



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO  
CURSO DE MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**KLISMAN JOSÉ SANTOS DANTAS**

**ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS  
RECEPTORES E NÃO-RECEPTORES DE TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUAS  
INTERBACIAS**

**CAMPINA GRANDE  
2024**

KLISMAN JOSÉ SANTOS DANTAS

**ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS  
RECEPTORES E NÃO-RECEPTORES DE TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUAS  
INTERBACIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em ecologia e conservação.

**Área de concentração:** Processos ecológicos e funcionamento em ecossistemas terrestres e aquáticos.

**Orientador:** Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa.

**Coorientadora:** Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano.

**CAMPINA GRANDE  
2024**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

D192e Dantas, Klisman José Santos.

Estrutura das assembleias de peixes em reservatórios receptores e não-receptores de transferências de águas interbacias [manuscrito] / Klisman José Santos Dantas. - 2024. 59 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2024.

"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Coordenação de Curso de Biologia - CCBS. "

"Coorientação: Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano , Coordenação de Curso de Biologia - CCBS. "

1. Impactos antrópicos. 2. Desvio de água. 3. Conectividade hídrica. 4. Ictiofauna. I. Título

21. ed. CDD 579

KLISMAN JOSÉ SANTOS DANTAS

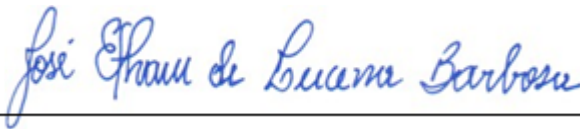
ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS RECEPTORES  
E NÃO-RECEPTORES DE TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUAS INTERBACIAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em ecologia e conservação.

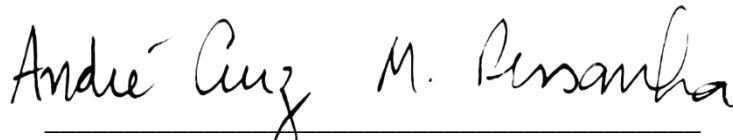
**Área de concentração:** Processos ecológicos e funcionamento em ecossistemas terrestres e aquáticos.

Aprovada em: 16 / 02 / 2024.

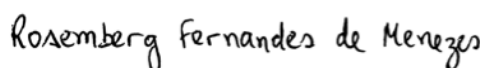
**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa (Orientador)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Rosemberg Menezes  
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

Á Deus por todas as graças e a minha mãe  
Marinilza por todo esforço, dedicação e amor  
ao longo de toda minha vida, DEDICO.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado força e coragem para chegar até aqui e por todas as bênçãos e oportunidades que me foram concedidas. Agradeço por todo amor, providência e amparo. Obrigado meu Deus pela concretização desse sonho e pôr no meu nada, constituir-se meu tudo. Amo-te incondicionalmente.

Agradeço a minha mãe celestial, Nossa Senhora das Graças por toda intercessão, amizade, companheirismo e amor. Sem sua ajuda e intercessão nada disso seria possível. Obrigado mãezinha por todas as graças que me foram concedidas pela sua intercessão.

Á minha mãe Marinilza. Palavras me faltam nesse momento para agradecer tamanha importância e necessidade de ti na minha vida. Obrigado por ser mãe, pai, amiga, conselheira e tudo o que eu necessito. Obrigado por ter lutado comigo todos os dias da minha vida para que meus sonhos e metas viessem a ser concretizados. Obrigado por todo esforço, trabalho e dedicação. Obrigado por nunca desistir de mim e por sempre dar o seu melhor para que eu fosse o homem que sou hoje. Essa vitória mais que minha, é sua! Obrigado por tudo e por tanto. Obrigado por me amar e por deixar-se ser amada por mim. Te amo mãe.

Á meu pai Francisco (Kiko do peixe) por ser a fonte inspiradora para a realização não somente deste trabalho, mas de todos os já concluídos. Agradeço por todos os ensinamentos. És uma parte muito importante da minha vida.

Á minha irmã Maynara pelo apoio e companheirismo a mim concedido. Obrigado por ser a minha maior incentivadora. Como você mesmo diz, a gente briga, a gente chora, mas a gente se ama. Te amo!

Á minha sobrinha Mirella por ser meu acalanto, minha calma, fonte de amor e cuidado. Titio te ama muito!

Á toda minha família nas pessoas de vovô Marinaldo, vovó Lourdes e tia Mayra por toda ajuda não somente ao longo desses anos, mas, ao longo da minha vida. Sou o que sou e como sou, também graças a vocês. Obrigado por serem juntamente com todos já citados, minha base, minha alegria e minha força.

Á todos os meus amigos por me aguentarem (KKKKKK), por toda a motivação, companheirismo e por estarem comigo em todos os momentos. Obrigado por tudo.

Aos meus amigos do LEAQ Tati, Vitor, Ellen, Mariane, Mateus, Gustavo, Alice, Vanessa e Douglas por tornarem essa caminhada mais leve, suportável e feliz. Para além de

minha formação profissional, vocês contribuíram para minha formação humana! Á vocês, meu muito obrigado.

Á Universidade Estadual da Paraíba por toda estrutura e condições necessárias à minha formação.

Ao programa de pós-graduação em ecologia e conservação (PPGEC/UEPB), pela oportunidade em estar cursando este mestrado e por toda infraestrutura necessária.

Ao programa ecológico de longa duração PELD-Rio Paraíba Integrado, pelo financiamento da minha pesquisa e pela oportunidade de poder integrar este programa.

Agradeço ao meu Orientador professor Dr. José Etham de Lucena Barbosa, por sempre acreditar em mim, no meu potencial, por todas as oportunidades que me foram concedidas e por todos os ensinamentos compartilhados. O Senhor é um exemplo de professor, pesquisador e ser humano.

Agradeço a professora Dra. Juliana dos Santos Severiano pelo suporte na pesquisa.

Á Silvia Yasmin Lustosa Costa por todo apoio, ajuda e paciência para comigo. Obrigado por ter contribuído para o meu trabalho, minha carreira científica e para minha formação humana. Sem sua ajuda, este trabalho não seria possível.

Aos professores Doutores André Pessanha e Rosemberg Menezes, por aceitar o convite para compor minha banca, pelas contribuições exercidas nela, e também por contribuir na minha formação enquanto professora. Muito obrigado!

Agradeço a todos os professores e professoras que passaram pela minha trajetória escolar e acadêmica. Obrigado por contribuírem para que eu chegasse até aqui.

Ao laboratório de ecologia aquática (LEAQ) pela infraestrutura necessária a realização desta pesquisa e pela contribuição na minha formação acadêmica, profissional e humana.

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

*“Tu te tornas eternamente responsável por aquilo que cativas (o pequeno príncipe)”*



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1-</b>	Localização geográfica dos reservatórios Poções (A), Camalaú (B), Boqueirão (C), Cordeiro (D), Sumé (E) e Taperoá (F), na bacia do Rio Paraíba do Norte, Brasil.....	25
<b>Figura 2-</b>	Índices de riqueza e diversidade de Shannon-Wiener de acordo com a série de Hill para os reservatórios Receptores e não-receptores da transferência de água interbacias do rio São Francisco na bacia do rio Paraíba. A e B representam a riqueza de espécies nos reservatórios receptores na seca e chuva, respectivamente; C) Diversidade de Shannon-Wiener nos reservatórios receptores; D e E representam a riqueza de espécies nos reservatórios não-receptores; F) Diversidade de Shannon-Wiener nos reservatórios não-receptores.....	31
<b>Figura 3-</b>	Estrutura funcional local com base nos índices de riqueza funcional (FRic), dispersão funcional (FDis) e índice Q de Rao (RaoQ), nos períodos de seca e chuva, nos reservatórios Receptores (A) e não-receptores (B) da TAIB do São Francisco.....	32
<b>Figura 4-</b>	Diversidade beta taxonômica (A) e funcional (B) entre os reservatórios receptores e não-receptores da transferência de água interbacias do São Francisco na bacia do rio Paraíba do Norte.....	33
<b>Figura 5-</b>	Contribuições locais para a diversidade beta (LCBD) dos reservatórios receptores e não receptores da transferência de água interbacias do rio São Francisco na bacia do rio Paraíba do Norte. Poç= Poções; Cam= Camalaú; Boq= Boqueirão; Cord= Cordeiro; Sum= Sumé; Tap= Taperoá.....	34
<b>Figura 6-</b>	Relações entre as variáveis ambientais locais e a dinâmica taxonômica e funcional das assembleias de peixes nos reservatórios receptores (A – D) e não-receptores (E – H) da transferência de água interbacias do São Francisco. A e B, E e F período seco; C e D, G e H, Período chuvoso.....	35
<b>Apêndice B-</b>	Heterogeneidade ambiental local dos reservatórios receptores (A) e não-receptores da transferência de água interbacia do rio São Francisco, na bacia do rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil.....	53
<b>Apêndice C-</b>	Variação do volume hídrico entre os períodos de amostragem, nos reservatórios receptores e não receptores da Transferência de água interbacias do rio São Francisco, na bacia do rio Paraíba, Paraíba, Brasil.....	54

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1-</b>	Caracterização dos reservatórios Poções, Camalaú, Boqueirão, Sumé, Cordeiro e Taperoá, localizado na bacia do rio Paraíba do Norte, Brasil.....	25
<b>Tabela 2-</b>	Descrição das medidas ecomorfológicas mensuradas no estudo e suas respectivas dimensões funcionais, níveis natureza dos dados.....	27
<b>Tabela 3-</b>	Descrição dos índices ecomorfológicos utilizados como traços funcionais no estudo.....	27
<b>Tabela 4-</b>	Análise de variância e teste a posteriori de Tukey, evidenciando as diferenças na estrutura funcional local no espaço e sazonal.....	32
<b>Apêndice A-</b>	Composição das assembleias de peixes dos reservatórios receptores e não receptores da transferência de água interbacia do rio São Francisco, na bacia do rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brazil.....	50

## RESUMO

Transferências de água interbacias (TAIB) representam uma estratégia importante na alocação de água, e podem ocasionar o carreamento de nutrientes, parasitos e espécies exóticas para a bacia receptora. No semiárido, a hidrografia é composta por rios intermitentes, onde TAIB's podem causar a perenização destes, mudando a dinâmica sazonal desses rios, podendo alterar a estrutura dos organismos aquáticos, a exemplo dos peixes. Não se sabe como TAIB's influenciam a dinâmica taxonômica e funcional das assembleias de peixes, sobretudo no semiárido. Portanto, este trabalho objetiva avaliar a estrutura sazonal das assembleias de peixes em reservatórios receptores e não-receptores de TAIB's em uma região semiárida. O estudo foi desenvolvido em seis reservatórios receptores e não-receptores da TAIB do São Francisco na bacia do Rio Paraíba. Foram utilizados apetrechos ativos e passivos nas estações seca e chuvosa, para a coleta dos indivíduos. A análise taxonômica foi realizada mediante identificação das espécies e a análise funcional, com base em 15 características funcionais. Variáveis limnológicas foram coletadas para avaliar seus efeitos na dinâmica das assembleias de peixes. Índices taxonômicos e funcionais foram utilizadas para mensurar a estrutura das assembleias de peixes. A heterogeneidade ambiental foi calculada para capturar o perfil ambiental local de cada reservatório. Testes de correlação de Mantel foram utilizados para mensurar os efeitos das variáveis limnológicas na dinâmica das assembleias de peixes. A estação seca e os reservatórios receptores apresentaram maior riqueza de espécies. Ambos os grupos de reservatórios apresentaram variações sazonais na composição taxonômica. A seca foi marcada por maior dispersão funcional e índice de Rao. Maior diversidade beta foi encontrada na chuva. As variáveis limnológicas explicaram a composição taxonômica na seca em ambos os grupos de reservatórios, e a composição funcional de ambos os grupos de reservatórios. Os reservatórios não-receptores apresentaram padrões taxonômicos e funcionais esperados para reservatórios semiáridos. Taxonomicamente, não houve alteração da estrutura das assembleias de peixes. Funcionalmente, a alteração da estrutura das assembleias de peixes pode estar associada aos impactos promovidos por TAIB's. A filtragem ambiental molda a dinâmica das assembleias de peixes em reservatórios receptores e não-receptores.

**Palavras-Chave:** desvio de água; impactos antrópicos; ictiofauna; semiárido.

## ABSTRACT

Interbasin water transfers (TAIB) represent an important strategy in water allocation, and can cause the transport of nutrients, parasites and exotic species to the receiving basin. In the semi-arid region, the hydrography is made up of intermittent rivers, where TAIB's can cause their perennialization, changing the seasonal dynamics of these rivers, which can alter the structure of aquatic organisms, such as fish. It is not known how TAIB's influence the taxonomic and functional dynamics of fish assemblages, especially in the semi-arid region. Therefore, this work aims to evaluate the seasonal structure of fish assemblages in TAIB-receiving and non-receiving reservoirs in a semi-arid region. The study was carried out in six receiving and non-receiving reservoirs of the São Francisco TAIB in the Paraíba River basin. Active and passive devices were used in the dry and rainy seasons to collect individuals. The taxonomic analysis was carried out by identifying the species and functional analysis, based on 15 functional characteristics. Limnological variables were collected to evaluate their effects on the dynamics of fish assemblages. Taxonomic and functional indices were used to measure the structure of fish assemblages. Environmental heterogeneity was calculated to capture the local environmental profile of each reservoir. Mantel correlation tests were used to measure the effects of limnological variables on the dynamics of fish assemblages. The dry season and the receiving reservoirs showed greater species richness. Both groups of reservoirs showed seasonal variations in taxonomic composition. The drought was marked by greater functional dispersion and Rao index. Greater beta diversity was found in rain. Limnological variables explained the taxonomic composition in drought in both groups of reservoirs, and the functional composition of both groups of reservoirs. The non-receiving reservoirs presented taxonomic and functional patterns expected for semi-arid reservoirs. Taxonomically, there was no change in the structure of fish assemblages. Functionally, the change in the structure of fish assemblages may be associated with the impacts promoted by TAIB's. Environmental filtration shapes the dynamics of fish assemblages in receiving and non-receiving reservoirs.

