementos do

ecossistema. Essa união foi proposta por Pauly et al. (1987) e permite a construção de modelos *steady-state* (estado de equilíbrio estacionário) de ecossistemas. Os modelos *steady-state* além de permitirem uma avaliação completa das interações entre os compartimentos existentes, possibilitam simulações de cenários futuros, sob diferentes graus de impacto, auxiliando na compreensão do funcionamento do ecossistema e na identificação de espécies-chave para a conservação.

No presente trabalho, oito reservatórios construídos no estado do Rio de Janeiro foram estudados, sendo que três deles barram diretamente ao canal principal do Rio Paraíba do Sul: os reservatórios de Santa Branca (único que fica situado no estado de São Paulo), Funil e Ilha dos Pombos. Outros três reservatórios: Santana, Vigário e Pereira Passos, que estão conectados pela transposição de águas entre a bacia do Rio Paraíba do Sul e a bacia do rio Guandu formando um sistema em cachoeiras. E por último, dois reservatório isolados de grandes sistemas, mas que possuem uma conexão entre si, conexão essa que se dá através de túnel que conecta o reservatório de Tocos (construídos na porção superior do rio Pirai) ao reservatório de Ribeirão das Lajes (construído no alto da Serra das Araras). Todos os reservatórios possuem grande relevância para o Estado do Rio de Janeiro, pois são responsáveis por grande parte do abastecimento energético e hídrico do mesmo.

O objetivo do presente trabalho foi utilizar três diferentes ferramentas para avaliar e comparar distintos tipos de reservatórios no estado do Rio de Janeiro, visando o entendimento dos processos que determinam as assembleias de peixes nestes ambientes. No primeiro capítulo, a distinção funcional e taxonômica foi utilizada para comparar as assembleias de peixes associadas a três tipos de reservatórios. O uso da distinção funcional e taxonômica independe do esforço amostral utilizado nos sistemas que se pretende avaliar, não sendo necessário um extenso esforço no levantamento de dados. No entanto, os resultados obtidos com o emprego método não permitem inferências fortes sobre o real estado dos ecossistemas.

No segundo capítulo, os mesmos oito reservatórios foram comparados utilizando uma abordagem baseada em atributos funcionais das espécies para a construção de índices de diversidade funcional de cada sistema. Para isso é necessário adotar uma padronização no levantamento de dados para que os sistemas sejam comparáveis e recomenda-se a utilização de atributos diretamente relacionados a cada espécie estudada. Evitando o uso de métricas e variáveis categóricas, que pode mascarar e enfraquecer variações interespecíficas. A abordagem é uma importante ferramenta, que melhora a capacidade de prever eventuais mudanças da comunidade em relação às variações que o ambiente possa sofrer.

Por último, foram desenvolvidos modelos *steady-state* no reservatório de Ribeirão das Lajes com o objetivo de descrever a estrutura da teia trófica, as interações tróficas entre os compartimentos biológicos do ecossistema e suas eventuais variações. As ferramentas utilizadas seguiram uma ordem crescente de complexidade ao longo dos capítulos desta tese. Já que para a construção de modelos ecossistêmicos são necessárias informações detalhadas sobre biomassa das espécies, bem como de outros parâmetros populacionais, requerendo grande esforço na obtenção de dados. No entanto, a ferramenta permite inferências sobre espécies-chave para o ecossistema, maturidade e até mesmo a simulação de cenários para testar hipóteses. Esta ferramenta é um das mais recomendadas para estudar ecossistemas particulares como reservatórios, que sofrem influência de diversos fatores locais nem sempre considerados.

Finalmente, reconhecemos que os reservatórios estudados são ecossistemas peculiares, com diferentes dimensões e distintos processos como fatores determinantes das comunidades bióticas. Além disso, múltiplos fatores que não podem ser quantificados influenciam as comunidades de peixes. No entanto, o estudo fornece evidências sobre como a distinção funcional, distinção taxonômica, índices de diversidade funcional e a modelagem de ecossistemas podem servir como ferramentas para avaliação de ambientes impactados.

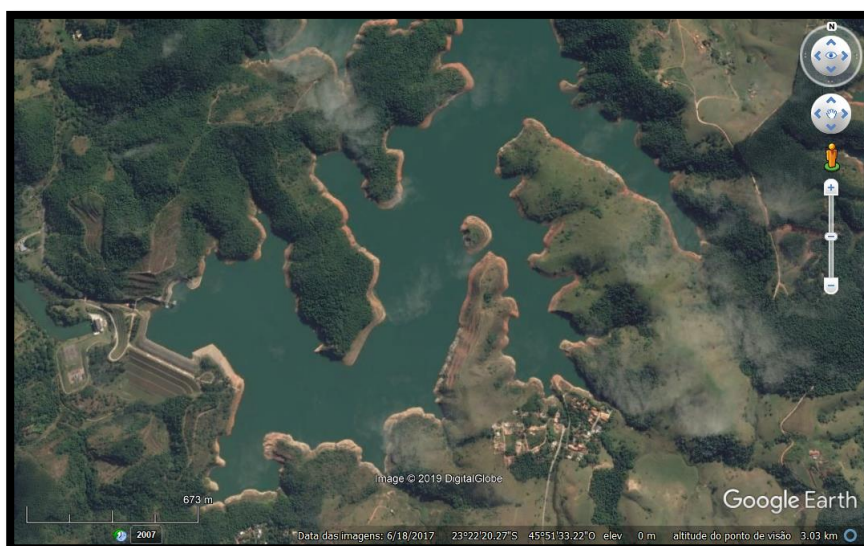
## **1.2. Reservatórios estudados**

Oito reservatórios associados direta ou indiretamente com a bacia do Rio Paraíba do Sul (RPS) foram amostrados sistematicamente. Três dos reservatórios (Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos) estão localizados no canal principal do Rio Paraíba do Sul. Outros três reservatórios (Santana, Vigário e Pereira Passos) formam um sistema em cascata, originários da transposição entre o Rio Paraíba do Sul e o Rio Guandu. O sistema RPS x Guandu possui grande importância para o abastecimento hídrico e energético da região metropolitana do Rio de Janeiro. Os demais reservatórios não estão conectados a grandes cursos fluviais, recebendo afluência apenas de pequenos tributários, por isso foram considerados como sendo sistemas isolados. O primeiro reservatório isolado é Ribeirão das Lajes, que recebe afluência de pequenos tributários e cuja maior contribuição é proveniente de uma derivação do reservatório de Tócos. Tócos foi formado a partir do barramento do Rio Pirai (um tributário do Rio Paraíba do Sul) ainda em seu trecho superior, onde o rio se assemelha a um riacho. A derivação de águas Tócos x Ribeirão das Lajes é feita via tubulação.

Os dados obtidos nos oito reservatórios serão estudados nos capítulos um e dois desta tese. O capítulo três versará apenas sobre Ribeirão das Lajes e os dados utilizados para tal foram obtidos durante um programa de monitoramento do reservatório.

### 1.2.1. Reservatórios que barram o canal principal

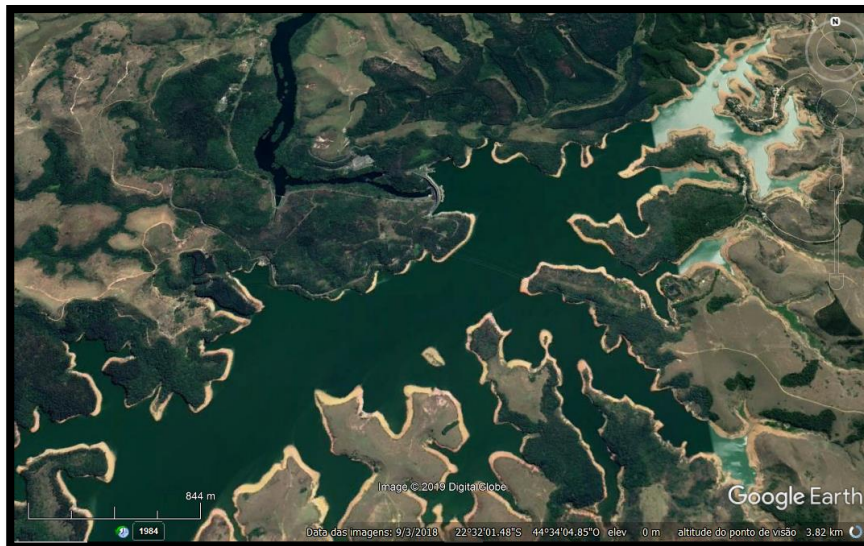
**Santa Branca:** É uma barragem no trecho superior do Rio Paraíba do Sul (RPS) com 27,2 km<sup>2</sup> de espelho d'água. É um reservatório tipicamente mesotrófico, localizado a cerca de 30 km a jusante da barragem do reservatório de Paraibuna (23°22'27.52"S; 45°52'10.49"O). Construído na década de 50 para controle de vazão, com a usina hidrelétrica operando somente em 1997. A barragem bloqueia o Rio Paraíba do Sul completamente, impedindo a livre movimentação de peixes entre os dois lados da barragem. Picos sazonais de pluviosidade ditam a dinâmica do nível da água no reservatório, que tem um volume médio de 307,3 hm<sup>3</sup>, tempo de retenção de 63 dias, e uma oscilação que contribui para a erosão e sedimentação do sistema. Este reservatório situa-se em uma região onde o RPS é relativamente “encaixado”, com poucas áreas formando planícies de inundações (Figura 1).



**Figura 1.** Vista parcial do reservatório de Santa Branca.

**Funil:** É o maior dos oito reservatórios em volume, com capacidade de armazenamento de 890 milhões de m<sup>3</sup> (890hm<sup>3</sup>), na cota máxima de 466,5m. Nessa cota altimétrica, a área do reservatório é de 40 km<sup>2</sup> com um perímetro de 320 km (22°31'55.25"S; 44°33'48.51"O). A UHE de Funil opera desde 1969 e apresenta uma barragem que barra completamente o Rio Paraíba do Sul. Além da produção energética, Funil serve como um “decantador”, sedimentando poluentes oriundos do Vale do Paraíba Paulista. O tempo de retenção varia de 10 a 50 dias. De acordo com Branco et al. (2002), a condição eutrófica do reservatório se desenvolveu devido a influências antropogênicas. A vegetação circundante é muito pobre, resultado do histórico de atividades agropastoris no entorno, como o cultivo de café e a pecuária extensiva (Figura 2).





**Figura 2.** Vista parcial do reservatório de Funil.

**Ilha dos Pombos:** A UHE de Ilha dos Pombos teve operação iniciada em 1924, situa-se a aproximadamente 20 m de altitude acima do nível do mar e a uma distância de cerca de 190 km do estuário do Rio Paraíba, em Atafona (21°50'41.33"S; 42°34'44.96"O). É um reservatório "a fio de água", possuindo um mecanismo de transposição de peixes (escada de peixes). A escada é colocada em operação apenas no período das cheias (dezembro a janeiro). A área represada é de apenas 4,3 km<sup>2</sup> e tem 32m de profundidade média. Tem capacidade de geração de 164 MW, e tempo de retenção de aproximadamente um dia. O período de verão é caracterizado como chuvoso com precipitação acumulada entre 200 e 250 mm/mês nos meses com máxima precipitação (dezembro e janeiro), enquanto no inverno ocorre o período mais seco (maio a julho), com precipitação acumulada inferior a 50 mm/mês (Marengo & Alves, 2005) (Figura 3).



**Figura 3.** Vista parcial do reservatório de Ilha dos Pombos.

### 1.2.2. Reservatórios em cascata

**Santana:** Em 1945, parte da vazão do Rio Paraíba do Sul foi vertida para o reservatório de Santana (transposição de águas da bacia do Rio Paraíba do Sul para a bacia do Ribeirão das Lajes através do desvio Paraíba-Piraí), um barramento do rio Piraí, próximo da confluência com o Rio Paraíba do Sul ( $22^{\circ}31'57.87''S$ ;  $43^{\circ}49'10.90''O$ ). No passado o rio Piraí fluía como um tributário do Rio Paraíba do Sul, mas após a construção da transposição entre bacias (RPS-Guandu) o fluxo do Rio Piraí foi invertido. O reservatório foi formado recebendo água bombeada, que seguem desviadas por outro bombeamento para formar o reservatório de Vigário. A área de drenagem do reservatório é densamente ocupada e degradada por diversas atividades como a agropecuária, agricultura e lançamento de efluentes domésticos. Santana possui uma área de  $5,9\text{km}^2$ , volume de  $6,1\text{hm}^3$ , tempo de retenção de aproximadamente um dia e é classificado como hipertrófico (Uehara et al., 2015) (Figura 4).



**Figura 4.** Vista parcial do reservatório de Santana.

**Vigário:** O reservatório de Vigário ( $22^{\circ}38'42.10''S$ ;  $43^{\circ}52'50.34''O$ ), construído no final da década de 40, pertence ao sistema gerador da empresa LIGHT ENERGIA S.A. e foi formado a partir de uma usina elevatória (recalque de 35m), recebendo águas do reservatório de Santana, permitindo a transposição das águas da bacia do Rio Paraíba do Sul para a bacia do Ribeirão das Lajes através do desvio Paraíba-Piraí. Suas águas são desviadas por tubulações para o reservatório de Pereira Passos (formando a cascata Santana-Vigário-Pereira Passos). O reservatório de Vigário possui uma área de  $3,8\text{km}^2$ , volume de  $11,7\text{hm}^3$ , sendo uma das cinco principais geradoras (aproximadamente 380MW), com tempo de retenção de dois dias e classificado como eutrófico (Uehara et al., 2015) (Figura 5).



**Figura 5.** Vista parcial do reservatório de Vigário.

**Pereira Passos:** A UHE de Pereira Passos ( $22^{\circ}41'14.13''S$ ;  $43^{\circ}49'56.03''O$ ), construída no Rio Ribeirão das Lajes é um reservatório a fio d'água, pertencente ao sistema gerador da empresa Light, sendo uma das cinco principais geradoras, com capacidade de até 100MW (gerando aproximadamente 50MW). O reservatório de Pereira Passos possui uma área de  $1,4\text{km}^2$ , volume de  $4,1\text{hm}^3$ , com tempo de retenção de um dia, classificado como eutrófico e considerado um reservatório com elevada diversidade de habitats, por apresentar substrato rochoso e cobertura marginal composta por árvores e arbustos (Uehara et al., 2015) (Figura 6).



**Figura 6.** Vista parcial do reservatório de Pereira Passos.

### 1.2.3. Reservatórios Isolados

**Ribeirão das Lajes:** O reservatório de Ribeirão das Lajes foi construído entre os anos de 1905 e 1908, localiza-se nas vertentes da Serra do Mar entre os municípios de Pirai e Rio Claro e tem área de aproximadamente 30 km<sup>2</sup> em sua cota de 410 m (22°42'07.59"S; 43°53'05.10"O). A maior afluência de 12 m<sup>3</sup>/seg é proveniente do desvio do Rio Pirai, tributário do Rio Paraíba do Sul, e a defluência é de apenas 22 m<sup>3</sup>/seg formada pela contribuição adicional de pequenos riachos que drenam encostas da Serra do Mar. Pode ser classificado como um reservatório "off-stream", por não barrar um grande rio, e ser alimentado por pequenos riachos e apresentar tempo de residência superior a 280 dias. A planta hidroelétrica gera 132 MW. A represa apresenta em seu entorno várias formações e fragmentos de Mata Atlântica, o que contribui para sua elevada qualidade de água. O clima tropical de altitude varia entre médias mínimas do inverno de 18°C e máximas de 28°C. As águas são de elevada transparência (>2 m). O reservatório tem importância como reserva estratégica para suprimento de abastecimento de água para o Estado do Rio de Janeiro, no caso de impedimento do Rio Paraíba do Sul (Figura 7).



**Figura 7.** Vista parcial do reservatório de Ribeirão das Lajes.

**Tócos:** Tócos é um reservatório pequeno, que oblitera a porção superior do Rio Pirai (22°44'58.03"S; 44°07'33.49"O). O volume do reservatório de Tócos é integralmente bombeado para o reservatório de Ribeirão das Lajes (aproximadamente 12m<sup>3</sup>/s). Tócos possui uma área de 1,2km<sup>2</sup>, volume de 1,9hm<sup>3</sup>, com tempo de retenção de 1,6 dias e classificado como mesotrófico (Uehara et al., 2015) (Figura 8).



**Figura 8.** Vista parcial do reservatório de Tócos.

### **1.3. Apresentação da Tese**

Esta tese é apresentada em três capítulos:

No primeiro capítulo, três tipos de reservatórios associados à bacia do Rio Paraíba do Sul são avaliados, utilizando como ferramenta a distinção taxonômica e funcional. Levanta-se a hipótese de que os reservatórios construídos no canal principal apresentam maior distinção taxonômica e funcional quando comparados a reservatórios em cascata e que esses, por sua vez, apresentariam maiores valores de distinção taxonômica e funcional do que os reservatórios isolados por receberem maior energia (maior afluência de águas) e conterem maior diversidade de habitats. Para isso são avaliados atributos funcionais e taxonômicos em 34 espécies de peixes coletados nos três tipos de sistemas (oito reservatórios).

No segundo capítulo, a mesma base de dados foi utilizada para avaliar os diferentes sistemas com uma abordagem focada na diversidade funcional como ferramenta. Levanta-se a hipótese que atributos das espécies e índices de diversidade funcional variem em função do tipo de barramento. Partindo da premissa de que diferentes configurações hidro-ambientais determinem funções e tipos de serviços ambientais.

No terceiro capítulo, o Reservatório de Ribeirão das Lajes foi modelado, com o objetivo de descrever a estrutura da teia trófica e as interações tróficas entre os compartimentos biológicos dos ecossistemas e suas eventuais variações. Levanta-se a hipótese de que Ribeirão das Lajes teria atingido o *status* de ecossistema maduro. Também se espera que espécies predadoras não-nativas como tucunarés (*Cichla* spp.) sejam o grupo com maior impacto na teia trófica. Para isso foram desenvolvidos dois modelos Ecopath, sendo um anual e outro modelo adicional

representando um cenário de cota d'água baixa onde a entrada de material alóctone e a disponibilidade de recursos seria limitada.

#### **1.4. Referências bibliográficas**

- 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. *Fisheries Research*, 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Baxter, R.M., (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 8, 255–283
- Branco, W.C.C., Rocha, M.I.A., Pinto, F.S.P., Gômara, G.A., de Filippo, R.D. (2002) Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of zoo- plankton community. *Lake Reserv Res Manag* 7:87–92. doi: 10.1046/j.1440-169x.2002.00177.x
- Deemer, B.R., Harrison, J. A., Li, S., Beaulieu, J. J., DelSontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J. F., Powers, S. M., Santos, M. A., Vonk, J. A. (2016) Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. *Bioscience* 66, 949–964.
- Fitzgerald, D.B., Perez, M.H.S., Sousa, L.M., Gonçalves, A.P., Py-daniel, L.R., Lujan, N.K., ... Lundberg, J.G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, 222, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002>
- Gubiani, E.A., Angelini, R., Vieira, L.C.G., Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. (2011). Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. *Ecological Modelling*, 222, (23–24): 3838–3848. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.10.007>
- Johnson, P.T.J., Olden, J.D. & Zanden, M.J.V. (2008). Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 357–363.
- Liermann, C.R., Nilsson, C., Robertson, J. & Ng, R.Y. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience*, 62, 529–548.

- LIGHT, 2011. Light Energia S.A. Disponível em: <http://www.lightenergia.com.br/parquegerador/complexo-de-lajes/subsistema-lajes/>. Acessado em nov. 2018
- Link, J.S. (2010). *Ecosystem-Based Fisheries Management—Confronting Tradeoffs*. Cambridge Press, 205p.
- Manna, L.R., Rezende, C.F. & Mazzoni, R. (2013). Diversidade funcional de peixes de riacho: Como as Assembleias podem estar organizadas? *Oecologia Australis*, 17, (3): 402–410.
- Marengo, J. A. & Lincoln, M. A. (2005). Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20, (2): 215–226.
- Nielsen, S.N. & Ulanowicz, R.E. (2011). Ontic openness: an absolute necessity for all development processes. *Ecological Modelling*, 222, 2908–2912.
- Nilsson, C., Ready, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world’s large river systems. *Science*, 308, 405–408.
- 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. *Freshwater Biology*, 63, 293–305.
- Pauly, D., Soriano, M., Palomares, M. L. (1987). On improving the construction, parametrization and interpretation of “steady-state” multispecies models. MS, presented at the 9th Shrimp and Finfish Fisheries Management Workshop, 7-9 December 1987, Kuwait. ICLARM Contributions, Manila, no. 627, 27 p.
- Pease, A. A., Taylor, J. M., Winemiller, K. O. & King, R.S. (2015). Ecoregional, catchment, and reach-scale environmental factors shape functional-trait structure of stream fish assemblages. *Hydrobiologia*, 753, 265–283.
- Pease, A.A., González-Díaz A.A., Rodiles-Hernández, R. & Winemiller, K.O. (2012). Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57, (5): 1060–1075. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x
- Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *PNAS*, 104, 5732–5737.
- Polovina, J. J. (1984). Model of a coral reef ecosystem. Part I. The Ecopath model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3, 1-11.

- Santos, N. C. L., Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., Araújo, I. M. S., Agostinho, A. A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 802, 245–253.
- Syvitski, J.P.M., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J. & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308, 376–380.
- Tundisi J.G. & Matsumura-Tundisi T. (2003). Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: The experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, 500, 231–242.
- Uehara, W., Albieri, R. J., Araújo, F. G. (2015). Structure of fish assemblages in seven tropical reservoirs in southeastern Brazil during the rainy season; what matters: physico-chemical or hydrological connectivity influences? *Journal Applied Ichthyology*, 31, 1034–1042. <http://doi.org/10.1111/jai.12864>
- Ulanowicz, R.E., (1986). *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. to Excel Press, Lincoln, NE.
- Winemiller, K.O., Fitzgerald, D.B., Bower, L.M. & Pianka, E.R. (2015) Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18, 737–751.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarizzo, T., Nam, S. & Sáenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo and Mekong. *Science*, 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- Zarfl, C. et al. (2015) A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*. 77, 161–170



## Capítulo I

### **Distinção taxonômica e funcional das assembleias de peixes de reservatórios associados à bacia do Rio Paraíba do Sul, sudeste do Brasil**

**Autores:** Tailan Moretti Mattos; Dandhara Rossi Carvalho; Augusto Salles Guerra Júnior & Francisco Gerson Araújo

#### **Resumo**

Os reservatórios são produtos do barramento de rios e riachos com múltiplas finalidades, dentre as quais a produção de energia elétrica, a regulação das cheias e o suprimento de água para fins agrícolas e industriais. Estes sistemas contribuem para a alteração da paisagem, do fluxo dos sistemas lóticos alterando a qualidade ambiental, com efeitos diretos na biodiversidade das comunidades aquáticas. Na bacia do Rio Paraíba do Sul existem vários tipos de reservatórios, alguns que barram diretamente o canal principal, outros que são originados da abstração da água do canal principal formando novos sistemas em cascata, e outros isolados que recebem água de pequenos tributários. O presente estudo visa testar eventuais influências destes três tipos de reservatório na distinção taxonômica e funcional da comunidade de peixes, visando obter subsídios para conservação da biodiversidade. Amostragens mensais padronizadas da comunidade de peixes e de variáveis ambientais físico-químicas foram realizadas em oito reservatórios entre o verão de 2011 e 2013, e no inverno de 2017. Trinta medidas em peixes representando atributos funcionais associadas à locomoção, alimentação, estratégia de vida e uso do habitat foram tomadas (26 quantitativas e quatro categóricas) em 34 espécies dos diferentes reservatórios. Foram detectadas diferenças nas assembleias de peixes dos diferentes tipos de reservatórios (canal principal, em cascata e isolados). O número de espécies não diferiu entre os reservatórios, exceto em Tocos que foi significativamente menor quando comparado com os demais ( $F = 6,9$   $P < 0,001$ ). Valores relativamente elevados de distinção taxonômica (DTΔ+) e funcional (DFX+) foram observados em todos os ambientes, com a maior parte das amostras localizadas dentro do funil com 95% do limite de confiança. Maiores distinções taxonômicas e funcionais foram encontradas para os reservatórios isolados, e o inverso deste padrão foi encontrado para os reservatórios que barram o canal principal do rio Paraíba do Sul. Isto sugere que a fauna íctica nestes últimos tipos de reservatório é provavelmente composta por espécies filogeneticamente próximas e morfologicamente semelhantes com maior redundância taxonômica e funcional. A introdução de espécies não nativas e seus impactos figura como um fator importante, que merece maior atenção em estudos futuros. São necessários mais estudos focados na identificação de quais espécies, grupos funcionais e serviços ecossistêmicos que

foram afetados com a perda de espécies para que medidas de manejo sejam direcionadas à manutenção do funcionamento dos ecossistemas.

## **Taxonomic and functional distinction of fish assemblages from reservoirs associated with the Paraíba do Sul River basin, Southeastern Brazil**

### **Abstract**

The reservoirs are the product of rivers and streams impoundment with multiple purposes, among them the production of hydroelectric power, floods regulation and water supply for agricultural and industrial purposes. These systems contribute to altering the landscape, the flow of lotic systems, altering environmental quality, with direct effects on the biodiversity of aquatic communities. In the Paraíba do Sul basin, there are several types of reservoirs, some of which directly block the main channel, others that are originate from the abstraction of the water of the main channel forming new cascade systems, and other isolated ones that receive water from small tributaries. The present study aims to test possible influences of these three types of reservoir on the taxonomic and functional distinctiveness of the fish community, aiming to obtain subsidies for biodiversity conservation. Standardized monthly sampling of the fish community and physical-chemical environmental variables were carried out in eight reservoirs between the summer of 2011 and 2013, and in the winter of 2017. Thirty measurements in fish representing functional attributes associated with locomotion, feeding, life strategy and habitat use were taken (26 quantitative and 4 categorical) in 34 species of the different reservoirs. Differences were detected in fish assemblages of different types of reservoirs (main channel, cascade and isolates). The number of species did not differ between the reservoirs, except in Tocos, which was significantly smaller when compared to the others ( $F = 6.9$   $P < 0.001$ ). High values of taxonomic (DTA +) and functional (DFX +) distinctiveness were found in all environments, with most samples located within the funnel with 95% of the confidence limit. Higher taxonomic and functional distinctiveness were found for the isolated reservoirs, and the inverse of this pattern was found for the reservoirs that block the main channel of the Paraíba do Sul river. This suggests that the fish fauna in these latter types of reservoir is probably composed of phylogenetically close and morphologically similar species with greater taxonomic and functional redundancy. The introduction of non-native species and their impacts is an important factor that deserves greater attention in future studies. Further studies are needed to identify which species, functional groups and ecosystem services have been affected by species loss so that management measures are directed towards maintaining ecosystem functioning.

## 1. Introdução

A alteração hidrológica de rios é uma realidade universal com, aproximadamente, dois terços dos grandes rios do mundo sendo impactados por reservatórios (Nilsson et al., 2005; Fitzgerald et al., 2018). Até recentemente, os rios tropicais apresentavam uma elevada biodiversidade e poucos barramentos de grande porte (Liermann et al., 2012), mas a expansão do desenvolvimento de hidrelétricas nas bacias dos sistemas tropicais do mundo está ameaçando a biodiversidade aquática em uma escala sem precedentes (Winemiller et al., 2016; Fitzgerald et al., 2018). Mais de meio milhão de reservatórios com área superior a um hectare existem no mundo, cobrindo uma área de 258.570 quilômetros quadrados (Downing et al., 2006). Este problema se agrava pois, muitos países ainda têm a energia hidrelétrica como principal opção de produção de energia, portanto baseada na construção de reservatórios (Gibson et al., 2017).

A construção de reservatórios causa mudanças extremas em habitats fluviais, transformando as características físicas e biológicas dos rios, alterando a dinâmica dos fluxos e disponibilidade de nutrientes (Agostinho et al., 2016). Sob ação da barragem um novo ecossistema lêntico é criado, com condições químicas distintas das observadas no ambiente original (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003; Agostinho et al., 2016). Essa transformação envolve impactos diretos como a perda de habitats e alterações na conectividade fluvial, mas também causam impactos indiretos como homogeneização biótica, favorecendo espécies generalistas sobre espécies especializadas e facilitando a invasão por espécies não nativas, aumentando o risco de extinção de táxons endêmicos (Liermann et al., 2012; Fitzgerald et al., 2018). Compreender os múltiplos efeitos antrópicos e as relações entre a distribuição de espécies e as características dos habitats é frequentemente o primeiro passo para desvendar os mecanismos que controlam a distribuição da biodiversidade nesses novos ecossistemas (Vasconcelos et al., 2015; Azevedo et al., 2017).

A riqueza de espécies é comumente utilizada como uma variável explicativa para a função do ecossistema, porque é fácil de mensurar, e por vezes guarda correspondência com a diversidade funcional (Tilman, 1999). A introdução de grupos funcionais foi um passo importante na estimativa da diversidade funcional, com espécies sendo agrupadas por similaridade de funções, por impactos semelhantes em processos ecossistêmicos e também por semelhança de respostas frente às pressões ambientais (Walker & Langridge, 2002; Azevedo et al., 2017). Portanto, classificar espécies em grupos com base na relação taxonômica e quanto à similaridade funcional, tem se mostrado uma abordagem eficaz para estudar a influencia de perturbações antrópicas e ambientais em ecossistemas (Azevedo et al., 2017).

Uma assembleia compreendendo um grupo de espécies taxonomicamente próximas e funcionalmente relacionadas pode ser considerada menos diversa do que uma outra com número similar de espécies, mas distantes taxonomicamente (Clarke &

Warwick, 2001). Para analisar esse aspecto da biodiversidade, Warwick e Clarke (1995) propuseram um índice denominado distinção taxonômica. A distinção taxonômica ( $\Delta+$ ) é a média do comprimento do trajeto ou do ramo entre as espécies que ocorrem em uma amostra, através de uma hierarquia taxonômica ou árvore filogenética. Esta definição superou a maioria dos problemas de medidas de riqueza de espécies e tem várias propriedades desejáveis como um indicador da biodiversidade, independente do esforço de amostragem (Clarke e Warwick 1998).

Baseado na distinção taxonômica, Somerfield et al. (2008) propuseram um novo índice que expressa a similaridade entre as espécies, em termos de características funcionais, dentro de cada amostra. Embora faça sentido pensar em árvores ao considerar informações taxonômicas, como um conjunto hierárquico e fixo de níveis, não há nada fixo nos níveis de similaridade funcional entre as espécies, que provavelmente serão muito mais contínuas. Foi desconsiderada a hierarquia e utilizado apenas atributos funcionais, portanto, a distinção funcional média ( $X+$ ) foi definida como a semelhança média dos atributos entre as espécies em uma amostra (Somerfield et al. 2008).

Os organismos e seus respectivos habitats variam em múltiplas dimensões e escalas e estão sujeitos às influências estocásticas e a um conjunto de fatores que são influenciados por contingências históricas e geográficas em diferentes graus (Winemiller et al., 2015). Para qualquer organismo sobreviver, ele deve ocupar um ambiente abiótico adequado e com condições dentro de seus limites de tolerância (Winemiller et al. 2015). Frequentemente, o organismo habita um ambiente que maximiza a adequação ou a energia excedente em relação às demandas metabólicas (Buckley et al., 2014). Logo, é esperado que a comunidade de peixes se modifique conforme os trechos do rio, como resultado dos processos evolutivos e históricos de adaptações peculiares de cada espécie, que por sua vez são influenciados por pressões ambientais, condições de habitats e alteradas por ações antrópicas (Martin-Smith, 1998; Meador & Goldstein, 2003).

Espera-se que ambientes com maior disponibilidade de habitats e disponibilidade de recursos apresentem sistemas mais complexos, com mais energia, ocasionando maior distinção taxonômica e funcional. Por outro lado, sistemas menores em área e mais restritos em disponibilidade de habitats tendem à similaridade taxonômica e funcional. Além disso, a conectividade de habitat é outro fator primordial na formação de comunidades fluviais (Vannote et al. 1980; Cote et al. 2009), e interrupções no contínuo de rios podem dificultar ou mesmo interromper o fluxo de espécies (Neal et al., 2009; McDowall 2010). A conectividade hidrológica entre reservatórios favorece o intercâmbio genético e resulta em comunidades de peixes mais diversas, quando comparadas a reservatórios espacialmente isolados, que tendem a apresentar menor

riqueza de espécie e uma restrita distinção taxonômica e funcional (Lorenz et al., 1997).

O Rio Paraíba do Sul (RPS) drena mais de 50% do território do Rio de Janeiro, sendo, portanto, o recurso hídrico fluminense mais relevante (Carvalho & Torres, 2002; Marengo & Lincoln, 2005; Pinto, 2008). Além disso, a área de drenagem do RPS é uma das mais industrializadas e impactadas do país, com diferentes tipos de atividades ao longo de sua extensão. A paisagem é composta por áreas desmatadas destinadas à agropecuária, ocupações urbanas das margens, grandes complexos industriais e represamentos (Pinto & Araújo, 2007; Linde-Arias et al., 2008; Terra & Araújo, 2010). No entanto, são poucos os estudos sobre o impacto das alterações deste sistema e suas consequências sobre a biota nativa (e.g., Pfeiffer et al., 1986; Linde-Arias et al., 2008; Terra et al., 2008; Parente et al., 2015).

O Conceito de Descontinuidade Serial (Stanford & Ward, 2001) estabelece que reservatórios construídos no canal principal geram descontinuidade na condição original do rio, que passa a ser dividido em diferentes regiões, dentro das quais a estrutura e a dinâmica da comunidade respondem de diferentes formas frente a eventuais perturbações. Quando dispostos em sistema de cascata, reservatórios causam modificações bióticas e abióticas ainda mais pronunciadas, afetando as assembleias de peixes dentro do reservatório e ao longo da bacia (Miranda et al., 2008; Santos et al., 2017). Por outro lado, reservatórios construídos fora do canal principal (*off-stream*) são apontados como menos impactantes por não alterarem os habitats aquáticos naturais dos rios (Dougherty et al., 2007).

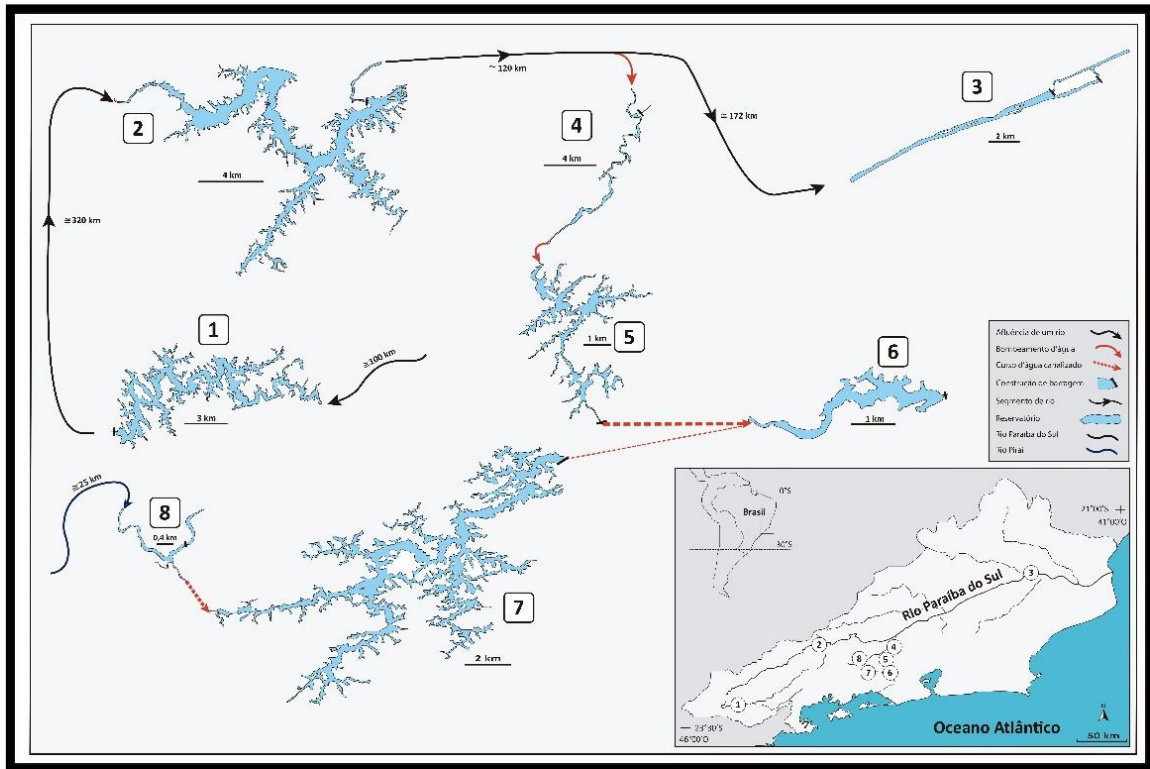
Este trabalho teve como objetivo avaliar a distinção taxonômica e funcional em três tipos de reservatórios associados à bacia do Rio Paraíba do Sul: 1) reservatório barrando o canal principal (Santa Branca, Funil e Ilha de Pombos); 2) reservatórios em cascata (Santana, Vigário e Pereira Passos); e 3) reservatórios isolados (Ribeirão das Lajes e Tocos). Levanta-se a hipótese de que os reservatórios construídos no canal principal apresentam maior distinção taxonômica e funcional quando comparados a reservatórios em cascata e que esses, por sua vez, apresentariam maiores valores de distinção taxonômica e funcional do que os reservatórios isolados por receberem maior energia (maior afluência de águas) e conterem maior diversidade de habitats.