**Keywords:** anthropogenic impacts; water diversion; ichthyofauna; semiarid

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
1.1	<b>Pergunta</b> .....	16
1.2	<b>Objetivo Geral</b> .....	16
1.2.1	<b>Objetivos específicos</b> .....	16
1.3	<b>Hipóteses</b> .....	16
2	<b>CAPÍTULO I: ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS RECEPTORES E NÃO-RECEPTORES DE TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUAS INTERBACIAS</b> .....	18
3	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	20
4	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	24
4.1	<b>Área de estudo</b> .....	24
4.2	<b>Delineamento amostral</b> .....	25
4.3	<b>Amostragem das assembleias de peixes</b> .....	25
4.4	<b>Análise taxonômica e funcional das assembleias de peixes</b> .....	26
4.5	<b>Amostragem e análise das variáveis físicas e químicas da água</b> .....	28
4.6	<b>Análise de dados</b> .....	29
4.6.1	<i>Estrutura das assembleias de peixes</i> .....	29
4.6.2	<i>Importância relativa dos fatores ambientais na estrutura da assembleia de peixes</i> .....	30
5	<b>RESULTADOS</b> .....	31
6	<b>DISCUSSÃO</b> .....	36
7	<b>CONCLUSÃO</b> .....	41
8	<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	42
9	<b>REFERÊNCIAS DO ARTIGO</b> .....	43
10	<b>APÊNDICE A - TABELA DE PRESENÇA E AUSÊNCIA DAS ESPÉCIES</b> .....	50
11	<b>APÊNDICE B – HETEROGENEIDADE AMBIENTAL LOCAL</b> .....	53
12	<b>APÊNDICE C – VARIAÇÃO DO VOLUME HÍDRICO NOS RESERVATÓRIOS</b> .....	52
	<b>REFERÊNCIAS PRINCIPAIS</b> .....	55

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

As regiões semiáridas quentes são caracterizadas por possuírem altas temperaturas com variabilidade climática interanual e intra-anual, possuindo níveis de precipitações entre 200 e 500 mm, altas taxas de evapotranspiração e períodos históricos de seca que duram meses ou anos (Walsh & Lawler, 1981; Sivakumar et al, 2005; Thomas, 2011; Marengo et al., 2016). A sua hidrografia é composta principalmente por rios intermitentes (Maltchik e Medeiros, 2006; Terra et al., 2021) e reservatórios que formam um mosaico de ambientes lênticos, que representam uma importante política de abastecimento e distribuição de água (Barbosa et al., 2012).

Reservatórios são ambientes artificiais que alteram o fluxo, a paisagem, e o regime hidrológico das bacias em que são construídos (Guedes et al., 2020). São sistemas sazonalmente dinâmicos, sensíveis a variações hidrológicas, a níveis de conectividade hídrica e mudanças nas características limnológicas da água (Fadda et al., 2016; Agostinho et al., 2016; Leite e Becker, 2019). Assim, essas características selecionam a biodiversidade aquática que habitam esses ambientes e os filtros ecológicos que os governam (Eloranta et al., 2018).

A ictiofauna de reservatórios apresenta-se em baixa riqueza e endemismo em relação a sua bacia formadora, porque a construção destes sistemas ocasiona extinção das espécies de peixes sobretudo as espécies de grande e médio porte e migratórias (Mol et al., 2007; Agostinho et al., 2016). Assim, em sua maioria, a ictiofauna desses sistemas é caracterizada por espécies pequenas, estacionárias, r estrategistas, generalistas e exóticas devido aos eventos de introdução de espécies (Agostinho et al., 2004 e 2016). Estas espécies são sensíveis a alterações hidrológicas e podem se distribuir em um gradiente longitudinal local entre o rio e reservatório (Guedes et al., 2020).

Devido as estações bem demarcadas no semiárido, a estrutura das assembleias de peixes pode apresentar variações sazonais. A maior diversidade de espécies pode ser encontrada nas estações secas em relação as estações chuvosas, porque promovem a redução do habitat aquático, concentrando a ictiofauna e facilitando as coletas (Novaes et al., 2014; Gurgel-Lourenço et al., 2015). Além disso, essas estações favorecem o acúmulo de nutrientes, alterando as características limnológicas destes ambientes (Rocha-Júnior et al. 2018; Wiegand et al. 2021; Cardoso et al. 2022; Melo et al. 2022). Essas características podem atuar como filtros ambientais que regulam a distribuição dos peixes entre reservatórios (Santos et al., 2017).

A estrutura dessas assembleias pode ser mensurada com base nas diferentes facetas da biodiversidade, a exemplo da taxonômica e funcional (Jiang et al., 2021). Essas abordagens são

consideradas complementares (por exemplo: Villéger et al., 2013; Dala-corte et al., 2019; Jiang et al., 2021) porque a primeira avalia as assembleias de acordo com a identidade das espécies (Tapolczai et al., 2016), e a segunda com base nos traços morfológicos, fenológicos e fisiológicos das espécies (Violle et al., 2007). Portanto, o componente funcional pode estar associado a diversidade e disponibilidade de nichos (Pool et al., 2014; Zhang et al., 2021), os quais refletem estratégias de adaptação e competição entre as espécies (Díaz; Cabido, 2001; Tapolczai et al., 2016). Ambas facetas da biodiversidade, respondem diretamente aos filtros ecológicos que podem selecionar as espécies com base em suas características funcionais (Jia et al., 2022).

Índices de diversidade taxonômica e funcional podem amostrar as mudanças na estrutura das assembleias biológicas. Frequentemente, a riqueza, abundância, composição e diversidade de Shannon tem sido amplamente utilizada a nível local, pois, refletem diretamente as mudanças na identidade das espécies (Novaes et al., 2014; Costa et al., 2016)). A riqueza funcional, dispersão funcional e entropia quadrática de Rao são índices que mostram a variabilidade das características funcionais no ambiente (Lamonthe et al., 2018) e tem sido utilizados como métricas de diversidade funcional local (Yofukui et al., 2023). Índices de diversidade beta podem ser utilizadas para evidenciar mudanças na estrutura taxonômica e funcional entre os ambientes (Daga et al., 2020; Jiang et al., 2021), ou seja, relacionados com os processos ocorrentes em escalas espaciais maiores.

Ecologicamente, uma comunidade pode ser formada a partir das interações biológicas entre as espécies (filtro biótico), que estão sujeitos a regulação ambiental (filtro abiótico) e a ocorrência limitada pela biogeografia (filtro biogeográfico) (Vellend, 2010). Essas regras de montagem de comunidades estão ancoradas em 3 teorias ecológicas: A teoria de nicho proposta por Hutchinson (1957), que considera que as espécies respondem de forma diferente as condições ambientais de um dado ambiente, a partir de seus nichos fundamentais (i.e. características abióticas que influenciam as taxas de crescimento populacional e sobrevivência) e realizado (o efeito somado das variáveis abióticas e das interações bióticas); A teoria neutra de Hubbell (2001) que considera a equivalência funcional das espécies, de modo que, processos estocásticos e demográficos podem moldar padrões de biodiversidade; e a Teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (2001) que afirma que o tamanho das manchas e a sua distância de uma mancha maior (continente) governa a capacidade suporte destas, em alocar espécies.

Portanto, essas regras de montagem de comunidades primeiramente definidas por Diamond (1975) e aprimoradas ao longo do tempo, surgiram para descrever padrões de co-ocorrência entre as espécies (Chase, 2003). A montagem de comunidades pode ocorrer em

diferentes escalas espaciais (Gravel, 2013) associadas a processos estocásticos (por exemplo, dispersão, extinção e estocasticidade) onde as interações competitivas entre as espécies são menos importantes para a composição final da assembleia e processos determinísticos (por exemplo, competição, predação e filtragem ambiental) que assumem a importância da filtragem biótica e abiótica (Zha et al., 2020; Mo et al., 2021). Portanto, todo esse conhecimento foi importante para se obter regras gerais da biodiversidade que são essenciais para predição ecológica (Gravel, 2013).

Transferências de água interbacias (TAIB), popularmente chamadas de transposições, estão sendo construídas na região semiárida do Brasil. Estas são caracterizadas por serem desvios hídricos no curso de um rio para outro geograficamente distinto, que auxilia no aumento da segurança hídrica das regiões receptoras (Bui et al., 2020), suprindo as demandas de abastecimento público, agrícola e industrial dos locais afetados por secas e/ou má distribuição de água (Grant et al., 2012; Barbosa et al., 2021; Yang et al., 2023). Porém, a partir da redução das barreiras geográficas, esses empreendimentos possibilitam o carreamento de parasitos, nutrientes e espécies exóticas, podendo impactar toda a biota local (Berbel-Filho et al., 2015; Gallardo & Aldridge, 2018; Daga et al., 2020; Rolls et al., 2021).

Desse modo, esses projetos podem alterar os filtros da montagem de comunidades: o biogeográfico a partir da redução das barreiras geográficas; o abiótico a partir das mudanças nas características limnológicas dos sistemas receptores; o biótico a partir da interação de espécies que não são co-ocorrentes. O resultado disso pode ser uma nova comunidade modelada por preditores ecológicos anteriormente não existentes.

Um exemplo de TAIB é o projeto de integração do São Francisco (PISF), a maior realizada no Brasil. Esta foi idealizada na época do Brasil colonial pelo então imperador dom Pedro I, devido os históricos períodos de seca já enfrentados pela região semiárida (Andrade, 2011). Este projeto tem como objetivo transpor a água do rio São Francisco, um dos mais importantes do país, para as bacias hidrográficas do Nordeste médio oriental (MNCE) (Silva et al, 2017), a partir de dois eixos: Norte (em desenvolvimento) e Leste (concluído), 720 Km de canais, atravessando quatro estados e interligando 4 bacias hidrográficas (Morais, et al., 2020; Soares, 2013).

A elaboração desse projeto se deu no início do século 19 após a grande seca entre 1875 a 1879, pela inspetoria de obras contra a seca (Andrade, 2002). Apenas em 2005 que o projeto começou a sair do papel a partir da elaboração do relatório de impacto ambiental (RIMA), que previa a transposição de cerca de 3,5% da água da bacia, a melhora da qualidade da água dos sistemas receptores e invasões biológicas (Brasil, 2005). A construção iniciou em 2008



envolvendo quatro bacias do nordeste médio oriental: Apodi-Mossoró, Jaguaribe, Piranhas-Açu e Paraíba (Moreira-Filho e Buckup, 2005; Andrade, 2011). O eixo leste que parte da barragem de Itaparica até a bacia do rio Paraíba do Norte foi inaugurado em 2017, e os primeiros estudos sobre os impactos produzidos pela TAIB começaram a ser produzidos e publicados (por exemplo: Barbosa et al., 2021; Ramos et al., 2021; Severiano et al., 2021; Silva et al., 2023).

As bacias envolvidas nesse projeto são intermitentes e possuem padrões biogeográficos e evolutivos distintos entre si, e principalmente do rio São Francisco que é um rio de regime perene, sendo assim, o compartilhamento das características biológicas entre eles pode resultar em impactos ambientais severos (Berbel-Filho et al., 2015). Quanto maior for a extensão da rede hidráulica, maior pode ser o comprometimento da biodiversidade (Grant et al., 2012). Por isso, estudos que avaliem os impactos de TAIB's na biodiversidade são de extrema importância para avaliar o grau de comprometimento biótico e atuar para mitigação desses impactos.

Estudos mostram que reservatórios receptores na bacia do rio Paraíba apresentaram aumento da poluição e piora da qualidade da água (Barbosa et al., 2021). Além disso, houve introdução de espécies de algas (Severiano et al., 2021) e duas espécies de peixes (Ramos et al., 2021; Silva et al., 2023). Esses resultados corroboram com as expectativas do RIMA no quesito introdução de espécies, mas, se opõe com relação a melhora da qualidade da água (Brasil et al., 2005). Além disso, Silva et al. (2017) afirmam que existem mais de 10 espécies de peixes potenciais invasoras (*Leporinus friderici*, *Leporinus obtusidens*, *Pimelodella Laurenti*, *Cichlasoma sanctifranciscense*, *Centromochlus bockmanni*, *Pamphorichtys hollandi*, *Pimelodus maculatus*, *Conorhynchus conirostris*, *Pseudoplatystoma coruscans*, *Moenkhausia sanctaefilomenae*, *Hemigramus brevis*), que podem modificar toda a estrutura das assembleias de peixes locais, nos reservatórios receptores.

Em nível local, a entrada de espécies exóticas nos reservatórios receptores pode aumentar a riqueza taxonômica (por exemplo Ramos et al., 2021; Silva et al., 2023) e funcional das espécies (Pool et al., 2014), uma vez que, essas espécies podem apresentar características funcionais distintas. A diversidade funcional também pode ser alterada em função da entrada de espécimes exóticos, e o compartilhamento destes espécimes em nível regional, pode contribuir para perdas genéticas e funcionais (Berbel-Filho et al., 2015; Daga et al., 2020). O compartilhamento das espécies exóticas pode resultar na homogeneização taxonômica e funcional em escalas espaciais maiores, resultando na extinção e/ou extirpação de espécies nativas e endêmicas (Daga et al., 2014; Magalhães et al., 2020). Contudo, não se sabe como isso ocorre na perspectiva de projetos de TAIB's.

A perenização das bacias envolvidas na TAIB do São Francisco vai alterar os regimes sazonais e limnológicos dessas bacias (Barbosa et al., 2021; Ramos et al., 2021). Espera-se que a dinâmica da ictiofauna também seja alterada, contudo, não se sabe ainda como isso acontece principalmente, pela falta do monitoramento nos ambientes receptores antes e depois da entrada das águas de TAIB. Uma solução foi apresentada por Yang et al. (2023) que versa sobre a comparação entre reservatórios receptores e não-receptores de TAIB em uma mesma bacia, pois os não-receptores podem representar a condição inicial da bacia antes da entrada das águas de TAIB. Embora esse estudo tenha sido desenvolvido com assembleias microbianas, traz importantes informações sobre as mudanças limnológicas e ecológicas promovidas por TAIB. Assim, esse delineamento amostral pode ser extrapolado para avaliar esses impactos em outras assembleias aquáticas.

### **1.1 Pergunta**

Reservatórios receptores e não-receptores de transferências de água interbacias apresentam diferenças na estruturação das assembleias de peixes?

### **1.2 Objetivo geral**

Avaliar a estrutura das assembleias de peixes em reservatórios receptores e não-receptores de transferências de água interbacias em uma região semiárida.

#### **1.2.1 Objetivos específicos**

- I) Mensurar a estrutura das assembleias de peixes dentro e entre os reservatórios receptores e não-receptores da transferência de água interbacias do São Francisco.
- II) Descrever os impactos promovidos por transferências de água interbacias na diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes de reservatórios receptores e não-receptores.
- III) Mensurar a influência da filtragem ambiental na estruturação das assembleias de peixes dos reservatórios receptores e não-receptores de transferências de água interbacias do São Francisco.

### **1.3 Hipóteses**

I) a estrutura das assembleias de peixes em reservatórios não-receptores é influenciada pela sazonalidade enquanto que, nos reservatórios receptores, os efeitos sazonais são amortecidos;

II) a estrutura das assembleias de peixes dos reservatórios receptores é explicada pelos filtros ambientais em ambas as estações e nos não-receptores apenas na estação seca.

## 2 CAPÍTULO I: ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS RECEPTORES E NÃO-RECEPTORES DE TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUAS INTERBACIAS

Klisman José Santos-Dantas<sup>1</sup>, Silvia Yasmin Lustosa-Costa<sup>1</sup>, Juliana dos Santos Severiano<sup>1</sup>, José Etham de Lucena Barbosa<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande, Brasil. E-mail: klismanj51@gmail.com.

**Resumo:** Avaliamos a estrutura sazonal das assembleias de peixes em reservatórios receptores e não-receptores de transferências de água interbacias (TAIB) no semiárido. O estudo foi desenvolvido em 3 reservatórios receptores e 3 não-receptores da TAIB do São Francisco na bacia do rio Paraíba. Métricas de diversidade taxonômica e funcional foram utilizadas para mensurar a estrutura das assembleias de peixes e variáveis físicas e químicas foram utilizadas para mensurar o papel da filtragem ambiental na estruturação dessas assembleias. Taxonomicamente, ambos os grupos de reservatórios apresentaram variação sazonal. Maiores dissimilaridades foram observadas nos reservatórios receptores. Funcionalmente, os reservatórios receptores não apresentaram variação sazonal. O padrão inverso foi observado nos reservatórios não-receptores. A filtragem ambiental explicou a estrutura dessas assembleias apenas na seca do ponto de vista taxonômico e ambas as estações do ponto de vista funcional, em ambos os grupos de reservatórios. Nosso estudo fornece as primeiras informações acerca dos impactos promovidos por TAIB's na estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes e avança na compreensão da montagem de comunidades em reservatórios com diferentes níveis de conectividade hídrica.

**Palavras-chave:** impactos antrópicos; desvio de água; conectividade hídrica; ictiofauna.

**Abstract:**

We evaluated the seasonal dynamics of fish assemblages in reservoirs that receive and do not receive interbasin water transfers (TAIB) in the semi-arid region. Specifically, we conducted the study in three receiving and three non-receiving reservoirs of the São Francisco TAIB in the Paraíba river basin. The study utilized taxonomic and functional diversity metrics were used to assess the structure of fish assemblages, as well as physical and chemical variables to evaluate the role of environmental filtering in shaping these assemblages. Seasonal variation was observed in both groups. Seasonal variation was observed in both groups of reservoirs, with greater dissimilarities noted in the receiving reservoirs. Functionally, the receiving reservoirs did not exhibit seasonal variation, while the opposite pattern was observed in non-receiving reservoirs. Environmental filtering explained the taxonomic structure of these assemblages only during drought, and the functional structure in both seasons and in both groups of reservoirs. This study provides the first information on the impacts of TAIBs on the taxonomic and functional structure of fish assemblages, advancing the understanding of community assembly in reservoirs with varying levels of water connectivity.

**Keywords:** anthropogenic impacts; water diversion; water connectivity; ichthyofauna.

### 3 INTRODUÇÃO

Uma assembleia é estruturada a partir das interações biológicas entre as espécies (filtro biótico), que estão sujeitas a regulação ambiental e de nicho (filtro abiótico) e a ocorrência limitada pela biogeografia (filtro biogeográfico) (Vellend, 2010). Nesse sentido, a montagem de comunidades pode ocorrer em múltiplas escalas espaciais associadas a filtros ecológicos diferentes (Gravel, 2013). Porém uma assembleia também pode ser estruturada a partir de processos estocásticos (por exemplo, dispersão, extinção e estocasticidade) onde as interações competitivas entre as espécies são menos importantes para a composição final da assembleia e processos determinísticos (por exemplo, competição, predação e filtragem ambiental) que assumem a importância da filtragem biótica e abiótica (Zha et al., 2020; Mo et al., 2021). A compreensão da importância desses mecanismos na estruturação das assembleias atuais é um foco primordial da ecologia (Kirk et al., 2020), todavia, é preciso considerar diferentes métricas para se obter um panorama mais informativo, abrangente e robusto (Troia e Guido, 2014).

Tradicionalmente, a diversidade taxonômica tem sido utilizada em estudos de estrutura de comunidades, todavia, a adição da diversidade funcional pode produzir novos *insights* ecológicos acerca da montagem de comunidades (Zhang et al., 2019; Jiang et al., 2021; Jia et al., 2022). A diversidade taxonômica avalia as assembleias de acordo com a identidade das espécies (Tapolczai et al., 2016), e a diversidade funcional com base nos traços morfológicos, fenológicos e fisiológicos das espécies (Violle et al., 2007). A diversidade funcional pode estar associada a disponibilidade de nichos (Pool et al., 2014; Zhang et al., 2021), os quais refletem estratégias de adaptação e competição entre as espécies (Díaz; Cabido, 2001; Tapolczai et al., 2016). Portanto, os processos determinísticos e/ou estocásticos podem promover mudanças na estrutura das assembleias biológicas a partir da seleção das espécies em função de suas características funcionais (Jia et al., 2022).

Em ecossistemas aquáticos, as alterações no nível da água e na conectividade hídrica entre os sistemas adjacentes são os principais fatores que estruturam as assembleias biológicas (Pingram et al., 2021). Eventos que causem mudanças no fluxo natural da água podem alterar a estruturação das assembleias e, conseqüentemente os filtros ecológicos preditores destas (Silva-Sene et al., 2022). As transferências de água interbacias (TAIB) são eventos antrópicos que podem aumentar a vazão e a largura dos rios (Bui et al., 2020), sobretudo em bacias intermitentes (Barbosa et al., 2021; Ramos et al., 2021; Severiano et al., 2021; Silva et al., 2023). Esses empreendimentos são reconhecidos por suprir as demandas de abastecimento público, agrícola e industrial dos locais afetados por secas e/ou má distribuição de água (Grant et al., 2012; Barbosa et al., 2021; Yang et al., 2023). Além disso, reduzem as barreiras geográficas

existentes entre as bacias, permitindo o fluxo de espécies, nutrientes e parasitos, afetando não somente a qualidade ambiental desses sistemas, mas, toda a biota aquática (Berbel-Filho et al., 2015; Gallardo & Aldridge, 2018; Daga et al., 2020; Rolls et. al., 2021).

Um exemplo de TAIB é o projeto de integração do rio São Francisco na região semiárida do Brasil (Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional/PISF [São Francisco River Integration Project-Brazil]) (Barbosa et al., 2021). Este projeto contempla dois eixos: Norte (em desenvolvimento) e Leste (concluído), 720 Km de canais, atravessando quatro estados e interligando 4 bacias hidrográficas (Apodi-Mossoró, Jaguaribe, Piranhas-Açu e Paraíba) (Morais, et al., 2020; Soares, 2013). Essa região é caracterizada por possuir altas temperaturas, baixa precipitação, altos índices de evapotranspiração e insolação, com históricos períodos de secas prolongadas que duram meses ou anos (Thomas et al., 2011; Marengo et al., 2016). A sua hidrografia é composta principalmente por rios intermitentes, a exemplo dos que estão envolvidos no PISF, (Maltchik e Medeiros, 2006; Terra et al., 2021) além de reservatórios que formam um mosaico de ambientes lênticos, que representam uma importante política de abastecimento e distribuição de água (Barbosa et al., 2012).

Naturalmente, a conectividade hídrica nesses reservatórios é regulada pela precipitação sazonal (Brasil et al., 2020) e por isso, a perenização dos cursos de água pode representar um problema para a biodiversidade do semiárido, visto que, as espécies são adaptadas a ocorrência desses ciclos sazonais para desenvolver seus ciclos de vida (Gurgel-Lourenço et al., 2013; 2015). Nesses ambientes, as assembleias de peixes são um importante elo na cadeia aquática (Agostinho et al., 2015), pois além de apresentarem dispersão ativa, são altamente influenciados por alterações na conectividade hídrica em relação aos demais organismos aquáticos (Shurin et al., 2009; Padial et al., 2014; Vardakas et al., 2021). Apresentam-se em baixa riqueza e endemismo nos ambientes represados quando comparado a sua bacia formadora (Mol et al., 2007; Costa et al., 2017) sendo este, um dos motivos que fazem a conservação deste grupo ser prioritária.

Estudos no semiárido mostram que uma maior diversidade de peixes pode ser encontrada nas estações secas (Novaes et al., 2014; Gurgel-Lourenço et al., 2015). Estas fragmentam o habitat, promovem o aumento das interações locais, limitação regional à dispersão (Gurgel-Lourenço et al., 2015; Agostinho et al., 2016; Driver e Hoeinghaus, 2016) e o aumento nas concentrações dos nutrientes, salinidade e biomassa algal (Rocha-Júnior et al. 2018; Wiegand et al. 2021). As estações chuvosas restabelecem os habitats (Fadda et al., 2016; Oliveira et al., 2018), podem beneficiar as espécies reofílicas, forrageiras e não-predadoras

devido ao estabelecimento do fluxo de água (Novaes et al., 2014; Gurgel-Lourenço et al., 2015) e podem homogeneizar as características limnológicas (Brasil et al., 2020; Cardoso et al. 2022). Devido a perenização dos cursos de água que os conectam e conseqüentemente a mudança da conectividade hídrica desses reservatórios por TAIB's (Barbosa et al., 2021), espera-se que as assembleias de peixes de reservatórios receptores apresentem estruturação semelhante à de reservatórios em cascata, onde a sazonalidade pode não exercer efeito significativo sobre elas (Gannasin et al., 2021; Silva-Sene et al., 2022).

Estudos mostram que a TAIB do rio São Francisco para o rio Paraíba provocou a introdução de 2 espécies exóticas de peixes (Ramos et al., 2021; Silva et al., 2023) e que, há mais de 10 espécies potenciais invasoras (Silva et al., 2017; Silva et al., 2023). Além do exposto, pode ainda haver a introdução de espécies exóticas que apresentem características funcionais diferentes do observado nos sistemas receptores, devido a evolução divergente das bacias hidrográficas envolvidas nesse projeto (Berbel-Filho et al., 2015). TAIB's podem causar mudanças nas concentrações dos parâmetros físicos e químicos da água dos reservatórios receptores (Barbosa et al., 2021). Como esses parâmetros funcionam como filtros ambientais à estruturação das assembleias de peixes (Santos et al., 2017), não se sabe se as mudanças desses parâmetros promovidas por TAIB's pode explicar a estrutura das assembleias de peixes.

Dessa forma, TAIB's podem alterar os filtros que estruturam as assembleias biológicas: biogeográfico a partir da redução das barreiras geográficas; o abiótico a partir das mudanças nas características limnológicas dos sistemas receptores; o biótico a partir da interação de espécies que não são co-ocorrentes. O resultado disso pode ser uma nova comunidade modelada por preditores ecológicos anteriormente não existentes. Por isso, é preciso que haja investigações a nível de comunidade para demonstrar como estas podem ser afetadas e explicadas por impactos ao nível de TAIB's. A dificuldade na busca por tais resultados pode estar associada a falta de monitoramento ictiológico e ambiental dos reservatórios receptores antes da entrada das águas de TAIB's. Uma alternativa é comparar sistemas receptores e não-receptores de TAIB's em uma mesma bacia hidrográfica, pois os não-receptores podem representar a condição inicial dos reservatórios antes da alteração do fluxo de água (por exemplo, Yang et al., 2023).

Diante do exposto, o objetivo desse trabalho é avaliar a estrutura das assembleias de peixes em reservatórios receptores e não-receptores de TAIB's em uma região semiárida. Nossas hipóteses são que: i) a estrutura das assembleias de peixes em reservatórios não-receptores é influenciada pela sazonalidade enquanto que, nos reservatórios receptores, os efeitos sazonais são amortecidos; ii) a estrutura das assembleias de peixes dos reservatórios



receptores é explicada pelos filtros ambientais em ambas as estações e nos não-receptores apenas na estação seca.

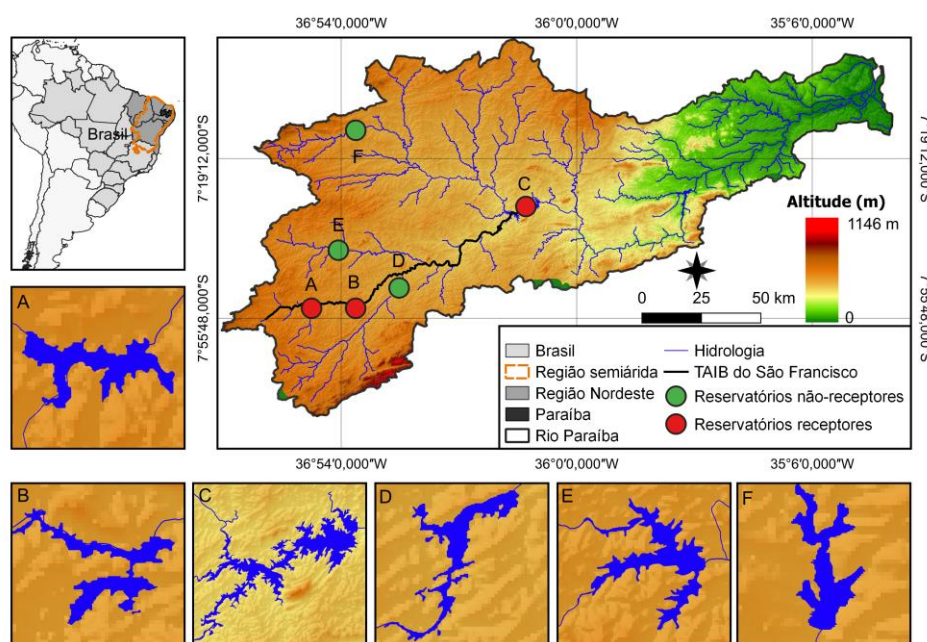
## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em reservatórios receptores (Poções, Camalaú e Boqueirão) e não-receptores (Taperoá, Cordeiro e Sumé) da IBWT do São Francisco, inseridos na bacia do Rio Paraíba do Norte (6°51'31" e 8°26'21"; 34°48'35" e 37°2'15"), estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil (Figura 1, Tabela 1).

A bacia do rio Paraíba do Norte possui uma área de 20.071,83 km<sup>2</sup>, ocupando 32% da área total do estado da Paraíba. Esta bacia é a segunda maior do estado, beneficiando 52% da população, o equivalente a 1.828.178 habitantes (Azêvedo et al. 2014; AESA, 2023). Possui reservatórios que são utilizados para diversas finalidades econômico-sociais incluindo a pesca, dessedentação animal, irrigação e lazer (AESA 2023). O clima da bacia é semiárido, do tipo BSh (quente e seco), com temperatura média de 26°C e precipitação média anual de 600 mm, respectivamente (Köppen, 1936; Sudene, 2021). A sazonalidade é bem marcada de modo que, a estação chuvosa dura em torno de 2 a 3 meses (junho a agosto) e a estação seca dura cerca de 8 a 10 meses (setembro a maio) (Alvares et al., 2013; Barbosa et al., 2021).