## **2. Materiais e Métodos**

### **2.1. Área de Estudo**

Foram realizadas amostragens sistemáticas em oito reservatórios associados direta ou indiretamente com a bacia do Rio Paraíba do Sul (RPS). Três dos reservatórios (Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos) estão localizados no canal principal do Rio Paraíba do Sul, três (Santana, Vigário e Pereira Passos) são originários da transposição do Rio Paraíba do Sul e se dispõem em cascata com suas águas formando o sistema do

Rio Guandu, que desemboca na Baía de Sepetiba. Os outros dois reservatórios (Tócos e Ribeirão das Lajes) são sistemas isolados, com Tócos sendo oriundo do barramento do Rio Pirai (um tributário do rio Paraíba do Sul) ainda em seu trecho superior. Ribeirão das Lajes é outro reservatório isolado que recebe pequenos tributários e cuja maior contribuição é uma derivação do reservatório de Tócos (Figura 1; Tabela 1).



**Figura 1.** Mapa esquemático da área de estudo com a representação dos oito reservatórios ao longo do Rio Paraíba do Sul: a) reservatórios no canal principal: (1) Santa Branca, (2) Funil, (3) Ilha dos Pombos; b) reservatórios em cascata derivados da transposição do RPS: (4) Santana, (5) Vigário, (6) Pereira Passos; c) reservatórios isolados: (7) Ribeirão das Lajes e (8) Tócos.

**Tabela 1:** Características dos oito reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; Funil, Funil; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes; e Tocos, Tócos. Mudanças no Nível da Água: S, sazonal e D, diária. Estado trófico: M, mesotrófico; H, hipertrófico; E, eutrófico. MW, produção de energia elétrica em MegaWatts; -, ausência de planta geradora de energia.

Reservatórios	SBranca	Funil	IPomb	Santan	Vigar	PPass	RibLajes	Tócos
Início da operação	1959	1969	1924	1952	1952	1962	1908	1913
MW	58	121	164	-	380	100	132	-
Área (km <sup>2</sup> )	27,2	40	4,3	5,9	3,8	1,4	30,7	1,2
Volume (hm <sup>3</sup> )	307,3	890	6,7	6,1	11,7	4,1	450,4	1,9
Mudanças no nível da água	S	S	D/S	D	D	D	S	S
Tempo de retenção (dias)	63	30	0,2	1	2	1,2	300	1,6
Estado trófico	M	E	E	H	E	E	M	M
Afluência de um Rio	Sim	Sim	Sim	Sim	Não	Não	Não	Sim
Volume de afluência (m <sup>3</sup> /s)	90	192	700	160	160	180	12	13

## 2.2. Desenho amostral

Sete dos oito reservatórios (Santa Branca, Ilha dos Pombos, Santana, Vigário, Pereira Passos, Ribeirão das Lajes, e Tócos) foram amostrados no período seco (inverno) de 2012 e chuvoso (verão) de 2013. O reservatório de Funil foi amostrado no período seco e chuvoso de 2011. Adicionalmente, foi realizada uma outra campanha de amostragem, desta vez abrangendo todos os oito reservatórios no período seco de 2017.

O esforço de pesca padronizado (unidade amostral) aplicado e repetido em cada reservatório, foi composto por um conjunto de três redes de espera (25m de comprimento x 2,0 m de altura cada, com malhas de 25, 50 e 75 mm entre-nós adjacentes) totalizando uma área de panagem de 150 m<sup>2</sup>. As redes foram colocadas em operação durante aproximadamente 12 horas (colocação no entardecer e retirada no amanhecer do dia seguinte), assim definindo a unidade amostral. Em cada ocasião de amostragem, os reservatórios de maior área (Funil e Ribeirão das Lajes), foram amostrados utilizando um esforço com 18 unidades amostrais (amostras). Nos reservatórios de tamanho intermediário (Pereira Passos, Santa Branca, Vigário, Ilha dos Pombos, Santana) foram utilizadas 9 amostras e em Tócos, o reservatório de menor área, foram utilizados 6 amostras.

Juntamente com as amostras de peixes, foram tomadas as seguintes variáveis ambientais: pH, condutividade (mS.cm<sup>-1</sup>), oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>), totais de sólidos dissolvidos (mg.L<sup>-1</sup>), temperatura da água (°C), potencial de oxirredução (mV), turbidez (NTU). Estas medidas foram realizadas com um multisensor Horiba W-21 (Horiba Co., Shanghai). A transparência (em cm) foi tomada utilizando o Disco de Secchi e a profundidade (metros) foi medida com um ecosonda digital Speedtech Modelo SM-5.

### 2.3. Atributos Funcionais

Um total de 30 atributos funcionais foi mensurado (Figura 2; Tabela 2), sendo 26 quantitativos e quatro categóricos. Pelo menos cinco indivíduos adultos foram analisados de cada espécie. No caso de espécies raras, todos os indivíduos adultos coletados foram mensurados. Foram considerados adultos os indivíduos que possuíam comprimento igual ou maior que o tamanho de primeira maturação ( $L_{50}$ ) estabelecido para a espécie. Esses atributos foram escolhidos porque possuem uma relação bem documentada como “proxies” de uma ou mais categorias funcionais: uso do habitat, história de vida, alimentação e locomoção (Winemiller & Rose, 1992; Pease et al., 2012; Manna et al., 2013; Winemiller et al., 2015).

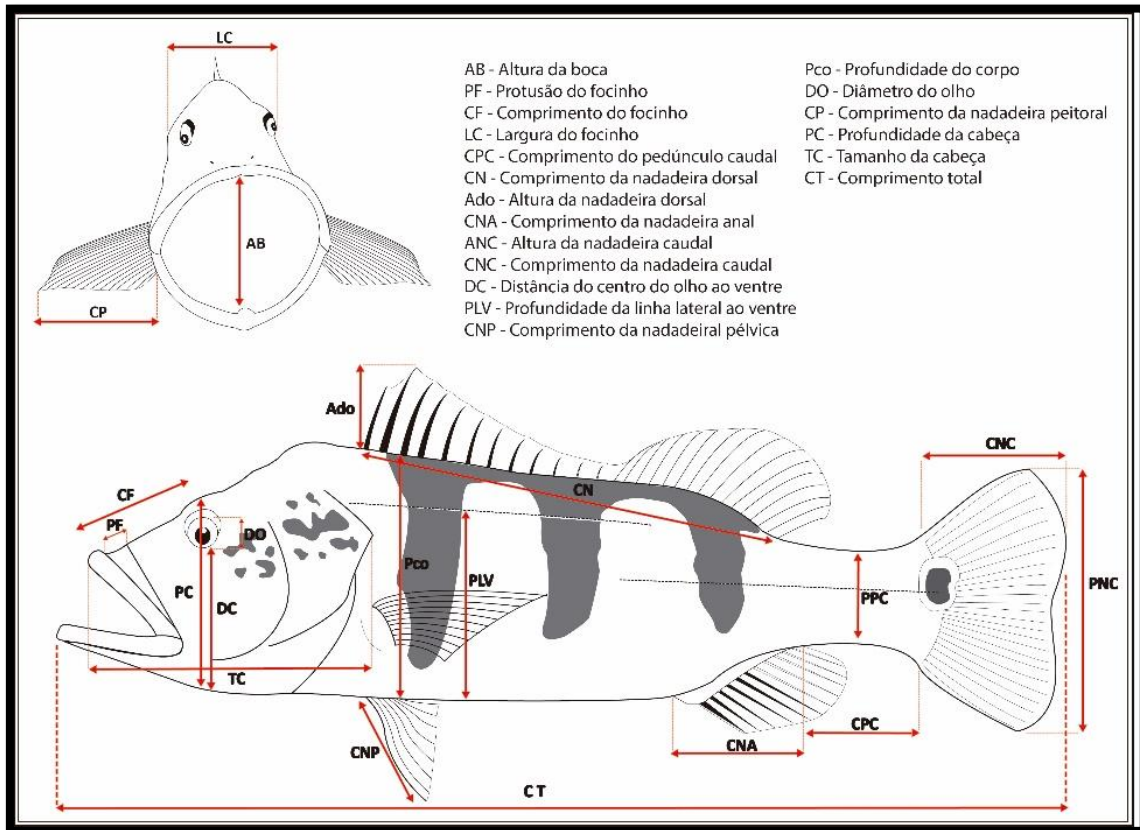
Os atributos foram mensurados seguindo os métodos utilizados por Pease et al. (2012) que se baseou em Winemiller (1991) para mensurar atributos morfológicos, e em Winemiller & Rose (1992) para atributos relacionados à história de vida das espécies. Para espécies com dimorfismo sexual (por exemplo, machos de *Metynnus maculatus* (Kner, 1858) com a nadadeira dorsal proporcionalmente maior), apenas espécimes fêmeas foram selecionadas. Todas as medidas de comprimento foram feitas utilizando um paquímetro digital com precisão de 0,1mm.

Optou-se por medir diretamente as características de cada espécie em vez de definir intervalos, agrupar em classes e utilizar informações secundárias publicadas. A tomada de medidas contínuas diretamente dos indivíduos evita problemas comuns em estudos de diversidade funcional que utilizam apenas métricas e variáveis categóricas. Este tipo de prática pode mascarar e enfraquecer as variações interespecíficas. Atributos funcionais quantitativos permitem caracterizar as múltiplas dimensões de nicho (Pease et al., 2012) e também permitem o uso de métodos multidimensionais desenvolvidos recentemente para estimar a diversidade funcional (Villiger et al., 2008; Laliberte & Legendre, 2010; Mouillot et al., 2013; Villiger et al., 2017). Dados publicados só foram utilizados para complementar atributos funcionais de espécies pouco abundantes com carência de informações (i.e. quantidade de ovócitos e diâmetro do ovócito). Os dados de quantidade de ovócitos e diâmetro do ovócito só foram mensurados em espécimes com estágio de desenvolvimento gonadal considerado maduro seguindo a classificação de Vazzoler (1996).

O tamanho do corpo possui substancial influência nos valores dos atributos funcionais. Para retirar esse efeito do tamanho e poder realizar comparações interespecíficas, utilizou-se o mesmo método aplicado por Winemiller et al. (2015), onde cada atributo da espécie foi dividido por seu comprimento total e foi calculada a média de cada atributo funcional para as espécies. O número de rastros branquiais, quantidade de ovócitos, diâmetro do ovócito foram mantidos com seus respectivos valores absolutos assim como as variáveis categóricas (hábito alimentar, posição na



coluna d'água e porte), por não serem variáveis correlacionadas ao tamanho do corporal das espécies.



**Figura 2.** Figura ilustrativa representando os atributos mensurados. Atributos definidos conforme Tabela 2.

**Tabela 2:** Atributos funcionais utilizados para classificar a assembleia de peixes dos reservatórios. A definição dos atributos funcionais seguiu os trabalhos de Winemiller (1991), Winemiller & Rose (1992), Pease et al. (2012), Manna et al. (2013) e Winemiller et al. (2015).

<b>Categoria Funcional</b>	<b>Atributo Funcional</b>	<b>Cod</b>	<b>Definição dos Atributos Funcionais</b>
Alimentação	Profundidade da cabeça	PC	Medida vertical que vai da região dorsal da cabeça até a porção ventral passando pela pupila
Alimentação	Altura da boca	AB	Distância vertical que mede a altura da parte interior da boca completamente aberta
Alimentação	Protrusão do focinho	PF	Distância adicional da ponta do focinho até o final da mandíbula, com a boca integralmente aberta e estendida
Alimentação	Comprimento do intestino	CI	Comprimento máximo do intestino, que tem início na porção final do estômago seguindo até o ânus
Alimentação	Comprimento do rastro branquial	CRB	Comprimento do maior rastro branquial encontrado no primeiro arco
Alimentação	Número de rastros branquiais	NR	Quantidade de rastros no primeiro arco branquial
Alimentação	Comprimento do focinho	CF	Distância da ponta do focinho, mantendo a boca fechada, até a porção da cabeça onde cruza com a linha imaginária formada da ligação entre o centro dos olhos
Locomoção	Largura do corpo	LC	Medida horizontal máxima de uma lateral a outra do peixe
Locomoção	Comprimento pedúnculo caudal	CPC	Distância horizontal da margem posterior da nadadeira anal até o complexo hipural
Locomoção	Profundidade do pedúnculo caudal	PPC	Distância vertical entre a porção dorsal e a ventral do pedúnculo
Locomoção	Largura do pedúnculo caudal	LPC	É a medida de espessura do pedúnculo caudal na porção que antecede a nadadeira caudal
Locomoção	Comprimento da nadadeira dorsal	CN	É a distância entre porção da margem proximal anterior até a posterior da nadadeira dorsal
Locomoção	Altura da nadadeira dorsal	Ado	Altura máxima encontrada na nadadeira dorsal, excluindo-se filamentos
Locomoção	Comprimento da nadadeira anal	CNA	É a distância da porção proximal da margem anterior até a porção posterior da nadadeira anal
Locomoção	Profundidade da nadadeira caudal	PNa	Distância vertical que vai da extremidade de uma margem a outra da nadadeira caudal esticada
Locomoção	Comprimento da nadadeira caudal	CNC	Distância da porção proximal da margem à porção distal da nadadeira caudal excluindo filamentos
Estratégia de Vida	Quantidade de ovócitos	QO	Contagem aproximada dos ovócitos maduros
Estratégia de Vida	Diâmetro dos ovócitos	Dov	Tamanho médio de ovócitos maduros
Uso do Hábitat	Distância do centro do olho ao ventre	DC	Medida vertical que compreende a distância do centro da pupila a porção ventral do peixe
Uso do Hábitat	Diâmetro do olho	DO	Distância horizontal da margem a margem do olho passando pelo centro
Locomoção, uso do hábitat	Profundidade do corpo	Pco	Máxima distância vertical encontrada entre a região dorsal e o ventre
Locomoção, uso do hábitat	Profundidade da linha lateral ao ventre	PLV	Maior distância encontrada entre a linha lateral e ventre do espécime
Locomoção, uso do hábitat	Comprimento da nadadeira peitoral	CP	Medida máxima da margem proximal à distal da nadadeira peitoral
Locomoção, uso do hábitat	Comprimento da nadadeira pélvica	CNP	Maior distância que vai da margem proximal à distal da nadadeira pélvica
Alimentação, uso do hábitat, estratégia de vida	Tamanho da cabeça	TC	Distância da ponta da mandíbula do peixe, com a boca fechada, até a porção final posterior do opérculo
Alimentação, uso do hábitat, estratégia de vida	Posição da boca	PB	Foi determinado a partir do ângulo entre uma linha imaginária ligando a ponta da mandíbula ao centro da pupila, com a boca completamente aberta e um outra linha imaginária que ligaria o topo do neurocrânio até o ventre passando pelo centro do olho. O ângulo foi utilizado para determinar a posição da boca.
Alimentação, uso do hábitat, estratégia de vida	Comprimento total	CT	Comprimento máximo, da ponta do focinho até o final do maior lobo da nadadeira caudal
Alimentação, uso do hábitat, estratégia de vida	Hábito alimentar	HA	Com base em referências bibliográficas e na análise do conteúdo estomacal dos espécimes coletados nos reservatórios
Alimentação, uso do hábitat, estratégia de vida	Posição na coluna d'água	Pcol	Com base em referências bibliográficas e observação pessoal da posição que a espécie ocupa na coluna d'água
Alimentação, uso do hábitat, estratégia de vida	Porte do peixe	Por	Intervalo de classes de tamanho padronizado, baseado no comprimento que cada espécie de peixe atingiu

## 2.4. Análises estatísticas

### 2.4.1. Estrutura da comunidade

Para avaliar possíveis diferenças na estrutura das comunidades de peixes entre reservatórios foi utilizado a análise não métrica de Escalonamento Multidimensional (nMDS), aplicado sobre a distância de Bray-Curtis sobre os dados transformados pela raiz quadrada da abundância numérica. Também foi utilizada a análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) para determinação das espécies de maior contribuição para a similaridade média dos diferentes reservatórios. Estas análises foram realizadas utilizando o *software* PRIMER6 VER. 6.1.3+PERMANOVA VER. 1.0.3 (Anderson et al. 2008).

### 2.4.2. Distinção Taxonômica e Funcional

Os índices de Distinção Taxonômica ( $\Delta^+$ ) foram calculados com base em Clarke & Warwick (1998) e Warwick & Clarke (2001) seguindo a formula:

$$\Delta^+ = \left[ \sum_{i < j} \omega_{ij} \right] / [S(S-2)/2]$$

onde,  $\omega_{ij}$  é o comprimento dos ramos entre pares de espécies ligando as espécies  $i$  e  $j$  em uma classificação hierárquica, e  $S$  é o número observado de espécies na amostra.

As espécies foram colocadas em uma hierarquia taxonômica, de acordo com a classificação de Nelson et al. (2016), do nível mais baixo ao mais elevado, ou seja, espécie, gênero, família, ordem e subsérie.

A distinção taxonômica média ( $\Delta^+$ ) é simplesmente o número médio de passos para alcançar um nível taxonômico comum a duas espécies e o cálculo é realizado através de todos os possíveis pares de espécies em um agrupamento (Clarke & Warwick, 1998; Warwick & Clarke, 2001). Assim, se duas espécies são congênicas, apenas um passo (espécie-gênero) é necessário para alcançar um nó em comum na árvore taxonômica; se as duas espécies pertencem a gêneros diferentes, mas a uma mesma família, dois passos serão necessários (espécie-gênero e gênero-família) e assim por diante. Os diversos comprimentos dos ramos filogenéticos são determinados pela riqueza de espécies em cada categoria taxonômica. Como padronização, os caminhos existentes na árvore filogenética, do mais curtos aos mais longos são padronizados de zero a 100 de acordo com o número de passos, assumindo que os passos possuem comprimentos iguais. A Distinção Taxonômica média não depende do esforço de amostragem (Clarke & Warwick, 2001). Os índices de Distinção Taxonômica e a curva com o funil de 95% de intervalo de confiança foram realizados através da rotina TAXDTEST, no *software* PRIMER versão 6 (Clarke & Warwick, 2001; Clarke & Gorley, 2006).

A Distinção Funcional média ( $X+$ ) foi calculada seguindo Somerfield et al. (2008). Eles descrevem como a ideia de relação taxonômica entre espécies pode ser aumentada incorporando relações funcionais entre espécies e consideram como isso pode ser usado para derivar índices funcionais. O índice deve refletir a similaridade entre as espécies, em termos de características funcionais, dentro de cada amostra. Informações sobre o uso do habitat, história de vida, alimentação e locomoção para cada espécie foram obtidos com base em diversos atributos funcionais contidos na Tabela 2. Os atributos funcionais quantitativos utilizados na análise de  $X+$  tiveram o efeito do tamanho retirado seguindo Winemiller et al. (2015).

A Distinção Funcional média foi definida como a média da dissimilaridade entre as espécies nas amostras, ou seja, matriz de (que sofreu uma transformação raiz quadrada), e o cálculo de proximidade e associação entre espécies foi realizado utilizando a matriz de similaridade com a matriz atributos funcionais das espécies. O índice foi construído utilizando a rotina TAXDTEST, no software PRIMER versão 6 (Clarke & Warwick, 2001; Clarke & Gorley, 2006).

Para analisar possíveis relações entre as variáveis i) número de espécies, ii) Shannon, iii) número de indivíduos (preditores), e os índices  $\Delta+$ ,  $X+$  (variáveis resposta) foram feitas regressões lineares. Também foram comparados os valores do  $\Delta+$ ,  $X+$  e número de indivíduos entre os três tipos de reservatórios, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. As análises foram realizadas no *software* STATISTICA 7.

### **3. Resultados**

#### **3.1. Variáveis físico-químicas**

Os maiores valores de oxigênio dissolvido (OD) foram observados no reservatório de Tócos, assim como as menores temperaturas da água. Ribeirão das Lajes apresentou os maiores valores de temperatura, transparência da água e profundidade média dos locais amostrados (PMLA). Santa Branca apresentou baixos valores de condutividade, totais de sólidos dissolvidos e turbidez. Os maiores valores de turbidez e as menores transparências foram observadas no reservatório de Santana. As informações referentes às variáveis físico-químicas mensuradas estão sumarizadas na Tabela 3.

**Tabela 3:** Variáveis físico-químicas amostradas nos oito reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes; Condu, condutividade; OD, oxigênio dissolvido; TDS, totais de sólidos dissolvidos; Temp água, temperatura da água; ORP, potencial de oxirredução; Turb, turbidez; Transp, transparência da água; e PMLA, profundidade média do local amostrado. Os valores em negrito indicam a média das variáveis, seguida dos respectivos valores de desvio padrão.

Local	pH	Condu	OD	TDS	Temp água	ORP	Turb	Transp	PMLA
SBranca	6,77 ± 0,08	<b>0,04</b> ± 0,001	6,96 ± 0,89	<b>0,024</b>	20,8 ± 0,27	358,2 ± 15,3	<b>0,02</b>	4,0 ± 0,71	6,26 ± 1,38
Funil	9,87 ± 4,37	<b>0,10</b> ± 0,003	7,72 ± 0,59	<b>0,064</b> ± 0,0005	20,7 ± 0,32	259,5 ± 35,9	<b>12,2</b>	2,6 ± 0,7	5,43 ± 2,77
IPomb	7,42 ± 0,50	<b>0,08</b> ± 0,004	7,35 ± 0,51	<b>0,051</b> ± 0,0017	21,3 ± 0,12	311 ± 32,2	<b>0,8</b> ± 0,41	3,1 ± 0,31	2,93 ± 0,96
Santan	6,53 ± 0,15	<b>0,11</b> ± 0,008	5,57 ± 2,07	<b>0,073</b> ± 0,0013	21,8 ± 0,14	277,2 ± 51,9	<b>91,5</b>	0,9 ± 0,05	3,21 ± 1,67
Vigar	6,72 ± 0,19	<b>0,11</b> ± 0,02	5,11 ± 2,2	<b>0,069</b> ± 0,0111	22,5 ± 0,52	336,1 ± 10,93	8,9 ± 11,24	1,46 ± 0,14	4,14 ± 1,85
PPass	7,37 ± 0,33	<b>0,11</b> ± 0,001	6,44 ± 0,86	<b>0,071</b> ± 0,0005	21,8 ± 0,17	255,2 ± 42,1	11,9 ± 2,39	1,9 ± 0,11	3,86 ± 1,27
RibLajes	7,18 ± 0,20	<b>0,03</b> ± 0,001	6,37 ± 0,72	<b>0,018</b> ± 0,0007	23,3 ± 1,24	341,1 ± 15,8	<b>0,375</b> ± 0,5	4,1 ± 1,06	10,01 ± 7,65
Tócos	6,56 ± 0,26	<b>0,02</b> ± 0,003	8,56 ± 1,21	<b>0,015</b> ± 0,0016	18,3 ± 0,56	340,7 ± 20,9	32,5 ± 53,8	1,4 ± 0,63	2,14 ± 1,24

### 3.2. Composição de espécies

Um total de 34 espécies distribuídas em três subséries, quatro ordens, 15 famílias e 29 gêneros foram identificadas nos oito reservatórios (Tabela 4 e 5). As ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes dominaram a ictiofauna dos sistemas (com respectivamente 11, 11 e 8 espécies). A ordem Cichliformes se destacou pela presença de quatro espécies não-nativas (ENN). A presença de ENN merece destaque, já que 20,5% (i.e., sete espécies) do total de espécies coletadas nos sistemas são espécies não-nativas. A riqueza de espécies foi maior nos reservatórios construídos no canal principal do RPS e em cascata, os quais apresentaram 30 espécies, portanto bem superior aos reservatórios isolados que apresentaram somente 22 espécies (Tabela 3). Quando se considera os reservatórios isoladamente, a maior riqueza foi encontrada no Reservatório de Vigário, com 23 espécies. Por outro lado, Tócos apresentou a menor riqueza, com apenas 9 espécies.

**Tabela 4:** Número de categorias taxonômicas encontradas nos três tipos de reservatórios, reservatórios construídos no canal principal do RPS (Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos), isolados (Santana, Vigário e Pereira Passos) e isolados (Tócos e Ribeirão das Lajes).

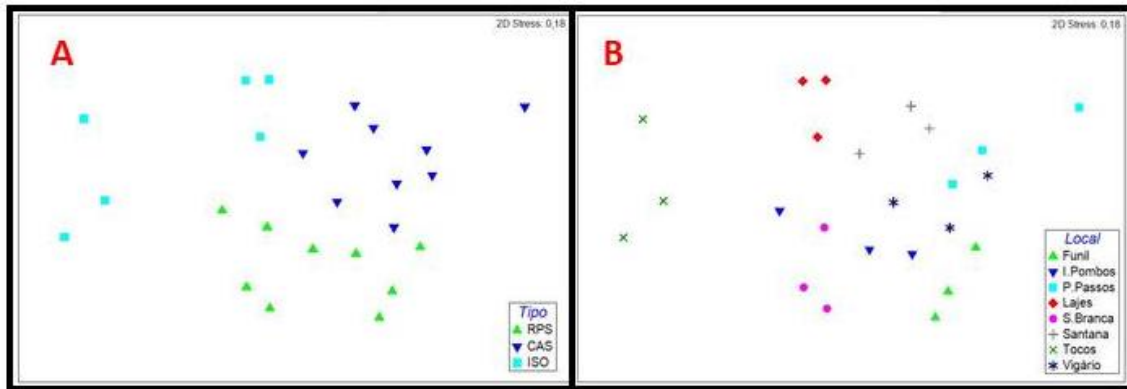
Sistema	Espécie	Gênero	Família	Ordem	Subsérie	Classe
Canal Principal do RPS	30	27	15	5	3	1
Cascata	30	26	14	5	3	1
Isolado	22	19	10	5	3	1

**Tabela 5:** Tabela de presença e ausência das espécies coletados nos oito reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes. \* espécies não-nativas.

Espécie	Canal do RPS			Cascata			Isolados	
	SBranca	Funil	Ipomb	Santan	Vigar	PPass	RibLajes	Tocos
<i>Astyanax aff. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	X	x	X	x	X	x
<i>Astronotus ocelatus</i> * (Agassiz, 1831)					X			
<i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann, 1908	x			x	x	x	X	
<i>Brycon insignis</i> Steindachner, 1877	x						X	
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy&Gaimard, 1824)			X				X	
<i>Cichla kelberi</i> * Kullander& Ferreira, 2006	x	x		x	x	x	X	
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	x	x	X	x	x		X	
<i>Cichla piquiti</i> * Kullander & Ferreira, 2006							X	
<i>Coptodon rendalli</i> * (Boulenger, 1897)	x	x				x	X	
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983		x			x			
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	x		X	x				
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	x	x	X	x	x		X	x
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758		x	X	x	x			x
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	x	x	X	x				
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	x	x	X	x	x	x	X	x
<i>Hypostomus auruguttatus</i> Kner, 1854			X	x		x	X	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	x	x	X	x			X	x
<i>Hypomasticus mormyrops</i> (Steindachner, 1875)					x		X	x
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix&Agassiz, 1829)		x						
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau, 1855)		x		x	x	x	X	
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	x		X	x	x	x		
<i>Metynnus maculatus</i> * (Kner, 1858)	x	x	X	x	x		X	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	x		X	x	x	x	X	x
<i>Oreochromis niloticus</i> * (Linnaeus, 1758)	x	x			x		X	
<i>Pachyurus adspersus</i> Steindachner, 1879		x	X		x	x		
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)		x	X	x	x	x		
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)			X	x			X	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	x	x	X		x	x		
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	x	x	X	x	x	x		
<i>Plagioscion squamosissimus</i> * (Heckel, 1840)		x	X	x	x	x		
<i>Rineloricaria nigricauda</i> (Regan, 1904)					x			
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)			X	x	x	x	X	x
<i>Rineloricaria</i> sp.			X	x				x
<i>Trachelyopterus striatus</i> (Steindachner, 1877)			X	x	x	x	X	
<b>Total</b>	<b>17</b>	<b>19</b>	<b>22</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>16</b>	<b>20</b>	<b>9</b>

Um padrão diferenciado na distribuição das amostras, indicando diferente estrutura na comunidade de peixes entre os três tipos de reservatórios, foi detectada pela análise de escalonamento multidimensional nMDS (Figura 3A). Quando são considerados os reservatórios isoladamente, verificou-se sobreposição entre os

reservatórios em cascata Vigário e Pereira Passos. Sobreposição da distribuição das amostras também foi detectada para os reservatórios construídos no canal principal do RPS (i.e., Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos) (Figura 3B). O reservatório de Ribeirão das Lajes, por ser um reservatório isolado, bem como Tócos apresentaram-se bem separados dos demais reservatórios.



**Figura 3.** Diagrama de ordenação do nMDS sobre a abundância numérica da espécies de peixes com as amostras codificadas pelos três tipos de reservatórios (A) e pelos reservatórios isoladamente (B).

A análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) evidenciou que todos os grupos apresentaram elevadas médias de similaridade (>45%), indicando a elevada consistência da composição de espécies das amostras. *Astyanax bimaculatus* foi a espécie mais amplamente representada que contribuiu para grande parte da similaridade média em todos os reservatórios, com exceção de Pereira Passos e Tócos. *Pimelodus maculatus* teve grande contribuição para similaridade média dos reservatórios do canal principal do RPS Santa Branca e Funil, bem como para o reservatório de cascata Pereira Passos. *Loricariichthys castaneus* contribuiu significativamente para média de similaridade das amostras do reservatório de Ribeirão das Lajes, Santana e Pereira Passos. Os Sciaenidae de água doce *Pachyurus adspersus* (nativa) e *Plagioscion squamosissimus* (não nativa) contribuíram significativamente para a similaridade média das amostras do reservatório de Vigário e Pereira Passos (Tabela 6).

**Tabela 6:** Análise de similaridade de percentagens (SIMPER) das espécies de peixes em cada reservatório. SP, similaridade média por reservatório. Abund. Méd, abundância média; Méd. Sim, média de similaridade; Sim/DP, Similaridade/Desvio padrão; Contrib%, porcentagem de contribuição; Acum%, porcentagem acumulada; Astbim, *Astyanax aff. bimaculatus*; Plasqu, *P. squamosissimus*; Pimmac, *Pimelodus maculatus*; Olihep, *Oligosarcus hepsetus*; Hypaff, *Hypostomus affinis*; Lorcas, *Loricariichthys castaneus*; Pacads, *Pachyurus adspersus*; Trastr, *Trachelyopterus striatulus*; Astpar, *A. parahybae*; Geobra, *G. brasiliensis*; Hopmal, *Hoplias malabaricus*; Rinsp, *Rineloricaria sp.*; Crelep, *Crenicichla lepidota*.

Reservatórios	Espécies	Abund. Méd	Méd. Sim	Sim/DP	Contrib%	Acum%
<b>SBranca</b> SP: 68,24	Pimmac	7,68	19,45	6,59	28,51	28,51
	Astpar	5,28	12,51	13,40	18,33	46,84
	Astbim	4,20	12,16	10,59	17,82	64,66
	Geobra	3,92	7,86	1,61	11,51	76,17
<b>Funil</b> SP:62,16	Astbim	10,73	16,54	2,25	26,61	26,61
	Plasqu	7,29	11,42	6,57	18,37	44,99
	Pimmac	5,50	10,2	2,76	16,4	61,39
<b>IPomb</b> SP:51,85	Astbim	7,62	10,44	2,76	20,13	20,13
	Olihep	4,63	6,05	7,72	11,67	31,80
<b>Santan</b> SP: 55,58	Astbim	3,63	14,11	5,74	25,38	25,38
	Lorcas	3,95	12,26	4,83	22,06	47,44
<b>Vigar</b> SP: 52,33	Astbim	3,94	10,15	2,87	19,40	19,40
	Plasqu	3,43	7,34	2,86	14,02	33,42
	Pacads	2,44	6,5	7,74	12,43	45,86
	Crelep	2,36	5,99	2,86	11,45	57,3
<b>PPass</b> SP:45,05	Hypaff	3,53	9,4	6,57	20,87	20,87
	Pimmac	3,48	7,87	6,07	17,46	38,33
	Plasqu	3,5	7,12	5,27	15,81	54,14
	Lorcas	4,03	5,52	1,77	12,26	66,4
	Pacads	1,63	5,11	2,64	11,35	77,75
<b>RibLajes</b> SP: 54,45	Lorcas	8,47	10,86	4,19	19,95	19,95
	Astbim	7,45	7,68	5,85	14,11	34,06
	Trastr	4,8	6,47	1,51	11,89	45,95
<b>Tocos</b> SP: 51,07	Geobra	5,42	16,09	3,97	31,52	31,52
	Olihep	2,48	13,71	2,01	26,84	58,35
	Hopmal	2,24	8,38	3,38	16,42	74,77
	Rinsp	1,0	6,98	3,02	13,66	88,43

### 3.3. Distinção Taxonômica e Funcional

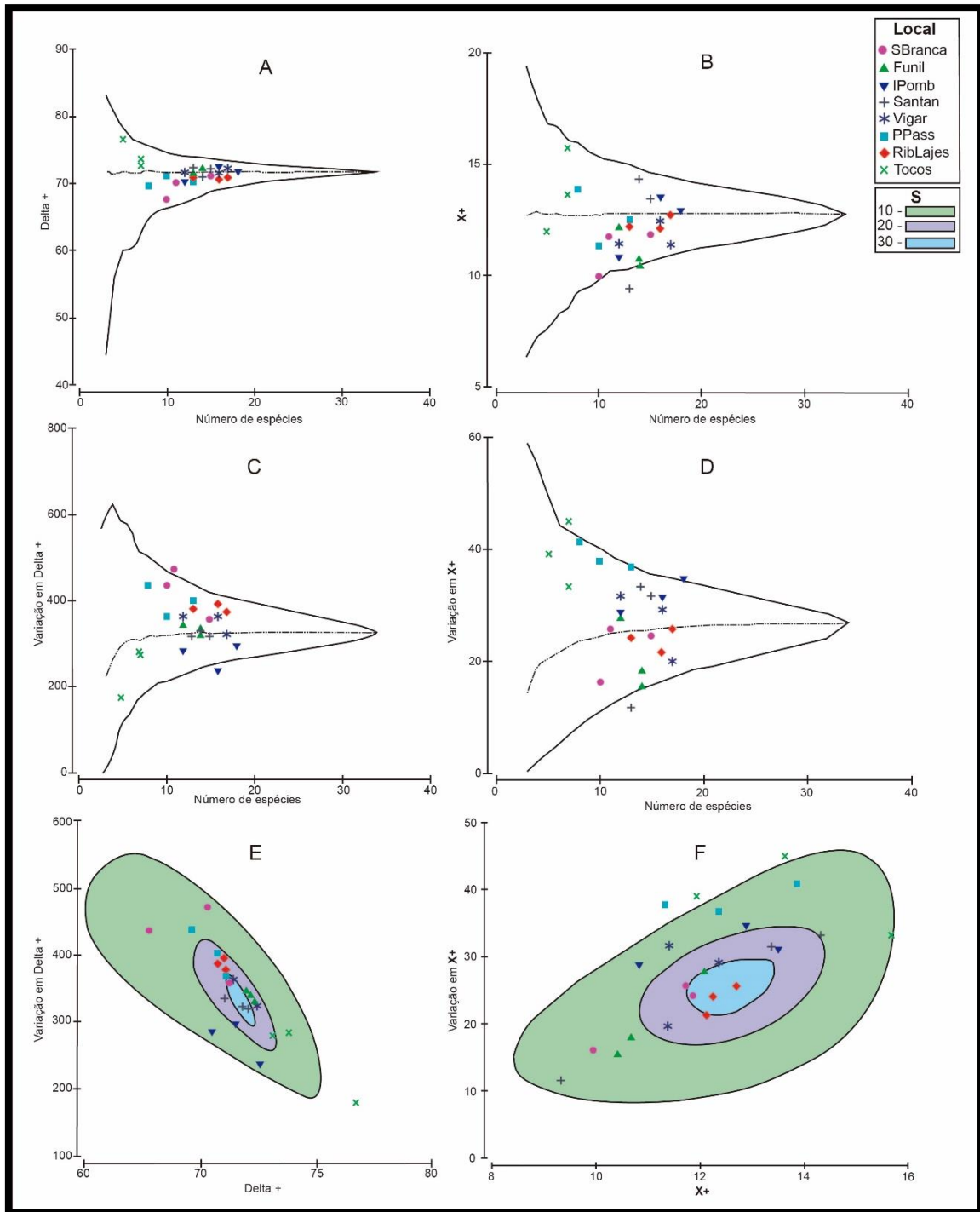
O número de espécies não diferiu entre os reservatórios, exceto em Tócos, que foi significativamente menor quando comparado aos demais ( $F = 6,9$   $P < 0,001$ ). Valores relativamente elevados de  $DT\Delta+$  e  $DFX+$  foram observados em todos os ambientes, com a maior parte das amostras localizadas dentro do funil, isto é, dentro dos 95% do limite de confiança, com exceção apenas de uma amostra (Figura 4 A e B). O reservatório de Tócos, mesmo apresentando o menor número de espécies capturadas, apresentou  $DT\Delta+$  elevada e a maior  $DFX+$  dentre todas as amostras, indicando que o reduzido número de espécies é taxonomicamente distinta e com elevada  $DFX+$



sugerindo que um número considerável de funções estão sendo desempenhadas por estas diferentes espécies (Figura 4, A e B).