O início da operação da IBWT do São Francisco na Paraíba ocorreu em março de 2017, sendo o reservatório Poções o primeiro a receber essas águas e posteriormente os reservatórios Camalaú e Boqueirão, em abril de 2017. No projeto de integração do São Francisco, esses reservatórios estão inseridos no eixo Leste que parte da barragem de Itaparica (Itaparica-BA) até a bacia do rio Paraíba: 6 estações de bombeamento, cinco aquedutos, 23 canais e 13 reservatórios (Stolf et al., 2012).



**Figura 1:** Localização geográfica dos reservatórios Poções (A), Camalaú (B), Boqueirão (C), Cordeiro (D), Sumé (E) e Taperoá (F), na bacia do Rio Paraíba do Norte, Brasil.

**Tabela 1:** Caracterização dos reservatórios Poções, Camalaú, Boqueirão, Sumé, Cordeiro e Taperoá, localizado na bacia do rio Paraíba do Norte, Brasil.

Reservatórios	Município	Latitude (S)	Longitude (W)	Área (km <sup>2</sup> )	Capacidade máxima (m <sup>3</sup> )	Profundidade máxima (m)
Poções	Monteiro	7°53'45"	37°0'50"	1.90	29.861.562	16.70
Camalaú	Camalaú	7°53'5.60"	36°50'20.50"	1.94	46.440.000	27.40
Boqueirão	Boqueirão	7°28'9"	36°8'2"	48.44	411.686.287	43.90
Sumé	Sumé	7°66'96"	36°91'10"	-	44.864.100	-
Cordeiro	Congo	7°81'32"	36°67'85"	-	69.965.945	-
Taperoá	Taperoá	7°21'11"	36°84'01"	-	14.797.430	-

## 4.2 Delineamento amostral

Foram realizadas 4 amostragens nos finais das estações seca e chuvosa entre 2021 e 2023. Os peixes foram amostrados em 3 pontos em cada reservatório: Ponto 1- Zona de barragem que está localizado próximo ao barramento dos reservatórios; Ponto 2- Zona de transição, local entre a entrada do rio e o barramento; Ponto 3- entrada do rio Paraíba nos reservatórios.

## 4.3 Amostragem das assembleias de peixes

Na tentativa de amostrar o máximo da diversidade da ictiofauna, foram utilizados diferentes métodos de pesca. Em cada ponto, foram realizados dois arrastos horizontais (redes de 10 m de comprimento e 1,5 m de altura), seis lances de tarrafas (6,4 metros de diâmetro e

2,5 cm de abertura de malha) e dois sets de redes de espera do tipo *multi-mesh* (cada set com 40 metros de comprimento e 1,5 m de altura, onde a cada 10 m da rede há uma abertura de malha diferente (6,8,10 e 12 cm) (Appelberg, 2000). As redes de espera foram postas do entardecer ao amanhecer, totalizando 12 horas de exposição. Os espécimes foram imediatamente anestesiados com Eugenol (óleo de cravo) em solução alcoólica e depois fixados em formalina a 10% (Lucena et al., 2013). Os peixes foram fixados em formol e posteriormente, acondicionados em álcool (70° GL) (Malabarba, Reis, 1987).

As amostragens foram realizadas sob a licença de coleta (N° 56416-6) do Instituto Chico Mendes de Biodiversidade e Conservação/Biodiversidade Sistema de Autorização e Informação (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – ICMBio/SISBIO).

#### **4.4 Análise taxonômica e funcional das assembleias de peixes**

A dinâmica das assembleias de peixes foi avaliada de acordo com a diversidade taxonômica e funcional. A identificação taxonômica dos espécimes de peixes foi realizada seguindo Britsk et al., (1999), Ramos, (2012) e Ramos et al. (2018). Para a caracterização funcional das espécies utilizamos a metodologia descrita por Winemiller et al., (2015) e adaptada por Quirino et al., (2021). Inserimos atributos que reúnem informações sobre a história de vida, uso do habitat, nicho trófico e características ecomorfológicas das espécies. Mensuramos 12 características ecomorfológicas e 3 características qualitativas relacionadas ao uso do habitat, história de vida e nicho trófico (Tabela 2).

As características ecomorfológicas foram mensuradas em até 10 indivíduos adultos por espécie, em cada reservatório e em cada estação, utilizando paquímetros digitais com sensibilidade de até 0,01 mm (Villéger et al., 2010; Dala-Corte et al., 2019; Gonçalves-Silva et al., 2020). No total, foram medidos 450 indivíduos. As características ecomorfológicas foram convertidas em 12 índices que foram utilizados como traços funcionais (Tabela 3). As características ecomorfológicas foram obtidas de Villéger et al., (2010) e Filho et al., (2014). Utilizamos o comprimento da primeira maturação sexual (LM) do banco de dados do *fish base* e a literatura adequada para determinadas espécies, como referência para classificação dos indivíduos adultos, onde indivíduos abaixo do LM são considerados juvenis (Barbieri, 1989; Mendonça e Andreatta, 2001; Marciano, 2005; Sato et al., 2006; Sampaio e Sato, 2009; Montag et al., 2011; Fishbase, 2023).

**Tabela 2:** Descrição das medidas ecomorfológicas mensuradas no estudo e suas respectivas dimensões funcionais, níveis natureza dos dados.

Dimensão	Medida	Descrição	Natureza do dado	Níveis
Ecomorfologia	Peso (g)	Peso em gramas das espécies	Contínuo	-
	Comprimento padrão (CP)	Do focinho ao término do pendúnculo caudal		-
	Altumária máxima do corpo (AimcP)	Maior altura perpendicular do maior eixo do corpo		-
	Largura máxima do corpo	Ponto mais largo do corpo lateralmente		-
	Altura do pendúnculo caudal (APCd)	Maior altura perpendicular do pendúnculo caudal		-
	Largura do pendúnculo caudal (LPCd)	Ponto mais largo do pendúnculo lateralmente		-
	Altura da nadadeira caudal (ANC)	Altura da nadadeira caudal totalmente estendida		-
	Comprimento da nadadeira peitoral (CNP)	Distância entre a base da nadadeira e sua extremidade		-
	Altura da boca (AB)	Altura da boca totalmente estendida		-
	Largura da boca (LB)	Maior distância entre os 'cantos' da boca		-
Uso do habitat	Altura do olho (Aio)	Distância entre a base da cabeça e a porção medial do olho		-
	Altura da Cabeça	Maior altura perpendicular da cabeça		-
	Posição na coluna de água	Posição ocupado pelas espécies na coluna de água		Superfície, pelágico e bentônico
Nicho trófico	Dieta	Guilda trófica das espécies	Categórico	Ovíparo e ovovíparo
História de vida	Fecundidade	Estratégias reprodutivas das espécies		Onívoro, herbívoro, carnívoro e detritívoro

**Tabela 3:** Descrição dos índices ecomorfológicos utilizados como traços funcionais no estudo.

Atributos quantitativos	Significado ecológico	Referência
Índice de Compressão (IC)	Valores altos indicam peixes comprimidos lateralmente e habitantes de águas lênticas inversamente relacionado com ambientes de hidrodinamismo elevado e diretamente relacionado com a capacidade de realizar giros verticais	Watson e Balon, 1984
Altura Relativa do corpo (AR)	Valores maiores indicam o consumo de presas relativamente grandes, características de grandes predadores.	Gatz, 1979
Largura relativa da boca (LRBO)	Relacionado ao tamanho do alimento e hidrodinâmica	Gatz, 1979
Altura relativa da boca (ARBO)		

Largura relativa do pedúnculo (LRPd)	Valores relativos mais altos indicam melhores nadadores contínuos	Winemiller, 1991
Comprimento relativo da nadadeira peitoral (CRPt)	Valores altos correspondem a peixes que são capazes de realizar muitas manobras lentas e habitam águas de fluxo lento	Gatz, 1979
Compressão do pedúnculo caudal (ICPC)	Pedúnculos comprimidos indicam nadadores lentos e pouco manobráveis.	Gatz, 1979
Proporção da boca (PB)	Relacionado às formas dos alimentos em que valores altos indicam peixes com bocas estreitas e de grande abertura, sugerindo piscívoros	Beaumord, 1994
Altura relativa da nadadeira caudal (ARNC)	Valores altos indicam cauda furcada, indivíduos com natação veloz	Keast e Webb, 1966
Massa corporal (LogM)	Maiores valores indicam espécies com alto Metabolismo e resistência	Villéger et al., 2010
Superfície transversal do corpo (BSH)	Maiores valores indicam espécies com distribuição de massa ao longo do corpo para hidrodinamismo	Sibbing e Nagelkerke, 2001
Posição do olho (EpS)	Indica a posição Posição vertical na coluna de água	Gatz, 1979

#### 4.5 Amostragem e análise das variáveis físicas e químicas da água

A amostragem das variáveis físicas e químicas ocorreu na superfície, na zona de penetração máxima da luz e no fundo, nos mesmos períodos e pontos da amostragem da assembleia de peixes, e médias foram realizadas para representar estas variáveis em cada ponto. A sonda multiparamétrica HORIBA U-50 foi utilizada para mensurar o pH, potencial redox (ORP), salinidade, temperatura da água (°C), condutividade elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos ( $\text{g L}^{-1}$ ) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ). O profundímetro foi utilizado para mensurar a profundidade (m) e a transparência da coluna de água (m). As amostras para as análises de nutrientes e concentração de clorofila-a foram armazenados em frascos de polietileno (1 L), acondicionadas em caixas térmicas e transportadas para o laboratório. Foram determinadas as concentrações ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) dos nutrientes amônia ( $\text{NH}_4$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), fósforo total (PT) e fósforo reativo solúvel (PSR), de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A clorofila-a foi obtida a partir da extração em etanol a 96%, de acordo com Jespersen e Christoffersen (1987) e a concentração correspondente foi determinada pelo método espectrofotométrico proposto por Lorenzen (1967). O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), foi determinado através da soma das concentrações de amônia, nitrato e nitrito. O volume dos reservatórios ( $\text{m}^3$ ) foi obtido da AESA (2023).

## 4.6 Análise de dados

### 4.6.1 Estrutura das assembleias de peixes

A dinâmica das assembleias de peixes foi avaliada sazonalmente. A diversidade taxonômica foi analisada com base na riqueza de espécies e na diversidade de Shannon Wiener com base no cálculo da série de Hill, que permite calcular diferentes métricas de diversidade a exemplo da mencionada acima (Chao et al., 2014).

A diversidade funcional foi caracterizada a partir dos índices riqueza funcional (Frich) que evidencia a combinação de características funcionais das espécies em uma comunidade (Yofukuji et al., 2023); Dispersão funcional (Fdis) mede a dispersão das espécies dentro do espaço funcional; Índice de entropia quadrática de Rao (RaoQ) que mede a distância funcional entre duas espécies selecionadas aleatoriamente (Mouillot, 2013; Lamonthe et al., 2018; Yofukuji et al., 2023). Portanto, o Fdis e RaoQ são métricas que podem mostrar o grau de redundância funcional das espécies (Lamonthe et al., 2018). Análises de coordenadas principais (PCoA) foram utilizadas para calcular o espaço funcional local nas estações de seca e chuva. Utilizamos os dois primeiros eixos da PCoA para calcular os índices pois, é um método adequado para assembleias pequenas porque não é recomendado que haja mais observações (traços funcionais) do que espécies (Lamonthe et al., 2018). Os índices foram ponderados por matrizes de abundância (i.e. número total de indivíduos por campanha) (Gurgel-Lourenço et al., 2023) padronizadas em Hellinger (Legendre et al., 2014).

Empregamos o fator de inflação de variância (VIF) para detectar multicolineariedade entre os traços funcionais, considerando como traço colinear aquele que apresenta VIF acima de 5%. O VIF excluiu a altura relativa do corpo, massa corporal, compressão do pedúnculo caudal e superfície transversal do corpo.

Calculamos a diversidade beta para observar o grau de dissimilaridade das assembleias de peixes entre os grupos de reservatórios, utilizando as assembleias de cada reservatório como réplica. A diversidade beta taxonômica e funcional foram calculadas a partir do coeficiente de Sørensen, sendo a primeira com base na matriz de presença e ausência das espécies a segunda, matriz de traços funcionais (Legendre, 2014). A diversidade beta funcional foi calculada com base em um objeto *hclust*, obtido a partir de uma matriz triangular com base em distância de Gower, recomendada para dados mistos (Cardoso et al., 2014). Ambas as facetas da diversidade beta foram calculadas de acordo com Podani e Schmera (2011). Também calculamos as contribuições locais para a diversidade beta (LCBD) que são indicadores comparativos da singularidade ecológica dos pontos por suas contribuições para a diversidade beta (Legendre &

de Cáceres 2013). Assim, altos valores de LCBD indicam pontos que têm composições de espécies fortemente diferentes em relação a um ponto médio (Legendre 2014).

Utilizamos análises de variância e o teste a posteriori de Tukey para mensurar diferenças significativas espaciais e temporais na diversidade local e regional ao longo das estações sazonais.

#### *4.7.2 Importância relativa dos fatores ambientais na estrutura da assembleia de peixes*

Testes de heterogeneidade ambiental com base nas variáveis físicas e químicas da água foram realizados sazonalmente em cada reservatório, para avaliar o perfil ambiental destes. Essa análise foi realizada utilizando o método de homogeneidade multivariada de dispersão de grupos (PERMDISP; Anderson, 2006) com base em distância Euclidiana (Legendre; Legendre, 1998). A estatística F da Análise de Variância (ANOVA) foi utilizada para testar as diferenças significativas nas heterogeneidades sazonais de cada reservatório.