O reservatório com o maior número de espécies por amostra (Ilha dos Pombos), mesmo tendo ficado acima da média do reservatório Funil, não apresentou as maiores DTA+ e DFX+, indicando que a fauna íctica é composta por espécies filogeneticamente próximas e morfologicamente semelhantes (alta redundância taxonômica e funcional). Já o reservatório de Santa Branca, mesmo sendo construído no canal principal do RPS apresentou baixa distinção taxonômica e funcional quando comparada com os demais reservatórios. Funil também apresentou baixa DFX+ quando comparado aos os demais, mesmo sendo o maior dos reservatórios, tanto em área quanto em vazão.

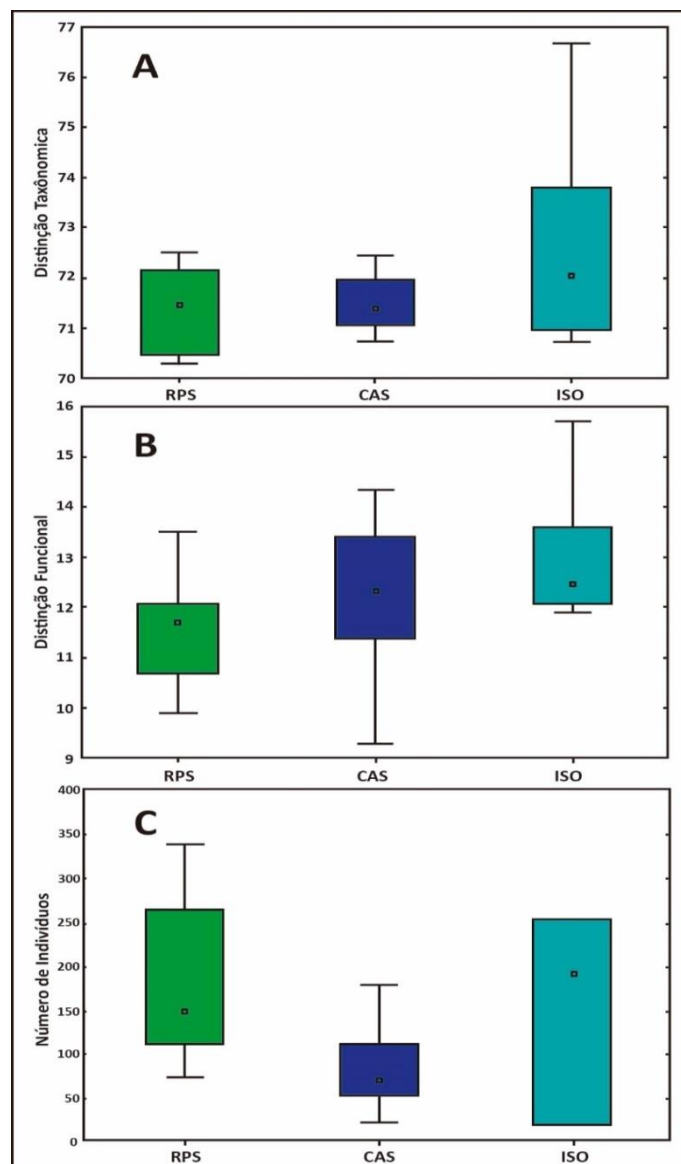
Os diagramas de elipses mostraram que a variação na distinção taxonômica apresentou uma tendência decrescente em relação a esperada. Por outro lado, a variação na distinção funcional aumentou diretamente com a distinção funcional, mostrando um padrão inverso em relação à distinção taxonômica (Figura 4, E e F).



**Figura 4.** Diagrama de dispersão da A) Distinção taxonômica média ( $\Delta+$ ) com a riqueza de espécie; B) Distinção funcional média ( $X+$ ) contra a riqueza de espécies; C) Variância da distinção taxonômica contra a riqueza de espécie; D) Variância da distinção funcional contra a riqueza de espécies; E) Gráfico de dispersão da variação da distinção taxonômica contra a distinção taxonômica média; e, F) Gráfico da variação da distinção funcional contra a distinção funcional média.

Nas análises de regressão não foram observadas relações de dependências significativas quanto à distinção taxonômica, distinção funcional e número de indivíduos entre os três sistemas estudados. No entanto, comparando estes

descritores de diversidade e abundância entre os três tipos de reservatório foram encontradas diferenças significativas entre eles. Um padrão de maior distinção taxonômica nos reservatórios isolados (Tócos e Ribeirão das Lajes) comparados com os reservatórios do RPS e os reservatórios em cascata (Fig. 5A) foi encontrado. Este padrão também coincidiu com a distinção funcional, que foi menor nos reservatórios do RPS e maior nos reservatórios isolados (Fig. 5B). O número médio de indivíduos nos sistemas foi maior nos reservatórios isolados, seguido dos reservatórios construídos no canal do RPS e menor nos reservatórios em cascata, embora diferenças significativas não tenham sido detectadas entre os três tipos de reservatórios (Figura 4C).



**Figura 5.** Boxplots das métricas de distinção taxonômica, funcional e do número de indivíduos nos três tipos de sistemas (RPS, reservatórios construídos no canal principal do Rio Paraíba do Sul; CAS, reservatórios em cascata; e ISO, reservatórios isolados).

#### 4. Discussão

Diferentes estruturas nas comunidades de peixes entre os três tipos de reservatórios foram identificadas. Amostras dos três tipos de reservatórios foram plotadas em diferentes partes do diagrama de ordenação do nMDS, indicando diferentes assembleias ou diferença na estrutura das assembleias. Quando os reservatórios foram analisados isoladamente, o padrão de separação entre os reservatórios também foi mantido, sugerindo uma consistente diferenciação na estrutura das assembleias entre os reservatórios.

A análise de SIMPER mostrou que os reservatórios possuem elevada similaridade, indicando que a ictiofauna de cada sistema é mais similar dentro do sistema do que entre os sistemas. Esse padrão foi confirmado pela ordenação nMDS, que também indicou que os sistemas conectados possuem uma maior média de similaridade dentro do grupo do que entre os grupos. Esses resultados indicam que a assembleia de peixes de cada sistema é determinada por fatores locais e particulares de cada reservatório. Muitos estudos confirmam a importância de variáveis em escala local para a composição e estrutura da comunidade de peixes em reservatórios (Wetzel, 2001; Irzet al., 2002; Manson et al., 2008).

*Pimelodus maculatus* foi a espécie típica dos reservatórios que barram o canal principal do RPS enquanto os Sciaenidae *P. adspersus* (nativa) e *P. squamosissimus* (introduzida) foram típicos para os reservatórios em cascatas. *Loricarichtys castaneus* foi a espécie mais representativa do reservatório de Ribeirão das Lajes e Pereira Passos.

No reservatório de Funil foram registradas 19 espécies, enquanto em Santa Branca 17 e em Ilha dos Pombos 22 espécies, o que não corresponde a uma relação direta com a área. Ilha dos Pombos tem pequena área, mas é localizado no trecho baixo do RPS, onde o número de espécies é relativamente elevado, assim como o aporte de energia. A maior riqueza de espécies foi registrada nos reservatórios em cascata e em Ilha dos Pombos que barra o trecho inferior do RPS, onde a vazão, o volume de d'água, e o aporte de energia é maior, independentemente de sua pequena área. Por outro lado, a riqueza foi menor no reservatório mais isolado e de menor área e volume de água (Tócos) onde o volume de afluência de água é menor. Logo, os fatores energia e afluência parecem mais importantes do que a área nos reservatórios estudados. Em alguns estudos disponíveis na literatura, a profundidade máxima e área do lago formado (com a ação do barramento) têm sido apontadas como fatores mais importantes para aumento da diversidade taxonômica e funcional (Pool et al., 2010; Brucet et al., 2013; Sagouis et al., 2016). Outros fatores como temperatura média da água e altitude do reservatório têm sido investigados, mas não apresentaram relação direta com métricas de diversidade taxonômica (Sagouis et al., 2016).

O relativamente baixo número de espécies registradas para os oito reservatórios (34 espécies) considerando a região tropical, indica a baixa riqueza dos

reservatórios quando comparadas com o canal principal do RPS, que possui grande diversidade de habitats, elevada heterogeneidade estrutural ao longo de sua bacia refletindo em elevada biodiversidade. Pinto (2008) registrou 89 espécies ao longo de todo o canal principal e em seis grandes tributários do RPS, mais que o dobro de espécies registradas no presente estudo. O efeito deletério do barramento sobre a ictiofauna pode ter levado à extinção ou dificultado a colonização de um grande número de espécies em escala local. Várias espécies que ocorrem no Rio Paraíba do Sul não teriam suportado às novas condições ambientais causadas pela ação dos barramentos. De acordo com Pelicice et al. (2014), além dos impactos das barragens, o próprio reservatório, ao apresentar condições ambientais diferentes do regime fluvial original, constitui uma forte barreira ecológica. Nesse sentido, quando um grande rio é represado, dois obstáculos principais são formados: a barragem, que oblitera o sistema lótico e impede/dificulta os movimentos dos peixes (Pelicice et al., 2014), e o próprio reservatório em si com sua nova configuração, estruturação de habitats e condições físico-químicas. Santos et al. (2010), estudando a ictiofauna em reservatórios da bacia do RPS encontraram uma elevada riqueza de espécies em zonas lóticas a montante do reservatório, o que confirma essa tendência de maior disponibilidade de habitats e condições ambientais no sistema lótico para a maioria das espécies nativas. Outros estudos têm detectado uma elevada diversidade de espécies de peixes em trechos a montante de reservatório, onde há maior fluxo de água e diversidade de habitats e menor impacto antrópico (Britto & Carvalho, 2006; Petesse et al., 2007), o que também demonstra que o barramento é um fator antrópico que contribui para a diminuição da diversidade de peixes.

A distinção taxonômica e funcional apresentaram o mesmo padrão, indicando que o elevado número de espécies implica em maior número de funções. No entanto, os reservatórios que barram o RPS apresentam menor distinção taxonômica/funcional, indicando que as espécies em ambientes que recebem maior fluxo de energia (vazão de água) tendem a ser redundantes taxonomicamente e desempenhar as mesmas funções. Ao contrário do que foi hipotetizado, os reservatórios construídos no canal principal do RPS não apresentaram os maiores valores de  $DT\Delta+$  e  $DFX+$ . O reservatório que apresentou a maior distinção taxonômica e funcional foi Tócos, um ambiente isolado, com pouca disponibilidade de habitats, volume reduzido e poucas espécies, assim contradizendo as expectativas de baixa distinção taxonômica e funcional. Um fator determinante para a elevada diversidade taxonômica e funcional de Tócos pode ser a limitação de recursos disponíveis que teria gerado um possível filtro ambiental levando a formação de uma assembleia com espécies adaptadas para partilhar os recursos e funções neste sistema de pequena área e baixa disponibilidade de energia (fluxo de água). A ictiofauna de Tócos possui baixa riqueza, mas as espécies não são filogeneticamente próximas e possuem elevada distinção funcional. Segundo Rosenfeld (2002), a similaridade entre espécies é baseada na suposição de que a competição é mais intensa quando os organismos ocupam os mesmos habitats

espaciais, temporais e usam os mesmos recursos alimentares. Por isso, acredita-se que a limitação de recursos em Tócos tenha influenciado na composição da ictiofauna do reservatório, selecionando espécies filogeneticamente distantes e funcionalmente diferentes, o que teria permitindo explorar recursos amenizando os efeitos da competição de forma eficiente. Este padrão levaria a hipotetizar que o fator limitação da área favorece a partilha de funções ecológicas.

As amostras com os menores valores de  $DT\Delta+$  e principalmente  $DFX+$ , foram observadas nos reservatórios construídos no canal principal do RPS. Ilha dos Pombos foi o único que seguiu o padrão esperado, ficando acima da média do funil de 95% do limite de confiança para  $DT\Delta+$  e  $DFX+$ , com exceção de uma única amostra. Isto pode ser um forte indício de que a ictiofauna destes sistemas está perdendo espécies morfológicamente distintas e com elas perdendo funções ambientais. Esses resultados podem ser o reflexo das alterações que toda a bacia do RPS vem sofrendo ao longo das últimas décadas. Segundo Santos et al. (2010), o RPS é um dos sistemas lóticos mais utilizados do Brasil. Além disso, o efeito deletério do barramento, em escala local, sobre as espécies de peixes é outro fator que poderia explicar a baixa  $DFX+$  em determinados reservatórios. Liermann et al. (2012) encontraram que o ambiente lêntico formado após a construção do reservatório favorece espécies generalistas sobre especialistas, coloca espécies endêmicas em risco de extinção e leva a comunidade biótica a homogeneização. Segundo o Conceito de Descontinuidade Serial (Ward & Stanford, 1995), os barramentos causam mudanças nos parâmetros físico-químicos e em processos bióticos, alterando completamente o sistema. Adicionalmente, Santos & Araújo (2015) demonstraram que barramentos influenciam a forma do corpo de espécies de peixes, aumentando a altura relativa do corpo, deslocando a boca para baixo e aumentando as nadadeiras dorsal e anal. Essas alterações no fenótipo das espécies auxiliam a explorar ambientes lênticos de forma mais eficiente (Haas et al., 2010; Franssen, 2011), uma clara evidência da pressão que os reservatórios exercem sobre a ictiofauna. Essa pressão pode gerar a seleção de espécies com atributos específicos, que permitam sua manutenção em ambientes lênticos, fazendo com que espécies semelhantes sejam selecionadas, com consequente perda de espécies especialistas. Assim concluímos que fatores relevantes como maior volume de água, quantidade de habitats e energia do sistema podem ter importância secundária quando comparado à pressão antrópica exercida pelo próprio barramento.

A maior parte das amostras de  $DT\Delta+$  e  $DFX+$  ficou dentro do funil, atendendo a 95% da probabilidade esperada para os sistemas. No entanto, acreditamos que esse resultado tenha sido influenciado pela introdução de espécies ENN, uma vez que 20,5% das espécies registradas foram ENN. A presença de ENNs pode atuar negativamente de diferentes formas. A primeira, pelo impacto direto das ENNs sobre as espécies nativas da bacia, seja sobreposição de nicho/competição por espécies de

Tilápias, que conseguem se adaptar bem ao novo ambiente e conseguem se alimentar em diferentes níveis tróficos (Canonino et al., 2005), seja sofrendo com a pressão de predação por espécies vorazes como carnívoros de topo do gênero *Cichla* spp. (Pelicice & Agostinho, 2009) ou pelo Sciaenidae *Plagioscion squamosissimus* (Barros et al., 2012). Além das ENN terem contribuído para uma possível extinção local de espécies, elas podem ainda nos dar uma falsa ideia de qualidade, já que aumentam a riqueza de espécie, a distinção taxonômica e funcional dos reservatórios. Em rios com elevado número de barramentos tem sido observado um falso efeito positivo em índices de riqueza taxonômica causado pela presença de ENN (Pool et al., 2010; Sagouis et al., 2016).

Em geral, métricas de distinção taxonômica e funcional tem se mostrado mais sensíveis a impactos antrópicos do que variáveis ambientais (Warwick & Clark, 2001; Somerfield et al., 2008). Zhang et al. (2014) encontraram resultados representativos utilizando métricas de distinção taxonômica para mostrar variações espaciais em comunidades de ciliados ao longo do gradiente de alterações antrópicas no Mar Amarelo, China. Campbell et al. (2011) utilizaram descritores da comunidade (diversidade taxonômica e distinção taxonômica) para avaliar a comunidade de peixes demersais no Nordeste do Atlântico, Escócia. Neste estudo, um conjunto de 34 espécies, coletadas em oito reservatórios construídos em uma bacia fortemente impactada, representaram uma importante ferramenta para mostrar variações na distinção taxonômica e funcional dos sistemas em resposta aos crescentes impactos que toda bacia vem sofrendo.

Portanto, este estudo aponta que a distinção funcional pode funcionar como um índice de distinção funcional, uma vez que nos permite avaliar o quão diferente são os atributos funcionais existentes em sistemas que estão sendo comparados, apontando amostras que estão acima ou abaixo do limite esperado e valorando essas diferenças que permitem comparações. A desvantagem do método é não ponderar a abundância das espécies, mas essa deficiência pode ser suprida pelo método não ser dependente do esforço amostral utilizado. A introdução de ENN e seus impactos figuram como um importante fator, merecendo maior atenção em estudos futuros. Concluimos também que barragens prejudicam os ecossistemas aquáticos de forma definitiva e constituem uma grande ameaça a biodiversidade global de espécies de água doce, como tem sido demonstrado em diversos trabalhos (Vörösmarty et al., 2010; Agostinho et al., 2016; Winemiller et al., 2016; Fitzgerald et al., 2018). Apesar disso, a construção de grandes hidrelétricas figura como a principal fonte geradora de energia elétrica na América do Sul. O Brasil mesmo tendo grande potencial para produção de energia sustentável (i.e. energia solar; eólica), ainda concentra dois terços de toda sua produção energética voltada para energia hidrelétrica (Winemiller et al., 2016). Novas formas de suprir a demanda energética utilizando fontes sustentáveis precisam ser consideradas. São necessários mais estudos focados na identificação de quais espécies,

grupos funcionais e serviços ecossistêmicos foram afetados com a perda de espécies na bacia do RPS para que medidas de manejo direcionadas à manutenção do funcionamento dos ecossistemas estudados sejam priorizadas.

## 5. Referências Bibliográficas

- 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. *Fisheries Research*, 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Primer-E, Plymouth, UK.
- Azevedo, M.C.C., De Sousa Gomes, R., Mattos, T.M., Uehara, W., Guedes, G.H.S. & Araújo, F.G. (2017). Taxonomic and functional distinctness of the fish assemblages in three coastal environments (bays, coastal lagoons and oceanic beaches) in Southeastern Brazil. *Marine Environmental Research*, 129, 180–188.
- Barros, L.C., Santos, U., Zanuncio, J.C. & Dergam, J.A. (2012). Plagioscion squamosissimus (Sciaenidae) and Parachromis managuensis (Cichlidae): A Threat to Native Fishes of the Doce River in Minas Gerais, Brazil. *PLoS ONE*, 7, (6): e39138. doi:10.1371/journal.pone.0039138
- Brucet, S., Pedron, S., Mehner, T., Lauridsen, T.L., Argillier, C., Winfield, I.J., ... Jeppesen, E. (2013). Fish diversity in European lakes: Geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, 58, 1779–1793.
- Buckley, L.B., Nufio, C.R. & Kingsolver, J.G. (2014). Phenotypic clines, energy balances and ecological responses to climate change. *Journal Animal Ecology*, 83, 41–50.
- Campbell, N., Neat, F., Burns, F. & Kunzlik, P. (2011). Species richness, taxonomic diversity, and taxonomic distinctness of the deep-water demersal fish community on the Northeast Atlantic continental slope (ICES Subdivision VIa). – *ICES Journal of Marine Science*, 68, 365–376.
- Canonico, G.C., Arthington, A., McCrary, J.K. & Thieme, M.L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, (5): 463–483. doi:10.1002/aqc.699
- Carvalho, C.E.V. & Torres, J.P.M. (2002). The ecohydrology of the Paraíba do Sul River, Southeast Brazil. In M. E. McClain (Ed.), *The ecohydrology of South American rivers and wetlands*, 179–192. Miami, FL: IAHS Special Publication
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E. 192p.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 523–531.



- Clarke, K.R. & Warwick, R.W. (2001). Change in marine communi- ties: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edn. PRIMER-E, Plymouth, 172p.
- Cote, D., Kehler, D.G., Bourne, C. & Wiersma, Y.F. (2009). A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology*, 24, 101–113.
- De C. Britto, S.G., & Carvalho, E.D. (2013). Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 20, (5): 426–433. doi:10.1111/fme.12030
- Dougherty, M., Bayne, D., Curtis, L., Reutebuch, E. & Seesock, W. (2007). Water quality in a non-traditional off-stream polyethylene-lined reservoir. *Journal of Environmental Management*, 85, (4): 1015–1023. doi:10.1016/j.jenvman.2006.11.026
- Fitzgerald, D.B., Perez, M.H.S., Sousa, L.M., Gonçalves, A.P., Py-daniel, L.R., Lujan, N.K., ... Lundberg, J.G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, 222, 104–112. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002
- Franssen, N.R. (2011). Anthropogenic habitat alteration induces rapid morphological divergence in a native stream fish. *Evolutionary Applications*, 4(6), 791–804. doi:10.1111/j.1752-4571.2011.00200.x
- Gibson, L., Wilman, E. W. & Laurance, W. F. (2017). How Green is ‘Green’ Energy? *Trends in Ecology & Evolution*, 32,(12):922-935. https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.09.007
- Haas, T.C., Blum, M.J. & Heins, D.C. (2010). Morphological responses of a stream fish to water impoundment. *Biology Letters*, 6, (6): 803–806. doi:10.1098/rsbl.2010.0401
- Irz, P., Laurent, A., Messad, S., Pronier, O. & Argillier, C. (2002). Influence of site characteristics on fish community patterns in French reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish*, 11, 123–136.
- Laliberte, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305.
- Liermann, C.R., Nilsson, C., Robertson, J. & Ng, R.Y. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience*, 62, 529–548.
- Linde-Arias, A.R., Inácio, A.F., Novo, L.A., Albuquerque, C. & Moreira, J.C. (2008). Multibiomarker approach in fish to assess the impact of pollution in a large Brazilian river, Paraíba do Sul. *Environmental Pollution*, 156, (3): 974-979. doi:10.1016/j.envpol.2008.05.006.
- Lorenz, C.M., Van Duk, G.M., Van Hattun, A.G.M. & Cofino, W.P. (1997). Concepts in river ecology: implications for indicator development. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13, 501–516.

- Manna, L.R., Rezende, C.F. & Mazzone, R. (2013). Diversidade funcional de peixes de riacho: Como as Assembleias podem estar organizadas? *Oecologia Australis*, 17, (3): 402–410.
- Marengo, J.A. & Lincoln, M.A. (2005). Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20, (2): 215–226.
- Martin-Smith, K.M. (1998). Relationship between fishes and habitat in rainforest stream in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology*, 52, 458–482.
- Mason, N.W.H., Irz, P., Lanoiselée, C., Mouillot, D. & Argillier, C. (2008). Evidence that niche specialization explains species- energy relationships in lake fish communities. *Journal of Animal Ecology*, 77, 285–296.
- McDowall, R.M. (2010). Why be amphidromous: Expatrial dispersal and the place of source and sink population dynamics? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20, 87–100.
- Meador, M.R. & Goldstein, R.M. (2003). Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*, 31, 504–517.
- Miranda, L.E., Habrat, M. & Miyazono, S. (2008). Longitudinal gradients along a reservoir cascade. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137, 1851–1865.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Neal, J.W., Lilyestrom, C.G. & Kwak, T.J. (2009). Factors influencing tropical island freshwater fishes: Species, status, and management implications in Puerto Rico. *Fisheries*, 35, 546–554.
- Nelson, J.S., Grande, T.C. & Wilson, M.V.H. (2016). *Fishes of the World*, fifth ed. John Wiley & Sons Inc, Hoboken, N.J. 707p.
- Nilsson, C., Ready, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405–408.
- Parente, T.E.M., Santos, L.M.F., Oliveira, A.C.A.X., Torres, J.P.M., Araujo, F.G., Delgado, I.F. & Paumgartten, F.J.R. (2015). The concentrations of heavy metals and the incidence of micronucleate erythrocytes and liver EROD activity in two ediblefish from the Paraíba do Sul river basin in Brazil. *Vigilance Sanitary Debate*, 3, (1): 88–92. doi: 10.3395/2317-269x.00278
- Pease, A.A., González-Díaz A.A., Rodiles-Hernández, R. & Winemiller, K.O. (2012). Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57, (5): 1060–1075. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x

- Pelicice, F.M. & Agostinho, A.A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11, (8): 1789–1801. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>
- Pelicice, F.M., Pompeu, P.S. & Agostinho, A.A. (2014). Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries*, 16, (4): 697–715. doi:10.1111/faf.12089
- Pelicice, F.M., Vitule, J.R.S., Lima-Junior, D.P., Orsi, M.L. & Agostinho, A.A. (2014). A Serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7, (1): 55–60. doi:10.1111/conl.12029
- Pettesse, M.L., Petrere Jr, M. & Agostinho, A.A. (2014). Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering*, 69, 139–150. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.070>
- Pfeiffer, W.C., Fiszman, M., Malm, O., & Azcue, J.M. (1986). Heavy metal pollution in the Paraíba do Sul River, Brasil. *Science of the Total Environment*, 58, (1-2): 73–79. doi: 10.1016/0048-9697(86)90077-x
- Pinto, B.C.T. & Araújo, F.G. (2007). Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50, 489–502.
- Pinto, B.C.T. (2008) Condicionantes ambientais estruturadoras das assembleias de peixes da bacia do rio Paraíba do Sul: Condição do uso da terra, do habitat físico e qualidade físico-química da água. UFRRJ. 200 pág. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Biologia Animal para obtenção do título de Doutor.
- Pool, T.K., Olden, J.D., Whittier, J.B. & Paukert, C.P. (2010). Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 1791–1807.
- Rosenfeld, J.S., Mall, M. & British, U. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*. (Walker 1995).
- Sagouis, A., Jabot, F. & Argillier, C. (2017). Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? *Ecology of Freshwater Fish*, 26, (4): 621–635. <https://doi.org/10.1111/eff.12306>
- Santos, A.B.I. & Araújo, F.G. (2014). Evidence of morphological differences between *Astyanax bimaculatus* (Actinopterygii: Characidae) from reaches above and below dams on a tropical river. *Environmental Biology of Fishes*, 98, (1): 183–191. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0248-5>
- Santos, A.B.I., Terra, B.D.F. & Araújo, F.G. (2010). Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to

reservoir. *Zoologia*, 27, (5): 732–740. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000500010>

Santos, N.C.L., Santana, H.S., Ortega, J.C.G., Dias, R.M., Stegmann, L.F., Araújo, I.M.S. & Agostinho, A.A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 802, 245–253.

Somerfield, P.J., Clarke, K.R., Warwick, R.M. & Dulvy, N.K. (2008). Average functional distinctness as a measure of the composition of assemblages. *ICES Journal Marine Science*, 65, (8): 1462–1468.

Stanford, J.A. & Ward, J.V. (2001). Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 303–310.

Terra, B.F., Araújo, F.G., Calza, C.F., Lopes, R.T. & Teixeira, T.P. (2008). Heavy Metal in Tissues of three fish species from different. *Water, Air and Soil Pollution* 185, 275–284.

Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80, (5): 1455–1474.

Tundisi J.G. & Matsumura-Tundisi T. (2003). Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: The experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, 500, 231–242.

Uehara, W., Albieri, R.J. & Araújo, F.G. (2015). Structure of fish assemblages in seven tropical reservoirs in southeastern Brazil during the rainy season; what matters: physico-chemical or hydrological connectivity influences? *Journal Applied Ichthyology*, 31, 1034–1042. <http://doi.org/10.1111/jai.12864>

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, 37, 130–137.

Vasconcelos, R.P., Henriques, S., Franca, S., Pasquaud, S., Cardoso, I., Laborde, M. & Cabral, H.N. (2015). Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 84, 1331–1341.

Vazzoler, A.E.A.M. (1996). *Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática*. São Paulo, CNPq/ Nupélia (UEM). 169p.

Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M. & Mouillot, D. (2017). Functional ecology of fish : current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 79, 783–801. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>

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.

- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. & Davies, P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555–561.
- Walker, B.H. & Langridge, J.L. (2002). Measuring functional diversity in plant communities with mixed life forms: a problem of hard and soft attributes. *Ecosystems*, 5, (6): 529–538. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-002-0154-0>
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11, 105–119. [https://doi.org/10.1002/\(ISSN\)1099-1646](https://doi.org/10.1002/(ISSN)1099-1646)
- Warwick R.M. & Clarke K.R. (2001) Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 39, 207–231.
- Warwick, R. M. & Clarke, K. R. (1995) New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 301–305.
- Wetzel, R. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (1006 pp.). San Diego, CA: Academic Press.
- Winemiller, K.O. & Rose, K.A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 2196–2218.
- Winemiller, K.O. (1991). Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61, 343–365.
- Winemiller, K.O., Fitzgerald, D.B., Bower, L.M. & Pianka, E.R. (2015) Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18, 737–751.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarizzo, T., Nam, S. & Sáenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo and Mekong. *Science*, 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>
- Zhang, W., Liu, Y., Warren, A. & Xu, H. (2014). Insights into assessing water quality using taxonomic distinctness based on a small species pool of biofilm-dwelling ciliate fauna in coastal waters of the Yellow Sea, northern China. *Marine Pollution Bulletin*, 89, (1–2): 121–127. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.018>

## Capítulo II

### **A diversidade funcional como ferramenta para discriminação de reservatórios com diferentes configurações hidro-ambientais**

**Autores:** Tailan Moretti Mattos; Dandhara Rossi Carvalho; Augusto Salles Guerra Júnior & Francisco Gerson Araújo

#### **Resumo**

As construções de barragens e conseqüentemente o controle de vazões alteram inúmeros processos que modificam as assembleias de peixes, selecionando atributos funcionais, que influenciam e determinam suas estruturas. A abordagem baseada em atributos funcionais é uma importante ferramenta que melhora a capacidade de prever possíveis mudanças na estrutura da comunidade em relação às variações que o ambiente pode sofrer. Uma abordagem funcional da ictiofauna em uma bacia alterada por impactos antrópicos e de grande relevância para o Estado do Rio de Janeiro foi feita. O objetivo foi utilizar a diversidade funcional como ferramenta para avaliar e comparar três diferentes tipos de reservatórios com configurações hidro-ambientais distintas: 1) reservatórios construídos na calha principal do Rio Paraíba do Sul (Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos); 2) reservatórios em cascata com águas abstraídas do Rio Paraíba do Sul (Santana, Vigário e Pereira Passos) e, 3) reservatórios isolados e alimentados por riachos (Tócos e Ribeirão das Lajes). Sete índices de diversidade funcional baseados em 30 atributos funcionais foram analisados: Riqueza, Uniformidade, Distinção, Originalidade, Especialização, Divergência Funcionais e Entropia Quadrática de Rao. Foi hipotetizado que os reservatórios construídos no canal principal do Rio Paraíba do Sul apresentariam uma maior diversidade funcional quando comparados aos reservatórios em cascata, e que esses, por sua vez apresentariam maiores valores do que os reservatórios isolados. Considerando todos os reservatórios juntos, foram detectados seis grupos funcionais formados pelas espécies. O reservatório de Santana, o primeiro do sistema em cascata, apresentou os mais elevados índices de diversidade funcional, com elevada riqueza e uniformidade funcional, baixa originalidade e alta exclusividade. Ao contrário do que era esperado, os reservatórios de Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos (construídos no canal principal do Rio Paraíba do Sul), apresentaram os menores valores destes mesmos índices sugerindo elevada redundância funcional. Tócos, apesar de ser um reservatório isolado e de menor área, apresentou os maiores valores de divergência e especialização funcional. A matéria e energia trazida pelo fluxo da água disponibilizando maior habitat diversidade nos reservatórios que barram o canal principal do rio não parecem ser os mais importantes fatores determinantes para os papéis desenvolvidos pelos peixes no ecossistema. Outros aspectos em escala local poderiam melhor explicar a diversidade funcionais nestes ambientes represados. A abordagem funcional foi eficiente na avaliação e diferenciação dos sistemas, melhorando o conhecimento sobre as respostas das assembleias de peixes frente às diferentes configurações ambientais.

## **Abstract**

### **Functional diversity as a tool to discriminate the fish communities of reservoirs with different hydro-environmental configuration**

Dam constructions and consequently the flow control alter numerous processes that modify fish assemblages, selecting functional attributes that influence and determine their structures. The functional attributes approach is an important tool that improves the ability to predict possible changes in the community structure in relation to the variations that the environment may suffer. A functional approach of ichthyofauna in a altered basin by anthropic impacts and of great relevance for the State of Rio de Janeiro was done. The objective was to use functional diversity as a tool to evaluate and compare three different types of reservoirs with distinct hydro-environmental configurations: 1) reservoirs built in the main channel of the Paraíba do Sul River (Santa Branca, Funil and Ilha dos Pombos); 2) Cascaded reservoirs with abstracted waters of the Paraíba do Sul River (Santana, Vigário and Pereira Passos) and, 3) isolated reservoirs fed by streams (Tócos and Ribeirão das Lajes). Seven functional diversity indices based on 30 functional attributes were analysed: Richness, Uniformity, Distinction, Originality, Specialization, Divergence and Rao Quadratic Entropy. It was hypothesized that the reservoirs built in the main channel of the Paraíba do Sul River would present a greater functional diversity when compared to the cascade reservoirs, and that these, in turn, would present higher values than the isolated reservoirs. Considering all the pooled reservoirs, six functional groups were detected for the fish species. Santana Reservoir, the first in the cascade system, presented the highest levels of functional diversity, with high richness and functional uniformity, low originality and high exclusivity. Contrary to the expectations, the Santa Branca, Funil and Ilha dos Pombos reservoirs (built in the main channel of the Paraíba do Sul River) presented the opposite values of these indices suggesting high functional redundancy. Tocos, despite being an isolated reservoir with the smallest area, presented the highest values of divergence and functional specialization. The matter and energy brought by the water flow providing greater habitat diversity in the reservoirs that block the main channel of the river do not seem to be the most important factors determining the roles developed by the fish in the ecosystem. Other aspects at local scale could better explain the functional diversity in these impounded environments. The functional approach was efficient in the evaluation and differentiation of the systems, improving the knowledge on the responses of the fish assemblages to the different environmental configurations.

## 1. Introdução

O regime hidrológico natural de um rio determina a dinâmica de fluxos através de mudanças nas características físicas e química (e.g., temperatura e taxa de oxigenação da água, geomorfologia do canal, produtividade, ciclagem de nutrientes e disponibilidade e heterogeneidade de habitats) que, por sua vez, influenciam no funcionamento e nos múltiplos serviços do sistema (Bunn & Arthington, 2002; Winemiller et al., 2016; Fitzgerald et al., 2018; Johnson et al., 2008). O regime de vazões possibilita migrações longitudinais e laterais, disponibilizam habitats essenciais para a desova, alimentação e recrutamento de peixes (Agostinho et al., 2007). Essas características modelam a abundância e distribuição de espécies, tendo grande importância para a composição e estrutura das assembleias (Poff et al., 1997; Agostinho et al., 2007; Oliveira et al., 2018).

A construção de barragens bloqueia o curso natural dos rios, influenciando nas características físicas, químicas e biológicas destes sistemas lóticos, através da dinâmica de matéria, energia e nutrientes como descrito na Teoria da Descontinuidade Serial (Ward & Stanford, 2001). Quando construídos em grandes rios, os reservatórios normalmente apresentam grande área alagada, propiciando mudanças na disponibilidade de habitats, nas taxas produção primária, energia e na disponibilidade de recursos (Oliveira et al. 2018), podendo suportar uma ictiofauna funcionalmente mais diversa (Erős et al., 2009). O contrario é esperado para sistemas menores em área e mais restritos em disponibilidade de habitats.

A conectividade hidrológica entre reservatórios favorece o intercâmbio genético e resulta em comunidades de peixes mais diversas, quando comparadas a reservatórios espacialmente isolados que tendem a apresentar assembleias estruturadas de características mais peculiares (Lorenz et al., 1997). Muitos sistemas lóticos têm um grande número de reservatórios para produção de energia hidrelétrica construídos em série ao longo do perfil longitudinal, formando sistemas em cascata que maximizam a produção de energia (Cheng et al., 2015). No momento em que reservatórios são construídos em cascata, os efeitos negativos são mais pronunciados, causando drásticas modificações bióticas e abióticas que fatalmente afetarão a composição dos atributos da ictiofauna dentro dos reservatórios e ao longo da bacia (Santos et al., 2017). Muitos estudos têm focado em um único reservatório, enquanto que os efeitos acumulados de reservatórios construídos em cascata são ainda pouco estudados (Cheng et al., 2015; Santos et al., 2017).