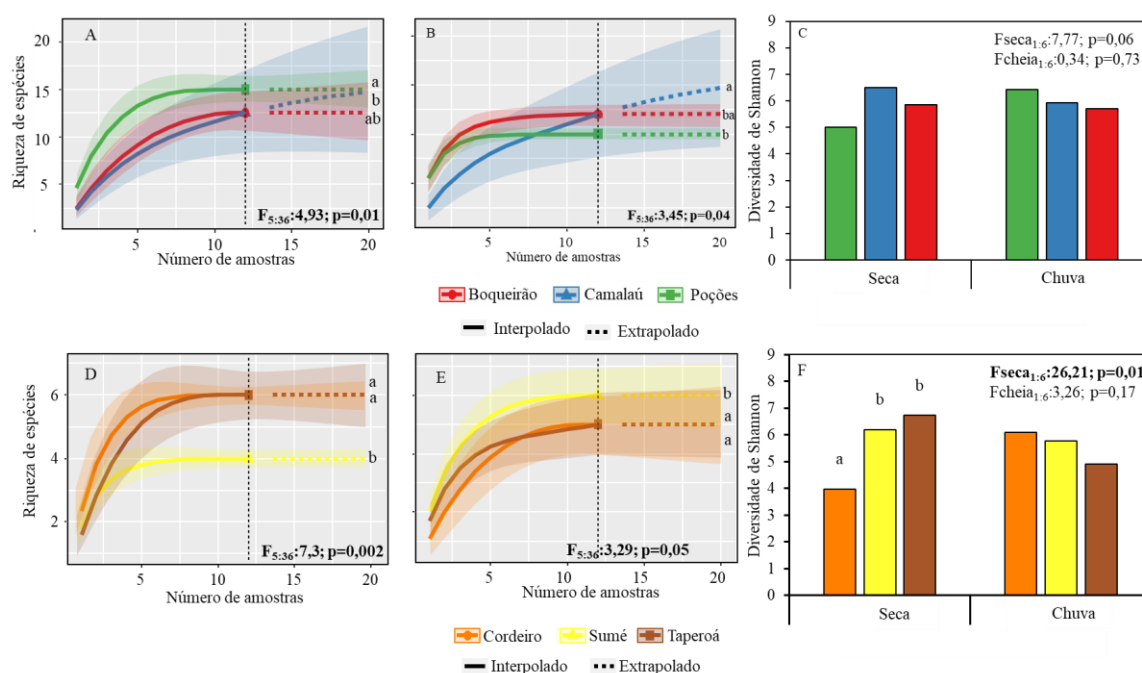
Para determinar a importância relativa dos fatores ambientais locais nas assembleias de peixes, foram realizados testes de Mantel entre a matriz de dados das variáveis físicas e químicas e a de composição taxonômica e funcional (CWM) em cada estação e reservatório (Zhang et al., 2021). A filtragem ambiental foi estimada de acordo com a matriz de variáveis físicas e químicas da água. Empregamos o fator de inflação de variância (VIF) para detectar multicolineariedade entre as variáveis ambientais, considerando como variável colinear aquele que apresenta VIF acima de 5%. O VIF excluiu as variáveis DIN, SRP, TDS, profundidade, volume de água e ORP.

Todas as análises estatísticas foram realizadas considerando um nível de significância de 5% e os pacotes “vegan” (Oksanen et al., 2017), “adespatial” (Dray et al. 2021), “BAT” (Cardoso et al., 2013) e “stats” no ambiente estatístico R core team (2021).



## 5 RESULTADOS

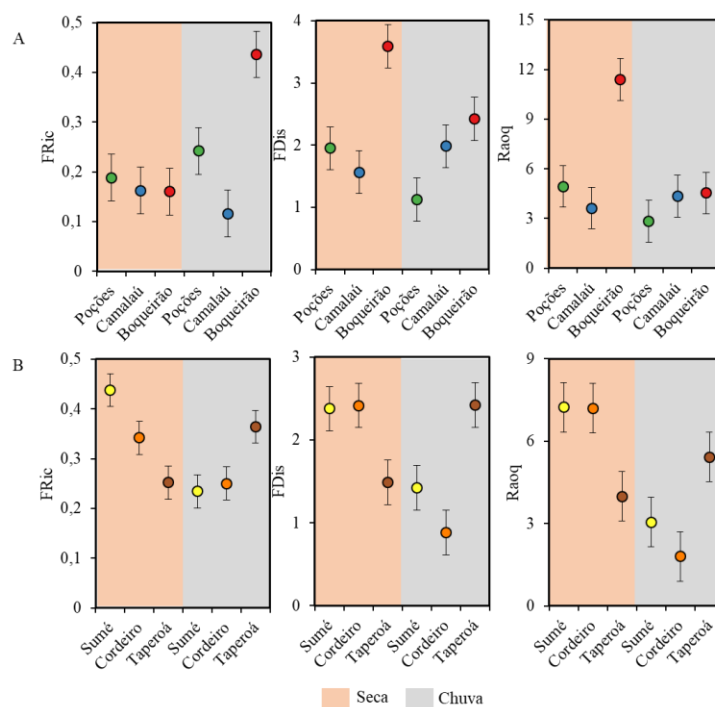
Foram coletados 1.583 indivíduos distribuídos em seis ordens, 12 famílias e 22 espécies (Apêndice C). Os reservatórios receptores mostraram maior riqueza de espécies em relação aos reservatórios não-receptores tanto na estação seca quanto na chuvosa (Figura 2; Apêndice A). Maior riqueza de espécies foi encontrada na estação seca em relação à estação chuvosa, em ambos os grupos de reservatórios (Figura 2 A e D). Dentre os reservatórios receptores, Poções e Boqueirão apresentaram maior riqueza na seca e chuva, respectivamente (Figura 2A e B). Dentre os reservatórios não-receptores, os reservatórios Cordeiro e Taperoá apresentaram maior riqueza na seca e Sumé maior riqueza na chuva (Figura 2D e E). Não houve variação sazonal da diversidade de Shannon-Wiener nos reservatórios receptores (Figura 2C). Sumé e Taperoá apresentaram maior diversidade de Shannon-Wiener na estação seca (Figura 2F) e não houve diferença significativa entre os reservatórios não-receptores na chuva.



**Figura 2:** Índices de riqueza e diversidade de Shannon-Wiener de acordo com a série de Hill para os reservatórios Receptores e não-receptores da transferência de água interbacias do rio São Francisco na bacia do rio Paraíba. A e B representam a riqueza de espécies nos reservatórios receptores na seca e chuva, respectivamente; C) Diversidade de Shannon-Wiener nos reservatórios receptores; D e E representam a riqueza de espécies nos reservatórios não-receptores na seca e chuva, respectivamente; F) Diversidade de Shannon-Wiener nos reservatórios não-receptores.

A análise de variância mostrou que a riqueza funcional dos reservatórios receptores e não-receptores não apresentou variações (Tabela 4). Os reservatórios receptores apresentaram maior dispersão funcional e índice de Rao em relação aos não-receptores (Figura 3A). A estrutura funcional local dos reservatórios receptores não sofreu efeito da sazonalidade (Figura 3A e Tabela 4). A estrutura funcional local sofreu variação espacial, entre os reservatórios, onde,

Boqueirão apresentou maior dispersão funcional e índice de Rao (Tabela 4 e Figura 3A). A estrutura funcional local dos reservatórios não-receptores sofreu efeito da sazonalidade, de modo que, a estação seca possui maior dispersão funcional e índice de Rao (Tabela 4 e Figura 3B).



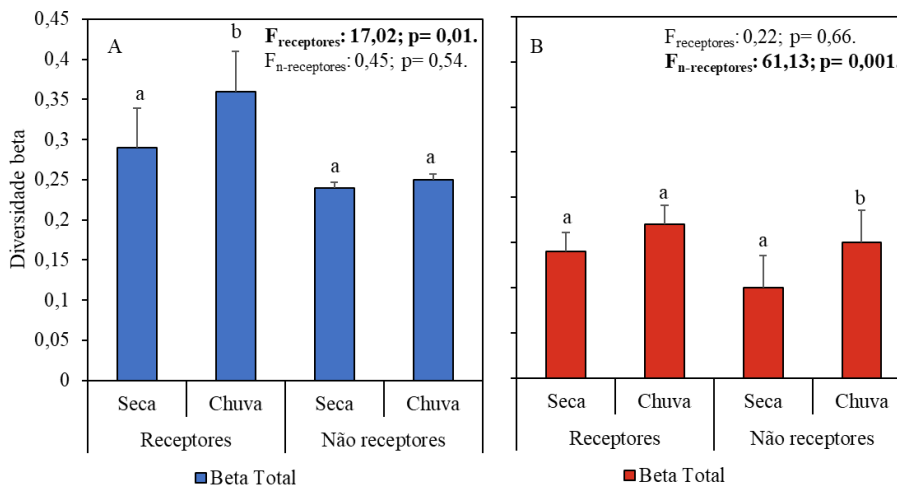
**Figura 3:** Estrutura funcional local com base nos índices de riqueza funcional (FRic), dispersão funcional (FDis) e índice Q de Rao (RaoQ), nos períodos de seca e chuva, nos reservatórios Receptores (A) e não-receptores (B) da TAIB do São Francisco.

**Tabela 4:** Análise de variância e teste a posteriori de Tukey, evidenciando as diferenças na estrutura funcional local no espaço e sazonal.

IBWT/SF	Reservatórios	Frich			Fdis			RaoQ			
		F	P	Tukey	F	P	Tukey	F	P	Tukey	
Entre os reservatórios	Receptores	Poções			a			a			a
		Camalaú	0,47	0,68	a	<b>8,52</b>	<b>0,001</b>	a	<b>4,52</b>	<b>0,05</b>	a
		Boqueirão			a			b			b
Entre as estações	Receptores	Seca	0,75	0,63	a	4,48	0,06	a	4,18	0,07	a
		Chuva			a			a			a
		Sumé			a			a			a
Entre os reservatórios	Não-receptores	Sumé	0,03	0,97	a	0,21	0,81	a	0,23	0,79	a
		Cordeiro			a			a			a
		Taperoá			a			a			a
Entre as estações	Não-receptores	Seca	0,21	0,64	a	<b>4,32</b>	<b>0,04</b>	a	<b>3,64</b>	<b>0,04</b>	a
		Chuva			a			b			b

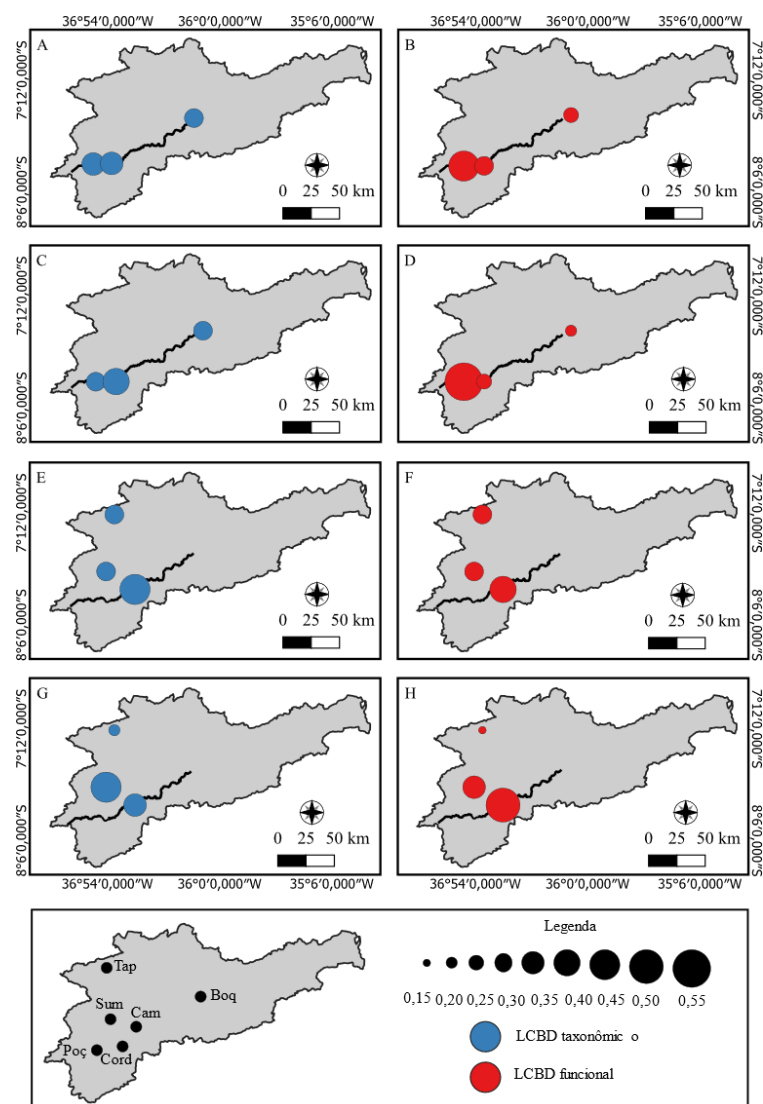
A análise de diversidade beta evidenciou que durante a estação chuvosa as dissimilaridades taxonômicas aumentaram significativamente entre os reservatórios receptores enquanto que, não houve variação entre os reservatórios não-receptores (Figura 4A). Do ponto

de vista funcional, os reservatórios receptores não apresentaram variações sazonais significativas enquanto que, os reservatórios não-receptores apresentaram aumento da diversidade beta funcional na estação chuvosa (Figura 4B).



**Figura 4:** Diversidade beta taxonômica (A) e funcional (B) entre os reservatórios receptores e não-receptores da transferência de água interbacias do São Francisco na bacia do rio Paraíba do Norte.

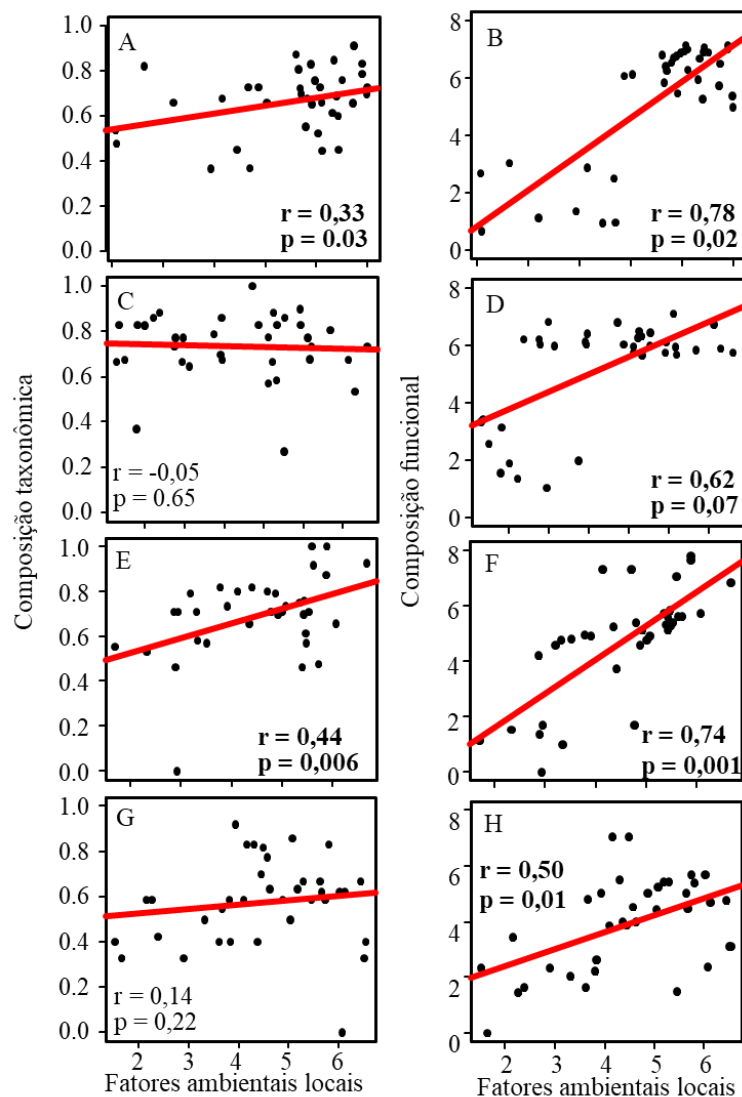
A análise de contribuições locais para a diversidade beta (LCBD) mostrou que os reservatórios receptores contribuíram semelhantemente para a diversidade beta taxonômica na seca e na chuva, enquanto que, Poções contribuiu majoritariamente para a diversidade beta funcional em ambas as estações (Figura 5A – D). Os reservatórios não-receptores mais próximos ao canal principal da transferência de água interbacias do rio São Francisco, ou seja, Cordeiro (em ambas as estações) e Sumé (sobretudo na chuva), contribuíram majoritariamente para diversidade beta taxonômica e funcional (Figura 5E – H).



**Figura 5:** Contribuições locais para a diversidade beta (LCBD) dos reservatórios receptores e não receptores da transferência de água interbacias do rio São Francisco na bacia do rio Paraíba do Norte. Poç= Poçoões; Cam= Camalaú; Boq= Boqueirão; Cord= Cordeiro; Sum= Sumé; Tap= Taperoá.

O teste de heterogeneidade ambiental evidenciou que em ambas as estações nos reservatórios receptores, o reservatório Boqueirão apresentou maior heterogeneidade ambiental (Seca=  $F_{2:93:9,14}$ ;  $p < 0,01$ ; Chuva=  $F_{2:93:4,28}$ ;  $p = 0,01$ ) (Apêndice B A). Todos os reservatórios não-receptores foram ambientalmente heterogêneos entre si na seca ( $F_{2:93:3,23}$ ;  $p = 0,04$ ) e homogêneos na chuva ( $F_{2:93:1,25}$ ;  $p = 0,26$ ) (Apêndice B).

O teste de correlação de Mantel mostrou que as variáveis ambientais locais apresentaram efeito significativo na composição taxonômica na estação seca em ambos os grupos de reservatórios (Figura 6A e E) e ambas as estações, em ambos os grupos de reservatórios para a composição funcional (Figura 6B, D, E, H).



**Figura 6:** Relações entre as variáveis ambientais locais e a dinâmica taxonômica e funcional das assembleias de peixes nos reservatórios receptores (A – D) e não-receptores (E – H) da transferência de água interbacias do São Francisco. A e B, E e F período seco; C e D, G e H, Período chuvoso.

## 6 DISCUSSÃO

Nosso estudo fornece um panorama da dinâmica das assembleias de peixes em reservatórios receptores e não-receptores de transferências de água interbacias (TAIB) e a influência da filtragem ambiental nestas assembleias. Nos reservatórios receptores da TAIB do São Francisco a sazonalidade apresentou efeito apenas sobre a dinâmica taxonômica das assembleias de peixes. Nos reservatórios não-receptores, apenas a dinâmica funcional das assembleias de peixes apresentou variação sazonal. Portanto, a nossa hipótese que previa que a estrutura das assembleias de peixes de reservatórios não-receptores seria influenciada pela sazonalidade enquanto que, essa influência seria minimizada nos reservatórios receptores, foi parcialmente aceita. A hipótese que previa que a filtragem ambiental molda a dinâmica das assembleias na seca nos reservatórios não-receptores e em ambas as estações nos reservatórios receptores, foi parcialmente aceita, pois, apenas na estação seca do ponto de vista taxonômico e em ambas as estações do ponto de vista funcional que essa relação foi observada em ambos os grupos de reservatórios.

Em geral, a estrutura taxonômica das assembleias de peixes amostrada nesse estudo, sobretudo as variações sazonais, onde a maior riqueza de espécies foi encontrada na seca, está de acordo com o padrão observado em reservatórios semiáridos, este padrão está atrelado ao fato de que a seca diminui o espaço aquático facilitando a coleta dos indivíduos (Novaes et al., 2014; Gurgel-Lourenço et al., 2013 e 2015; Costa et al., 2017). A maior riqueza de espécies encontrada nos reservatórios receptores em relação aos não-receptores (figura 2 e apêndice A), pode ser uma característica destes ambientes, visto que todos estão presentes no curso principal do rio Paraíba, uma vez que, com exceção de *Moenkhausia costae* e *Poecilia reticulata*, as espécies listadas já haviam sido registradas nesses reservatórios antes da entrada da IBWT do São Francisco (Costa et al., 2017). Nosso estudo corrobora com Silva et al., (2023) com relação a ampliação da ocorrência de *Moenkhausia costae* em direção a Boqueirão. *Poecilia reticulata* representa um novo registro para o reservatório Poções (Apêndice A). Esta é uma espécie exótica que também ocorre na bacia do rio São Francisco (Silva et al., 2017), porém, sua ocorrência em Poções não pode ser atribuída a IBWT do São Francisco, pois, é uma espécie utilizada e introduzida nos ambientes aquáticos pelo aquarofilismo, que já encontrava-se em trechos do rio Paraíba (Ramos et al., 2018; Bragança et al., 2020).

Flutuações no nível da água tendem a influenciar a estrutura das espécies, pois alteram a qualidade do habitat e as áreas de refúgio para os peixes (Silva-Sene et al., 2022). Nos reservatórios receptores as flutuações nos níveis da água foram menores em relação aos reservatórios não-receptores (Apêndice C). Isso pode estar relacionado ao fato de que antes da

entrada das águas do São Francisco já existiam canais conectando os reservatórios receptores, para que Poções e Camalaú desembocassem em Boqueirão (Barbosa et al., 2021). Como as condições bióticas e abióticas dos reservatórios durante e depois da sua construção, moldam a estrutura das assembleias de peixes (Novaes et al., 2014), esse fato pode ter contribuído para que não houvesse variação sazonal da diversidade de Shannon-Wiener nesses reservatórios (Figura 2C).

As estações secas geralmente fragmentam o habitat aquático e mudam a estruturação do habitat físico nos reservatórios, enquanto que a chuva tende a reestruturar esses habitats a partir da inundação das áreas marginais (Oliveira et al., 2018; Orlando-Net et al., 2022). A estruturação do habitat físico (i.e. presença de estruturas físicas subaquáticas) é uma variável primordial na dinâmica das assembleias de peixes em ambientes aquáticos, porque servem como refúgio e locais de reprodução para a ictiofauna (Medeiros et al., 2024). Portanto, as diferenças locais na estruturação do habitat físico entre os reservatórios não-receptores podem ter influenciado as diferenças na diversidade de Shannon-Wiener observadas na estação seca (Figura 2F), enquanto que, os eventos de inundação na estação chuvosa, pode ter amortecido essas diferenças, haja vista que além dos impactos na estrutura do habitat físico, a chuva tende a promover fluxo de espécies (Brasil et al., 2020).

Fdis e Rao Q são índices que mostram dissimilaridades funcionais entre espécies e maiores valores podem indicar uma maior variedade de características funcionais (Mouillot et al., 2013; Epstein et al., 2018; Ângulo-Venâncio et al., 2022). Nossos resultados mostram maiores valores de diversidade funcional na seca nos reservatórios não-receptores (Figura 3B). Isso pode estar relacionado ao fato de que as espécies de peixes podem apresentar características funcionais únicas, individuais e não compartilhadas para resistir aos eventos de seca (Gonçalves-Silva et al., 2023). Portanto, nosso estudo corrobora com a hipótese de que a diversidade funcional pode ser mantida em lagos durante eventos de perturbações (Lamonth et al., 2018). A hipótese da diversidade-estabilidade leva em consideração que uma comunidade com alta riqueza de espécies pode manter a funcionalidade ecossistêmica durante períodos de perturbações (MacArthur, 1955; Loreau e de Mazancourt, 2013). Contudo, como as espécies que habitam os reservatórios são altamente especializadas a este modo de vida (Agostinho et al., 2016), nosso estudo mostra que são suficientes para manter o funcionamento ecossistêmico durante os períodos secos em relação aos períodos chuvosos.

A redundância funcional sazonal observada nos reservatórios receptores pode ter relação direta com a perenização do fluxo de água pela TAIB do São Francisco. Estudos anteriores já alertavam que a ictiofauna das bacias envolvidas na TAIB do São Francisco

apresenta evolução divergente, e espécies comuns entre as bacias podem apresentar padrões funcionais distintos, onde o compartilhamento de espécimes exóticos pode promover danos a nível funcional e genético (Berbel-Filho et al., 2015). Portanto, nosso estudo corrobora com a hipótese de que a ramificação da rede hidráulica das TAIB's pode comprometer a biodiversidade dos sistemas receptores (Grant et al., 2012) principalmente do ponto de vista funcional.

As estações chuvosas tendem a aumentar a concentração de microhabitats que possibilita o refúgio das espécies (Santos et al., 2010), assim, nesse período é esperado que uma menor riqueza seja capturada, especialmente em reservatórios semiáridos (Novaes et al., 2014). Portanto, as maiores dissimilaridades observadas nas assembleias de peixes entre os reservatórios receptores na estação chuvosa (Figura 4A) está associada as diferenças na composição local dos reservatórios, que foi mais variável entre eles, nessa estação (Apêndice A). Funcionalmente, a diversidade beta destes reservatórios não variou porque as assembleias foram redundantes funcionalmente, sem variações sazonais (Figura 4A).

Por outro lado, reservatórios semiáridos podem apresentar variações hidrológicas sazonais e estruturais semelhantes, o que pode explicar a baixa variação ictiofaunística nestes (Medeiros et al., 2006). Como os reservatórios não-receptores apresentaram padrões hidrológicos semelhantes, com secas e chuvas irregulares (Apêndice C), isso pode ter resultado no padrão observado da diversidade beta taxonômica, sem variações sazonais (Figura 4B). A variação na diversidade beta funcional foi resultado das variações na diversidade funcional sazonal (Figura 4B). Na estação chuvosa, estes reservatórios apresentaram maior variação nos índices de diversidade funcional, o que pode ter gerado o aumento na diversidade beta na chuva (Figura 3B e 4B).

Estudos mostram que maior heterogeneidade ambiental e menores taxas de dispersão podem diminuir os valores da singularidade ecológica (LCBD) (Xia et al., 2022; Sor et al., 2018; Oliveira et al., 2020). Nossos resultados mostram que os reservatórios receptores apresentaram variação na LCBD apenas para o componente funcional. Poções é o primeiro reservatório a alocar espécies exóticas (Ramos et al., 2021; Silva et al., 2023), portanto, é possível que este reservatório apresente maior singularidade funcional em função disso. A LCBD mostrou que Boqueirão, último sistema a receber as águas da TAIB do São Francisco, mostrou menor singularidade funcional (Figura 5). Este sistema apresentou maior heterogeneidade ambiental em relação a Camalaú e Poções (Apêndice B A), o que pode ter levado a menor LCBD (Xia et al., 2022).



Estudos anteriores mostram que as assembleias de peixes de lagos podem ser estruturadas pela filtragem ambiental na seca e espacial na chuva (Chen et al., 2022). Nos reservatórios não-receptores, houve diferença na heterogeneidade ambiental em Taperoá (apêndice B) que pode estar relacionado ao fato de que este não está presente (Figura 1). Contudo, o padrão de LCBD não mudou sazonalmente (Figura 5). Os reservatórios mais próximos ao canal principal do rio Paraíba apresentaram maior singularidade ecológica sem efeito de sazonalidade (Figura 5). Esse resultado pode ser um indício de que reservatórios mais próximos podem apresentar assembleias de peixes autocorrelacionadas (Zhi et al., 2021) do ponto de vista taxonômico e principalmente funcional, assim, essas características podem estar sendo trocadas entre eles. Contudo, nosso estudo não avaliou a influência dos processos espaciais nas assembleias de peixes desses reservatórios. Por isso, é preciso que estudos futuros sejam realizados para confirmar essa hipótese e preencher essa lacuna.

Nosso estudo corrobora com outros que mostram que os filtros ambientais explicam a estrutura das assembleias de peixes em reservatórios, principalmente do ponto de vista funcional, onde estes podem moldar as características funcionais das espécies (Santos et al., 2017; Muniz et al., 2020). Em grande parte, isso pode se dar pelo fato de que os reservatórios alteram as condições abióticas das bacias em que são construídos, e a ictiofauna que neles ocorre é tolerante a essa filtragem ambiental (Agostinho et al., 2016). Em nosso estudo, a composição funcional foi correlacionada com a heterogeneidade ambiental em ambas as estações, sendo mais sensível do que a composição taxonômica (Figura 6B). Isso se deve ao fato de que essas características estão diretamente relacionadas com a disponibilidade de nichos que são alterados pela heterogeneidade ambiental (Pool et al., 2014; Zhang et al., 2021). Portanto, os filtros ambientais podem influenciar a persistência das espécies e selecionar o grupo de espécies que ocorre no habitat com base em suas características (Carvalho et al., 2014).

Está sendo desenvolvido no estado da Paraíba, no nordeste brasileiro, uma transferência de água intrabacia (sistema adutor transparaíba), que interiorizará as águas da TAIB do São Francisco, para sanar as necessidades hídricas da população humana (Paraíba, 2019). A ramificação da rede hidráulica desses projetos tende a comprometer gradativamente a ictiofauna local (Grant et al., 2012). Sugerimos com base em nossos resultados que os órgãos públicos competentes atuem monitorando constantemente os parâmetros bióticos e abióticos dos reservatórios futuramente receptores, preferencialmente, antes da entrada dessas águas. A partir disso, sugerimos a criação de planos de manejo e conservação que visem mitigar os impactos ecológicos causados nas assembleias locais, sobretudo as de peixes, neste ínterim, é importante destacar que a bacia do rio Paraíba e reservatórios receptores da TAIB (Acauã) abrigam

espécies ameaçadas de extinção (*Apareiodon davisii* (apêndice A)). Além disso, para além de sua importância ecológica na manutenção dos ambientes aquáticos, os peixes são responsáveis por sustentar um setor econômico importante em pequena e larga escala.