Os reservatórios também favorecem a invasão de espécies não nativas (ENN), aumentando o risco de extinção de espécies especialistas, acarretando em profundas modificações na estrutura da comunidade de peixes (Oliveira et al., 2018). Depois do fechamento de uma barragem, as assembleias de peixe, antes dominadas por espécies com hábito alimentar especialista, passam a ser dominadas por espécies generalistas,



sedentárias, com cuidado parental e de reduzido tamanho corporal (Hoeinghaus et al., 2009; Agostinho et al., 2016; Oliveira et al., 2018). O efeito de reservatórios alterando a estrutura da comunidade de peixes tem sido amplamente estudado, especialmente o favorecimento da colonização por espécies não nativas (Pool et al., 2010; Sagouis et al 2016; Oliveira et al 2018). Tais espécies colonizam reservatórios, onde encontram nichos vagos ou sobrepõem nichos com espécies nativas (Matsuzaki et al., 2013). Espécies exóticas, que evoluíram em uma região biogeográfica distinta, são mais suscetíveis a se sobreporem funcionalmente com espécies nativas (Buckley & Catford, 2016; Sagouis et al., 2016).

A abordagem baseada em atributos funcionais é uma importante ferramenta que melhora a capacidade de prever estas possíveis mudanças na estrutura da comunidade em relação às variações que o ambiente pode sofrer (Pease et al., 2012). Atributos funcionais, por serem diretamente associados com o funcionamento do ecossistema são mais acurados em relação aos processos ecológicos quando comparados à diversidade taxonômica que atribui o mesmo peso para diferentes espécies (Manna et al., 2013). As respostas de um grupo de espécies que compartilham determinados atributos funcionais à variação ambiental são mais consistentes e objetivas do que as respostas de cada espécie, se analisadas separadamente (Santos et al., 2017). Além disto, essas respostas podem ser muito fortes e consistentes, possibilitando uma ampla aplicação em diferentes regiões biogeográficas, sem que necessariamente tenham a mesma classificação taxonômica (Pease et al., 2015; Santos et al., 2017).

Índices de diversidade funcional têm sido utilizados para avaliar diversos ecossistemas. A riqueza, uniformidade, originalidade e especialização funcional da comunidade de peixes foram sensíveis a diferentes níveis de uso da área de drenagem em sistemas lóticos (*land use*) (Pool et al., 2010). Várias tem sido as aplicações destes índices. A comunidade de peixes respondeu a diferentes gradientes de pressão antrópica e ambientais em lagos boreais naturais (Eros et al., 2009). A originalidade e a especialização funcional foram utilizadas em riachos para mensurar a variabilidade entre espécies na assembleia de peixes (Manna et al 2018). A redução dos índices de uniformidade e divergência funcional foi empregada para indicar o sucesso de espécies não-nativas em lagos eutróficos (Argillier et al., 2013).

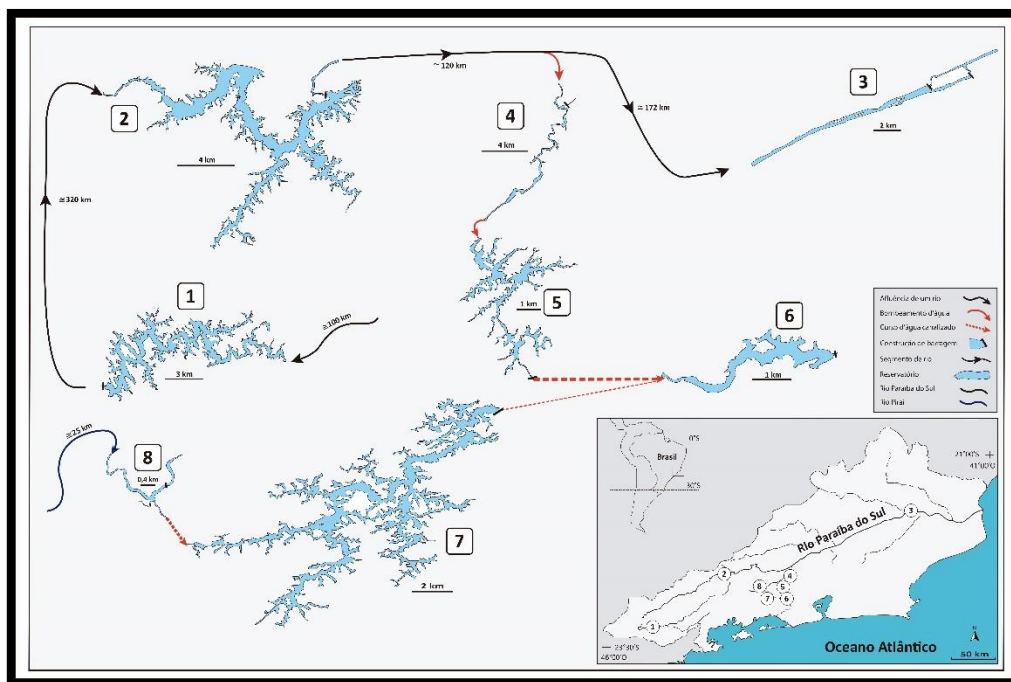
Em sistemas lóticos a ictiofauna é principalmente afetadas por alterações hidromorfológicas, enquanto em sistemas lênticos as mudanças na ictiofauna sofrem influência da introdução de espécies não-nativas e descarga de poluentes gerando eutrofização (Stendera et al., 2012). O presente estudo tem como objetivo utilizar índices de diversidade funcional para comparar as assembleias de peixes em reservatórios formados a partir do barramento do Rio Paraíba do Sul, com águas transpostas deste sistema (reservatórios em cascatas) e em reservatórios isolados

situados nas nascentes de pequenos tributários. Espera-se que os atributos e índices apresentem variações em função do tipo de barramento já que a diferenciada configuração hidro-ambiental determinariam diferentes funções e serviços ambientais.

## 2. Materiais e Métodos

### 2.1. Área de Estudo

Foram realizadas amostragens sistemáticas em oito reservatórios associados direta ou indiretamente com a bacia do Rio Paraíba do Sul (RPS). Três dos reservatórios (Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos) estão localizados no canal principal do Rio Paraíba do Sul, três (Santana, Vigário e Pereira Passos) são originários da transposição do Rio Paraíba do Sul e se dispõem em cascata com suas águas formando o sistema do Rio Guandu, que desemboca na Baía de Sepetiba. Os outros dois reservatórios (Tócos e Ribeirão das Lajes) são sistemas isolados, com Tócos sendo oriundo do barramento do Rio Pirai (um tributário do rio Paraíba do Sul) ainda em seu trecho superior. Ribeirão das Lajes é outro reservatório isolado que recebe pequenos tributários e cuja maior contribuição é uma derivação do reservatório de Tócos (Figura 1; Tabela 1).



**Figura 1.** Mapa esquemático da área de estudo com a representação dos oito reservatórios ao longo do Rio Paraíba do Sul: a) reservatórios no canal principal: (1) Santa Branca, (2) Funil, (3) Ilha dos Pombos; b) reservatórios em cascata derivados da transposição do RPS: (4) Santana, (5) Vigário, (6) Pereira Passos; c) reservatórios isolados: (7) Ribeirão das Lajes e (8) Tócos.

**Tabela 1:** Características dos oito reservatórios estudados. SBranca, Santa Branca; Funil, Funil; IPomb, Ilha dos Pombos; Santan, Santana; Vigar, Vigário; PPass, Pereira Passos; RibLajes, Ribeirão das Lajes; e Tócos, Tócos. Frequência de Mudanças no Nível da Água: S, sazonal e D, diária. Estado trófico: M, mesotrófico; H, hipertrófico; E, eutrófico. MW, produção de energia elétrica em MegaWatts; -, ausência de planta geradora de energia.

Reservatórios	SBranca	Funil	IPomb	Santan	Vigar	PPass	RibLajes	Tócos
Início da operação	1959	1969	1924	1952	1952	1962	1908	1913
MW	58	121	164	-	380	100	132	-
Área (km <sup>2</sup> )	27,2	40	4,3	5,9	3,8	1,4	30,7	1,2
Volume (hm <sup>3</sup> )	307,3	890	6,7	6,1	11,7	4,1	450,4	1,9
Mudanças no nível da água	S	S	D/S	D	D	D	S	S
Tempo de retenção (dias)	63	30	0,2	1	2	1,2	300	1,6
Estado trófico	M	E	E	H	E	E	M	M
Afluência de um Rio	Sim	Sim	Sim	Sim	Não	Não	Não	Sim
Volume de afluência (m <sup>3</sup> /s)	90	192	700	160	160	180	12	13

## 2.2. Desenho amostral

Sete dos oito reservatórios (Santa Branca, Ilha dos Pombos, Santana, Vigário, Pereira Passos, Ribeirão das Lajes, e Tócos) foram amostrados no período seco (inverno) de 2012 e chuvoso (verão) de 2013. O reservatório do Funil foi amostrado no período seco e chuvoso de 2011. Adicionalmente, foi realizada uma outra campanha de amostragem, desta vez abrangendo todos os oito reservatórios no período seco de 2017.

O esforço de pesca padronizado (unidade amostral) aplicado e repetido em cada reservatório, foi composto por um conjunto de três redes de espera (25m de comprimento x 2,0m de altura cada, com malhas de 25, 50 e 75 mm entre-nós adjacentes) totalizando uma área de panagem de 150 m<sup>2</sup>. As redes foram colocadas em operação durante aproximadamente 12 horas (colocação no entardecer e retirada no amanhecer do dia seguinte), assim definindo a unidade amostral. Em cada ocasião de amostragem, os reservatórios de maior área (Funil e Ribeirão das Lajes), foram amostrados utilizando um esforço com 18 unidades amostrais (amostras). Nos reservatórios de tamanho intermediário (Pereira Passos, Santa Branca, Vigário, Ilha dos Pombos, Santana) foram utilizadas 9 amostras e em Tócos, o reservatório de menor área, foram utilizados 6 amostras.

## 2.3. Atributos Funcionais

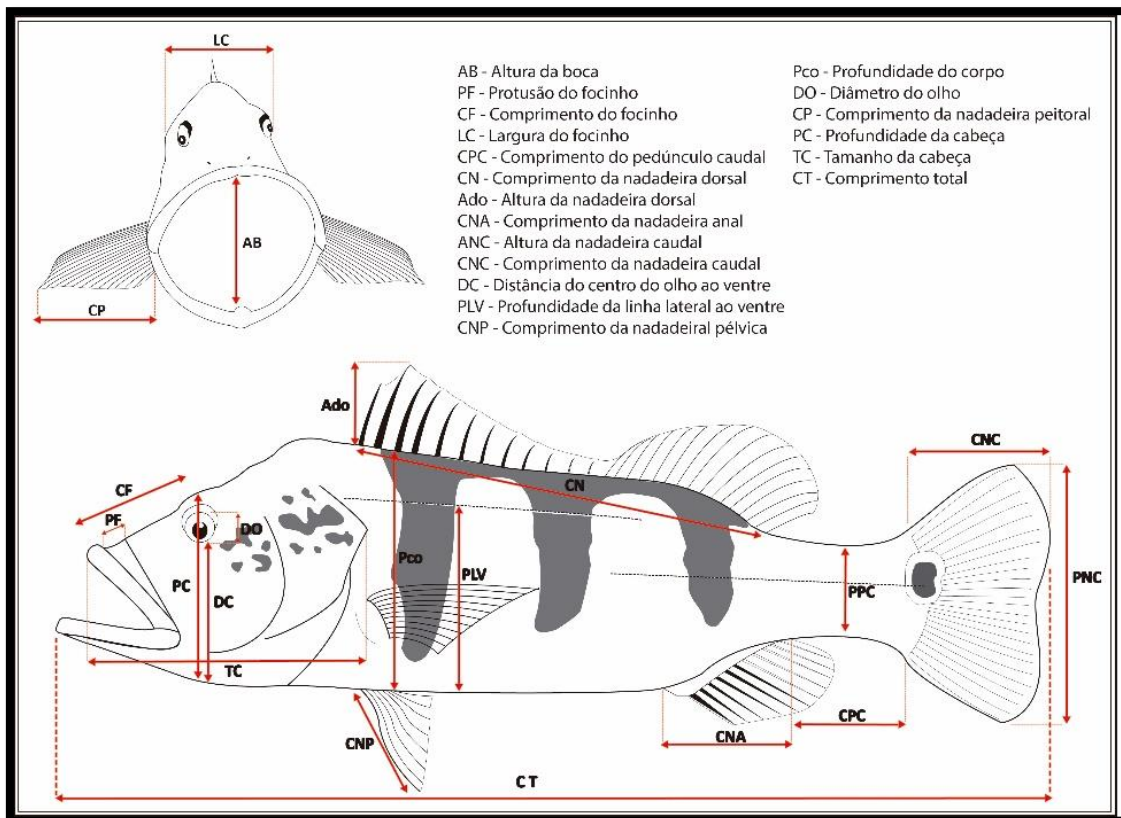
Um total de 30 atributos funcionais foram mensurados (Figura 2; Tabela 2), sendo 26 quantitativos e quatro categóricos. Pelo menos cinco indivíduos adultos foram analisados de cada espécie. No caso de espécies raras, todos os indivíduos adultos coletados foram mensurados. Foram considerados adultos os indivíduos que possuíam comprimento igual ou maior que o tamanho de primeira maturação (L<sub>50</sub>) estabelecido para a espécie. Esses atributos foram escolhidos porque possuem uma relação bem documentada como “proxies” de uma ou mais categorias funcionais: uso

do habitat, história de vida, alimentação e locomoção (Winemiller & Rose, 1992; Pease et al., 2012; Manna et al., 2013; Winemiller et al., 2015).

Os atributos foram mensurados seguindo os métodos utilizados por Pease et al. (2012) que se baseou em Winemiller (1991) para mensurar atributos morfológicos, e em Winemiller & Rose (1992) para atributos relacionados à história de vida das espécies. Para espécies com dimorfismo sexual (por exemplo, machos de *Metynnix maculatus* (Kner, 1858) com a nadadeira dorsal proporcionalmente maior), apenas espécimes fêmeas foram selecionadas. Todas as medidas de comprimento foram feitas utilizando um paquímetro digital com precisão de 0,1mm.

Optou-se por medir diretamente as características de cada espécie em vez de definir intervalos, agrupar em classes e utilizar informações secundárias publicadas. A tomada de medidas contínuas diretamente dos indivíduos evita problemas comuns em estudos de diversidade funcional que utilizam apenas métricas e variáveis categóricas. Este tipo de prática pode mascarar e enfraquecer as variações interespecíficas. Atributos funcionais quantitativos permitem caracterizar as múltiplas dimensões de nicho (Pease et al., 2012) e também permitem o uso de métodos multidimensionais desenvolvidos recentemente para estimar a diversidade funcional (Villiger et al., 2008; Laliberte & Legendre, 2010; Mouillot et al., 2013; Villiger et al., 2017). Dados publicados só foram utilizados para complementar atributos funcionais de espécies pouco abundantes com carência de informações (i.e. quantidade de ovócitos e diâmetro do ovócito). Os dados de quantidade de ovócitos e diâmetro do ovócito só foram mensurados em espécimes com estágio de desenvolvimento gonadal considerado maduro seguindo a classificação de Vazzoler (1996).

O tamanho do corpo possui influência nos valores dos atributos funcionais. Para retirar esse efeito do tamanho e poder realizar comparações interespecíficas, utilizou-se o mesmo método aplicado por Winemiller et al. (2015), onde cada atributo da espécie foi dividido por seu comprimento total e foi calculada a média de cada atributo funcional para as espécies. O número de rastros branquiais, quantidade de ovócitos, diâmetro do ovócito foram mantidos com seus respectivos valores absolutos assim como as variáveis categóricas (hábito alimentar, posição na coluna d'água e porte), por não serem variáveis correlacionadas ao tamanho corporal das espécies.



**Figura 2.** Figura ilustrativa representando os atributos mensurados. Atributos definidos conforme Tabela 2.

**Tabela 2:** Atributos funcionais utilizados para classificar a assembleia de peixes dos reservatórios. A definição dos atributos funcionais seguiu os trabalhos de Winemiller (1991), Winemiller & Rose (1992), Pease et al. (2012), Manna et al. (2013) e Winemiller et al. (2015).

<b>Categoria Funcional</b>	<b>Atributo Funcional</b>	<b>Cod</b>	<b>Definição dos Atributos Funcionais</b>
Alimentação	Profundidade da cabeça	PC	Medida vertical que vai da região dorsal da cabeça até a porção ventral passando pela pupila
Alimentação	Altura da boca	AB	Distância vertical que mede a altura da parte interior da boca completamente aberta
Alimentação	Protrusão do focinho	PF	Distância adicional da ponta do focinho até o final da mandíbula, com a boca integralmente aberta e estendida
Alimentação	Comprimento do intestino	CI	Comprimento máximo do intestino, que tem início na porção final do estômago seguindo até o ânus
Alimentação	Comprimento do rastro branquial	CRB	Comprimento do maior rastro branquial encontrado no primeiro arco
Alimentação	Número de rastros branquiais	NR	Quantidade de rastros no primeiro arco branquial
Alimentação	Comprimento do focinho	CF	Distância da ponta do focinho, mantendo a boca fechada, até a porção da cabeça onde cruza com a linha imaginária formada da ligação entre o centro dos olhos
Locomoção	Largura do corpo	LC	Medida horizontal máxima de uma lateral a outra do peixe
Locomoção	Comprimento pedúnculo caudal	CPC	Distância horizontal da margem posterior da nadadeira anal até o complexo hipural
Locomoção	Profundidade do pedúnculo caudal	PPC	Distância vertical entre a porção dorsal e a ventral do pedúnculo
Locomoção	Largura do pedúnculo caudal	LPC	É a medida de espessura do pedúnculo caudal na porção que antecede a nadadeira caudal
Locomoção	Comprimento da nadadeira dorsal	CN	É a distância entre porção da margem proximal anterior até a posterior da nadadeira dorsal
Locomoção	Altura da nadadeira dorsal	ADo	Altura máxima encontrada na nadadeira dorsal, excluindo-se filamentos
Locomoção	Comprimento da nadadeira anal	CNA	É a distância da porção proximal da margem anterior até a porção posterior da nadadeira anal
Locomoção	Profundidade da nadadeira caudal	PNa	Distância vertical que vai da extremidade de uma margem a outra da nadadeira caudal esticada
Locomoção	Comprimento da nadadeira caudal	CNC	Distância da porção proximal da margem à porção distal da nadadeira caudal excluindo filamentos
Estratégia de Vida	Quantidade de ovócitos	QO	Contagem aproximada dos ovócitos maduros
Estratégia de Vida	Diâmetro dos ovócitos	DOV	Tamanho médio de ovócitos maduros
Uso do Hábitat	Distância do centro do olho ao ventre	DC	Medida vertical que compreende a distância do centro da pupila a porção ventral do peixe
Uso do Hábitat	Diâmetro do olho	DO	Distância horizontal de margem a margem do olho passando pelo centro
Locomoção,uso do hábitat	Profundidade do corpo	Pco	Máximo distância vertical encontrada entre a região dorsal e o ventre
Locomoção,uso do hábitat	Profundidade da linha lateral ao ventre	PLV	Maior distância encontrada entre a linha lateral e ventre do espécime
Locomoção,uso do hábitat	Comprimento da nadadeira peitoral	CP	Medida máxima da margem proximal à distal da nadadeira peitoral
Locomoção,uso do hábitat	Comprimento da nadadeira pélvica	CNP	Maior distância que vai da margem proximal à distal nadadeira pélvica
Alimentação,uso do hábitat,estratégia de vida	Tamanho da cabeça	TC	Distância da ponta da mandíbula do peixe, com a boca fechada, até a porção final posterior do opérculo
Alimentação,uso do hábitat,estratégia de vida	Posição da boca	PB	Foi determinado a partir do ângulo entre uma linha imaginária ligando a ponta da mandíbula ao centro da pupila, com a boca completamente aberta e um outra linha imaginária que ligaria o topo do neurocrânio até o ventre passando pelo centro do olho. O ângulo foi utilizado para determinar a posição da boca.
Alimentação,uso do hábitat,estratégia de vida	Comprimento total	CT	Comprimento máximo, da ponta do focinho até o final do maior lobo da nadadeira caudal
Alimentação,uso do hábitat,estratégia de vida	Hábito alimentar	HA	Com base em referências bibliográficas e na análise do conteúdo estomacal dos espécimes coletados nos reservatórios
Alimentação,uso do hábitat,estratégia de vida	Posição na coluna d'água	PCol	Com base em referências bibliográficas e observação pessoal da posição que a espécie ocupa na coluna d'água
Alimentação,uso do hábitat,estratégia de vida	Porte do peixe	Por	Intervalo de classes de tamanho padronizado, baseado no comprimento que cada espécie de peixe atingiu

## 2.4. Índices de Diversidade Funcional

Sete índices independentes de Diversidade Funcional foram calculados: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) (Villéger et al., 2008), RaoQ (Botta-Dukát, 2005), dispersão funcional (FDis) (Laliberte & Legendre, 2010), especialização funcional (FSpe) (Bellwood et al., 2006) e originalidade funcional (FOri) (Mouillot et al., 2008).

FRic representa o volume (*convex hull*) gerado pelo posicionamento da distribuição das espécies em um espaço de atributos n-dimensional. FEve mede a regularidade com que cada espaço funcional é ocupado pelas espécies, levando em consideração (ponderando) a abundância destas espécies (Villéger et al., 2008). A uniformidade funcional é alta quando a abundância é proporcionalmente distribuída entre as espécies ou quando a distância entre as espécies no espaço é regular (Villéger et al., 2008). FDiv é a proporção total da abundância suportada pelas espécies com os valores de atributos funcionais mais extremos dentro da comunidade. Em um contexto multivariado, FDiv reflete como as abundâncias são distribuídas dentro do volume dos atributos funcionais ocupado pelas espécies. A divergência funcional é baixa quando as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais que estão próximos do centro do *range* de variação dentre todos os atributos. Por outro lado, quando as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais extremos, a divergência funcional é elevada (Villéger et al., 2008; Mouillot et al., 2013). Rao-Q baseia-se na soma das distâncias entre os pares de espécies de uma comunidade considerando sua abundância (Botta-Dukát, 2005). É aplicado para medir a diversidade funcional a partir de um dendrograma, com a distância entre duas espécies sendo igual à soma do comprimento do braço do dendrograma que conecta as duas espécies a um ancestral comum. FDis foi inicialmente desenvolvida como uma métrica de beta diversidade (Anderson, et al., 2006), mas foi recentemente incorporada como um índice de diversidade funcional. A dispersão funcional pode explicar a abundância de espécies dentro das comunidades e a presença de *outliers* não afeta o índice de forma consistente. FDis mede a distância média de cada espécie ao centróide de todas as espécies, dentro do espaço funcional multidimensional, que por sua vez é deslocado em direção às espécies mais abundantes (Laliberte & Legendre 2010; Teresa, 2012). Comparando sistemas, menores valores de FDis podem indicar maior redundância funcional (Teresa, 2012). FSpe representa a distinção das características dos atributos funcionais na assembleia, e é expresso como a distância média entre cada espécie e a posição média de todas as espécies no espaço funcional, ou seja, o baricentro do conjunto de espécies (Bellwood et al., 2006; Leitão, 2015). FSpe é um índice que complementa a FDiv pois depende das posições das espécies em relação ao baricentro calculado a partir de um conjunto local, enquanto FDiv depende apenas da estrutura funcional da ictiofauna (Villéger et al., 2010). FOri reflete o grau de “exclusividade” (o oposto de redundância) dos atributos funcionais na comunidade (Mouillot et al.,

2013), e é expresso como a distância média entre cada espécie e seu vizinho mais próximo no espaço funcional (Leitão, 2015).

Para calcular os índices de Diversidade Funcional nós utilizamos a função “dbFD” do pacote FD do *software* R (R Development Core Team 2011). Esse pacote incorpora importantes mudanças propostas por Villéger et al. (2008), que permitem a utilização de atributos quantitativos e qualitativos. E, para construir os gráficos dos referidos índices seguimos o “R script” do exemplo fornecido pelo pesquisador Dr. Sébastien Villéger em seu *website* (<http://villeger.sebastien.free.fr>).

### 3. Resultados

#### 3.1. Grupos funcionais

A PCA realizada com os atributos funcionais das espécies resultou em dois eixos que explicaram 56,6% da variância entre as espécies, possibilitando a formação de seis grupos funcionais pelas espécies de peixes (Figura 3). O primeiro eixo (CP 1, 36,0% da explicação da variância) refletiu as fortes diferenças encontradas entre o grupo dos grandes ciclídeos e os demais peixes, sendo possível visualizar uma subdivisão deste primeiro grupo em dois subgrupos: o subgrupo 1 formado por ciclídeos nativos da região tropical *Astronotus ocelatus* (Agassiz, 1831), *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) e *Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983 foi caracterizado por apresentar nadadeiras pélvicas desenvolvidas, corpo alto, elevada altura da cabeça e os olhos grandes, indicando uma grande capacidade de locomoção, uso do habitat e obtenção do alimento baseado na visão. O subgrupo 2, formado pelos ciclídeos não nativos *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Coptodon rendalii* (Bouleger, 1897), *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006 e *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 foi caracterizado por nadadeiras dorsais desenvolvidas, cabeças grandes, nadadeiras caudais grandes e focinho com grande portabilidade. Além das características divididas com o subgrupo 1, a elevada portabilidade da boca sugere a eficiente capacidade de captação do alimento por este grupo.

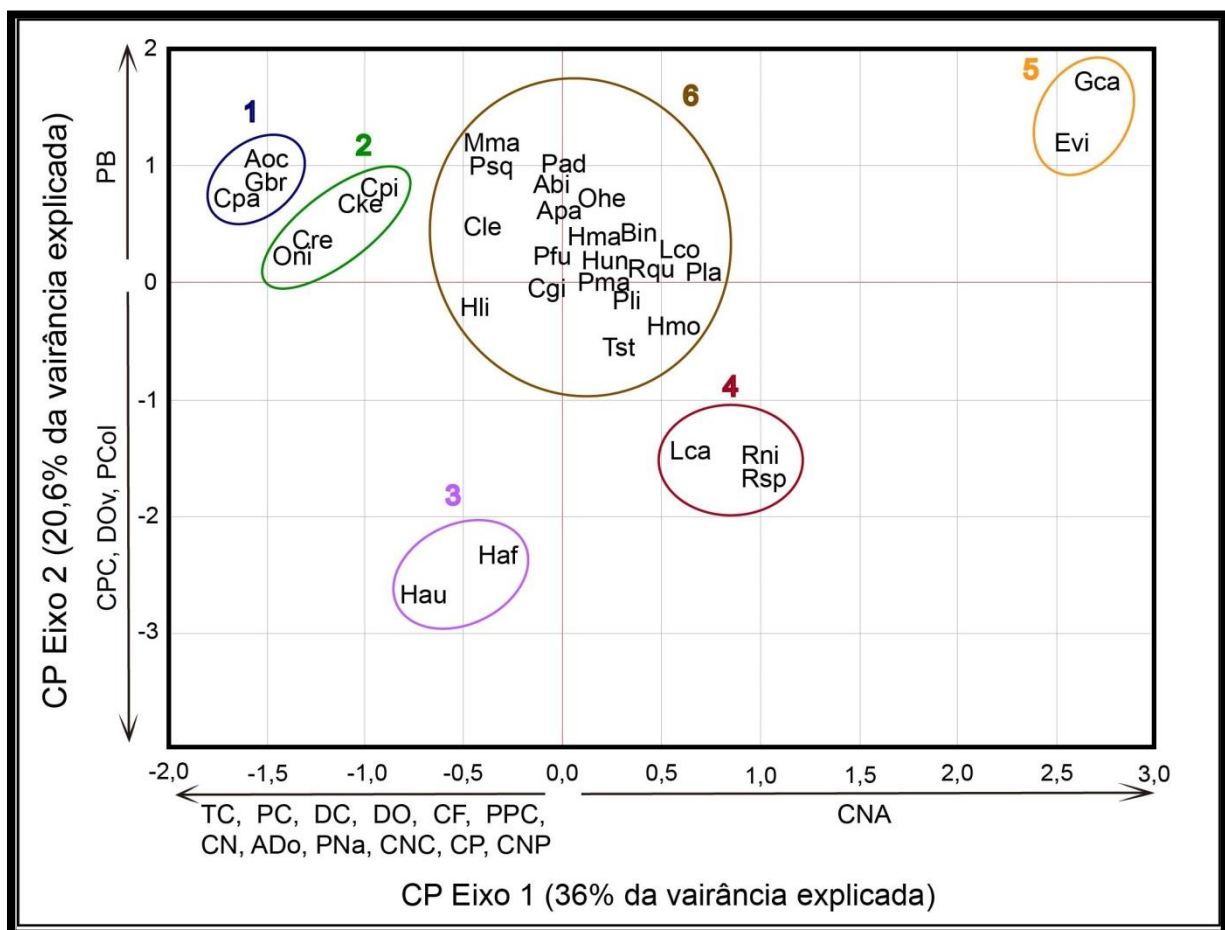
O eixo 1 também apresentou elevada correlação com um segundo grupo funcional (grupo 5) formado pelo gymnotiformes *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758 e *Eigenmannia virencens* (Valenciennes, 1836). Este grupo é bastante peculiar e foi caracterizado por espécies com a nadadeira anal muito longa, nadadeiras caudal, dorsal e pélvicas ausentes, olhos pequenos e corpo com uma altura reduzida em relação ao comprimento, indicando uma grande peculiaridade na forma de locomoção, e uso do habitat.

O segundo eixo (CP 2, 26,6% de explicação da variância) separou as espécies da família Loricariidae, *H. affinis* e *Hypostomus auroguttatus* Kner, 1854 (grupo 3) das demais espécies. Este grupo é caracterizado por espécies bentônicas, com pedúnculo



caudal bem desenvolvido, ovócitos grandes e intestino muito longo. Um segundo grupo (grupo 4) formado pelos Loricariida *Loricariichthys castaneus* (Castelnaud, 1855), *Rineloricaria nigricauda* (Regan, 1904) e *Rineloricaria sp.* partilha atributos funcionais com o grupo 3, como ovócito grandes, hábito bentônico, no entanto possuem os pedúnculos caudais achatados e longos e intestino mais curto. Estes dois grupos possuem semelhanças quanto as estratégias de história de vida, locomoção e uso do habitat.

O grupo 6, composto pelas demais espécies, apresenta uma grande diversidade de espécies com diferentes atributos funcionais que não foram distinguidos nos dois primeiros componentes principais (Figura 3).



**Figura 3:** Ordenação de atributos funcionais que definem a formação de grupos das espécies nos reservatórios, no espaço funcional representado em duas dimensões, utilizando a análise de componentes principais (PCA). Os atributos utilizados para caracterizar os dois eixos tiveram coeficientes  $\geq 0,7$ . Abi, *Astyanax bimaculatus*; Aoc, *Astronotus ocelatus\**; Apa, *Astyanax paraguayae*; Bin, *Brycon insignis*; Cgi, *Cyphocharax gilbert*, Cke, *Cichla kelberi\**; Cle, *Crenicichla lepidota*; Cpa, *Cichlasoma paranaense*; Cpi, *Cichla piquiti\**; Cre, *Coptodon rendalli\**; Evi, *Eigenmannia virescens*; Gbr, *Geophagus brasiliensis*; Gca, *Gymnotus carapo*; Haf, *Hypostomus affinis*; Hau, *Hypostomus auruguttatus*; Hli, *Hoplosternum littorale*; Hma, *Hoplias malabaricus*; Hmo, *Hypomasticus mormyrops*; Hun, *Hoplerthrinus unitaeniatus*; Lca, *Loricariichthys castaneus*; Lco, *Leporinus copelandii*; Mma,

*Metynniss maculatus\**; Ohe, *Oligosarcus hepsetus*; Oni, *Oreochromis niloticus\**; Pad, *Pachyurus adspersus\**; Pfu, *Pimelodus fur*; Pla, *Pimelodella lateristriga*; Pli, *Prochilodus lineatus*; Pma, *Pimelodus maculatus*; Psq, *Plagioscion squamosissimus\**; Rni, *Rineloricaria nigricauda*; Rqu, *Rhamdia quelen*; Rsp, *Rineloricaria sp.*; Tst, *Trachelyopterus striatus*. \*, espécies não-nativas.

### 3.2. Índices de diversidade funcional

Ao todo sete índices de diversidade funcional foram calculados para os oito reservatórios estudados. FRic, FDiv e FOrí apresentaram um padrão, aumentando gradativamente de montante para jusante nos reservatórios construídos no canal principal do RPS. Outro padrão similar foi observado nos reservatórios construídos em cascata, onde todos os índices apresentaram tendência decrescente entre os reservatórios quando analisados de montante para jusante (Tabela 3).

**Tabela 3:** Índices de diversidade funcional. Valores em negrito indicam os menores (vermelho) e maiores (azul) valores calculados para cada índice. FRic, riqueza funcional; FDiv, divergência funcional; FEve, uniformidade funcional; FDis, dispersão funcional; FSpe, especialização funcional; FOrí, originalidade funcional; RaoQ, entropia quadrática de Rao.

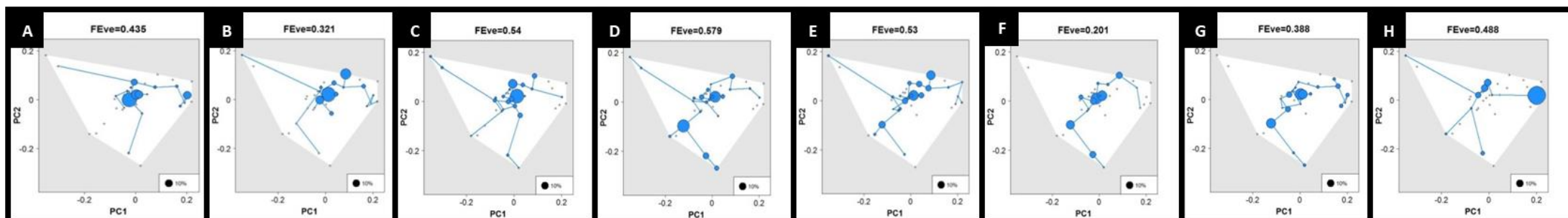
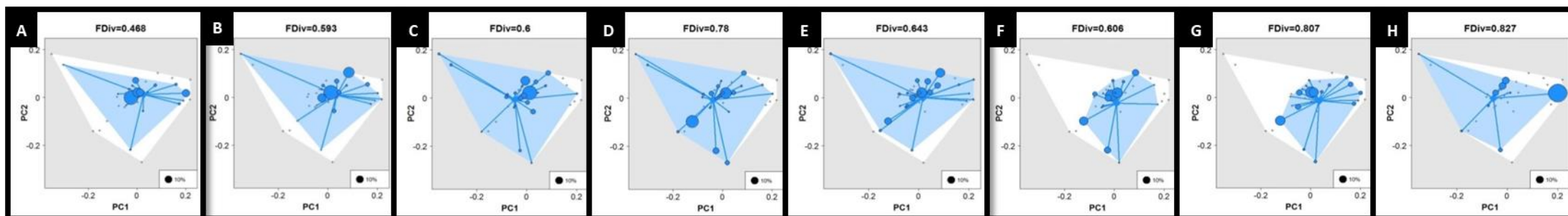
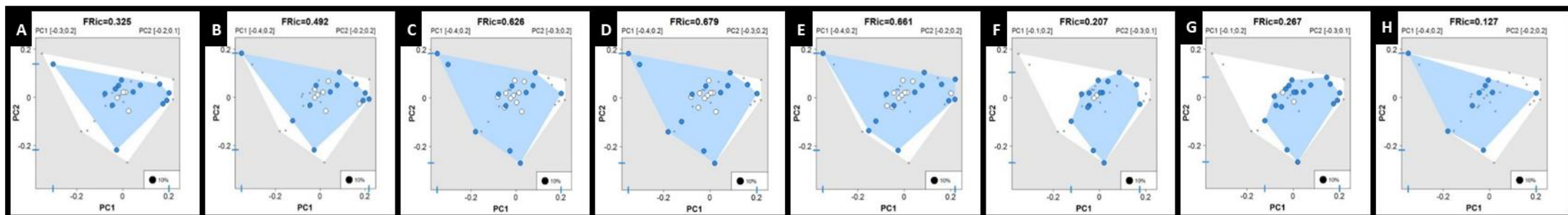
Local	FRic	FDiv	FEve	FDis	FSpe	FOrí	RaoQ
Santa Branca	0.325	<b>0.468</b>	0.435	<b>0.309</b>	<b>0.241</b>	<b>0.235</b>	0.12
Funil	0.492	0.593	0.321	0.342	0.297	0.271	<b>0.11</b>
Ilha dos Pombos	0.626	0.600	0.540	0.322	0.273	0.282	0.14
Santana	<b>0.679</b>	0.780	<b>0.579</b>	<b>0.493</b>	0.402	<b>0.522</b>	<b>0.24</b>
Vigário	0.661	0.643	0.530	0.420	0.337	0.399	0.19
Pereira Passos	0.207	0.606	<b>0.201</b>	0.358	0.276	0.378	0.17
Ribeirão das Lajes	0.267	0.807	0.388	0.439	0.354	0.389	0.20
Tócos	<b>0.127</b>	<b>0.827</b>	0.488	0.391	<b>0.440</b>	0.396	0.18

O resultado encontrado no reservatório de Tócos foi inesperado, pois apesar de ser um local com uma pequena área de drenagem e de ser barramento de um pequeno rio, apresentou os maiores valores em dois dos sete índices analisados (FDiv = 0.827 e FSpe = 0.440). Por outro lado, Tócos demonstrou a menor riqueza funcional (FRic = 0,127) quando comparado a outros reservatórios (Figura 4, H).

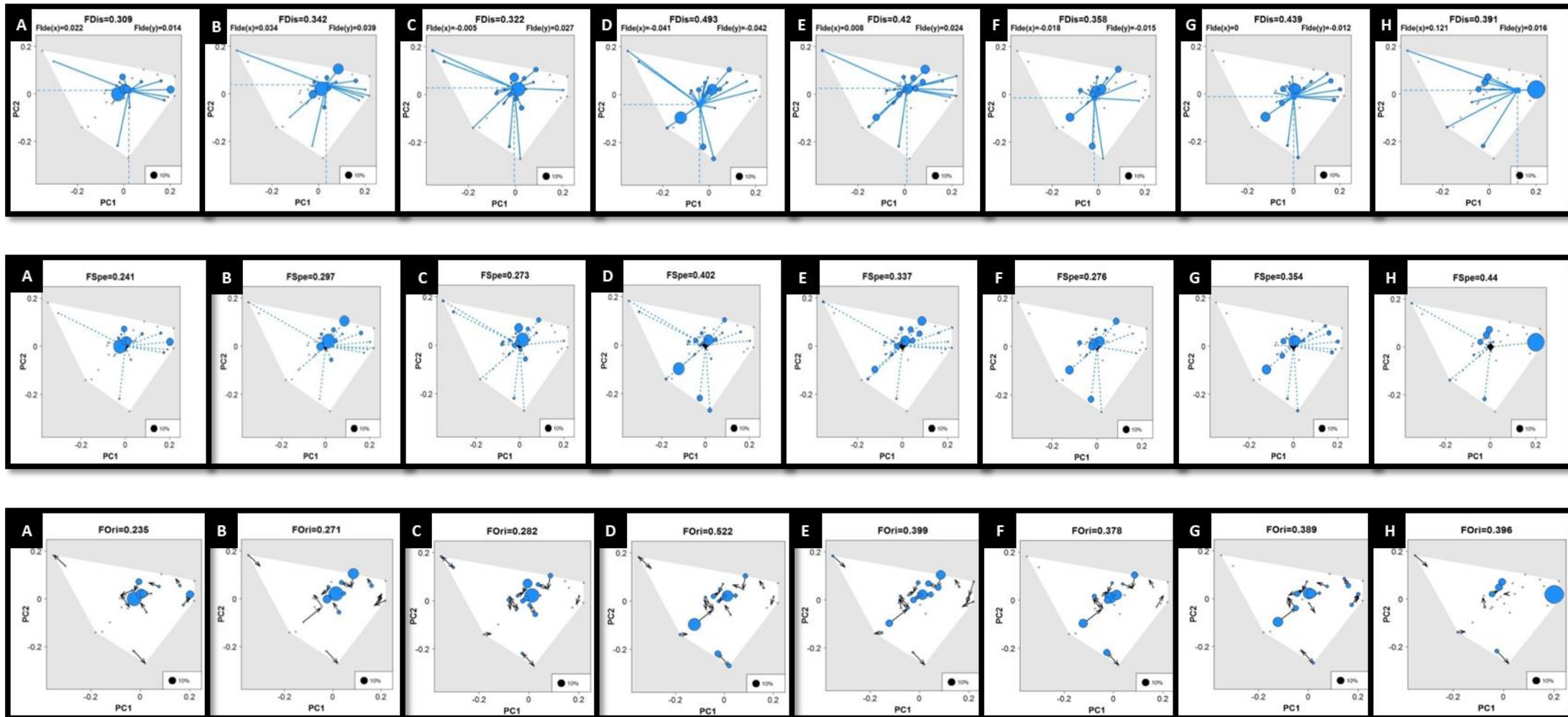
Santana foi o reservatório com os mais elevados índices de diversidade funcional. Apresentou a maior riqueza funcional (FRic = 0.679), mesmo não sendo o reservatório com o maior número de espécies (Vigário 23 spp; Ilha dos Pombos 22 spp e Santana 22 spp). A uniformidade funcional também foi a maior (FEve=0.579), ou seja, as espécies do reservatório ocupam de forma regular o espaço gerado pelos atributos funcionais e a abundância destas espécies também foi proporcionalmente distribuída, contribuindo para elevar o índice. Além disso, Santana apresentou os maiores índices de FDis (0.493), FOrí (0.522) e RaoQ (0.24) indicando baixa redundância funcional, alta exclusividade de atributos funcionais entre as espécies e a assembleia de peixes com

as maiores distâncias entre espécies observadas em um dendrograma de atributos funcionais (Figura 4, D).

Os reservatórios de Santa Branca, Funil e Ilha dos Pombos, construídos no canal principal do Rio Paraíba do Sul apresentaram os menores valores observados destes mesmos índices indicando elevada redundância funcional (Figura 4, A, B e C). Santa Branca apresentou os menores valores dos índices FDis e FOr<sub>i</sub> e também os menores índices de FDiv e FSpe, indicando que as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais pouco exclusivos (Figura 4, A). As distâncias médias entre as espécies no espaço funcional foram baixas, resultando em baixa especialização e maior redundância funcional em Santa Branca. Funil apresentou o menor valor para o índice de RaoQ, apontando uma maior proximidade entre os pares de espécies no dendrograma do índice, indicando que no sistema podem existir poucos grupos funcionais.



**Figura 4:** Representação gráfica dos índices de diversidade funcional calculados para os oito reservatórios. A, Santa Branca; B, Funil; C, Ilha dos Pombos; D, Santana; E, Vigário; F, Pereira Passos; G, Ribeirão das Lajes; H, Tócos. FRic, riqueza funcional; FDiv, divergência funcional; FEve, uniformidade funcional; FDis, dispersão funcional; Fspe, especialização funcional; FOr, originalidade funcional. Círculos azuis indicam a presença da espécie e o diâmetro é proporcional à abundância da mesma no sistema. Continua...



**Figura 4 - continuação:** Representação gráfica dos índices de diversidade funcional calculados para os oito reservatórios. A, Santa Branca; B, Funil; C, Ilha dos Pombos; D, Santana; E, Vigário; F, Pereira Passos; G, Ribeirão das Lajes; H, Tócos. FRic, riqueza funcional; FDiv, divergência funcional; FEve, uniformidade funcional; FDis, dispersão funcional; FSpe, especialização funcional; FOr, originalidade funcional. Círculos azuis indicam a presença da espécie e o diâmetro é proporcional à abundância da mesma no sistema.

#### 4. Discussão

A hipótese de que os reservatórios construídos no canal do RPS, com maiores áreas, fluxos de água, e por consequência maior disponibilidade de habitats apresentariam maior diversidade funcional quando comparados aos demais sistemas não foi confirmada. É esperado que grandes reservatórios que barram grandes rios como o RPS, apresentem maior heterogeneidade de habitats, alta riqueza de espécies de invertebrados, maior quantidade de recursos alimentares e produção primária, suportando uma ictiofauna mais rica (Stein et al., 2014; Santos et al., 2016; Santos et al., 2017). Também, o acréscimo na riqueza de espécies de peixes, normalmente apresenta correlação positiva com o tamanho do espaço ocupado pelos atributos funcionais (Hoagstrom & Berry, 2008; Pease et al., 2012), refletindo de forma positiva nos índices de diversidade funcional. No entanto, isto não foi observado neste estudo que apresentou os reservatórios construídos em cascata com os maiores índices de diversidade funcional, com destaque para Santana (o primeiro reservatório do sistema em cascata) que teve diversidade funcional mais elevada. No entanto, o reservatório de Pereira Passos, o terceiro na sequência de cascata, não seguiu este padrão e apresentou valores bem mais baixos quando comparado com Santana e Vigário, os dois outros reservatórios de cascata. O fato de Pereira Passos ser o último reservatório do sistema em cascata, pode ter sofrido com os efeitos acumulativos dos múltiplos reservatórios, que tem sido reportado para outros sistemas similares (Castello & Macedo, 2015; Cheng et al., 2015; Santos et al., 2017). Também, diferentemente do que era esperado, Tócos, um dos reservatórios isolados, com menor área (apenas 1,2 km<sup>2</sup>) apresentou os maiores valores de divergência funcional e especialização funcional, superando todos os demais sistemas nestes dois índices. Embora não se disponha de informações neste sentido, é possível especular que a limitação de habitats neste reservatório tenha resultado na maior divergência e especialização das espécies existentes para facilitar a coexistência.

Valores relativamente baixos de diversidade funcional para os reservatórios que barram o RPS podem ser um reflexo dos diversos impactos que esses sistemas vêm sofrendo. No entanto, foi observado um padrão crescente no valor de três índices (FRic, FDiv e FOr) nestes reservatórios de montante para jusante do RPS. O crescente aumento na riqueza e abundância das espécies ao longo de trechos longitudinais de grandes rios foi confirmado para o RPS por Araújo et al. (2009) associados com os maiores volumes de água e maiores conectividades com lagoas marginais que são comuns nos trechos baixos dos rios. Como os valores destes três índices foram maiores no reservatório mais a jusante, os índices podem estar refletindo este padrão longitudinal. Assim, não apenas o número de espécies estaria aumentando, mas também a quantidade de funções desempenhadas pela ictiofauna indicada pelo FRic, bem como a divergência e originalidade funcional, que estariam refletindo

respectivamente atributos funcionais extremos (FDiv) ou exclusivos (FOri) na composição da ictiofauna.

Por outro lado, o baixo valor de FDis no reservatório de Santa Branca indica elevada redundância funcional e esse resultado é reforçado também pela baixa originalidade funcional (FOri). Não eram esperados valores tão baixos dos índices de DF em um reservatório construído na calha principal do RPS, mesmo estando situado no trecho superior. Sistemas lóticos do porte do RPS contribuem com grande entrada de nutrientes e possibilitam a formação de diferentes habitats ao longo da área alagada de 27,2 Km<sup>2</sup> em Santa Branca. A presença do Reservatório de Paraibuna a cerca de apenas 20 km à montante de Santa Branca e a barreira física causada pela própria barragem provavelmente afetou negativamente a assembleia de peixes, limitando o fluxo genético entre populações e contribuindo para diminuição destes índices funcionais. De acordo com Pelicice et al. (2014), além dos impactos físicos da barragem, o próprio reservatório, ao apresentar condições ambientais completamente diferentes do regime fluvial original, constitui uma forte barreira ecológica. Araújo et al. (2009) reportaram a presença de espécies reofílicas como *Leporinus conirostris* Steindachner, 1875, *Probolodus heterostomus* Eigenmann, 1911, *Prochilodus vimboides* Kner, 1859, *Characidium* sp. *Hypomasticus mormyrops* (Steindachner, 1875), *Cyphocharax gilbert* (Quoy & Gaimard, 1824), no trecho superior do RPS à jusante de Santa Branca, porém estas espécies são ausentes ou raras no reservatório, um provável efeito negativo da barragem, gerando a perda de espécies de grande porte e também de migradores nativos, portanto de algumas funções ecossistêmicas importantes.

Os altos índices de diversidade funcional (Fric, FEve, FDis, RaoQ, e FOri) encontrados para o reservatório de Santana indicam que um maior número de funções estariam sendo realizadas, e de forma proporcional entre as espécies que compõem a ictiofauna, com elevada originalidade de atributos e baixa redundância funcional. Esses resultados podem ser o reflexo do conjunto de características que o reservatório possui: i) é o primeiro em um sistema de reservatórios em cascata, recebendo um grande volume de d'água, rica em nutrientes, que é bombeada diretamente do RPS (Uehara et al., 2015); ii) Diferente da maioria dos reservatórios, Santana não é um reservatório com características lênticas, foi construído na calha principal de um rio encaixado, resultando em um reservatório extenso, porém não largo, com fluxo de água perceptível ao longo de toda a sua extensão. Talvez essa seja a característica mais importante para a manutenção de algumas populações de espécies; iii) A grande disponibilidade de habitats pode ser outro fator importante, uma vez que o reservatório possui muitos bancos de macrófitas ao longo de sua extensão. Esses bancos servem como abrigo, aumentando a complexidade estrutural, disponibilizando habitats e também podem agir como estrutura para colonização de invertebrados alóctones para o sistema (Pelicice et al., 2005; Pelicice et al., 2009).

Esses três fatores em sinergismo tem suportado uma ictiofauna funcionalmente mais diversa, resistindo a décadas de impactos. Cabe ressaltar que o reservatório de Santana apresentou elevados índices mesmo sofrendo com a urbanização de áreas marginais, desmatamento da área de drenagem, associado à pecuária e a considerável pressão por pesca com redes de emalhe. Esses fatores precisam ser considerados em estudos futuros que venham a ser desenvolvidos no sistema.

Analisando os índices de diversidade funcional dos reservatórios em cascata, observamos uma tendência decrescente entre Santana, Vigário e Pereira Passos, indicando que reservatórios construídos no início da cascata suportam uma ictiofauna funcionalmente mais diversa, e que aqueles construídos no final da cascata (jusante), sofrem com o acúmulo de múltiplos efeitos negativos, refletindo em baixos valores destes índices funcionais. Os resultados do presente estudo, confirma portanto o padrão esperado para reservatórios em cascata. Oliveira et al. (2018) estudando a simplificação funcional de peixes em barragens, encontraram a presença de espécies migradoras, invertívoras, com maior tamanho corporal, sem cuidado parental em reservatórios situados no início (montante) da cascata. Por outro lado, espécies piscívoras ou sedentárias, bentopelágicas, de pequeno porte e com cuidado parental foram associadas a reservatórios construídos ao final (jusante) da cascata. Este padrão também é consistente com o preconizado por Agostinho et al. (2016) que também encontraram espécies de pequeno porte, sedentárias, com cuidado parental e elevada plasticidade alimentar dominando a ictiofauna de reservatórios.

Em geral, reservatórios isolados tendem a ter limitada diversidade funcional, associados aos baixos níveis de conectividade com outros sistemas. Tócos apresentou a maior divergência funcional, indicando que as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais “extremos” e como as distâncias médias entre as espécies foram relativamente altas no espaço funcional, a especialização funcional foi a maior dentre todos os reservatórios. Este pode ser o resultado da variação de atributos funcionais existentes na ictiofauna, que poderiam ter sido filtrados, para que os recursos pudessem ser mais bem explorados (habitat partitioning), já que Tócos é um reservatório pequeno, que recebe reduzido volume de afluência do Rio Pirai e onde não se observa grande variabilidade de habitats. O processo de filtragem de atributos funcionalmente divergentes pode ser uma resposta frente à condição estressante imposta pela limitação de recursos e espaço (i.e., limite de similaridade) (Fitzgerald et al., 2017). Em rios, espécies de peixes que habitam os mesmos habitats específicos comumente apresentam grande variabilidade na forma e tamanho do corpo (Troia & Gigo, 2015). Ainda com base nos índices FDiv e FSpe de Tócos é possível afirmar que o reduzido número de espécies que compõem a ictiofauna, por possuir alta especialização e elevada divergência funcional, indicam que as poucas espécies do reservatório são capazes de manter uma considerável quantidade de funções no ecossistema. Também, por ter baixa riqueza, a perda de espécies possivelmente



levaria a uma perda de funções específicas que dificilmente seriam exercidas por outra espécie da assembleia. Como conclusão poderíamos dizer que a ictiofauna de Tócos é funcionalmente diversa, frente ao reduzido número de espécies existentes e que a perda de alguma espécie acarretaria em considerável perda de volume funcional e também de funções específicas, o que faz de Tócos um ecossistema sensível a estresse ambiental.

Seis grupos funcionais foram discriminados nos reservatórios estudados de acordo com a ordenação da análise de componentes principais sobre os atributos funcionais. Cinco destes grupos foram bem definidos, com as principais diferenças associadas a quatro categorias funcionais: i) ao uso do hábitat (diâmetro do olho, distância do centro do olho ao ventre e posição na coluna d'água); ii) a locomoção (comprimento do pedúnculo caudal, profundidade do pedúnculo e comprimento da nadadeira anal); iii) alimentação (profundidade da cabeça, comprimento do focinho, posição da boca e tamanho da cabeça); e iv) estratégia de vida (diâmetro dos ovócitos). A presença e a importância de determinados atributos funcionais em uma assembleia dependem diretamente da força de fatores bióticos e abióticos que governam a ictiofauna (Fitzgerald et al., 2017). Sob condições ambientais estressantes, atributos altamente correlacionados com as características do habitat parecem se agrupar no espaço funcional da comunidade, devido à filtragem ambiental (Fitzgerald et al., 2017). Por exemplo, em ambientes lênticos, com elevada transparência e profundidade, são esperadas espécies com maior diâmetro dos olhos e com corpo dorsoventralmente alongado. Assim como é esperado a presença de peixes com adaptações respiratórias em ambientes que naturalmente apresentam baixo teor de oxigênio dissolvido (Chapman & Chapman, 1993). Em reservatórios a redução da turbidez devido ao processo de sedimentação geralmente favorece espécies piscívoras orientadas pela visão (Tejerina-Garro et al., 1998), caracterizadas por atributos relacionados ao tamanho da boca, diâmetro dos olhos e comprimento dos rastros branquiais.

Dos seis grupos formados, apenas o grupo 6, que reuniu maior número de espécies (cerca de metade das espécies coletadas) e foi posicionado no centro de diagrama no espaço dos atributos formado pela PCA, não apresentou uma clara definição dos atributos. A menor variabilidade nos atributos examinados é uma das explicações para esta falta de definição. Além disto, este grupo poderia ser melhor definido pelos subsequentes eixos (eixos 3, 4, 5, etc) os quais apresentariam menor explicação da variância dos dados. A heterogeneidade deste grupo pode também ser atribuída a este grande número de espécies ser mais um indício de que reservatórios de fato atuam como um filtro, selecionando espécies generalistas com conjuntos de atributos capazes de explorar ambientes com configurações hidro-ambientais modificadas, como é o caso dos reservatórios. Sendo assim, um elevado número de espécies, funcionalmente redundantes, foi observado na maioria dos reservatórios.

Isto é consistente com os estudos de Pool et al. (2010) e Oliveira et al. (2018), que reportaram que as barragens atuam como filtros, selecionando espécies pelo tipo de estratégia de vida, homogeneizando as espécies que irão compor a nova comunidade de peixes. Essa nova comunidade provavelmente será funcionalmente redundante, levando a uma preocupante simplificação funcional. Neste escopo, espécies reofilicas de grande porte e/ou com atributos funcionais divergentes ou exclusivos, foram sendo perdidas ao longo do tempo em todos os sistemas estudados. Como exemplo podemos citar o endêmico Surubim-do-Paraíba *Steindachneridion parahybae* (Steindachner, 1877), um bagre migrador de grande porte, seriamente ameaçado de extinção na bacia do RPS (Honji et al., 2012). O Surubim-do-Paraíba não foi registrado em nenhum dos reservatórios e não existem espécies funcionalmente similares compondo as assembleias dos reservatórios. Honji et al. (2012) e Honji et al. (2009) destacaram, dentre outras causas, a construção de barragens ao longo da bacia do RPS como sendo a principal ameaça a espécie. Assim como no caso Surubim-do-Paraíba, muitas espécies especialistas da bacia do RPS não compõem a ictiofauna de reservatórios, dentre elas podemos citar o também ameaçado *Pogonopoma parahybae* (Steindachner, 1877), *Hemipsilichthys gobio* (Lütken, 1874), *Awaous tajacica* (Lichtenstein, 1822), dentre outras (Araújo et al., 2009).

Ao todo foram registradas sete espécies ENN, correspondendo a 20,5% do total de espécies coletadas. A presença de ENN pode influenciar na alteração da estrutura das comunidade, uma vez que podem causar impactos, agindo como um importante fator biótico além de também sofrer influencia dos fatores ambientais estressantes que governam as assembleias, sendo ao mesmo tempo promotoras de impactos e/ou espécie impactadas por influencias antrópicas e/ou naturais (Light & Marchetti, 2007; Sagouis et al., 2016). Impactos negativos causados pela ENN têm sido detectados por índices de diversidade funcional. Segundo Villéger et al. (2010), com a introdução de ENN contribui para aumentar a riqueza taxonômica, porém os índices de divergência e especialização diminuem, indicando um severo declínio de espécies funcionalmente especializadas. Logo a invasão ou introdução de ENN pode ter influenciado negativamente todos os reservatórios, exceto Tócos, onde não foi registrado a ocorrência de ENNs. Além da ocorrência de ENN nos ecossistemas, também é necessário considerar a abundância e biomassa destas espécies. Sagouis et al. (2016), estudando 112 reservatórios construídos na França, encontraram que a proporção de ENN em biomassa foi negativamente correlacionado com a riqueza funcional. Logo, o número de ENN e suas respectivas abundâncias/biomassas precisam ser considerados em estudos que visam analisar o estado de conservação de ecossistemas.

Este estudo é um passo inicial para detectar as influências ambientais nos atributos funcionais, e, portanto no funcionamento e papéis das espécies nos reservatórios tropicais. Variações sazonais que estão diretamente relacionadas a riqueza funcional e com a variabilidade do regime natural de vazões é uma

componente importante para manutenção de habitat de espécies nativas (Pool et al., 2010). Estes aspectos que podem ser de grande importância para manutenção da diversidade de atributos funcionais na comunidade de peixes precisam ser estudados. Também, a relação entre a área dos reservatórios e suas relações com o tamanho do corpo das espécies, a diversidade e a quantidade de habitats disponíveis que irão permitir a coexistência de mais espécies e uma maior diversidade de atributos funcionais no sistema (Bruçet et al., 2013; Irz et al., 2007; Mason et al., 2008; Pool et al., 2010; Villéger et al., 2010) precisam ser melhor esclarecidos.

A remoção de reservatórios tem sido considerada e até mesmo realizada em países desenvolvidos, que tem optado por substituir a energia hidrelétrica por outras fontes mais eficientes (e.g. energia nuclear) ou mais limpas (e.g. energia solar, energia eólica) (Valdez et al., 2001; Brown & Ford, 2002; Propst et al., 2008; Pool et al., 2010). No Brasil, as usinas hidrelétricas fornecem aproximadamente 80% de energia elétrica em todo o território brasileiro, graças a grande quantidade de rios com grandes extensões, porém esta tendência vem paulatinamente sendo modificada, especialmente pelo uso de energias alternativas, como a energia solar e/ou eólica (Gibson et al., 2017). Sugere-se, com base neste estudo, que a construção de barragens para fins de abastecimento e irrigação, seja baseada em barramentos fora do canal principal de rios de maneira a não influenciar de forma tão drástica nos serviços prestados pelos sistemas lóticos, contribuindo assim para a manutenção da biodiversidade.

## 5. Referências bibliográficas

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá, 501p.
- 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. *Fisheries Research*, 173, 26–36.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683–693.
- Araújo, G.F., Pinto, B.C.T. & Teixeira, T.P. (2009). Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia*, 618, (1): 89–107. Doi: 10.1007/s10750-008-9551-5
- Argillier, C., Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., Bortoli, J., Bruçet, S., ... Holmgren, K. (2013). Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia*, 704, 193–211.

- Bellwood, D.R., Wainwright, P.C., Fulton, C.J. & Hoey, A.S. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B*, 273, 101–107.
- Botta-Dukat, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16, 533–540.
- Brown, L.R. & Ford, T. (2002). Effects of flow on the fish communities of a regulated California's Central Valley rivers: implications for managing native fishes. *River Research and Applications*, 18, 331–342.
- Buckley, Y.M. & Catford, J. (2016). Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non-native species and the use of origin to guide management. *Journal of Ecology*, 104, 4–17.
- Bunn, S.E., & Arthington, A.H. (2002). Basic principles and consequences of altered hydrological regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30, 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- Castello, L. & Macedo, M.N. (2015). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems, 22, 990–1007.
- Chapman, L.J. & Chapman, C.A. (1993). Fish populations in tropical floodplain pools: a re-evaluation of Holden's data on the River Sokoto. *Ecology of Freshwater Fish*, 2, 23–30.
- Cheng, F., Li, W., Castello, L., Murphy, B.R. & Xie, S. (2015). Potential effects of dam cascade on fish: lessons from the Yangtze River. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25, 569–585.
- Cote, D., Kehler, D.G., Bourne, C. & Wiersma, Y.F. (2009). A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology*, 24, 101–113.
- Erős, T., Heino, J., Schmera, D., & Rask, M. (2009). Characterising functional trait diversity and trait-environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology*, 54, 1788–1803.
- Fitzgerald, D.B., Perez, M.H.S., Sousa, L.M., Gonçalves, A.P., Py-daniel, L.R., Lujan, N.K., ... Lundberg, J.G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, 222, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002>
- Fitzgerald, D.B., Winemiller, K.O., Pérez, M.F.S. & Sousa, L.M. (2017). Using trophic structure to reveal patterns of trait-based community assembly across niche dimensions. *Functional Ecology*, 31, 1135–1144. doi: 10.1111/1365-2435.12838

- Gibson, L., Wilman, E. W. & Laurance, W. F. (2017). How Green is 'Green' Energy? Trends in Ecology & Evolution, 32,(12):922-935. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.09.007>
- Hoagstrom, C.W. & Berry, C.R. (2008). Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. Hydrobiologia, 596, 367–386.
- Hoeninghaus, D.J., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., Okada, E.K., Latini, J.D., ... Winemiller, K.O. (2009). Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: Embodied energy and market value of artisanal fisheries. Conservation Biology, 23, 222–231.
- Honji, R.M., Caneppele, D., Hilsdorf, A.W.S. & Moreira, R.G. (2009). Threatened fishes of the world: *Steindachneridion parahybae* (Steindachner, 1877) (Siluriformes: Pimelodidae). Environmental Biology of Fishes, 85, 207–208.
- Honji, R.M., Tolussi, C.E., Mello, P.H., Caneppele, D. & Moreira, R.G. (2012). Embryonic development and larval stages of *Steindachneridion parahybae* (Siluriforme: Pimelodidae) – implications for the conservation and rearing of this endangered Neotropical species. Neotropical Ichthyology, 10, (2): 313–327.
- Johnson, P.T.J., Olden, J.D. & Zanden, M.J.V. (2008). Dam invaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. Frontiers in Ecology and the Environment, 6, 357–363.
- Laliberte, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology, 91, 299–305.
- Leitão, R.P. (2015). Estrutura funcional e conservação de assembleias de peixes de riacho na Amazônia brasileira. INPA. 183 Pág. Tese (Doutorado)/ Programa de Pós-graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.
- Light, T. & Marchetti, M.P. (2007). Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. Conservation Biology, 21, 434–446.
- Lorenz, C.M., Van Duk, G.M., Van Hattun, A.G.M. & Cofino, W.P. (1997). Concepts in river ecology: implications for indicator development. Regulated Rivers: Research & Management, 13, 501–516.
- Manna, L.R., Rezende, C.F. & Mazzoni, R. (2013). Diversidade funcional de peixes de riacho: Como as Assembleias podem estar organizadas? Oecologia Australis, 17, (3): 402–410.

- Manna, L.R., Villéger, S., Rezende, C.F. & Mazzoni, R. (2018). High intraspecific variability in morphology and diet in tropical stream fish communities. *Ecology of Freshwater Fish*, 1–12.
- Marengo, J.A. & Lincoln, M.A. (2005). Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20, (2): 215–226.
- Matsuzaki, S.S., Sasaki, T. & Akasaka, M. (2013). Consequences of the introduction of exotic and translocated species and future extirpations on the functional diversity of freshwater fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 1071–1082.
- Mouillot, D., Culioli, J.M., Pelletier, D. & Tomasini, J.A. (2008). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation*, 141, (6): 1569–1580.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- 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. *Freshwater Biology*, 63, 293–305.
- Pease, A.A., González-Díaz A.A., Rodiles-Hernández, R. & Winemiller, K.O. (2012). Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57, (5): 1060–1075. doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x
- Pease, A.A., Taylor, J.M., Winemiller, K.O. & King, R.S. (2015). Ecoregional, catchment, and reach-scale environmental factors shape functional-trait structure of stream fish assemblages. *Hydrobiologia*, 753, 265–283.
- Pelicice, F.M. & Agostinho, A.A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11, (8): 1789–1801. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9358-3>
- Pelicice, F.M., Agostinho A.A., Thomaz, S.M. (2005). Fish assemblages associated with *Egeria* in tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica*, 27, 9–16.
- Pelicice, F.M., Vitule, J.R.S., Lima-Junior, D.P., Orsi, M.L. & Agostinho, A.A. (2014). Serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7, 55–60. doi:10.1111/conl.12029
- Poff, N.L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391–409.

- Pool, T.K., Olden, J.D., Whittier, J.B. & Paukert, C.P. (2010). Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 1791–1807.
- Propst, D.L., Gido, K.B. & Stefferud, J.A. (2008). Natural flow regimes, nonnative fishes, and native fish persistence in arid-land river systems. *Ecological and Application*, 18, (5): 1236–1252.
- Sagouis, A., Jabot, F. & Argillier, C. (2016). Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? *Ecology of Freshwater Fish*, 2016, 1–15.
- Santos, N.C.L., Santana, H.S., Dias, R.M., Borges, H.L.F., Melo, V.F., Severi, W., Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. (2016). Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. *Hydrobiologia*, 765, 265–275.
- Santos, N.C.L., Santana, H.S., Ortega, J.C.G., Dias, R.M., Stegmann, L.F., Araújo, I.M.S., ... Agostinho, A.A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, 802, 245–253.
- Stanford, J.A. & Ward, J.V. (2001). Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 303–310.
- Stein, A., Gerstner, K. & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17, 866–880.
- Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, K., ... Hering, D. (2012). Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: A review. *Hydrobiologia*, 696, 1–28.
- Tejerina-Garro, F.L., Fortin, R. & Rodríguez, M.A. (1998). Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51, 399–410.
- Teresa, F.B. (2012). Diversidade funcional de comunidades de peixes de riachos. UNESP. 101 Pág. Tese (Doutorado)/Programa de Pós-graduação em Biologia Animal.
- Troia, M.J. & Gido, K.B. (2015). Functional strategies drive community assembly of stream fishes along environmental gradients and across spatial scales. *Oecologia*, 177, 545–559.
- Uehara, W., Albieri, R.J. & Araújo, F.G. (2015). Structure of fish assemblages in seven tropical reservoirs in southeastern Brazil during the rainy season; what matters: physico-chemical or hydrological connectivity influences? *Journal Applied Ichthyology*, 31, 1034–1042. <http://doi.org/10.1111/jai.12864>

- Valdez, R.A., Hoffnagle, T.L., McIvor, C.C, McKinney, T. & Leibfried, W.C. (2001). Effects of a test flood on fishes of the Colorado River in Grand Canyon, Arizona. *Ecological and Application*, 11, (3): 686–700.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, 37, 130–137.
- Vazzoler, A.E.A.M. (1996). *Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática*. São Paulo, CNPq/ Nupélia (UEM). 169p.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M. & Mouillot, D. (2017). Functional ecology of fish : current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 79, 783–801. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- Villegger, 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., Hernandez, D.F. & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20, (6): 1512–1522.
- Winemiller K.O. & Rose K.A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 2196–2218.
- Winemiller K.O. (1991). Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61, 343–365.
- Winemiller, K.O., Fitzgerald, D.B., Bower, L.M. & Pianka, E.R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18, 737–751.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarizzo, T., Nam, S., ... Sáenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo and Mekong. *Science*, 351, 128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>



## Capítulo III

### Estrutura e interações tróficas em um reservatório *off-stream* no Sudeste do Brasil

**Autores:** Tailan Moretti Mattos; Débora de Paiva Ferreira; Rafael de Almeida Tubino & Francisco Gerson Araújo

#### Resumo

Reservatórios são ambientes artificiais que produzem inúmeros impactos em ecossistemas aquáticos. Esses impactos resultam frequentemente em alterações nos processos que definem a composição e abundância de espécies, bem como nas interações estabelecidas entre elas. Modelos de teias tróficas são ferramentas reconhecidamente importantes para compreender a complexidade destes sistemas e quantificar as interações entre grupos taxonômicos e/ou compartimentos. O trabalho teve como objetivo descrever a estrutura trófica de um reservatório construído fora da calha de um grande rio (*off-stream*), em uma região de altitude do Rio de Janeiro, identificando a sua organização e principais vias de fluxo de energia. Para tal, foi construído um modelo ecossistêmico anual baseado em amostragens mensais de distintos compartimentos dos consumidores (aves, zoobentos e peixes), e informações disponíveis sobre produtores, consumidores não-peixes e detritos. Para cada compartimento foram estabelecidos os parâmetros de biomassa (B), produção/biomassa (P/B), consumo/biomassa (Q/B) e eficiência ecotrófica (EE). Dois modelos foram construídos para o Reservatório de Ribeirão das Lajes, sendo um modelo anual, representando o cenário de cota alto no reservatório (MCA) e outro modelo adicional representando uma condição adversa, com cota d'água reduzida no reservatório (MCB). A estrutura trófica observada foi dominada por compartimentos de nível trófico (NT) intermediário. Os principais compartimentos base (produtores) foram Folhas- Sementes-Frutos e Perifíton, superando Fitoplâncton. Os compartimentos Aves Seletivas (NT= 3,8), Aves Generalistas (NT = 3,7) e as espécies de peixes piscívoras *Hoplias malabaricus* (NT = 3,8) e *Cichla* spp. (NT = 3,6) apresentaram os maiores NTs estimados para a teia. Os grupos que apresentaram os maiores índices de onivoria foram *Brycon* spp., *Rhamdia quelen*, Copépodos, Aves Seletivas e *Geophagus brasiliensis*. As Aves Generalistas, e os peixes *R. quelen* e *H. malabaricus* tiveram uma menor biomassa relativa, mas um alto impacto na teia trófica quando comparados a outros grupos, sendo consideradas as principais espécies chave do sistema. *Cichla* spp., mesmo não tendo sido considerado como espécie-chave, apresentou elevada biomassa relativa e alto impacto na teia, mostrando também ter grande relevância para o ecossistema. O Índice de Ciclagem de Finn (9,3%) indicou que a fração da taxa de transferência total do ecossistema reciclada foi intermediário. O valor de Ascendência foi 25,9, com Overhead de 74,2, indicando que o reservatório é um ecossistema maduro. Não foram encontradas diferenças na teia trófica entre MCA

e MCB, com a biomassa de alguns compartimentos variando entre os cenários modelados. Este é o primeiro modelo trófico de um reservatório fechado (*off-stream reservoir*) e fornece uma base para comparações com outros ecossistemas aquáticos.

### **Structure and trophic interactions of an off-stream reservoir in south-eastern Brazil**

#### **Abstract**

Reservoirs are artificial environments that produce numerous impacts on aquatic ecosystems. These impacts often result in changes in the processes that determine the composition and abundance of the species, as well as in their biotic interactions. Trophic web models are recognized as important tools to understand the complexity of these systems and to quantify the interactions between taxonomic groups and / or compartments. The objective of this study was to describe the trophic structure of a reservoir built outside the main channel of a large river (off-stream), in an altitude region of Rio de Janeiro, identifying its organization and main energy flow pathways. An annual ecosystem model was built based on sampling from different consumer compartments (birds, zoobenthos and fish), and on available information on producers, non-fish consumers and debris. For each compartment, the biomass (B), production / biomass (P / B), consumption / biomass (Q / B) and ecotrophic efficiency (EE) parameters were established. Two models were elaborated for for the Ribeirão das Lajes Reservoir, an annual model, representing the scenario of high water level in the reservoir (MCA), and another additional model representing an opposite condition, with reduced water level (MCB). The trophic structure was dominated by intermediate trophic level (TL) compartments. The main base compartments (producers) were Leaf-Seeds-Fruits and Periphyton, surpassing Phytoplankton. The compartments of Selective Birds (TL = 3.8), Generalist Birds (TL = 3.7) and the piscivorous fish species *Hoplias malabaricus* (TL = 3.8) and *Cichla* spp. (TL = 3.6) presented the highest TLs estimated for the web. The groups that presented the highest omnivory indices were *Brycon* spp., *Rhamdia quelen*, Copepods, Selective Birds and *Geophagus brasiliensis*. The Generalist Birds, and the fish *R. quelen* and *H. malabaricus* had low relative biomass, but a high impact on the trophic web when compared to other groups, being considered the main key species of the system. *Cichla* spp., even though not being a key species, presented high relative biomass and high impact on the web, also showing great relevance for the ecosystem. The Finn Cycling Index (9.3%) indicated that the fraction recycled of the total transfer rate of the ecosystem was intermediate. The Ascendency value was 25.9, with an Overhead of 74.2, indicating that the reservoir is a mature ecosystem. No differences were found in the trophic web between MCA and MCB, with the biomass of some compartments varying between the modelled scenarios. This is the first trophic model of an off-stream reservoir in this region and provides a basis for comparisons with other aquatic ecosystems.