## 7 CONCLUSÃO

Nosso estudo fornece as primeiras informações acerca dos impactos promovidos por TAIB's na estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes e demonstra a importância da filtragem ambiental para a montagem dessas assembleias em reservatórios do semiárido. As assembleias de peixes dos reservatórios receptores e não-receptores da TAIB do São Francisco apresentaram diferenças contrastantes. Com relação a estrutura taxonômica, esta pode estar associada as propriedades bióticas individuais de cada reservatório, uma vez que, a composição da ictiofauna não mudou drasticamente após a entrada das águas da TAIB do São Francisco. A diversidade funcional foi mais sensível as variações da estrutura das assembleias de peixes. Nos reservatórios receptores, o padrão encontrado pode ter relação direta com a alteração do fluxo de água por TAIB's. Nosso estudo avança na compreensão da montagem de comunidades em reservatórios com diferentes níveis de conectividade hídrica, e, principalmente, no entendimento dos impactos promovidos por TAIB's em reservatórios receptores. Para estudos futuros, sugerimos a mensuração da importância de outros filtros ecológicos (por exemplo, espacial e biótico) para se obter um panorama mais abrangente sobre os impactos ecológicos causadas por TAIB's.

## **8 AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem ao projeto PELD rio Paraíba Integrado (FAPESQ/PELD/23/2020) pelo financiamento da pesquisa. À CAPES (Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior) pelo fornecimento de bolsa de estudo. À Universidade Federal da Paraíba, pelo apoio financeiro das campanhas amostrais.

## 9 REFERÊNCIAS DO ARTIGO

- AESA. Comitê de bacias, 2021. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/>>. Acesso em: 19/08/2021.
- AESA. Volume dos açudes, 2021. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/>>. Acesso em: 19/08/2021.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SANTOS, N. C., ORTEGA, J. C., PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26-36, 2016.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22 711–728, 2013.
- ANDERSON, M.J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, 62, 245– 253, 2006.
- ANGULO-VALENCIA, M. A., DIAS, R. M., ALVES, D. C., WINEMILLER, K. O., & AGOSTINHO, A. A. Patterns of functional diversity of native and non-native fish species in a neotropical floodplain. *Freshwater Biology*, 67(8), 1301-1315, 2022.
- APHA. **Standard Methodod for The Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Helth Assiciation, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2012.
- APPELBERG M. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. **Fiskeriverket Information**, 1, 32 p. 2000.
- AZEVÊDO, E. L.; BARBOSA, J. E. L.; VIDIGAL, T. H. D. A.; CALLISTO, M.; MOLOZZI, J. First record of *Corbicula largillierti* (Philippi 1844) in the Paraíba River Basin and potential implications from water diversion of the São Francisco River. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 14, n. 4, p. 1-4, dez. 2014.
- BARBIERI, Geraldo. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)(Osteichthyes, Erythrinidae) da represa do Monjolinho, São Carlos/SP. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, p. 225-233, 1989.
- BARBOSA, J. E. D. L., MEDEIROS, E. S. F., BRASIL, J., CORDEIRO, R. D. S., CRISPIM, M. C. B., & SILVA, G. H. G. D. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BARBOSA, J. E. L.; SEVERIANO, J. S.; CAVALCANTE, H.; LUCENA-SILVA, D.; MENDES, C. F.; BARBOSA, V. V.; SILVA, R. D. S.; OLIVEIRA, D. A.; MOLOZZI, J. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. **Hydrobiologia**, v. 848, p. 651-672, 2021.
- BERBEL-FILHO, W. M.; MARTINEZ, P.A.; RAMOS, T. P. A., TORRES, R. A.; LIMA, S. M. Q.; Inter- and intra-basin phenotypic variation in two riverine cichlids from northeastern Brazil: potential ecoevolutionary damages of São Francisco interbasin water transfer. **Hydrobiologia**, p. 1-14, 2015.
- BRASIL, J.; SANTOS, J. B. O.; SOUSA, W.; MENEZES, R. F.; HUSZAR, V. L. M.; ATAYDE, J. L. Rainfall leads to habitat homogenization and facilitates plankton dispersal in tropical semiarid lakes. **Aquatic Ecology**, v.54, n.1, p.225-241, 2020.
- BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal - Manual de identificação**. [S.l: s.n.], 1999.
- BUI, T. D.; TALEBPOUR ASL, D.; GHANAVATI, E.; AL-ANSARI, N.; KHEZRI, S.; CHAPI, K.; AMINI, A.; THAI PHAM, B. Effects of inter-basin water transfer on water flow condition of destination basin. **Sustainability**, v. 12, n. 1, p. 338, 2020.
- CARDOSO, MML, SOUSA, W, BRASIL, J, COSTA, MRA, BECKER, V, ATAYDE, JL, MENEZES, RF (2022). Prolonged drought increases environmental heterogeneity and plankton

- dissimilarity between and within two semiarid shallow lakes over time. **Hydrobiologia**, **849**, 3995–4014. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04882-0>.
- CARDOSO, P., RIGAL, F., CARVALHO, J. C., FORTELIUS, M., BORGES, P. A., PODANI, J., & SCHMERA, D. (2014). Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. **Journal of Biogeography**, *41*(4), 749-761.
- CARVALHO, R. A., & TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams?. **Ecology of Freshwater Fish**, *24*(2), 317-328, 2015.
- CHAO, Anne; CHIU, Chun-Huo; JOST, Lou. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 297-324, 2014.
- CHEN, X., LI, Z., BODA, P., FERNANDES, I. M., XIE, Z., ZHANG, E. Environmental filtering in the dry season and spatial structuring in the wet: different fish community assembly rules revealed in a large subtropical floodplain lake. **Environmental Science and Pollution Research**, *29*(46), 69875-69887, 2022.
- COSTA, S. Y. L.; BARBOSA, J.E.L.; VIANA, L.G.; RAMOS, T.P.A. Composition of the ichthyofauna in Brazilian semiarid reservoirs. **Biota Neotropica**, v.17, n.3, p.1 – 11. 2017.
- DAGA, V. S.; OLDEN, J. D.; GUBIANI, É. A.; PIANA, P. A.; PADIAL, A. A.; VITULE, J. R. Scale-dependent patterns of fish faunal homogenization in Neotropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 18, p. 3759-3772, 2020.
- DALA-CORTE, R. B., SGARBI, L. F., BECKER, F. G., & MELO, A. S. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 1-17, 2019.
- DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, *16*(11), 646–655. 2001.
- DRIVER, Lucas J.; HOEINGHAUS, David J. Fish metacommunity responses to experimental drought are determined by habitat heterogeneity and connectivity. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 4, p. 533-548, 2016.
- EPSTEIN, J. M., PINE III, W. E., ROMAGOSA, C. M., SCOTT, M. C., PHILLIPS, C. T., MARION, C. A., & BAISER, B. State-and Regional-Scale Patterns and Drivers of Freshwater Fish Functional Diversity in the Southeastern USA. **Transactions of The American Fisheries Society**, *147*(6), 1179-1198, 2018.
- FADDA, A., PALMAS, F., CAMIN, F., ZILLER, L., PADEDDE, B. M., LUGLIÉ, A., MANCA, M., SABATINI, A. Analysis of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  isotopic signatures to shed light on the hydrological cycle's influence on the trophic behavior of fish in a Mediterranean reservoir. **Biologia**, v. 71, n. 12, p. 1395-1403, 2016.
- FILHO, V. P. F.; GUERRA, T. P.; LIMA, M. C. S.; TEIXEIRA, D. F.; COSTA, R. R.; ARAÚJO, I.; MOURA, G. J. (2014). Padrões ecomorfológicos associados à dieta de *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Scianidae) em reservatório permanente, no Nordeste do Brasil. **Iheringia**. Série Zoologia, *104*, 134-142.
- GALLARDO, B.; ALDRIDGE, D.C. Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. **Water Research**, v.143, 282-291, 2018.
- GANASSIN, M. J. M., MUÑOZ-MAS, R., DE OLIVEIRA, F. J. M., MUNIZ, C. M., DOS SANTOS, N. C. L., GARCÍA-BERTHOU, E., GOMES, L. C. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three Neotropical basins. **Science of the Total Environment**, v. 778, p. 146246, 2021.
- GONÇALVES-SILVA, M., MANNA, L. R., RODRIGUES-FILHO, C. A. S., TEIXEIRA, F. K., REZENDE, C.F. Effect of drying dynamics on the functional structure of a fish assemblage from an intermittent river network. **Frontiers in Environmental Science**, p. 1398, 2022.

- GRANT, E. H. C.; LYNCH, H. J.; MUNEEPEERAKUL, R.; ARUNACHALAM, M.; RODRÍGUEZ-ITURBE, I.; FAGAN, W. F.; Interbasin Water Transfer, Riverine Connectivity, and Spatial Controls on Fish Biodiversity, **Plos one**, v.7, n.3, p.1-7, 2012.
- GUNASEKARA, N. K.; KAZAMA, S.; YAMAZAKI, D.; OKI, T. Water conflict risk due to water resource availability and unequal distribution. **Water resources management**, v. 28, p. 169-184 2014.
- GURGEL-LOURENÇO, R. C., RODRIGUES-FILHO, C. A., PINTO, L. M., SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. Prolonged drought influences the taxonomic and functional structure of fish assemblages in estuaries along the Brazilian semiarid coast. **Hydrobiologia**, 850(20), 4443-4466.
- GURGEL-LOURENÇO, R.C., SOUSA, W.A., SÁNCHEZ-BOTERO, J.I. & GARCEZ, D.S. Ichthyofauna of two reservoirs in the middle Acaraú River basin, Ceará, Northeastern Brazil. **Check List**. 9(6): 1391–1395.2013.
- GURGEL-LOURENÇO, R.C.; RODRIGUES-FILHO, C.A.S.; ANGELINI, R.; GARCEZ, D.S.; SÁNCHEZ-BOTERO, I.J. On the relation amongst limnological factors and fish abundance in reservoirs at semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensis**. 27(1): 24-38.2015.
- JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 109, p. 445-454, 1987.
- JIA, Y., JIANG, Y., LIU, Y., SUI, X., FENG, X., ZHU, R., CHEN, Y. Unravelling fish community assembly in shallow lakes: Insights from functional and phylogenetic diversity. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 1-22, 2021.
- JIANG, X, ZHENG, P, CAO, L, PAN, B. Effects of long-term floodplain disconnection on multiple facets of lake fish biodiversity: Decline of alpha diversity leads to a regional differentiation through time. **Science of The Total Environment**, 763, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144177>, 2021.
- KIRK, MARK A.; RAHEL, FRANK J.; LAUGHLIN, DANIEL C. Environmental filters of freshwater fish community assembly along elevation and latitudinal gradients. **Global Ecology and Biogeography**, v. 31, n. 3, p. 470-485, 2022.
- KOPPEN, W. Das geographische system der klimat. **Handbuch der Klimatologie**, 46, 1936.
- Lamothe, K. A., Alofs, K. M., Jackson, D. A., & Somers, K. M. (2018). Functional diversity and redundancy of freshwater fish communities across biogeographic and environmental gradients. **Diversity and Distributions**, 24(11), 1612-1626.
- LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, 23, 11, 1324–1334. <https://doi.org/10.1111/geb.12207>, 2014.
- LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology Letters**, v.16, p.951–963, 2013.
- LOREAU, MICHEL; DE MAZANCOURT, CLAIRE. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. **Ecology Letters**, v. 16, p. 106-115, 2013.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.
- LUCENA, C. A. S.; CALEGARI, B. B.; PEREIRA, E. H. L.; & DALLEGRAVE, E. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 105, 20-24, 2013.
- MAC'ARTHUR, ROBERT. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. **Ecology**, v. 36, n. 3, p. 533-536, 1955.
- MALABARBA L.R. & REIS R.E. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas. **Sociedade Brasileira de Zoologia**, Campinas, v. 36, p. 1-14, 1987.

- MARCIANO, Fernanda Teixeira. **Composição, abundância e aspectos reprodutivos das espécies de peixes do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP) e sua relação com as características ambientais do sistema**. 2005. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- MARENGO, J. CUNHA, A.P. ALVES, L. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanálise**, 4, 49-54. 2016.
- MEDEIROS, E. S. F., SILVA, M. J. D., RAMOS, T. P. A., RAMOS, R. T. C. Environmental variables as predictors of fish community composition in semiarid aquatic systems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 36, e4, 2024.
- MELO, DB, DOLBETH, M, PAIVA, FF, MOLOZZI, J. Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomids? coexistence in the semiarid. **Science of The Total Environment**, 821, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153053>, 2022.
- MENDONÇA, José P.; ANDREATA, José V. Aspectos reprodutivos de *Poecilia vivipara* (Bloch & Schneider)(Poeciliidae) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, p. 1041-1047, 2001.
- MO, Y., PENG, F., GAO, X., XIAO, P., LOGARES, R., JEPPESEN, E., YANG, J. Low shifts in salinity determined assembly processes and network stability of microeukaryotic plankton communities in a subtropical urban reservoir. **Microbiome**, 9(1), 1-17, 2021.
- MOL, JH, MÉRONA, B, OUBOTER, PE, SAHDEW, S. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. **Neotropical Ichthyology**, 5, 3, 351-368. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300015>, 2007.
- MONTAG, L. F. D. A., FREITAS, T. M. D. S., Raiol, R. D. D. O., & Silva, M. V. D. (2011). Relação peso-comprimento e reprodução do guppy *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) em canais de coleta residual na região metropolitana de Belém, Pará, Brasil. **Biota Neotropica**, 11, 93-97.
- MORAIS, E. A.; CARVALHO, J. S. F.; ALMEIDA, P. L. R.; ALCÂNTARA, H. M.; MEDEIROS, P. C. Conflitos de acesso e uso da água na bacia do rio Paraíba após operação do projeto de integração do rio São Francisco. **Brazilian Journal of Development**. 6, 1, 5098-5108. 2020.
- MUNIZ, C. M., FROTA, A., GANASSIN, M. J. M., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. Do river basins influence the composition of functional traits of fish assemblages in Neotropical reservoirs?. **Brazilian Journal of Biology**, 81, 765-775, 2020.
- NOVAES, J.L.C., MOREIRA, S.I.L., FREIRE, C.E.C., SOUSA, M.M.O.; COSTA, R.S. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. **Brazilian Journal of Biology**. 74(2): 290-301.2014.
- OLIVEIRA, J.F.D., OLIVEIRA, J.C.D. D., NOVAES, J.L. C., SOUZA, A.E. F. D., SOUSA, M. M. O. D., SANTOS, A. B. D., PERETTI, D. Spatial-temporal analysis of the diet of a non-native fish in the Santa Cruz Reservoir, Brazilian semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.
- OLIVEIRA, P. H. F., MACHADO, K. B., TERESA, F. B., HEINO, J., & NABOUT, J. C. Spatial processes determine planktonic diatom metacommunity structure of headwater streams. **Limnologica**, 84, 125813, 2020.
- PADIAL, A. A., CESCHIN, F., DECLERCK, S. A., DE MEESTER, L., BONECKER, C. C., LANSAC-TÔHA, F. A., BINI, L. M. Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. **PloS one**, 9(10), e111227, 2014.
- PARAÍBA. **Sistema adutor transparaíba ramal cariri**. João Pessoa: CAGEPA, 2019.
- PINGRAM, M. A., COLLIER, K. J., WILLIAMS, A. K., DAVID, B. O., GARRETT-WALKER, J., GÓRSKI, K., RYAN, E. F. Surviving invasion: regaining native fish resilience following fish invasions in a modified floodplain landscape. **Water Resources Research**, v. 57, n. 9, p. e2020WR029513, 2021.