## 1. Introdução

A complexidade e a dinâmica dos ambientes naturais, sempre representaram desafios para todos aqueles que pretendem entender a sua estrutura e funcionamento, bem como as possíveis mudanças diante de alterações naturais ou antropogênicas. Neste contexto, Raymond Lindeman, em 1942, compilando trabalhos prévios de Tansley e Charles Elton, propôs o conceito de ecossistema que atualmente conhecemos (Cook, 1977) e chamou de cadeia alimentar a sequência de relações tróficas pelas quais a energia percorre no ecossistema composta por elos (plantas, herbívoros e carnívoros), aos quais denominou de níveis tróficos. Os padrões relacionados ao fluxo de energia e a eficiência de transferência entre os níveis tróficos descrevem aspectos da estrutura de um ecossistema e incluem atributos como: o número de níveis tróficos, a importância relativa de detritívoros e herbívoros, taxas de troca de matéria entre níveis tróficos e volume de detritos acumulados (Golley, 1994). A importância dessas medidas para a compreensão do funcionamento do ecossistema foi definida por Lindeman (1942), que construiu o primeiro balanço energético para uma comunidade biológica, no Lago Cedar Bong em Minnesota (EUA). Além disso, visualizou nos ecossistemas uma pirâmide de energia, com menos energia alcançando sucessivamente cada nível trófico superior.

Na década de 50, o conceito de ecossistema já havia se consolidado no pensamento ecológico e aspectos como ciclagem de matéria, medidas de assimilação de energia e o fluxo de energia permitiam a caracterização da estrutura e função dos sistemas estudados. Poucos anos depois, Eugene Odum contribuiu com uma nova carga conceitual e passou a retratar ecossistemas como diagramas de fluxo, facilitando a interpretação dos padrões típicos de cada sistema, bem como a comparação entre ecossistemas. Nesta perspectiva, para cada nível trófico, uma caixa representando a biomassa de todos os organismos que compõem aquele nível e ligadas a elas vias que representam o fluxo de energia através daquele nível. Odum (1968) identificou que diferentemente da energia, os nutrientes são reciclados e mantidos no sistema e também retratou as relações alimentares como dois ou mais diagramas de fluxo de energia unidos em cadeias alimentares (Ricklefs, 2003).

A análise das características e particularidades de cada sistema requer o uso de abordagens que permitam avaliar não apenas as populações de espécies que ocorrem, bem como as suas relações com o sistema e o uso dos seus recursos. Neste sentido, as interações estabelecidas entre as espécies se tornam um ponto central (Link, 2010; Nielsen & Ulanowicz, 2011; Gubiani et al., 2011). Atualmente, existem diversas abordagens usadas na análise e avaliação de ecossistemas. Entre elas, a modelagem ecotrófica vem se destacando como uma ferramenta útil na identificação da estrutura e das relações tróficas estabelecidas entre os diversos componentes biológicos. Modelos ecossistêmicos visam representar sistemas ecológicos em sua totalidade,

considerando múltiplos fatores (bióticos e abióticos) e as interações entre seus componentes (Lira et al., 2018) permitindo, entre outros aspectos, a identificação de lacunas de conhecimentos e a elaboração de cenários para simulação e avaliação de efeitos. Entre estes cenários, destacam-se alterações naturais ou antropogênicas como o aumento da pressão de pesca, introdução de espécies não nativas (ENN), mudanças climáticas, descarga de efluentes, entre outros (Bentorcha et al., 2017; Ruzicka et al., 2016; Lira et al., 2018). Por terem tido boa aceitação no meio acadêmico e contarem com grande capacidade de avaliação, uma onda crescente de modeladores tem sido observada tanto no Brasil como no mundo.

Dentre os programas que visam modelar teias tróficas, podemos destacar o Ecopath with Ecosim (EwE), que combina o trabalho desenvolvido por Polovina (1984) para estimar a biomassa e o consumo de vários compartimentos de um recife de corais com a teoria de Ulanowicz (1986) baseada em análises de fluxos entre elementos do ecossistema. Essa união foi proposta por Pauly et al. (1987) e permite a construção de modelos de balanço de massa em estado de equilíbrio estacionário (*steady-state*). A equação básica do modelo Ecopath é a de um sistema balanceado, em que o consumo de um predador (grupo) gera a mortalidade por predação de sua presa (grupo) (Morais, 2010). Desta forma, as condições de equilíbrio num sistema existem quando a biomassa média anual para cada espécie (grupo) não varia de um ano para outro (Polovina, 1984; Christensen & Pauly, 1992b). Além de permitirem uma avaliação completa das interações entre os compartimentos, os modelos de balanço de massa possibilitam gerar simulações de cenários futuros, sob diferentes graus de impacto, auxiliando na compreensão do funcionamento do ecossistema e na identificação de espécies-chave para conservação (Christensen & Pauly, 1993; Angelini & Gomes, 2008).

Apesar de originalmente, os modelos de balanço de massa terem sido desenvolvidos para estudos em ecossistemas marinhos, sob um enfoque pesqueiro e de conservação (Coll & Libralato, 2012; Heymans et al., 2014; Colléter et al., 2015; Lira et al., 2018), atualmente estes modelos tem sido utilizados para estudos de ambientes aquáticos continentais como lagoas marginais (Angelini et al., 2013), planícies de inundação (Angelini & Agostinho, 2005) e reservatórios (Angelini et al., 2006; Villanueva et al., 2008; Gubiani et al., 2011; Bezerra et al., 2018).

Reservatórios são ambientes artificiais reconhecidos por seus múltiplos usos como a produção de energia, abastecimento hídrico e controle de cheias. Entretanto, estes novos sistemas causam impactos como a regulação do regime de vazões, alterações na conectividade fluvial e degradação de habitats (Vitule et al., 2012; Agostinho et al., 2016; Bezerra et al., 2018). Também são consequências da construção dos reservatórios, o aumento da sedimentação, a substituição do substrato naturalmente heterogêneo por substrato lamoso homogêneo (Syvitski et al., 2005), alterações na profundidade e transparência da água, que podem afetar a penetração

de luz, impactando as comunidades bentônicas (Fitzgerald et al., 2018). A homogeneização biótica, como resultado da interferência na composição, riqueza, estrutura e comportamento das assembleias de peixes, também é apontada como outro aspecto negativo da construção de reservatórios (Agostinho et al., 2004; Nilsson et al., 2005; Gubiani et al., 2011; Agostinho et al., 2016).

Reservatórios são ambientes que favorecem a invasão de ENN através de várias maneiras, como a liberação e/ou escape de locais de cultivo, estocagem deliberada com conseqüente dispersão natural facilitando a colonização e estabelecimento destas espécies (Hulme, 2015). A presença de ENN cria oportunidades para o estabelecimento de novas interações (Sih et al., 2010; Bezerra et al., 2018) e facilitam a entrada de outras ENN, com múltiplos efeitos potenciais no ecossistema (Simberloff, 2015; Bezerra et al., 2018). Com o processo de invasão de ENN, as taxas de predação entre peixes e demais grupos tende a aumentar (Sih et al., 2010). Além disso, existem outros fatores que influenciam estas interações como a temperatura, flutuações na cota d'água e abundância de recursos alimentares (Pereira et al., 2017; Bezerra et al., 2018).

Reservatórios também são importantes para a pesca artesanal, comercial e esportiva além de propiciar atividades recreativas diversas (Pelicice et al., 2017). Por conta do crescimento na demanda por alimento para populações humanas e o crescente interesse pela pesca esportiva, muitas ações tem sido direcionadas para estimular o aumento do potencial de pesca em reservatórios. Mesmo que controversa, a introdução de espécies não nativas lidera a lista de práticas mais adotadas em reservatórios (Saltveit, 2006; Villanueva et al., 2008; Agostinho et al., 2010). A introdução do Tucunaré (*Cichla* spp.), Tilápia (*Coptodon rendalli*) (Boulenger, 1897) e Tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) (Linnaeus, 1758) em reservatórios do Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil é uma realidade e estas espécies estão entre as mais invasivas e abundantes (Agostinho et al., 2007; Santos et al., 2018). No entanto, essa prática pode causar grande impacto nas populações nativas e afetar a estrutura do ecossistema (Villanueva et al., 2008). Diversos estudos têm apontado a introdução de espécies não nativas como uma das principais causas da extinção de espécies nativas, superando inclusive a fragmentação de habitats (Didham et al., 2005; Arim et al., 2006; Villanueva et al., 2008).

A atividade pesqueira nestes sistemas pode ser um fator positivo, funcionando como uma ferramenta para promover a reconciliação ecológica, auxiliando a mitigar impactos provocados por ENN (Santos et al., 2018). Por outro lado, pode ser um fator negativo, quando ultrapassa os níveis de captura máximo sustentáveis, colocando em risco a estabilidade e reposição das populações de espécies nativas exploradas, uma vez que tais espécies possuem grande relevância para estrutura e funcionamento do ecossistema (Coll et al., 2016). Além disto, alterações na biomassa de espécies-chave,

provocadas por interferência humana (i.e., pesca), podem causar efeitos em cascata na teia trófica de ecossistemas (Bezerra et al., 2018).

O reservatório de Ribeirão das Lajes (RRL) é um dos mais antigos do Brasil e o primeiro a ser construído no estado do Rio de Janeiro. Constitui uma reserva estratégica de água para o abastecimento da região metropolitana do Rio de Janeiro por não estar sobre influência direta de áreas urbanas e praticamente livre de contaminantes derivados de efluentes domésticos, apresentando atividades de pecuária restritas a pequenos trechos de seu entorno. A vegetação marginal é preservada e quando ocasionalmente inundada por períodos de cota elevada, fornece considerável estruturação dos habitats (Santos et al., 2008). O RRL é um reservatório construído fora da calha de grandes rios do tipo *off-stream*, formado basicamente por riachos que drenam a Serra das Araras e pela derivação de águas do Rio Pirai (tributário do Rio Paraíba do Sul) em seu trecho superior. Variações na cota d'água, temperatura e estratificações limnéticas são as variáveis que mais influenciam o sistema (Santos et al., 2004; Santos et al., 2008; Costa et al., 2014). Além disso, o aporte de nutrientes e sedimentos são muito pequenos e o tempo de residência da água é superior a 300 dias, sem entrada ou saída de energia consideráveis, fazendo do RRL um reservatório único, semelhante a um lago oligotrófico (Santos et al., 2004; Santos et al., 2018), o que torna este sistema interessante para a elaboração de modelos ecossistêmicos.

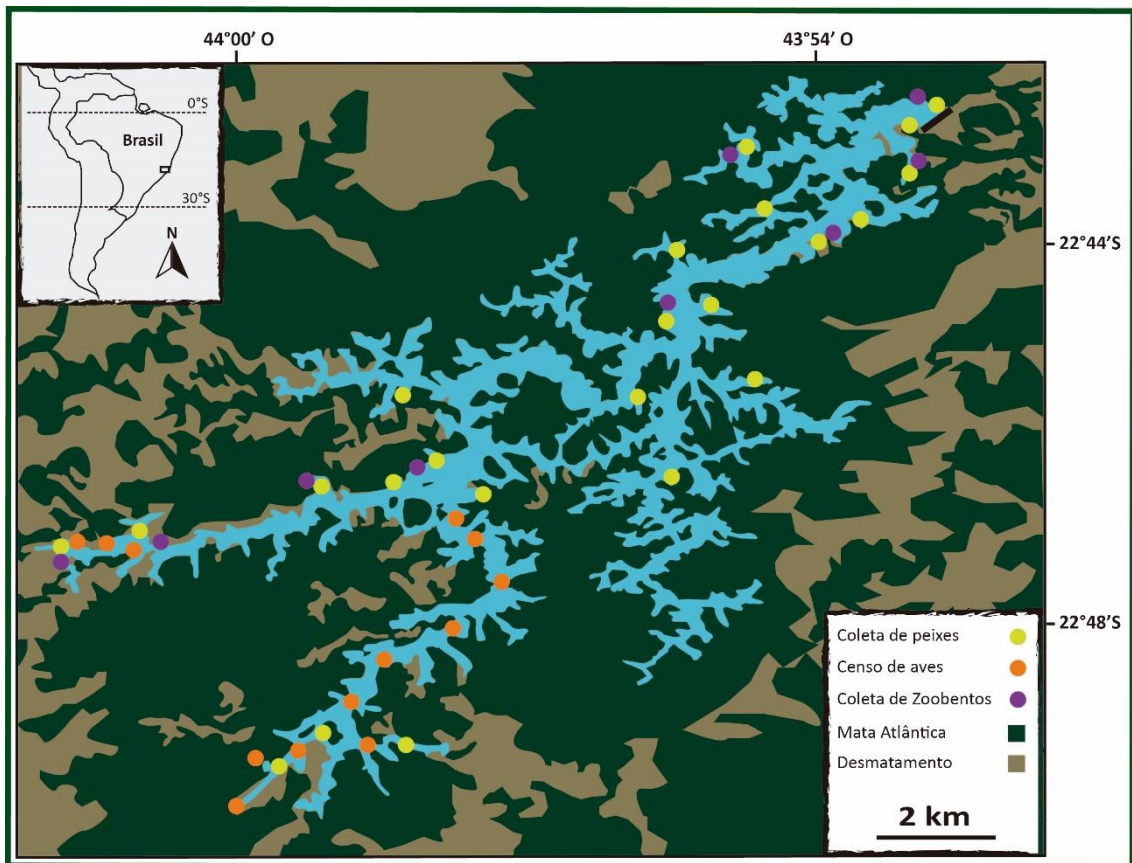
Neste estudo, foram desenvolvidos dois modelos Ecopath para o Reservatório de Ribeirão das Lajes com o objetivo de descrever a estrutura da teia trófica e as interações tróficas entre os compartimentos biológicos do ecossistema e suas eventuais variações. A hipótese testada, considerando que o RRL é antigo, oligotrófico e de baixo impacto antrópico, é de que o mesmo apresenta atributos ecossistêmicos típicos de um ambiente maduro e de baixa resiliência, com a entrada de material alóctone sendo o principal fator contribuinte para a manutenção da teia trófica. Também se espera que espécies predadoras não nativas como tucunarés (*Cichla* spp.) sejam o grupo com maior impacto na teia trófica. Neste contexto foram desenvolvidos dois modelos compreensivos, sendo um em cenário típico de cota alta (MCA), e outro modelo adicional, elaborado em um período mais restrito de cota baixa (MCB), afim de avaliar estas variações deste sistema. Para tal foram postuladas as seguintes questões: 1) Como está estruturada a teia trófica de Ribeirão das Lajes? 2) qual(is) a(s) espécie(s) que domina(m) em biomassa a comunidade de peixes do RRL? 3) a pesca esportiva pode mitigar os impactos causados por espécies introduzidas (não nativas) sobre as populações de espécies nativas? 4) qual a diferença no entre o MCA e o MCB?

## 2. Materiais e Métodos

### 2.1. Área de estudo

O Reservatório de Lajes (22°42'-22°49'S; 43°52'-44°05'W) (Figura 1) está localizado na macrorregião sul do Estado do Rio de Janeiro, entre os municípios de Piraí e Rio Claro, nas vertentes da Serra do Mar, a uma altitude de aproximadamente 412 m acima do nível do mar e possui uma área aproximada de 30 km<sup>2</sup> em sua cota de 410 m (Araújo & Santos, 2001). Foi construído entre os anos de 1905 e 1908, para abastecer a Usina Hidroelétrica de Fontes. Na última década (2008-2018), a média diária de afluência do Reservatório de Lajes foi de 13 m<sup>3</sup>/s. A maior parcela (vazão vertida 8 m<sup>3</sup>/s) é proveniente do desvio do rio Piraí, tributário do Rio Paraíba do Sul. A vazão vertida diária mínima é de 0,62 m<sup>3</sup>/s e máxima de 24,5 m<sup>3</sup>/s. Outros pequenos tributários naturais (e.g., Ribeirão das Lajes “sinônimo rio Pires” e os rios Prata, Macundu e Balsamo (SIGA-GUANDU 2018; SNIRH 2018) drenam as encostas da Serra do Piloto (trecho fluminense da Serra do Mar), adicionando em média apenas 5 m<sup>3</sup>/s. A profundidade média é de 15 m, podendo chegar a 44 m próximo a barragem. O tempo de residência da água atinge até 305 dias. As águas possuem elevada transparência (medias > 2,0 m)

O reservatório apresenta em seu entorno fragmentos de Mata Atlântica, o que contribui para a elevada qualidade de água e preservação ambiental das margens. Atividades como a pesca esportiva e uma estação de piscicultura são desenvolvidas no RRL (Ferreria et al., 2013). O clima tropical de altitude varia entre médias mínimas de 18°C no inverno e máximas de 28°C no verão. Atualmente este reservatório tem grande importância por servir como reserva estratégica para abastecimento do estado do Rio de Janeiro, em casos de impedimentos do sistema de transposição Rio Paraíba do Sul-Guandu.



**Figura 1.** Mapa do Reservatório de Ribeirão das Lajes. Os pontos coloridos indicam os locais de amostragem.

## 2.2. Modelagem ecossistêmica de balanço de massa

A abordagem de modelagem ecossistêmica baseada nas interações tróficas contemplada no programa Ecopath com Ecosim (EwE) foi utilizada para quantificar os fluxos tróficos entre um conjunto de compartimentos formados por espécies. O modelo Ecopath (Christensen & Walters, 2004) é baseado em um conjunto de equações lineares que quantificam os fluxos tróficos entre espécies ou grupos funcionais e que garante o balanço de massas no ecossistema sob condições de equilíbrio. Os fluxos para os compartimentos e de que compartimentos partem são descritos pela equação principal do Ecopath, representando a produção de cada grupo (Christensen & Pauly, 1992):

$$B_i * P_{Bi} * E_{Ei} - \sum_j (B_j * Q_{Bj} * DC_{ji}) - EX_i = 0$$

Onde:

$B_i$  – biomassa da presa (  $i$  );

$P_{Bi}$  – produção/biomassa de (  $i$  );

$E_{Ei}$  – eficiência ecotrófica de (  $i$  ) – varia de 0 a 1;



$B_j$  – biomassa do predador ( $j$ );  
 $Q_{Bj}$  – consumo/biomassa do predador ( $j$ );  
 $DC_{ji}$  – fração da presa ( $i$ ) na dieta do predador ( $j$ );  
 $EX_i$  – exportação de ( $i$ ).

assim,  $B_i$  é a biomassa da espécie ou grupo ( $i$ );  $P_{Bi}$  é a relação produção por biomassa ( $P/B$ ) da presa ( $i$ ) que é igual à mortalidade total ( $Z$ ) ou mortalidade natural ( $M$ ) (Allen, 1971);  $EE_i$  é a eficiência ecotrófica da presa, que varia de 0 a 1 e representa a parte da produção do grupo que é transferida a níveis tróficos mais elevados e/ou removidos pela pesca ou migração pra outros ambientes;  $B_j$  é a biomassa do predador (espécie ou grupo);  $Q_{Bj}$  é o consumo de recursos por unidade de biomassa do predador, ou seja, quanto de alimento o predador consome em relação ao seu próprio peso (quantas vezes o predador consome seu próprio peso ao longo de um ano). Compartimentos formados de espécies ou grupo de espécies de organismos produtores não possuem taxa de consumo por biomassa ( $Q/B$ ), por não serem consumidores;  $DC_{ji}$  é a fração, em porcentagem, da presa ( $i$ ) na dieta do predador ( $j$ ), assim sendo, uma matriz de dieta com todos os compartimentos é necessária como *input*;  $EX_i$  é o total de ( $i$ ) exportado, que é referente a biomassa capturada por pesca ou a migração de ( $i$ ) para outros ambientes (Angelini & Gomes, 2008). Em nosso caso, como em outros modelos Ecopath (Coll et al., 2006; Han et al., 2016; Lira et al., 2018), nós consideramos a emigração igual a imigração devido a dificuldade para estimar de forma precisa a movimentação dos indivíduos. Além disso, o ambiente modelado é um ecossistema praticamente “fechado”, por se tratar de uma represa com elevado tempo de retenção de águas e que não possui o aporte de um grande rio.

Para  $n$  grupos (compartimentos), o modelo Ecopath calcula um sistema de  $n$  equações lineares, que são resolvidas usando-se o “método generalizado de inversas” (Mackay, 1977). Na construção do modelo não é necessário determinar todos os parâmetros básicos: biomassa ( $B$ ); produção por biomassa ( $P/B$ ); consumo por biomassa ( $Q/B$ ) e eficiência ecotrófica ( $EE$ ) para todos os compartimentos, é permitida a ausência de um dos parâmetros por compartimento, pois o Ecopath liga a produção de um grupo com a dos outros e usa essas ligações para estimar os parâmetros que faltam (Angelini & Gomes, 2008). A biomassa e os fluxos foram expressados em toneladas por quilômetro quadrado ( $\text{ton}/\text{km}^2$ ) e toneladas por quilômetro quadrado por ano ( $\text{ton}/\text{km}^2/\text{ano}$ ).

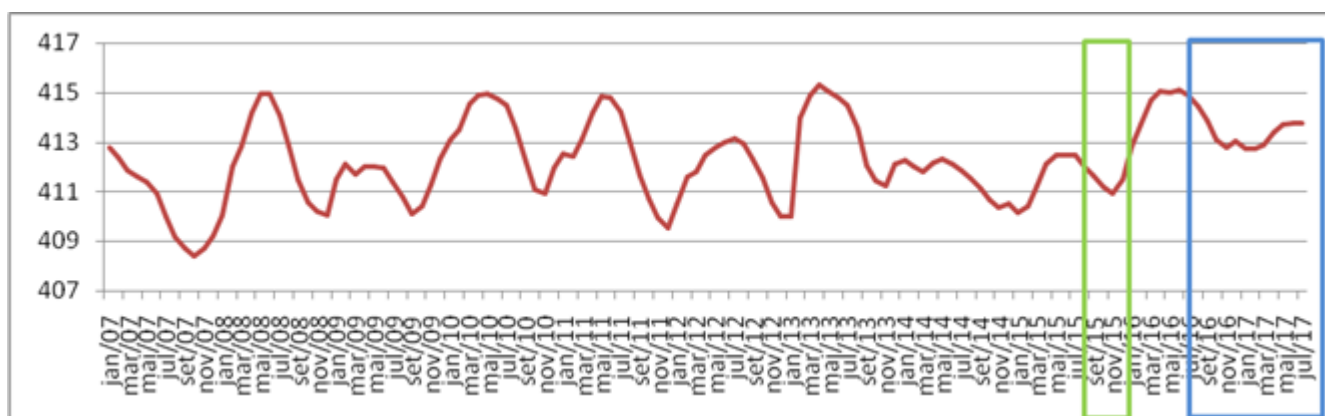
### **2.3. Elaboração dos modelos estáticos**

A estrutura trófica do RRL foi identificada a partir da elaboração de um modelo anual produzido com base em um conjunto de dados provenientes de um período típico de cota alta, denominado Modelo de Cota Alta (MCA). Adicionalmente, um

outro modelo, elaborado em um período de cota baixa, denominado Modelo de Cota Baixa (MCB) foi construído para avaliar variações extremas no sistema.

O MCA representa uma condição de cheia no reservatório, onde a vegetação marginal fica parcialmente inundada, conectando o ecossistema aquático ao terrestre. Essa condição, além de aumentar a complexidade do sistema por conta da maior disponibilidade de habitats, contribui também o aporte de folhas, sementes, frutos e invertebrados alóctones. Esse cenário se assemelha a uma condição natural de cheia, comumente observado em outros sistemas. Já o MCB foi idealizado para representar uma condição de *stress* no ecossistema, onde o lago formado pelo reservatório fica parcialmente desconectado da vegetação marginal, com menor disponibilidade de habitats, pouco aporte de material alóctone e baixa produtividade primária. Este cenário representa uma condição semelhante a períodos de seca.

Para tal, foram selecionados dois períodos de coleta de dados realizados com esforço amostral padronizado. O primeiro período foi composto por 12 meses (agosto/2016 a julho/2017), com amostragens mensais, na condição de cota alta (reservatório cheio), variando de 412,7 a 414,4 (média). O modelo de cota baixa foi alimentado com dados coletados em um período em que a cota variou entre 410,9 a 411,9 m (média), entre agosto/2015 a dezembro/2015 (Figura 2).



**Figura 2.** Variação da cota d'água no RRL entre 2007 e 2017 (linha vermelha). Período de coletas selecionado para a construção do MCA (retângulo azul). Período de coletas selecionado para a construção do MCB (retângulo verde). Os valores discriminados no eixo Y indicam a altitude da cota d'água em relação ao nível do mar.

#### 2.4. Componentes dos modelos

Os modelos construídos foram compostos de 33 compartimentos: AvesGeneralistas, AvesSeletivas, Zoobentos, Gastropodos, InvertebradosAlóctones, Protozoários, Bastérias, Copépodos, Cladóceros, Rotíferos, Perifíton, Fitoplâncton, FolhasSementesFrutos, 19 espécies de peixe e Detritos. Todas as informações utilizadas para a construção dos modelos estão sumarizadas na Tabela 1.

Para a construção do MCB foram utilizadas as informações de biomassa oriundas das campanhas de amostragem realizadas entre agosto e dezembro de 2015. Os demais parâmetros de entrada (P/B, Q/B e EE), que possuem uma maior relação com a história de vida das espécies foram mantidos em ambos os modelos. Considerando os resultados encontrados por Costa (2014) em estudo sobre a comunidade planctônica no RRL, a biomassa original do Fitoplâncton foi reduzida em 15% e a biomassa de Zooplâncton foi elevada em 20%. Além disso, foi estipulada uma redução de 40% na biomassa dos compartimentos Perifíton e “folhas sementes e frutos”(FolhSemFrut), 30% na biomassa de zoobentos, bem como uma redução de 50% na biomassa de InvertebAloctones. Tais reduções foram estabelecidas considerando que em período de cota baixa a vegetação litorânea se desconecta do ambiente aquático e grande parte do substrato disponível para o crescimento de perifíton é perdido. Além disso, FolhSemFrut e “invertebrados alóctones” (InvertebAloctones) que passariam a cair principalmente nas margens nuas (expostas) da represa, acarretando em uma redução no aporte de material alóctone no sistema. O componente pesca do modelo foi estimado com base no número médio de embarcações associadas ao clube de pesca de Pirai (aproximadamente 2.000 afiliados). Considerando que cada embarcação circule com em média três pescadores e que estes capturem até cinco indivíduos de *Cichla* sp. (cota máxima permitida por pescador). A pressão pesqueira sobre as demais espécies ou grupos não foi considerada no presente estudo.

**Tabela 1:** Lista de compartimentos que fazem parte dos modelos ecotróficos do Reservatório de Ribeirão das Lajes, composição de espécies e as respectivas fontes de dados utilizados para estimar os valores dos parâmetros de entrada. Planilha de equações empírica = dados calculados. Dados obtidos da literatura em azul.

Nº	Compartimentos	Espécie ou grupo	B	P/B	Q/B
1	AvesGeneralistas	<i>Phalacrocorax brasilianus, Tachybaptus dominicus, Megaceryle torquata</i>	Dados coletados	Calculado com equações empíricas	Calculado com equações empíricas
2	AvesSeletivas	<i>Ardeaalba, Tigrisoma lineatum, Nycticorax nicticorax, Ardea cocoi, Egretta tulha, Butorides striata</i>	Dados coletados	Calculado com equações empíricas	Calculado com equações empíricas
3	Brycons	<i>Brycon insignis, Brycon opalinus</i>	Dados coletados	Angelini & Agostinho, 2005	Angelini & Agostinho, 2005
4	Hypmor	<i>Hypomasticus mormirops</i>	Dados coletados	Calculado com equações empíricas	Estimado pelo Fishbase
5	Gymcar	<i>Gymnotus carapo</i>	Dados coletados	Barbieri & Barbieri-Cruz, 1983	Angelini et al., 2006
6	Lepcop	<i>Leporinus copelandii</i>	Dados coletados	Morais, 2010	Calculado com equações empíricas
7	Cypgil	<i>Cyphocarax gilbert</i>	Dados coletados	Angelini & Agostinho, 2005	Calculado com equações empíricas
8	Crelep	<i>Crenicichla lepidota</i>	Dados coletados	Rosa et al., 2014	Calculado com equações empíricas
9	Olihep	<i>Oligosarcushepsetus</i>	Dados coletados	Carmassi et al., 2011	Calculado com equações empíricas
10	Orenil	<i>Oreochromis niloticus</i>	Dados coletados	Calculado com equações empíricas	Calculado com equações empíricas
11	Hopmal	<i>Hoplias malabaricus</i>	Dados coletados	Vazzoleret al., 1997	Angelini et al., 2006
12	Hypaff	<i>Hypostomus affinis</i>	Dados coletados	Angelini & Agostinho, 2005	Calculado com equações empíricas
13	Geobra	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Dados coletados	Angelini & Petrere Jr, 1996	Calculado com equações empíricas
14	Astyanax	<i>Astianax bimaculatus Astianax parahybae</i>	Dados coletados	Angelini et al., 2006	Calculado com equações empíricas
15	Copren	<i>Coptodon rendalli</i>	Dados coletados	Estimado pelo Fishbase	Estimado pelo Fishbase
16	Rhaque	<i>Rhandia quelen</i>	Dados coletados	Estimado pelo Fishbase	Calculado com equações empíricas
17	Cichlas	<i>Cichla kelberi e Cichla piquiti</i>	Dados coletados	Angelini et al., 2006	Calculado com equações empíricas
18	Hypaur	<i>Hypostomus aurogutatus</i>	Dados coletados	Angelini & Agostinho, 2005	Estimado pelo Fishbase
19	Metmac	<i>Metynis maculatus</i>	Dados coletados	Rosa et al., 2014	Calculado com equações empíricas
20	Trastr	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Dados coletados	Estimado pelo Fishbase	Calculado com equações empíricas
21	Lorcas	<i>Loricariichtys castaneus</i>	Dados coletados	Estimado pelo FISAT	Estimado pelo Fishbase
22	Zoobentos	Chironomídeos, Oligochaetas, Odonata, Planárias, Sanguessugas	Dados coletados	Angelini et al., 2006; Morais, 2010	Angelini et al., 2006; Morais, 2010
23	Gastropodos		Dados coletados	Calculado com equações empíricas	Calculado com equações empíricas
24	InvertebAloctones	Hexapoda, Araneae	Angelini et al., 2006	Angelini et al., 2006	Angelini et al., 2006
25	Protozoários	<i>Centropyxiraculeata, Diffflugia spp.</i>	Lopes, 2015; Costa, 2014	Gubiani et al., 2011	Gubiani et al., 2011
26	Bacterias		Gubiani et al., 2011	Gubiani et al., 2011	Gubiani et al., 2011
27	Copepodos	<i>Notodiaptomus cearenses, Mesocyclops sp. eThermocyclops sp.</i>	Lopes, 2015; Costa, 2014	Gubiani et al., 2011	Gubiani et al., 2011
28	Cladoceros	<i>Bosminahagmanni, Ceriodaphnia silvestrii, Daphnia gessneri</i>	Lopes, 2015; Costa, 2014	Gubiani et al., 2011	Gubiani et al., 2011
29	Rotíferos	<i>Ascomorphaecaudis, A. saltans, Collotheca spp., Polyarthra sp.</i>	Lopes, 2015; Costa, 2014	Gubiani et al., 2011	Gubiani et al., 2011
30	Perifiton		Angelini & Agostinho, 2005; Angelini & Petrere Jr; Angelini et al., 2006	Angelini & Agostinho, 2005; Angelini et al., 2006	-
31	Fitoplâncton	Clorofíceas, Cianobactérias, Diatomáceas, Zignemafíceas	Costa, 2014; Branco & Guarino, 2012	Branco & Guarino, 2012; Costa, 2014	-
32	FolhSemFrut		Estimado	Calculado com equações empíricas	-
33	Detritos		Estimado	-	-

Os compartimentos constituíram três grandes grupos: Produtores, Consumidores não-peixes e Peixes. Espécies que possuíam estratégias de vida, preferência de habitats e dietas similares foram alocadas em um mesmo compartimento.

#### **2.4.1. Produtores**

Três compartimentos de produtores foram incluídos no modelo: fitoplâncton, perifíton e FolhSemFrut. A biomassa de fitoplâncton foi estimada pela quantidade de material coletado ou pela concentração de clorofila-*a*. A obtenção de dados dos compartimentos foi realizada através do levantamento de dados bibliográficos de estudos realizados previamente no reservatório por Branco & Guarino (2012) e Costa (2014).

#### **2.4.2. Consumidores não-peixes**

Nove compartimentos de consumidores não-peixes foram definidos: Protozoários, Bactérias, Rotíferos, Cladóceros, Copépodos, Invertebrados alóctones, Gastrópodes, Bentos e Aves. Os parâmetros B, PB, QB e EE para Protozoários, Bactérias, Rotíferos, Cladóceros, Copépodos e Invertebrados alóctones foram obtidos com base em trabalhos limnológicos previamente realizados no sistema (Lopes, 2015; Angeletti, 2014) e em outros modelos desenvolvidos para ambientes com características similares (Angelini & Petrere Jr, 1996; Angelini et al., 2006; Gubiani et al., 2011). Os dados de biomassa dos compartimentos Zoobentos e Gastrópodes foram obtidos em um programa amostral com coletas realizadas em nove pontos distribuídos ao longo do reservatório utilizando um cilindro coletor de PVC (área 0,00785 m<sup>2</sup>), a uma profundidade de aproximadamente 15 cm no sedimento de áreas marginais alagadas. Para o compartimento Aves, foram realizadas observações, contagens e identificação de indivíduos em três áreas com dimensões conhecidas. As dimensões de cada área foram estimadas utilizando as coordenadas plotadas no Google Earth Pro de maneira a formar polígonos, que tiveram suas respectivas áreas calculadas com o Programa ImageJ.

#### **2.4.3. Peixes**

Dezenove compartimentos do grupo Peixes foram incluídos no modelo tomando como base os dados gerados em um programa sistemático de coletas mensais entre agosto de 2016 e julho de 2017, um ciclo anual completo, totalizando 12 meses de coletas foi selecionado para a elaboração do modelo principal, representativo do sistema típico de um período de cota alta (MCA). Um segundo conjunto de dados, compreendendo cinco meses de amostragens entre agosto e dezembro de 2015, foi selecionado para elaboração de um modelo adicional, típico do modelo de cota baixa (MCB). Em ambos os períodos amostrais, foram aplicados um esforço de pesca padronizado, utilizando conjuntos de seis redes de emalhar em cada

ponto amostral (6 redes com 2,0 m de altura x 25 m de comprimento, malhas de 25, 50 e 75 mm entre nós adjacentes, totalizando uma área de 300 m<sup>2</sup>) em nove pontos (divididos em três zonas do reservatório: superior, central e inferior), além de um conjunto de três arrastos por zona com rede tipo “Picaré” (2m de altura x 12 m de comprimento, malha de 4 mm) com uma área varrida de aproximadamente 200 m<sup>2</sup>.

## **2.5. Validação e balanceamento do modelo**

O primeiro e mais relevante modelo construído foi o MCA. O índice de Pedigree foi calculado para quantificar as incertezas relacionadas aos valores de entrada do modelo (B, P/B, Q/B, dieta e captura) (Christensen et al., 2005), variando de 0 (informação de baixa precisão) para 1 (dados e parâmetros totalmente enraizados em dados locais). O grau de confiança dos modelos construídos para o RRL foi analisado com base nos critérios sugeridos por Heymans et al. (2016) e Link (2010).

A rotina PREBAL, uma ferramenta diagnóstica do Ecopath (Link, 2010), também foi utilizada para avaliar a correlação dos parâmetros básicos de entrada (B, P/B e Q/B) com o nível trófico dos grupos estudados. Todos os compartimentos que não apresentaram EE menor do que 1,0 na “primeira rodada” sofreram adaptações com base na literatura, no critério de especialistas ou sofreram sensíveis modificações na matriz de dieta para que o parâmetro fosse ajustado. As taxas de respiração/assimilação e respiração/produção também foram avaliadas e ambas obtiveram valores satisfatório (<1.0). O MCB foi construído com base nas biomassas amostradas na campanha agosto/2015 a dezembro/2015 e como o RRL é um ambiente “isolado” não foram observadas variações sazonais de espécies no sistema (*i.e.*, coleta de espécies migradoras, que ocorrem apenas em um determinado período, ou o surgimento de espécies com biomassa relevante mediante a variação do cenário modelado). Para balanceamento do MCB foram feitas alterações parcimoniosas na matriz de dieta dos compartimentos.

## **2.6. Matriz de Impacto trófico e espécies-chave**

Os impactos diretos e indiretos de um compartimento nos demais grupos foram analisados a partir da Matriz de Impacto Trófico (Ulanowicz & Puccia, 1990), gerada pelo próprio programa. As espécies-chave (KS) no sistema foram identificadas a partir do índice “impacto total sobre a biomassa”, que combina métricas da Matriz de Impacto Trófico e Biomassa das espécies (Valls et al., 2015).

## **2.7. Análises dos atributos dos modelos de teia trófica**

As características gerais do ecossistema foram geradas pelo programa EwE que permite estimar 24 atributos ecossistêmicos (*sensu* Odum, 1969). Considerando que muitos deles são inter-relacionados, as comparações foram realizadas com base no conjunto de atributos ecossistêmicos utilizados por Christensen (1995), distribuídos

em três categorias: a) Índices do ecossistema, b) índices de ciclagem e c) índices de informação (Tabela 2). A Ascendência e o *Overhead* são propriedades complementares que derivam da Teoria da Informação e se referem respectivamente à quantidade de informação ordenada e desordenada nos sistemas. Essas propriedades são estimadas pelo próprio programa EwE . À medida que o ecossistema se desenvolve, o *Overhead* tende a aumentar e a Ascendência a diminuir (Christensen, 1995; Angelini & Gomes, 2008). Os atributos ecossistêmicos foram utilizados para comparações entre os dois modelos elaborados para o RRL, bem como para comparação com outros sistemas similares (reservatórios) no Brasil e no mundo, disponíveis na literatura. A compilação dos dados dos atributos ecossistêmicos provenientes de outros modelos produzidos por outros autores, considerou as informações disponíveis no EcoBase (<http://ecobase.ecopath.org/>), uma base de dados integrada ao EwE.

**Tabela 2.** Lista de atributos ecossistêmicos considerados para avaliação dos modelos elaborados para o Reservatório de Ribeirão das Lajes com respectivas descrições, objetivos e unidades de referências. Elaborado a partir de (Lira et al., 2018; Bezerra et al., 2018).

<b>Código</b>	<b>Atributos do Ecossistema</b>	<b>Descrição</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Unidade</b>
TTS	Taxa de transferência total do sistema	Soma de todos os fluxos através do ecossistema	Representar o tamanho de todo o sistema em termos de fluxo	ton/km <sup>2</sup> /ano
CT	Soma de todo consumo	Consumo total de energia	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup> /ano
ET	Soma de todas as exportações	Total de exportações do sistema	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup> /ano
RT	Soma de todos os fluxos respiratórios	Respiração total do sistema	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup> /ano
DT	Soma de todos os fluxos para detritos	Fluxos para detritos	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup> /ano
PT	Soma de toda produção	Soma de toda a produção do sistema	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup> /ano
PPT	Produção primária líquida total calculada	Produção primária total do sistema	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup> /ano
PPT/RT	Produção primária total / Respiração total	Razão entre a produção primária total e a respiração total no sistema.	Representar a maturidade de um ecossistema. Em sistemas maduros a razão chega próximo a 1.	
PL	Produção líquida do sistema	Produção líquida do sistema	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup> /ano
PPT/BT	Produção primária total / Biomassa total	Razão entre a produção primária total e biomassa total no sistema.	Representa a maturidade de um sistema. Em ecossistemas maduros essa taxa tende a ser baixa.	
BT/TTS	Biomassa total / Taxa de transferência total	Biomassa total sobre o fluxo total do sistema	Caracterização do sistema	anual
BT/TTS	Biomassa total (excluindo detritos)	Biomassa total do sistema excluindo detritos.	Caracterização do sistema	ton/km <sup>2</sup>
IC	Índice de Conectância	É a razão entre o número de conexões atuais e o número de conexões possíveis na teia trófica. Em ecossistemas maduros espera-se encontrar valores elevados de CI, indicando uma teia trófica com grande número de conexões.	Descrição dos elos tróficos associados à maturidade.	
IO	Índice de Onivoria do sistema	É a variância média de níveis tróficos na composição da dieta	Descrição da amplitude trófica associada a maturidade. Em ecossistemas maduros espera-se encontrar valores elevados de IC	
D/H	Relação Detritivoria/Herbivoria	É a relação entre o fluxo para herbívoros e o fluxo que sai de detritos para a teia trófica	Caracterização do sistema	
IP	Índice de Pedigree do Ecopath	Índice que quantifica a incerteza relacionada a cada parâmetro de entrada no modelo, variando de 0 a 1.	Avaliar a qualidade dos dados de entrada para a construção do modelo.	
<b>Índices de Ciclagem</b>				
ICF	Índice de Ciclagem de Finn	Quantifica os fluxos dentro do processo de reciclagem	Descreve a maturidade, resiliência e estabilidade. Valores maiores indicam maior maturidade e resiliência	%TST
CMCF	Comprimento médio das conexões de Finn	É o número médio de grupos pelos quais um fluxo de entrada ou de saída passa	O comprimento médio das conexões de Finn deve aumentar com a maturidade.	
<b>Índices de informação</b>				
IA	Ascendência	É um índice de otimização da teia trófica, oposto ao Overhead	Em sistemas maduros a porcentagem de ascendência deve ser alta.	%
IO	Overhead	É uma medida de reserva de energia do ecossistema e a oposta a ascendência. (AS + OS = 100%)	Em sistemas resilientes, a porcentagem de IO deve ser alta.	%



### 3. Resultados

#### 3.1. Estimativas básicas

Ambos os modelos que representam a estrutura trófica do Reservatório de Ribeirão das Lajes foram compostos por 33 compartimentos, distribuídos em quatro níveis tróficos (média = 2,5). As teias tróficas foram dominadas por compartimentos posicionados em níveis intermediários (entre 2 e 3). A teia trófica é sustentada principalmente por produtores primários, especialmente provenientes de fontes alóctones (FolhSemFrut).

Apesar das semelhanças entre os dois modelos, as principais diferenças observadas entre os cenários de cota alta e cota baixa, foram relacionadas ao aumento e à diminuição da biomassa de compartimentos específicos. Cypgil, Lorcás, Copren, Brycons, Orenil, Rhaque, Hypaff apresentaram biomassas mais elevadas no MCB (350,0%, 200,0%, 200,0%, 195,0%, 190,0%, 166,0%, respectivamente) enquanto Trastr, Olihep, Gymcar, Crelep, Cichlas (58,5%, 54,2%, 50,0%, 42,8%, 38,0%, respectivamente) apresentaram valores de biomassa menores (Tabela 3). A composição da dieta dos compartimentos e suas respectivas variações estão sumarizadas na Tabela 4 e Tabela 5.

Espécies não-nativas (ENN) dominam a comunidade de peixes do RRL. No MCA, três das quatro espécies com as maiores biomassas do sistema são ENN (Copren, Orenil e Cichlas), representando 46,5% da biomassa total. No período de cota baixa, duas espécies das três mais abundantes são não nativas (Copren e Orenil), participando com 44,3% da biomassa total de peixes. Nove espécies de aves piscívoras foram registradas no RRL.

**Tabela 3:** Parâmetros básicos de entrada e saída (valores em azul) dos modelos de cota alta (MCA) e cota baixa (MCB). NT (Nível Trófico); B (Biomassa, ton/km<sup>2</sup>); P/B Produção por Biomassa, ton/km<sup>2</sup>; Q/B (Consumo por biomassa, ton/km<sup>2</sup>/ano); EE (Eficiência Ecotrófica). Compartimentos: Brycons (*Brycon insignis* e *Brycon opalinus*); Hymor (*Hypomasticus mormirops*); Gymcar (*Gymnotus carapo*); Lepcop (*Leporinus copelandii*); Cypgil (*Cyphocharax gilbert*); Crelep (*Crenicichla lepidota*); Olihep (*Oligosarcus hepsetus*); Orenil (*Oreochromis niloticus*); Hopmal (*Hoplias malabaricus*); Hypaff (*Hypostomus affinis*); Geobra (*Geophagus brasiliensis*); Astyanax (*Astyanax bimaculatus* e *Astyanax paraguayae*); Copren (*Coptodon rendalli*); Rhaque (*Rhamdia quelen*); Cichlas (*Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*); Hypaur (*Hypostomus auroguttatus*); Metmac (*Metynnis maculatus*); Trastr (*Trachelyopterus striatulus*); Lorcás (*Loricariichthys castaneus*); Inverteb Aloctones (Invertebrados Alóctones); FolhSemFrut (Folhas, Sementes, Frutos). \* = Espécies não-nativas.

Compartimentos	MCA					MCB				
	NT	B	P/B	Q/B	EE	NT	B	P/B	Q/B	EE
AvesGeneralistas	3,74	0,04	10,00	69,60	0,00	3,60	0,04	10,00	69,60	0,00
AvesSeletivas	3,80	0,06	9,70	70,40	0,00	3,64	0,06	9,70	70,40	0,00
Brycons	3,01	0,40	0,50	5,87	0,78	2,97	0,78	0,50	5,87	0,41
Hymor	2,38	0,04	2,00	21,40	0,90	2,37	0,04	2,20	21,40	0,96
Gymcar	2,77	0,30	2,50	10,00	0,71	2,75	0,15	2,50	10,00	0,94

Lepcop	<b>2,36</b>	0,50	0,55	7,90	<b>0,40</b>	<b>2,36</b>	0,32	0,55	7,90	<b>0,64</b>
Cypgil	<b>2,10</b>	0,20	3,32	17,30	<b>0,40</b>	<b>2,10</b>	0,70	3,32	17,30	<b>0,12</b>
Crelep	<b>3,36</b>	0,35	1,30	9,92	0,90	<b>3,31</b>	0,28	1,50	9,92	0,99
Olihep	<b>3,34</b>	0,35	1,39	12,60	0,90	<b>3,30</b>	0,23	1,50	12,60	0,99
Orenil*	<b>2,05</b>	6,50	1,20	6,70	0,99	<b>2,05</b>	12,43	1,20	6,70	<b>0,64</b>
Hopmal	<b>3,81</b>	0,35	0,70	11,00	0,99	<b>3,64</b>	0,38	0,70	11,00	<b>0,81</b>
Hypaff	<b>2,05</b>	0,80	2,46	8,00	<b>0,04</b>	<b>2,05</b>	1,27	2,46	8,00	<b>0,02</b>
Geobra	<b>2,53</b>	2,00	1,00	8,00	0,90	<b>2,52</b>	2,80	1,20	8,00	<b>0,99</b>
Astyanax	<b>2,73</b>	3,00	3,50	16,40	0,99	<b>2,69</b>	3,50	3,50	16,40	<b>0,89</b>
Copren*	<b>2,27</b>	6,60	1,51	9,28	0,99	<b>2,22</b>	13,20	1,51	9,28	<b>0,59</b>
Rhaque	<b>3,31</b>	2,80	0,71	7,00	0,67	<b>3,19</b>	4,66	0,71	7,00	<b>0,50</b>
Cichlas*	<b>3,60</b>	4,85	2,10	6,00	<b>0,80</b>	<b>3,48</b>	3,00	2,10	6,00	<b>0,97</b>
Hypaur	<b>2,00</b>	0,03	2,46	22,60	<b>0,87</b>	<b>2,00</b>	0,03	2,46	22,60	<b>0,87</b>
Metmac*	<b>2,62</b>	1,35	1,48	15,50	<b>0,15</b>	<b>2,61</b>	1,48	1,48	15,50	<b>0,35</b>
Trastr	<b>2,99</b>	2,10	0,88	8,70	<b>0,08</b>	<b>2,97</b>	0,87	0,88	8,70	<b>0,26</b>
Lorcas	<b>2,33</b>	6,00	1,23	21,00	<b>0,13</b>	<b>2,27</b>	12,03	1,23	21,00	<b>0,12</b>
Zoobentos	<b>2,00</b>	6,50	25,00	117,50	<b>0,59</b>	<b>2,00</b>	4,55	25,00	117,50	<b>0,94</b>
Gastropodos	<b>2,08</b>	5,00	12,25	90,00	<b>0,04</b>	<b>2,03</b>	5,00	12,25	90,00	<b>0,07</b>
InvertebAloctones	<b>2,05</b>	3,00	36,00	120,00	<b>0,82</b>	<b>2,02</b>	1,50	36,00	120,00	0,99
Protozoarios	<b>2,62</b>	0,11	65,00	170,00	<b>0,97</b>	<b>2,56</b>	0,11	65,00	170,00	<b>0,90</b>
Bacterias	<b>2,00</b>	0,23	72,00	195,00	<b>0,99</b>	<b>2,00</b>	0,23	72,00	195,00	<b>0,99</b>
Copepodos	<b>2,40</b>	0,45	12,00	60,00	<b>0,95</b>	<b>2,40</b>	0,54	12,00	60,00	<b>0,72</b>
Cladoceros	<b>2,00</b>	0,35	26,00	120,00	<b>0,94</b>	<b>2,00</b>	0,42	26,00	120,00	<b>0,86</b>
Rotíferos	<b>2,30</b>	0,20	40,00	180,00	<b>0,82</b>	<b>2,28</b>	0,24	40,00	180,00	<b>0,82</b>
Perifiton	<b>1,00</b>	6,00	<b>170,30</b>	0,00	0,50	<b>1,00</b>	3,60	175,00	0,00	<b>0,73</b>
Fitoplâncton	<b>1,00</b>	2,30	180,00	0,00	<b>0,13</b>	<b>1,00</b>	1,95	180,00	0,00	<b>0,23</b>
FolhSemFrut	<b>1,00</b>	8,00	50,00	0,00	<b>0,86</b>	<b>1,00</b>	4,80	50,00	0,00	<b>0,93</b>
Detritos	<b>1,00</b>				<b>0,59</b>	<b>1,00</b>				<b>0,88</b>

**Tabela 4:** Matriz da composição da dieta do modelo de cota alta (MCA).

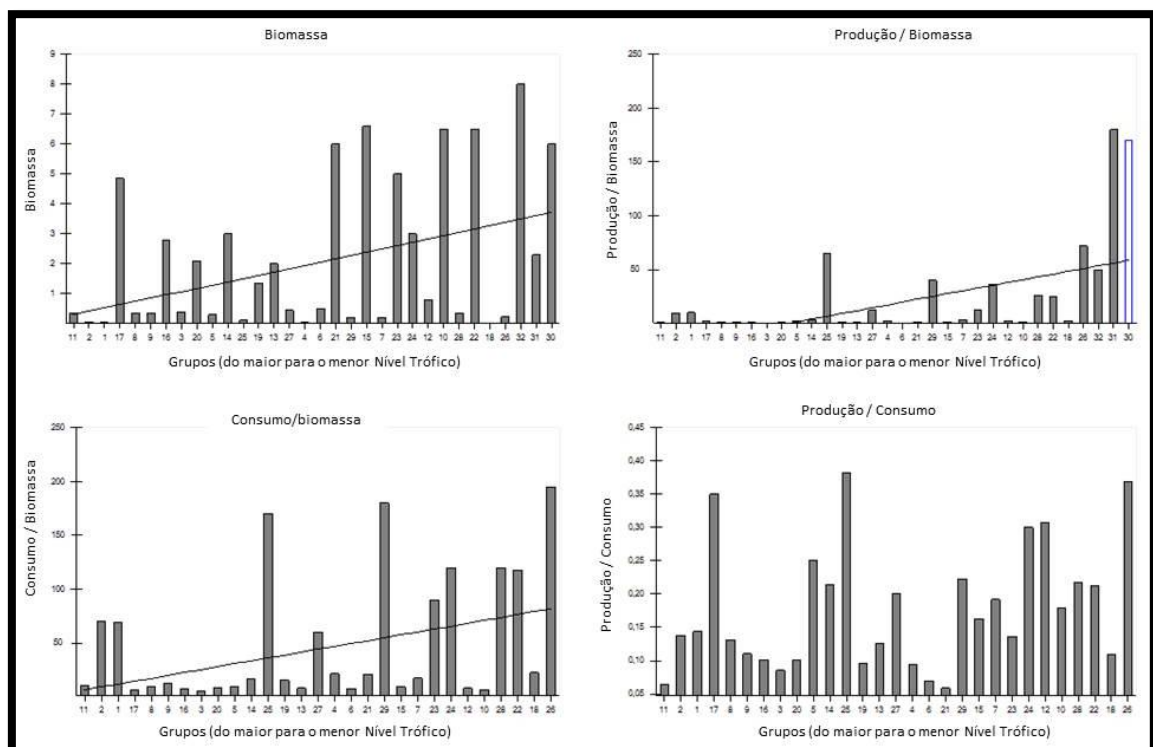
Presa \ Predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
1 AvesGeneralistas																														
2 AvesSeletivas																														
3 Brycons	0,048										0,010																			
4 Hymor	0,015										0,010																			
5 Gymcar	0,029		0,030								0,102																			
6 Lepcop	0,029										0,010																			
7 Cypgil	0,029										0,051																			
8 Crelep	0,029	0,100									0,081					0,025														
9 Olihep	0,096	0,050	0,030					0,030			0,081					0,025	0,030													
10 Orenil	0,096	0,150	0,030					0,205	0,037		0,102					0,050	0,211													
11 Hopmal	0,029										0,020						0,012													
12 Hypaff	0,030																													
13 Geobra	0,096	0,150	0,030					0,194	0,037		0,102					0,034	0,080													
14 Astianax	0,096	0,192	0,050					0,108	0,061		0,152					0,087	0,303													
15 Copren	0,096	0,150	0,030					0,205	0,037		0,102					0,115	0,236													
16 Rhaque	0,029										0,051					0,020	0,023													
17 Cichlas	0,096	0,210	0,100					0,041	0,145		0,107					0,074	0,105													
18 Hypaur	0,029																													
19 Metmac	0,029										0,010					0,010														
20 Trastr	0,048										0,010																			
21 Lorcas	0,048															0,043														
22 Zoobentos				0,263	0,105	0,100	0,100	0,054		0,050		0,050	0,130		0,150	0,115			0,100	0,100	0,300		0,080							
23 Gastropodos				0,105												0,115														
24 InvertebAloctones			0,400		0,632	0,250		0,162	0,684				0,240	0,530	0,084	0,230			0,350	0,850			0,050							
25 Protozoarios															0,021						0,020		0,000	0,015					0,080	
26 Bacterias																								0,600					0,150	
27 Copepodos													0,105	0,070																
28 Cladoceros														0,070					0,100									0,111		
29 Rotíferos																											0,222		0,015	
30 Perifiton				0,474	0,105	0,050	0,050					0,300						0,600	0,150		0,100	0,350	0,499	0,000						
31 Fitoplâncton						0,100	0,350				0,400		0,105					0,150	0,050							0,444	0,500			
32 FolhSemFrut			0,300	0,158	0,158	0,350	0,050				0,150		0,210	0,330	0,105	0,057			0,200	0,050				0,800					0,350	
33 Detritus						0,150	0,450				0,400		0,650	0,210		0,640			0,250			0,580	0,650	0,421	0,150	0,385	1,000	0,222	0,500	0,405

**Tabela 5: Matriz da composição da dieta do modelo de cota baixa (MCB).**

Presa / Predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
1 AvesGeneralistas																													
2 AvesSeletivas																													
3 Brycons	0,048									0,010																			
4 Hymor	0,014									0,010																			
5 Gymcar	0,029		0,025							0,040																			
6 Lepcop	0,029									0,010																			
7 Cypgil	0,029									0,050																			
8 Crelep	0,020	0,030								0,040						0,010													
9 Olihep	0,020	0,030	0,030					0,031		0,020						0,010	0,016												
10 Orenil	0,133	0,205	0,030					0,210	0,037	0,160						0,065	0,260												
11 Hopmal	0,029									0,012							0,005												
12 Hypaff	0,030																												
13 Geobra	0,097	0,130	0,030					0,143	0,037	0,103						0,020	0,045												
14 Astianax	0,097	0,191	0,050					0,110	0,061	0,155						0,090	0,314												
15 Copren	0,143	0,205	0,030					0,210	0,037	0,160						0,130	0,259												
16 Rhaque	0,029									0,080						0,025	0,024												
17 Cichlas	0,097	0,209	0,100					0,042	0,145	0,108						0,035	0,077												
18 Hypaur	0,029																												
19 Metmac	0,029									0,020						0,019													
20 Trastr	0,048									0,020																			
21 Lorcas	0,048															0,050													
22 Zoobentos				0,263	0,105	0,100	0,100	0,055		0,050		0,050	0,130		0,110	0,115			0,100	0,100	0,250		0,030						
23 Gastropodos				0,105												0,130													
24 InvertebAloctones			0,400		0,632	0,250		0,199	0,684				0,240	0,560	0,105	0,242			0,400	0,850			0,020						
25 Protozoarios															0,005						0,010				0,014			0,070	
26 Bacterias																								0,540				0,150	
27 Copepodos													0,105	0,040															
28 Cladoceros														0,060					0,100								0,111		
29 Rotíferos																											0,222	0,015	
30 Perifiton				0,474	0,105	0,050	0,050					0,300						0,600	0,150		0,130	0,350	0,519						
31 Fitoplâncton						0,100	0,350			0,400			0,105					0,150	0,050							0,444	0,500		
32 FolhSemFrut			0,305	0,158	0,158	0,350	0,050			0,150			0,210	0,340	0,110	0,058			0,200	0,050				0,820				0,360	
33 Detritus						0,150	0,450			0,400		0,650	0,210		0,670			0,250			0,610	0,650	0,451	0,160	0,446	1,000	0,222	0,500	0,405

O índice de Pedigree para o MCA foi (0,5) refletindo a boa qualidade dos dados de entrada para a elaboração do modelo, provenientes de um programa amostral intensivo realizado no escopo do monitoramento do reservatório ou provenientes de estudos desenvolvidos no próprio sistema.

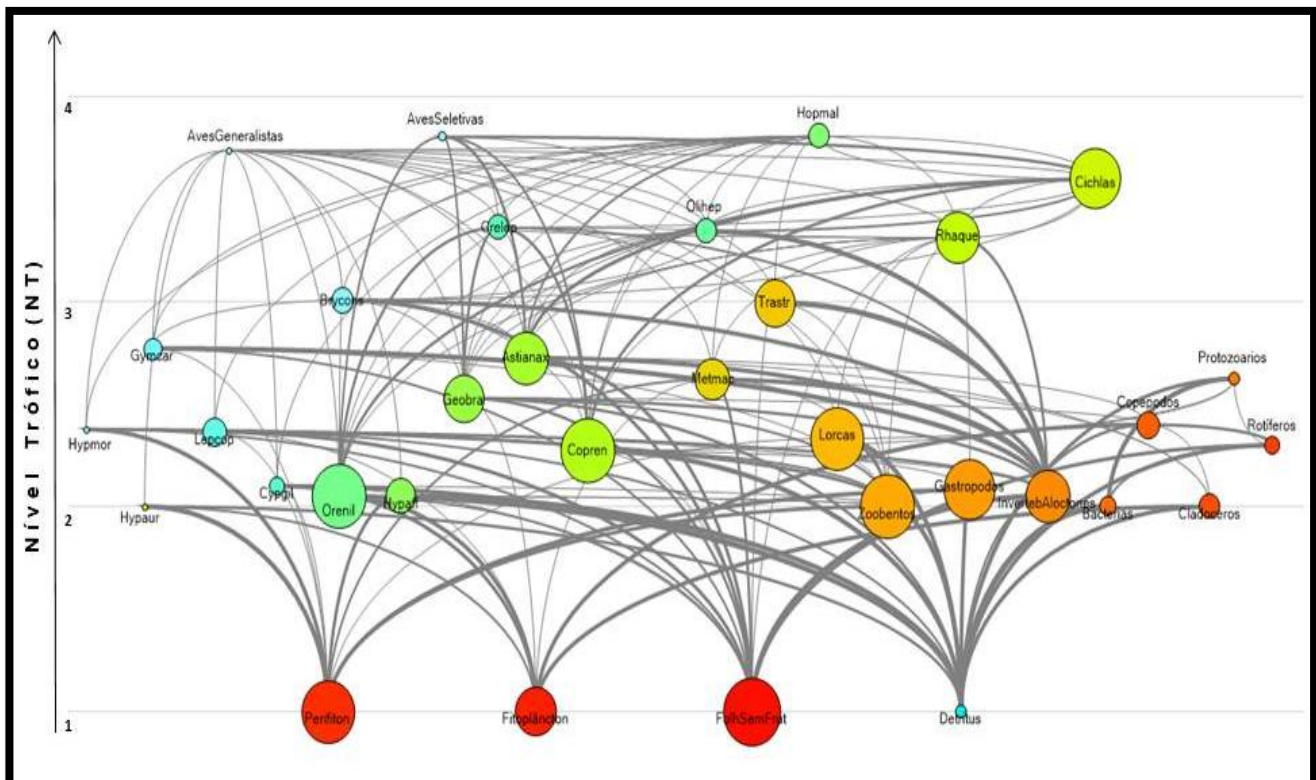
Para balancear os modelos, a matriz de dieta foi adaptada para aqueles compartimentos que inicialmente apresentaram  $EE > 1$  (ex., Cichlas, Hopmal, Rhaque). O compartimento Cichlas chegou a apresentar uma taxa média de canibalismo superior a 26,0% de sua dieta total, o que comprometeria a manutenção da população da espécie no sistema. Neste caso, optou-se por adotar uma taxa máxima de canibalismo de 10,0%. Em relação aos critérios e premissas aplicados para avaliar a confiança do modelo, foram analisadas as taxas de produção/consumo, respiração/assimilação e respiração/biomassa que atingiram intervalos aceitáveis (Link, 2010; Heymans et al., 2016). Baseado na rotina PREBAL, as relações entre B, P/B e Q/B mostraram o padrão esperado de correlação negativa com o nível trófico dos compartimentos e a taxa de Produção/Consumo ficou dentro da faixa ideal (entre 0.1 e 0.3) para a maior parte dos grupos (Figura 3).



**Figura 3.** Saída gráfica da rotina PREBAL para o MCA. Os compartimentos (grupos) foram ordenados do maior para o menor Nível Trófico para que fossem avaliadas as correlações ente os parâmetros (B, P/B e Q/B) e o Nível Trófico de cada um dos grupos. A razão entre Produção e Consumo também é avaliada pela rotina. Barra em azul = parâmetro estimado pelo Ecopath.

### 3.2. Estrutura Trófica

Não foram observadas variações de NT dos compartimentos entre o MCA e MCB. Os compartimentos Aves Seletivas (NT= 3,80), Aves Generalistas (NT = 3,73) e espécies de peixes piscívoras como Hopmal (NT = 3,80) e Cichlas (NT = 3,59) apresentaram os níveis tróficos mais elevados (Figura 4). Os grupos que apresentaram os maiores índices de onivoria (IO) foram Brycons, Rhaque, Copépodos, AvesSeletivas e Geobra (0,661, 0,348, 0,326, 0,324 e 0,321). Esses compartimentos possuem diversas conexões com outros grupos, formando uma vasta rede de “vias de fluxo de biomassa”, com diversas fontes alimentares importantes também para a transferência de energia da base para o topo da cadeia.

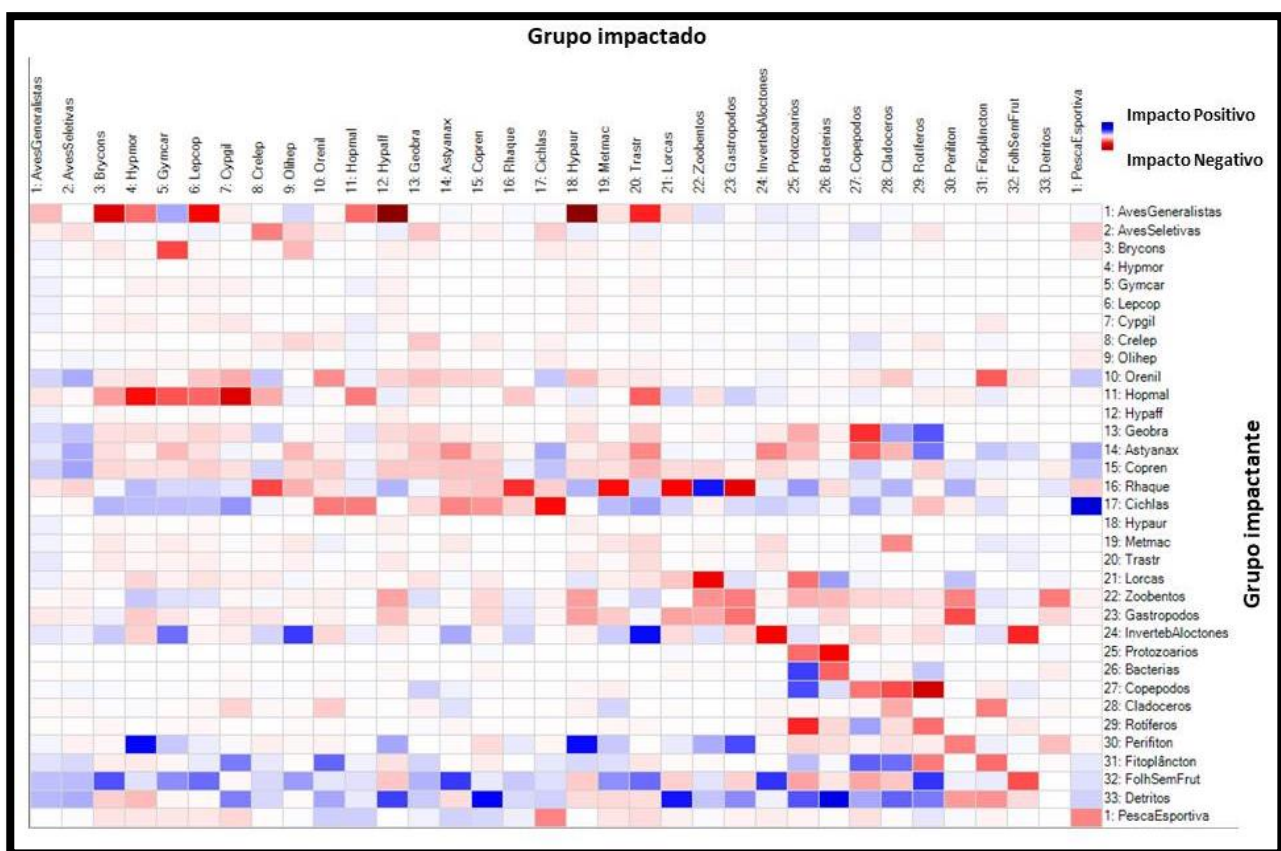


**Figura 4.** Modelo representativo da teia trófica e fluxo de biomassa do Reservatório de Ribeirão das Lajes com a cota alta (MCA). As linhas em cinza indicam os fluxos de biomassa entre compartimentos. O diâmetro dos círculos são proporcionais à biomassa (ton/km<sup>2</sup>) dos compartimentos presentes no ecossistema.

### 3.3. Matriz de impacto trófico (MTI) e índice de espécies-chave

A Matriz de Impacto Trófico (MTI) permite a identificação dos impactos diretos e indiretos para todos os grupos do sistema. Por exemplo, o aumento da biomassa de Hopmal leva a impactos negativos (blocos em vermelho) nos compartimentos de peixes como Cypgil, Gymcar e Hypmor. Também o aumento da biomassa de Cichlas causa impactos positivos (blocos azuis) na pesca esportiva, em copepodos e Cypgil, entretanto resulta em impactos negativos em Orenil, Hopmal, Astyanax, Copren e na própria população de Cichlas. Os compartimentos Perifíton, Fitoplâncton e

FolhSemFrut podem provocar impactos na teia trófica. O aumento de biomassa desses compartimentos causa impactos positivos na maioria dos demais compartimentos. Um padrão importante foi detectado numa condição de aumento considerável na Pesca esportiva. Cichlas seria o principal compartimento afetado negativamente, no entanto Orenil, Copren, Hopmal e Astyanax seriam beneficiados. Orenil e Copren são espécies não-nativas, que possuem um impacto negativo na teia, ainda maior que o causado por Cichlas. Com aumento na biomassa de Cichlas, nove compartimentos de peixes seriam beneficiados (sendo 8 deles compostos por espécies nativas) e 10 seriam impactados negativamente (sendo 3 deles compostos por ENN). Por outro lado, com o aumento da biomassa de Orenil e Copren, 15 compartimentos seriam negativamente impactados (12 deles compostos por espécies nativas e tres ENN) (Figura 5).

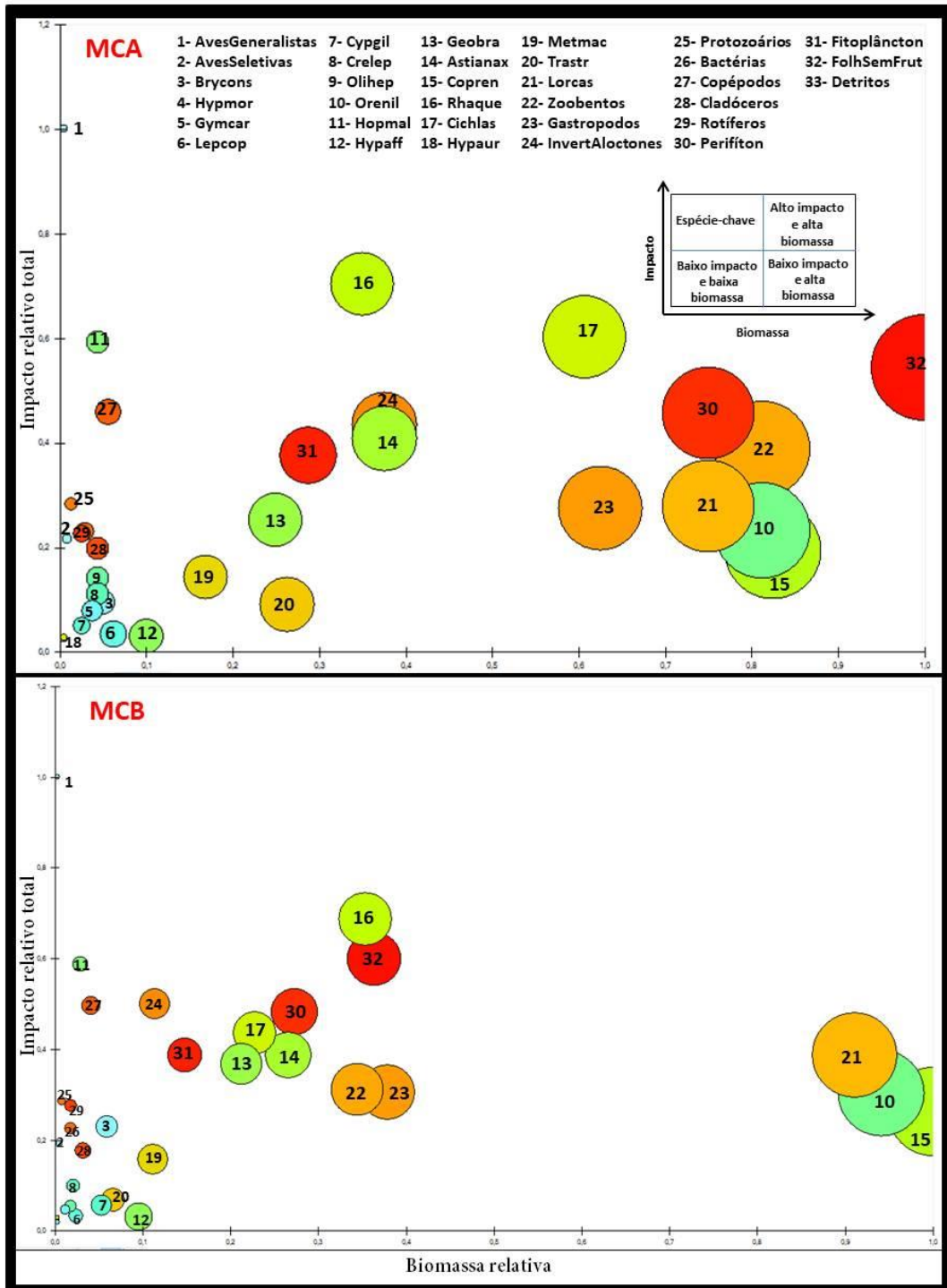


**Figura 5.** Matriz de Impacto Trófico (MIT) gerada pelo modelo do Reservatório de Ribeirão das Lajes. As linhas representam os grupos impactantes e as colunas os grupos impactados. As cores dos blocos indicam o tipo de impacto causado (azul, impacto positivo; vermelho, impacto negativo), e a intensidade da cor é proporcional ao grau de impacto causado.

Apesar de apresentarem uma menor biomassa relativa, AvesGeneralistas, Rhaque e Hopmal têm um alto impacto na teia trófica quando comparados a outros grupos. Esses grupos foram considerados as principais espécies-chave do modelo de cota alta. Mesmo não tendo sido considerada como espécie-chave, Cichlas possuem elevada biomassa relativa e alto impacto na teia, mostrando ter grande relevância para o ecossistema. Os demais grupos, mesmo apresentando baixos valores totais de

impacto e elevada biomassa, são considerados importantes “conexões” para a transferência de energia da base para o topo da cadeia. Dentre eles, podemos destacar os grupos: Zoobentos, Orenil, Copren e FolhSemFrut (Figura 6 MCA). Já no MCB as principais espécies chaves, além das AvesGeneralisas, foram Rhaque, FolhaSemFrut e Hopmal. Neste cenário, Cichlas perderam importância, caindo da terceira para a oitava posição no ranking dos compartimentos mais importantes da teia. Apesar de apresentar grande redução em biomassa no cenário de MCB o compartimento FolSemFrut apareceu como a terceira espécie chave mais importante da teia trófica, ressaltando, assim, a importância da entrada de materiais alóctones para o RRL (Figura 6 MCB).





**Figura 6.** Relação entre Impacto Relativo Total e Biomassa Relativa para os modelos de cota alta (MCA) e cota baixa (MCB) no Reservatório de Ribeirão das Lajes. O diâmetro dos círculos é proporcional à biomassa relativa de cada grupo. O conceito para identificar espécies-chave foi extraído de Vall et al. (2015).

### 3.4. Indicadores do Ecossistema

Os atributos que descrevem o funcionamento do sistema do Reservatório de Lajes (Índices dos ecossistemas, de ciclagem e de informação) que indicam os principais fluxos de biomassa, taxa de transferência e produção estão sumarizados na

Tabela 6, juntamente com uma compilação de atributos ecossistêmicos gerados a partir da modelagem de outros reservatórios no Brasil, disponíveis na literatura (EcoBase).

Em geral, os maiores valores de Consumo Total (CT), Respiração Total (RT), Fluxo para detritos (DT) e da taxa de transferência total do sistema (TTS) foram observados no modelo de cota alta. Entretanto, a Biomassa Total do Sistema no modelo de cota baixa foi 13% maior, e pode ter relação com a redução da área total do sistema em função do menor volume do reservatório nesta situação. A taxa de Detritivoria/Herbivoria (D/H) no MCA foi de 1,07, indicando que a energia flui com eficiência similar e em quantidades proporcionais dos produtores primários e de detritos para o segundo nível trófico. Já na condição de cota baixa, a taxa D/H foi ligeiramente mais elevada (1,27), indicando que a biomassa proveniente de detritos (27,0% maior) assume maior relevância no fluxo de energia para o segundo nível trófico, prevalecendo a detritivoria.

A taxa de transferência total do sistema foi alta em ambos os modelos elaborados, com destaque para o cenário de cota alta (MCA = 5663,5; MCB = 4373,6). A relação entre Produção primária total/respiração total (PPT/RT) foi baixa, principalmente no MCB (1,09). O Índice de Conectância, para o modelo de RRL foi relativamente baixo (0,163 em ambos os modelos), enquanto o Índice de Onivoria foi intermediário (MCA = 0,17; MCB = 0,16).

O Índice de Ciclagem de Finn que quantifica os fluxos dentro do processo de reciclagem foi elevado (MCA = 9,54; MCB = 11,5). Os valores estimados de Ascendência, que são indicativos de otimização da teia trófica, foram de 25,8 e 23,2, enquanto que aqueles para Overhead foram de 74,2 e 76,8 (MCA e MCB, respectivamente), indicando que o Reservatório de Ribeirão das Lajes é um ecossistema com um grau de desenvolvimento avançado ou maduro.

**Tabela 6:** Características e atributos ecossistêmicos (indicadores ecológicos e de fluxo) para o Reservatório de Ribeirão das Lajes e outros seis sistemas aquáticos continentais em zonas tropicais no mundo.

Características e Atributos Ecossistêmicos	Ribeirão das Lajes (RJ – Brasil)		Broa (SP-Brasil)	Itaipu (Brasil-Paraguai)		Sítios Novos (CE - Brasil)		Kelavarapalli (Índia)	Lake Kivu (Congo)	Qiandaohu (China)
	MCA	MCB				Seca	Cheia			
<b>Características do Ecossistema</b>										
Área (km <sup>2</sup> )	<b>30</b>		16		1350	16,48 Km <sup>2</sup>		-	2370 Km <sup>2</sup>	452,7 Km <sup>2</sup>
Período estudado	<b>2015-2017</b>		-	1983-87	1988-92	2013-2014		2007-2008	2002-2003	2004
Média de temperatura da água (°C)	<b>25</b>		-		-			21-29°C	24°C	15°C
Número de grupos	<b>33</b>		11		32	34		14	14	16
Faixa de profundidade	<b>0,6-37,0</b>		12		22	-		-	240	26
<b>Índices do Ecossistema</b>										
Taxa de transferência total do sistema	<b>5663,5</b>	<b>4373,6</b>	4877,4	-	-	3448,6	1927,7	28264,0	6686,0	15543,0
Soma de todo consumo	<b>2166,05</b>	<b>2023,2</b>	91,4	-	-	1464,7	537,9	4133,1	2190,0	5337,5
Soma de todas as exportações	<b>676,8</b>	<b>128,7</b>	2361,5	-	-	-	-	10655,1	1499,8	3083,1
Soma de todos os fluxos respiratórios	<b>1171,0</b>	<b>1124,2</b>	59,5	-	-	675,8	253,4	1571,6	1233,9	1131,5
Soma de todos os fluxos para detritos	<b>1649,7</b>	<b>1097,5</b>	2365,0	-	-	991,3	706,9	11903,8	1762,1	5990,3
Soma de toda produção	<b>2273,8</b>	<b>1587,3</b>	2183,8	-	-	-	-	13961,0	3040,0	4436,0
Produção primária líquida total calculada	<b>1835,8</b>	<b>1221,0</b>	2170,0	-	-	815,8	662,5	12226,6	2733,8	4214,7
Produção primária total / Respiração total	<b>1,56</b>	<b>1,09</b>	40,69	6,30	6,80	1,21	2,61	7,78	2,21	3,72
Produção líquida do sistema	<b>664,80</b>	<b>96,78</b>	2361,50	-	-	139,96	409,16	10655,07	1499,85	3083,13
Produção primária total / Biomassa total	<b>25,9</b>	<b>15,0</b>	3693,0	28,24	28,23	13,32	17,59	76,07	52,22	73,95
Biomassa total / Taxa de transferência total	<b>0,012</b>	<b>0,019</b>	0,134	-	-	-	-	0,006	0,008	0,004
Biomassa total (excluindo detritos)	<b>70,7</b>	<b>81,2</b>	655,5	-	-	61,2	37,7	160,7	52,3	62,2
Índice de Conectância	<b>0,163</b>	<b>0,163</b>	0,220	-	-	-	-	0,296	0,396	0,222
Relação detritivoria/herbivoria	<b>1,07</b>	<b>1,27</b>				1,72	1,82	-	-	
Índice de Onivoria do sistema	<b>0,173</b>	<b>0,155</b>	0,050	-	-	-	-	0,156	0,148	0,087
Índice de Pedigree do Ecopath	<b>0,577</b>	<b>0,577</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Índices de Ciclagem</b>										
Índice de Ciclagem de Finn	<b>9,34</b>	<b>11,50</b>	-	1,92	1,78	13,91	7,61	3,04	-	24,12
Comprimento médio das conexões de Finn	<b>3,07</b>	<b>3,10</b>	-	-	-	-	-	2,31	-	3,68
<b>Índices de informação</b>										
Ascendência	<b>25,8</b>	<b>23,2</b>	56,7	46,0	46,8	20,6	24,5	35,9	-	33,4
Overhead	<b>74,2</b>	<b>76,8</b>	43,3	54,0	53,2	79,4	75,5	64,1	-	66,6

#### 4. Discussão

A teia trófica do Reservatório de Ribeirão das Lajes é sustentada principalmente por produção primária proveniente de fontes alóctones. Este compartimento, é formado pelo *input* de folhas, sementes e frutos que caem no sistema, oriundos da cobertura vegetal das margens ainda bastante preservadas. Durante o período de cota alta, quando o nível da água do reservatório inunda a área vegetada do entorno, estas condições são favorecidas, especialmente no período de picos de chuvas do verão (Santos et al. 2004). Como o RRL é um sistema com baixa concentração de nitrogênio, fosfato e clorofila a (Soares et al., 2008), a entrada de material alóctone se torna importante para assegurar o desenvolvimento e sustentar a teia trófica. Diferentemente de outros reservatórios, que tem na produção primária autóctone a sustentação do ecossistema (Angeliniet al., 2006; Liu et al., 2007; Bezerra et al., 2018) Desta forma podemos conjecturar que o Reservatório de Lajes depende de fontes alóctones, como a cobertura vegetal das margens e seus atributos intrínsecos, como um fator de grande importância para a conservação deste ecossistema.

As marcantes flutuações no nível da água do RRL, são influenciadas diretamente pela pluviosidade e operação da barragem para geração de energia, resultando em dois períodos com condições ambientais distintos: 1) Um período de cota baixa (primavera-verão) caracterizado por temperaturas elevadas e alta pluviosidade, pequena disponibilidade de nutrientes, baixa concentração de fitoplâncton e maior abundância de zooplâncton (Costa et al., 2014; Santos et al., 2004) e, 2) Um período de cota alta (outono-inverno), caracterizado por baixas temperaturas, pouca chuva, maior concentração de nutrientes, maior concentração de fitoplâncton, disponibilidade de recursos alimentares e abrigos (Duarte & Araújo, 2001; Santos et al., 2004; Costa, 2014). Apesar de Costa et al (2014) terem demonstrado um padrão típico de estratificação sazonal de massa d'água no RRL que influencia a abundância de fitoplâncton e zooplâncton, essa variação não foi suficiente para produzir alterações na teia. O sistema do RRL não apresenta um *turnover* de fauna, bem como não há migração de espécies de peixes por ser um sistema fechado circundado por pequenos corpos hídricos. Logo, não foram observadas diferenças na composição de espécies entre os cenários de cota alta e baixa. As alterações encontradas se resumem em variações nas biomassas dos grupos, que podem ter uma forte relação com a diminuição da cota d'água. No entanto, em ambos os modelos (MCA e MCB), a entrada de material alóctone se mostrou importante para o sistema, destacando a relevante contribuição do compartimento FolhSemFrut (produtor primário). Cabe ainda ressaltar a diferença entre os períodos utilizados para a construção dos modelos (MCA 12 meses e MCB 5 meses). Essa diferença pode ter incorporado importantes variações nas populações de alguns compartimentos, e por

esse motivo as comparações entre os modelos carregam um grau de incerteza que precisa ser considerado.

A comunidade de peixes do RRL é dominada por ENN, com destaque para duas espécies de Tilápias (*Coptodon rendalli* e *Oreochromis niloticus*), que são as espécies com as maiores biomassas e que também estão entre as principais espécies introduzidas em outros ambientes tropicais de todos os continentes (Toussaint et al., 2016). Uma outra espécie não nativa, o Tucunaré-amarelo (*Cichla kelberi*) foi introduzido no reservatório na década de 50, com objetivo de desenvolver a pesca esportiva e controlar a população de tilápias (Araújo & Santos, 2001; Santos et al., 2008). Essas espécies encontraram um ambiente livre de grandes predadores de topo, com elevada transparência, e bastante favorável para os ciclídeos que utilizam a visão como importante mecanismo para obtenção de alimentos, o que provavelmente facilitou o desenvolvimento destas espécies no ecossistema. Johnson et al. (2008) afirmam que reservatório são ambientes que favorecem o processo de entrada e estabelecimento de ENN, chegando a ocorrer de 2.4 a 300 vezes mais rápido do que em ambientes naturais.

No presente estudo, foi encontrado uma baixa biomassa de ciclídeo nativo (Geobra). Segundo Santos et al. (2018), o declínio populacional de Geobra pode estar relacionado a interações negativas com outras espécies de Cichlidae não nativas. Como exemplo podemos citar a pressão de predação exercida por *Cichla kelberi* (Santos et al., 2001; Santos et al., 2018) e a sobreposição de nicho e associado ao comportamento agonístico de *O. niloticus* e *C. rendalli* (Sanches et al., 2012; Canonico et al., 2005). Além disso, em condições de baixa disponibilidade de recursos, Copren e Orenil podem expandir seus nichos e/ou modificar o hábito alimentar, de onívoro para detritívoro (Weyl, 2008; Attaydeet al., 2011; Bezerra et al., 2018), e com isso obter vantagens frente a espécies nativas, mesmo em condições adversas. Este é um forte indício de que a introdução e o estabelecimento de ENN podem causar grandes impactos em ecossistemas aquáticos e até mesmo levar espécies nativas à extinção.

*Loricariichtys castaneus* (Castelnau, 1855) é espécie nativa com maior biomassa do RRL. A elevada biomassa da população de Lorcas pode estar associada a aspectos morfo-anatômico relativos a defesa contra predação dos carnívoros de topo, já que a espécie possui o corpo recoberto por placas ósseas, com poucas espécies do sistema apresentando capacidade para predá-la. Um outro fator seria a disponibilidade de alimentos para esta espécie de hábitos bentônicos. Ferreira et al. (2013) analisaram o fator de condição de LORCAS em três diferentes reservatórios e apontaram a entrada de material alóctone em Lajes, principalmente a de invertebrados, como sendo o elemento determinante para o mais elevado fator de condição encontrado para a espécie. Isto também reforça a importância da integridade da cobertura vegetal das áreas margens para manutenção da teia trófica do RRL.

Os compartimentos identificados como sendo as principais espécies-chave no MCA foram Aves generalistas, Rhaque, Cichla e Hopmal. Já no MCB as principais espécies chaves, além das Aves generalistas, foram Rhaque, Hopmal e o compartimento FolhaSemFrut. Neste cenário Cichlas perderam importância, caindo da terceira para a oitava posição no ranking dos compartimentos mais importantes. Segundo Valls et al. (2015) as espécies-chave são espécies predadoras, com baixa biomassa, mas que podem influenciar a teia trófica de forma desproporcional, devido ao elevado e amplo impacto, afetando a estrutura da comunidade como um todo. O fato de Hopmal e Rhaque se manterem como as principais espécies de peixe chave em ambos os cenários pode estar relacionado as adaptações ecomorfológicas que possuem. Hopmal é uma sp. agressiva, piscívora com ampla variação de presas (Mello et al., 2006) (CITAÇÃO). Diferente de outros piscívoros do sistema, não necessita engolir presas inteiras, podendo atacar presas de maior tamanho, consumindo partes do corpo destas presas (Ferreira, 2007). Além disso, Hopmal possui estratégia típica de um predador “senta-espera”. Por outro lado, predadores como Cichlas são tipicamente forrageiros, dispendem energia para obter alimento, e mesmo quando adultos, apresentam preferência por presas relativamente pequenas, o que restringe seu espectro alimentar (Santos et al., 2001; Winemiller, 2001). Esse talvez seja o fator que mais influencie a população de Cichlas, já que em cenários de cota d’água baixa sua população seja limitada por pressões de limitação de presas. Assim como Hopmal, Rhaque também apresenta adaptações ecomorfológicas que favorece seu desenvolvimento no RRL. Por ser também de uma espécie carnívora, com longos barbilhões sensoriais que lhe permitem caçar durante a noite, pode se alimentar majoritariamente de peixes em períodos de grandes abundância de presas (MCA) ou de itens pouco explorados no sistema, como gastrópodes, restos de animais mortos e invertebrados em períodos de escassez (Gomes et al., 2000). Rhaque possui o segundo maior índice de onivoria do ecossistema (0.35) indicando que a espécie é capaz de se alimentar de presas em distintos níveis tróficos, podendo evitar a sobreposição de nicho ou mesmo mudar radicalmente de dieta em períodos extremos de escassez ou abundância de recursos.

Ulanowicz (1986) desenvolveu os conceitos de Ascendência, *Overhead* e capacidade de desenvolvimento, que permitem quantificar e comparar o estágio aproximado de desenvolvimento de ecossistemas. O RRL, em ambos os modelos, apresentou valores de Ascendência (A) e *Overhead* (O) muito similares (25,8 e 23,2; 74,2 e 76,8, respectivamente), indicando que o ecossistema de Lajes é maduro, possui grande reserva de energia e um uso relativamente baixo em ambos os cenários. O que difere de outros reservatórios como o Reservatório Broa (A = 56,7 e O = 43,3) um ecossistema ainda em desenvolvimento (Angelini & Petrere Jr., 1996), Itaipu (A = 46,8 e O = 53,2) um ecossistema mais estável e maduro (Angelini et al., 2006).

A relação PPT/RT é outro atributo que possui forte relação com o estágio de desenvolvimento de ecossistemas, com sistemas maduros apresentando valores próximos a 1,0. No RRL os valores foram bem próximos a 1,0, principalmente no MCB (1,09), o que pode estar relacionado a baixa produtividade primária e a pouca entrada de material alóctone no sistema, o que limitaria o crescimento do mesmo. Assemelhando-se a ecossistemas reconhecidamente maduros como a Floresta Amazônica que por ter atingido o clímax, possui baixa taxa de crescimento e respira praticamente tudo o que produz (Klimas et al., 2007). O índice de ciclagem de Finn (ICF) descreve o grau de maturidade, resiliência e estabilidade do ecossistema. No RRL os valores encontrados para ICF foram elevados, sinalizando que uma grande porcentagem do que é produzido no ecossistema é reciclado, e indicando que RRL é um ecossistema maduro. Esse resultado corrobora com os encontrados para Ascendência, *Overhead* e PPT/RT, confirmado o *status* de maduro atribuído ao ecossistema. Diferente do RRL, Angelini & Petrere Jr. (1996) encontraram uma taxa PPT/RT e Ascendência alta, caracterizando o Reservatório Broa como sendo um ecossistema ainda em desenvolvimento. Liu et al. (2007) encontraram um elevado ICF, mas uma alta taxa PPT/RT tornando difícil a determinação do estágio de desenvolvimento do ecossistema de Qiandaohu. Gubiani et al. (2011) concluíram que a maturidade é uma característica que possui forte relação com o envelhecimento do reservatório, independentemente da interferência humana, e que em reservatórios neotropicais, a temperatura e a entrada de nutrientes são responsáveis pelo retardamento ou aceleração do processo de senescência. Corroborando com os resultados encontrados no presente trabalho, RRL é um reservatório antigo, oligotrófico, pouco impactado e com pouca entrada de nutrientes. Esses fatores contribuíram para que o envelhecimento do ecossistema atingisse o *status* de maduro.

Este estudo é apenas um primeiro passo para o conhecimento da estrutura e relações tróficas do Reservatório de Lajes, um sistema com características muito peculiares (*off-stream reservoir*) devido seu isolamento e seu exuberante entorno com fragmentos de Mata Atlântica e preservação ambiental das margens. Além disso, apresenta grande importância por servir como reserva estratégica para abastecimento de água do estado do Rio de Janeiro.

Torna-se evidente, portanto, a importância do aprimoramento de modelos tróficos, incluindo a perspectiva de simulação de cenários que permitam testar hipóteses de modificações da estrutura ecossistêmica diante das modificações neste ambiente. A eventual expansão da estação de piscicultura existente deve ser avaliada uma vez que a introdução ou escape de espécies piscívoras não nativas (por exemplo, o Black Bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802)) poderá acarretar em mudanças consideráveis na estrutura trófica do sistema. Também, a retirada da cobertura vegetal marginal que fornece a maior entrada de energia para o sistema é outro aspecto a ser considerado pelos gestores de meio ambiente do reservatório. O aumento da

ocupação da área de drenagem do reservatório com consequente descarga de efluentes domésticos é outro fator preocupante, uma vez que pode acarretar no aumento da eutrofização do sistema. Assim, incentivar a geração de dados de biomassa de detritos, bem como a inclusão de dados de produção pesqueira a partir de um controle da atividade de pesca pode fornecer informações importantes para órgãos ambientais e tomadores de decisões em benefício da manutenção e conservação deste importante e centenário reservatório.

## 5. Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Veríssimo, S. & Okada, E.K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14, 11–19. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>
- Angeletti, A.C.B. (2014). Diversidade de cladóceros e biomassa em quatro reservatórios tropicais: potencial papel do conteúdo iônico para determinar a distribuição das espécies. UFRJ. 44 Pág. Dissertação (Mestrado)/Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Neotropical
- Angelini, R. & Agostinho, A.A. (2005). Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. *Ecological Modelling*, 181, 109–121.
- Angelini, R. & Gomes, L.C. (2008). O artesanato de ecossistemas: construindo modelos com dados. Maringá: Eduem, 173p.
- Angelini, R. & Petrere, M. (1996). The Ecosystem of the Broa Reservoir (Brazil), modeled using the ECOPATH II. *NAGA – The ICLARM Quarterly*, 19, (2): 36–41.
- Angelini, R., Fabrè, N.N. & Silva-jr, U.L. (2006). Trophic analysis and fishing simulation of the biggest Amazonian catfish. *Journal of Agricultural Research*, 1, (5): 151–158.
- Branco, C. & Guarino, A. (2012). Estudos integrados da biota e qualidade de água na avaliação ambiental do reservatório de Ribeirão das Lajes (bacia do Rio Guandu, RJ). Bacia Hidrográfica dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim/organizado por Décio Tubbs Filho, Julio Cesar Oliveira Antunes, Janaina Silva Vettorazzi. --- Rio de Janeiro: INEA, 159–179.
- Canonico, G.C., Arthington, A., McCrary&M., J. K. & Thieme, L. (2005). The effects of introduced tilapiason native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 463–483.



- Christensen, V. & Pauly, D. (1992). ECOPATH II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61, 169–185.
- Christensen, V. & Pauly, D. (1992). Ecopath II a software for balancing steady state ecosystems models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61, 169–185.
- Christensen, V. & Pauly, D. (1993). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM. Conf. Proc. 26.
- Christensen, V. & Walters, C.J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172, 109–139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003>.
- Christensen, V. (1995). Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecological Modelling*, 77, 3–32. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800\(93\)E0073-C](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(93)E0073-C)
- Christensen, V., Walters, C.J. & Pauly, D. (2005). *Ecopath with Ecosim: A User's Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver, Canada, 154 pp. Comitê Brasileiro de Barragens. Available at: <http://www.cbdb.org.br/site/listabarragens.asp>. Accessed 14 March 2011.
- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S. & Sardà, F. (2006). Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the south Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *Journal of Marine Systems*, 59, 63–96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2005.09.001>
- Colléter, M., Valls, A., Guitton, J., Gascuel, D., Pauly, D. & Christensen, V. (2015). Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. *Ecological Modelling*, 302, 42–53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.025>
- Costa, A.R. (2014). Fatores que controlam a composição e o biovolume do fitoplâncton do reservatório de ribeirão das lajes, rio de janeiro, rj. UFRJ/Museu Nacional. 59pág. Dissertação (Mestrado) –Programa de Pós Graduação em Botânica.
- Didham, R.K., Tylianakis, J.M., Hutchison, M.A., Ewers, R.M. & Gemmill, N.J. (2005). Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends Ecology Evolution*, 20, (9): 470–474.

- Duarte, S. & Araújo, F.G. (2001). Abundância relativa e distribuição de *Loricariichthys spixii* (Steindachner) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18, (2): 465–477.
- Ferreira, G.L., Lopes, V.G., Cantarino Gomes, J.H. & Castelo Branco, C.W. (2013). Condition factor and diet of the catfish *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855): gender differences in three tropical reservoirs. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 48, (3): 190–198. Doi: 10.1080/01650521.2014.890849
- Ferreira, K.M. (2007). Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5, (3): 311–326.
- Fitzgerald, D.B., Sabaj, M.H., Sousa, L.M., Gonçalves, A.P., Py-daniel, L.R., Lujan, N.K., ... Lundberg, J.G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, 222, 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002>
- Gamito, S. & Erzini, K. (2005). Trophic food web and ecosystem attributes of a water reservoir of the Ria Formosa (south Portugal). *Ecological Modelling*, 181, 509–520.
- Golley, F.B. (1994). *A History of the Ecosystem Concept in Ecology*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Gomes, L.C., Golombieski, J.I., Gomes, A.R.C. & Baldisserotto, B. (2000). *Biologia do JUNDIÁ Rhamdia quelen* (TELEOSTEI, PIMELODIDAE). *Ciência Rural*, Santa Maria, v.30, n.1, 179–185, 2000.
- Gregory, S.V., Swanson, F. J., McKee, W. A. & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *BioScience*, 41, 540–551.
- Gubiani, E.A., Angelini, R., Vieira, L.C.G., Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. (2011). Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. *Ecological Modelling*, 222, (23–24): 3838–3848. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.10.007>
- Han, R., Chen, Q., Wang, L. & Tang, X. (2016). Preliminary investigation on the changes in trophic structure and energy flow in the Yangtze estuary and adjacent coastal ecosystem due to the Three Gorges Reservoir. *Ecological Informatics*, 36, 152–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.03.002>

- Heymans, J.J., Coll, M., Libralato, S., Morissette, L. & Christensen, V. (2014). Global Patterns in Ecological Indicators of Marine Food Webs: a Modelling Approach. *PLoS ONE*, 9, (4): e95845. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0095845>
- Heymans, J.J., Coll, M., Link, J.S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C. & Christensen, V. (2016). Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling*, 331, 173–184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007>
- Hulme, P.E. (2015). Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1418–1424.
- Johnson, P.T.J., Olden, J.D. & Vander Zanden, M.J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 359–365.
- Klimas, C.A., Kainer, K.A. & Wadt, L.H.O. (2007). Population structure of *Carapa guianensis* in two forest types in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 250, 256–265.
- Lindeman, R.L. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23, 399–418.
- Link, J.S. (2010). *Ecosystem-Based Fisheries Management—Confronting Tradeoffs*. Cambridge Press, 205p.
- Lira, A., Angelini, R., Le Loc’h, F., Ménard, F., Lacerda, C., Frédou, T. & Lucena Frédou, F. (2018). Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. *Journal of Marine Systems*, 182, 31–45. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.02.007>
- Liu, Q.G., Chen, Y., Li, J.L. & Chen, L.Q. (2007). The food web structure and ecosystem properties of a filter-feeding carps dominated deep reservoir ecosystem. *Ecological Modelling*, 203, (1–4): 279–289.
- Lopes, V.G. (2015). Preponderância da dinâmica hidrológica sobre a sincronia e padrões de diversidade beta de comunidades zooplanctônicas. UFG. 98 pág. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação de Ecologia e Evolução para obtenção do título de Doutor.
- Mackay, A.L. (1977). The generalized inverse and inverse structure. *Acta Crystallographica Section A*. Copenhagen, 33, 212–215.

- Mello, F.T., Iglesias C., Borthagaray, A.I., Mazzeo, N., Vilches, J., Larrea, D. & Ballabio R. (2006). Ontogenetic allometric coefficient changes: implications of diet shift and morphometric traits in *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Characiforme, Erythrinidae). *Journal of Fish Biology*, 69, (6): 1770–1778.
- Morais, R.J. (2010). Estrutura e interações tróficas em três lagoas marginais no pantanal sul. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Univ. Fed. de Goiás, 76p.
- Nielsen, S.N. & Ulanowicz, R.E. (2011). Ontic openness: an absolute necessity for all development processes. *Ecological Modelling*, 222, 2908–2912.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405–408.
- Odum, E.P. (1968). Energy flow in ecosystems: A historical review. *American Zoologist*, 8, 11–18.
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 104, 262–270.
- 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. *Freshwater Biology*, 63, (3): 293–305.
- Pauly, D., Soriano, M. & Palomares, M.L. (1987). On improving the construction, parametrization and interpretation of “steady-state” multispecies models. MS, presented at the 9th Shrimp and Finfish Fisheries Management Workshop, 7-9 December 1987, Kuwait. ICLARM Contributions, Manila, no. 627, 27p.
- Pelicice, F.M., Azevedo-Santos, V.A., Vitule, J. R. S., Orsi, M. L., Lima Junior, D. P., Magalhães, A. L. B., Pompeu, P. S., Petrere Júnior, M. & Agostinho, A. A. (2017). Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18, 1119–1133.
- Pereira, T.J., Manique, J., Quintella, B.R., Castro, N., de Almeida, P.R. & Costa, J.L. (2017). Changes in trophic ecology of fish assemblages after no take Marine Protected Area designation in the southwestern coast of Portugal. *Ocean & Coastal Management*, 137, 144–153.
- Polovina, J.J. (1984). Model of a coral reef ecosystem. Part I. The Ecopath model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3, 1–11.

- Ricklefs, R.E. (2003). *A Economia da Natureza*. Quinta Edição. Rio de Janeiro, RJ: Editora GUANABARA KOOGAN S.A.
- Ruzicka, J.J., Brink, K.H., Gifford, D.J. & Bahr, F. (2016). A physically coupled end-to-end model platform for coastal ecosystems: simulating the effects of climate change and changing upwelling characteristics on the Northern California Current ecosystem. *Ecological Modelling*, 331, 86–99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.01.018>.
- Sagouis, A., Jabot, F. & Argillier, C. (2017). Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs *Ecology of Freshwater Fish*, 26, (4): 621–635. <http://doi.org/10.1111/eff.12306>
- Saltveit, S.J. (2006). The effects of stocking Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a Norwegian regulated river. *Fisheries Management and Ecology*, 13, 197–205.
- Sanches, F.H.C., Miyai, C.A., Costa, T.M., Christofolletti, R.A., Volpato G.L. & Barreto, R.E. (2012). Aggressiveness overcomes body-size effects in fights staged between invasive and native fish species with overlapping niches. *PLoS ONE*, 7, e29746.
- Santos, A.F.G.N., Santos, L.N. & Araújo, F.G. (2004). Water level influences on body condition of *Geophagus brasiliensis* (Perciformes, Cichlidae) in a Brazilian oligotrophic reservoir. *Neotropical Ichthyology*, 2, (3): 151–156.
- Santos, L.N., Agostinho, A.A., Santos, A.F.G.N., & Garci, E. (2018). Reconciliation ecology in Neotropical reservoirs : can fishing help to mitigate the impacts of invasive fishes on native populations ? *Hydrobiologia*. doi:10.1007/s10750-018-3728-3
- Santos, L.N., Araújo, F. G. & Brotto, D. S. (2008). Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 896–908.
- Santos, L.N., Gonzalez, A.F. & Araújo, F.G. (2001). Dieta do tucunaré-amarelo *Cichla monoculus* (Bloch & Schneider) (Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório de Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18, 191–204.
- Sih, A., Bolnick, D.I., Luttbeg, B., Orrock, J. L., Peacor, S. D., Pintor, L. M., Preisser, E., Rehage, J. S. & Vonesh, J. R. (2010). Predator-prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos*, 119, 610–621.

- Simberloff, D. (2015). Non-native invasive species and novel ecosystems. *F1000prime Reports*, 7, 47.
- Sistema de Informações Geográficas e Geoambientais das Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim SIGA- GUANDU. <http://sigaguandu.org.br/map>. Acesso em: 13/05/18.
- Syvitski, J.P.M., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J. & Green, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 308, 376–380.
- Toussaint, A., Beauchard, O., Oberdorff, T., Brosse, S. & Villéger, S. (2016). Worldwide freshwater fish homogenization is driven by a few widespread non-native species. *Biological Invasions*, 18, 1295–1304.
- Ulanowicz, R.E. & Puccia, C.J. (1990). Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*, 5, 7–16.
- Ulanowicz, R.E. (1986). *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. toExcel Press, Lincoln, NE.
- Valls, A., Coll, M., Christensen, V. & Ellison, A.M. (2015). Keystone species: toward an operational concept for marine biodiversity conservation. *Ecological Monographs*, 85, 29–47. <http://dx.doi.org/10.1890/14-0306.1>
- Villanueva, M.C.S., Isumbishoc, M., Kaningini, B., Moreau, J. & Micha, J.C. (2008). Modeling trophic interactions in Lake Kivu: what roles do exotics play? *Ecological Modelling*, 212, 422–438.
- Vitule, J.R.S., Skóra, F. & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18, 111–120.
- Welcomme, R.L., Ryder, R.A. & Sedell, J.A. (1989). Dynamics of fish assemblages in river systems – a synthesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 569-577.
- Weyl, O.L.F. (2008). Rapid invasion of a subtropical lake fishery in central Mozambique by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Pisces: Cichlidae). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 839–851.
- Winemiller, K.O. (2001). Ecology of peacock cichlids (*Cichla* spp.) in Venezuela. *Journal of Aquaculture and Aquatic Sciences*, 9, 93–112.

## Considerações finais

O presente trabalho fornece fortes evidências dos impactos que os reservatórios vem causando nas assembleias de peixes associadas ao Rio Paraíba do Sul. Com base no trabalho desenvolvido por Araújo et al. (2009) é possível afirmar que mais de 60% das espécies do RPS não ocorre em locais sob influência direta do barramento. Das 89 espécies registradas para o RPS, apenas 34 espécies foram encontradas nos reservatórios estudados, sendo sete delas não-nativas. Embora os valores de distinção taxonômica e funcional encontrados estejam dentro de níveis esperados, estas ferramentas não parecem ter sido eficientes para traduzir o real estado de qualidade dos ambientes, uma vez que não distinguiram as diferenças existentes entre os sistemas. Além disso, espécies não-nativas deveriam ser consideradas, uma vez que podem contribuir de forma positiva, elevando os valores de distinção funcional e taxonômica, mas na prática podem influenciar negativamente a estrutura da comunidade. Através da diversidade funcional foi possível distinguir seis grupos funcionais, alguns dos quais com baixa redundância em algum dos reservatórios, indicando o cuidado para a manutenção das espécies que desempenham este papel, sob risco de perder funções no reservatório em eventualidade de extinção das mesmas. Baseado nos modelos tróficos, confirmou-se o reservatório como um sistema maduro e dependente principalmente de material alóctone (folhas sementes e frutos), o que reforça a necessidade da manutenção da condição das margens com fator importante para a estruturação da teia trófica no reservatório. Além disso, os reservatórios que barram o canal principal, apresentaram diversidade funcional abaixo da expectativa, quando comparado com os outros tipos de reservatórios. Os valores dos índices parecem refletir os elevados níveis de estresse que estes reservatórios causam quando construídos no canal principal de grandes rios.

A causa da extinção do Surubim do Paraíba e de outras espécies endêmicas, em diversos trechos do RPS, é atribuída a construção de barragens (Honji et al. 2009). Segundo Helfman et al. (2009), nas bacias costeiras do Atlântico Sul, região que compreende a bacia do Rio Paraíba do Sul, estima-se que hajam aproximadamente 194 espécies, sendo 90 delas endêmicas. Devido ao histórico de atividades antrópicas na região, é possível que grande parte dessa biodiversidade de peixes tenha sido perdida. Se considerarmos a mesma problemática para uma região mais rica como a bacia Amazônica, onde se estima que hajam mais de 2500 espécies de peixes (Helfman et al., 2009), o problema assume contornos de desastre. Só na bacia Amazônica, está previsto a construção de 151 novos reservatórios (> 2MW) para os próximos 13 anos, que irão interromper a conectividade em cinco dos seis principais afluentes andinos do Amazonas (Finer & Jenkins, 2012). Os danos causados por estes empreendimentos podem ser incalculáveis se considerarmos a riqueza de espécies e o grau de endemismo desta bacia. Como exemplo, podemos citar a construção da hidroelétrica Balbina (também construída na bacia amazônica) onde estima-se que 25% das

espécies de vertebrados, que originalmente ocupavam aquela área, tenham sido perdidos (Benchimol & Peres, 2015). O valor estimado do bioma amazônico, sem dúvidas, ultrapassa o montante lucrado com a geração de energia por hidrelétricas. Assim, considerando todos os fatores supracitados, bem como os resultados do presente estudo, sugere-se que apenas sejam construídas barragens para fins de abastecimento e irrigação. Também sugerimos, que a construção seja baseada fora do canal principal de rios, assim como Ribeirão das Lajes, de maneira a não influenciar de forma tão drástica nos serviços prestados pelos sistemas lóticos e também contribuindo para a manutenção da biodiversidade brasileira. No entanto, como o crescimento no setor energético global é inevitável, muitas pesquisas têm buscado formas mais sustentáveis de geração de energia. Neste escopo, a energia solar fotovoltaica tem ganhado destaque no cenário internacional, atualmente é o segmento energético que mais cresce no mundo (Zarfl et al., 2015). Além disso, quando comparada a energia hidroelétrica e eólica, é a que causa menos impacto ambiental, sendo, portanto a mais sustentável. Logo, aconselha-se a tomadores de decisões que considerem os impactos causados por barragens em projetos de expansão do setor energético, direcionando investimentos para fontes de energia limpa que causem menos impacto no ambiente.

Benchimol, M. & Peres, C.A. (2015). Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biological Conservation*. 187, 61–72

Finer, M. & Jenkins, C.N. (2012). Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS One* 7, e35126.

Helfman, S., Collette, B.B., Facey, D. E., Bowen B. W. (2009). *The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology*. Second Edition. Chichester: Wiley-Blackwell, 737p.

Zarfl, C. et al. (2015) A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*. 77, 161–170