- Podani, J, Schmera D (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence – absence data. *Oikos*, **120**, 11, 1625–1638. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x>.
- POOL, Thomas K.; GRENOUILLET, Gaël; VILLÉGER, Sébastien. Species contribute differently to the taxonomic, functional, and phylogenetic alpha and beta diversity of freshwater fish communities. *Diversity and distributions*, v. 20, n. 11, p. 1235-1244, 2014.
- QUIRINO, B. A.; LANSAC-TÔHA, F. M.; THOMAZ, S. M.; HEINO, J.; FUGI, R. Macrophyte stand complexity explains the functional  $\alpha$  and  $\beta$  diversity of fish in a tropical river-floodplain. *Aquatic Sciences*, 83(1), 12. 2021.
- RAMOS, T. P. A. **Ictiofauna de água doce da bacia do rio Parnaíba**. Tese (doutorado em ciências biológicas)- Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 216, 2012.
- RAMOS, T. P. A.; LIMA, J. A. S.; COSTA, S. Y. L.; SILVA, M. J.; AVELLAR, R. C.; OLIVEIRA-SILVA, L. Continental ichthyofauna from the Paraíba do Norte River basin pre-transposition of the São Francisco River, Northeastern Brazil. *Biota neotropical*, v.18, n.4, p.1-10. 2018.
- RAMOS, T. P. A.; LUSTOSA-COSTA, S. Y.; LIMA, R. M. O.; BARBOSA, J. E. L.; MENEZES, R. F. First record of *Moenkhausia costae* (Steindachner 1907) in the Paraíba do Norte basin after the São Francisco River diversion. *Biota Neotropica* (ONLINE. EDIÇÃO EM INGLÊS), v. 21, p. 1-25, 2021.
- Rocha-Junior, CAND, Costa, MRAD, Menezes, RF, Attayde, JL, Becker, V (2018). Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **30**. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2117>.
- ROLLS, R. J.; CHESSMAN, B. C.; HEINO, J.; WOLFENDEN, B.; THURTEL, L. A.; CHESHIRE, K. J. M.; RYAN, D.; BUTLER, G.; GROWNS, I.; CURWEN, G. Change in beta diversity of riverine fish during and after supra-seasonal drought. *Landscape Ecology*, v. 37, n. 6, p. 1633-1651, 2022.
- SAMPAIO, E. V., & SATO, Y.. Aspectos reprodutivos de *Leporinus piau* Fowler, 1941 (Osteichthyes, Anostomidae) da bacia do rio São Francisco, submetido à desova induzida. *Ciência Animal Brasileira*, *10*(1), 157-165, 2009.
- SANTOS, ALEX BRAZ IACONE; TERRA, BIANCA DE FREITAS; ARAÚJO, FRANCISCO GERSON. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia (curitiba)*, v. 27, p. 732-740, 2010.
- SANTOS, N. C. L., DE SANTANA, H. S., ORTEGA, J. C. G., DIAS, R. M., STEGMANN, L. F., DA SILVA ARAUJO, I. M., AGOSTINHO, A. A. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, v. 802, p. 245-253, 2017.
- SATO, Y., SAMPAIO, E. V., FENERICH-VERANI, N., VERANI, J. R. Biologia reprodutiva e reprodução induzida de duas espécies de Characidae (Osteichthyes, Characiformes) da bacia do São Francisco, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *23*, 267-273, 2006.
- SEVERIANO, J. S.; OLIVEIRA, E. S.; LUCENA-SILVA, D.; MOURA, G. C.; SILVA, E. A.; BARBOSA, J. E. L. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 in South America: record of the pattern of expansion and persistence in tropical reservoirs in Northeastern Brazil. *Biological Invasions*, v. 1, p. 1, 2021.
- SHURIN, JB, COTTENIE, K, HILLEBRAND, H. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, **159**, 151-159, 2008.
- SILVA, A. L. B.; GALVÃO, G. A.; ROCHA, A. A. F. D.; GUTIERRE, S. M. M.; SANTOS, G. R. D.; COSTA, B. D. F. D.; NICOLA, P. A. Ictiofauna em movimento: colonização e disseminação de peixes pelo Projeto de Transposição de Águas Interbacias do São Francisco. *Neotropical Ichthyology*, *21*, e220016. (2023).

- SILVA, Márcio Joaquim da. **Diversidade e conservação da ictiofauna das bacias envolvidas no Projeto de Transposição do rio São Francisco**. 2017. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- SILVA-SENE, A. M., LOURES, R. C., DE ANDRADE NETO, F. R., & POMPEU, P. S. Fish assemblage distribution along free-flowing rivers entering a reservoir cascade. **Environmental Biology of Fishes**, v. 105, n. 11, p. 1535-1547, 2022.
- SOARES, Edmilson. Seca no Nordeste e a transposição do rio São Francisco. **Revista Geografias**, v. 9, n. 2, p. 75-86, 2013.
- SOR, R., LEGENDRE, P., & LEK, S. Uniqueness of sampling site contributions to the total variance of macroinvertebrate communities in the Lower Mekong Basin. **Ecological Indicators**, 84, 425-432, 2018.
- STOLF, R.; PIEDADE, S. M. D. S.; SILVA, J. R. D.; DA SILVA, L. C.; MANIERO, M. Â. Water transfer from São Francisco river to semiarid northeast of Brazil: technical data, environmental impacts, survey of opinion about the amount to be transferred. **Engenharia Agrícola**, 32, 998-1010. 2012.
- SUDENE. 2021. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. Dados pluviométricos mensais do Nordeste. Recife: **SUDENE**, Série Pluviometria 1 a 10.
- TAPOLCZAI, K.; BOUCHEZ, A.; STENGER-KOVÁCS, C.; PADISÁK, J.; RIMET, F. Traitbased ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. **Hydrobiologia**, 776(1), 1-17. 2016.
- THOMAS, D. S. G. Arid Environments: Their Nature and Extent. In: Thomas, DSG, Arid Zone Geomorphology: Process, Form and Change in Drylands. 3rd ed. [S.L]: **John Wiley & Sons**, p. 1–16. 2011.
- TROIA, MATTHEW J.; GIDO, KEITH B. Functional strategies drive community assembly of stream fishes along environmental gradients and across spatial scales. **Oecologia**, v. 177, p. 545-559, 2015.
- VARDAKAS, L., KALOGIANNI, E., SMETI, E., ECONOMOU, N. A., SKOULIKIDIS, N. T, KOUTSOUBAS, D., DIMITRIADIS, C., DATRY, T. Spatial factors control the structure of fish metacommunity in a Mediterranean intermittent river. **Ecology & Hydrobiology**, 20(3), 346-356, 2020.
- VILLÉGER S, MIRANDA JR, HERNÁNDEZ DF, MOUILLOT D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**. v. 20, n. 6, p. 1512-1522, 2010
- VILLÉGER, S., MIRANDA, J. R., HERNÁNDEZ, D. F., & MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512-1522, 2010.
- VILLÉGER, Sébastien; GRENOUILLET, Gaël; BROSSE, Sébastien. Decomposing functional  $\beta$ -diversity reveals that low functional  $\beta$ -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 6, p. 671-681, 2013.
- WIEGAND, MC, NASCIMENTO, ATP, COSTA, AC, NETO, IEL (2021). Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, 184, 1-184. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104321>.
- WINEMILLER, K. O.; FITZGERALD, D. B.; BOWER, L. M.; PIANKA, E. R. Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. **Ecology letters**, 18(8), 737-751. 2015.
- XIA, Z., HEINO, J., YU, F., HE, Y., LIU, F., & WANG, J. Spatial patterns of site and species contributions to  $\beta$  diversity in riverine fish assemblages. **Ecological Indicators**, 145, 109728, 2022.

- YANG, N.; HOU, X.; LI, Y.; ZHANG, H.; WANG, J.; HU, X.; ZHANG, W. Inter-basin water diversion homogenizes microbial communities mainly through stochastic assembly processes. **Environmental Research**, 223, 115473. 2023.
- YOFUKUJI, K. Y., CARDOZO, A. L. P., SCHMITZ, M. H., FUGI, R. (2023). Effects of the intensity of land-use changes on taxonomic and functional diversity of fish in a Neotropical floodplain. **Aquatic Sciences**, 85(2), 48.
- ZHA, Y., LINDSTRÖM, E. S., EILER, A., SVANBÄCK, R. Different roles of environmental selection, dispersal, and drift in the assembly of intestinal microbial communities of freshwater fish with and without a stomach. **Frontiers in Ecology and Evolution**, 8, 152, 2020.
- ZHANG, C., ZHU, R., SUI, X., LI, X., CHEN, Y. (2021). Understanding patterns of taxonomic diversity, functional diversity, and ecological drivers of fish fauna in the Mekong River. **Global Ecology and Conservation**, 28, e01711.
- ZHANG, Y., ZHANG, L., KANG, Y., LI, Y., CHEN, Z., LI, R., WANG, M. Biotic homogenization increases with human intervention: implications for mangrove wetland restoration. **Ecography**, v. 2022, n. 4, 2022.
- ZHI, W., SHULI, Z., JIE, L., YUEFEI, L., YUGUO, X., & XINHUI, L. Spatial autocorrelation and heterogeneity of fish resources in the Xijiang River, Pearl River Basin, China. **Indian Journal of Fisheries**, 68(3), 2021.

## 10 APÊNDICE A – TABELA DE PRESENÇA E AUSÊNCIA DAS ESPÉCIES

Composição das assembleias de peixes dos reservatórios receptores e não receptores da transferência de água interbacia do rio São Francisco, na bacia do rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brazil.

Estação	Origem	Seca			Chuva			Seca			Chuva			
		Receptores						Não-Receptores						
Ordem/Família/Espécie		Poções	Camalaú	Boqueirão	Poções	Camalaú	Boqueirão	Sumé	Cordeiro	Taperoá	Sumé	Cordeiro	Taperoá	
<b>CHARACIFORMES</b>														
<b>Characidae</b>														
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Nativa	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	Piaba
<i>Hemigramus marginatus</i> Ellis, 1991	Nativa			X			X		X					Piaba
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	Exótica	X		X	X		X							Piaba
<i>Serrapinus piaba</i> (Lütken, 1875)	Nativa						X							Piaba
<b>Crenuchidae</b>														
<i>Characidium bimaculatum</i> Fowler, 1941	Nativa								X					-
<b>Anostomidae</b>														
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1914	Nativa	X		X	X	X		X	X		X			Piau
<b>Triporthidae</b>														
<i>Triporthus signatus</i> (German, 1890)	Nativa			X		X								Sardinha
<b>Prochilodontidae</b>														
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875	Nativa	X	X	X				X	X	X	X		X	Curimatã
<b>Curimatidae</b>														

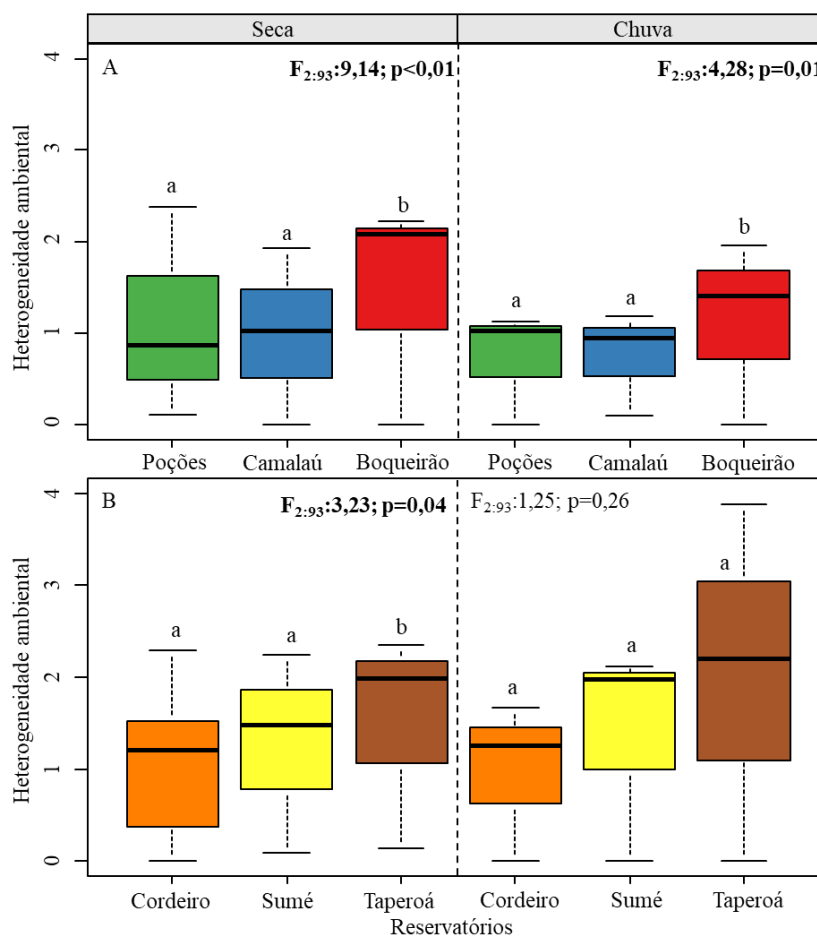
<i>Psectrogaster rhomboides</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	Nativa			X					X					Cumatã
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	Nativa	X						X						Piaba
<b>Erythrinidae</b>														
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Nativa	X	X	X		X		X	X	X		X	X	Traíra
<b>SILURIFORMES</b>														
<b>Loricariidae</b>														
<i>Hypostomus pusalum</i> (Starks, 1983)	Nativa			X								X		Cascudo
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>														
<b>Poeciliidae</b>														
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	Nativa	X				X			X		X		X	Barrigudinho
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Exótica					X								Barrigudinho
<b>CICHLIFORMES</b>														
<b>Cichlidae</b>														
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Exótica							X						Óscar
<i>Crenicichla brasilienses</i> (Bloch, 1792)	Exótica	X				X		X	X		X	X		Quatro-olho
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831	Exótica		X	X		X	X		X			X	X	Tucunaré
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983	Endêmica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Corró
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Nativa							X			X			Cará
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Exótica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Tilápia do Nilo
<b>PERCIFORMES</b>														
<b>Sciaenidae</b>														

<i>Plasgioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Exótica	X	X	Pescada
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>				
<b>Synbranchidae</b>				
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	Endêmica	X		Mussum

---

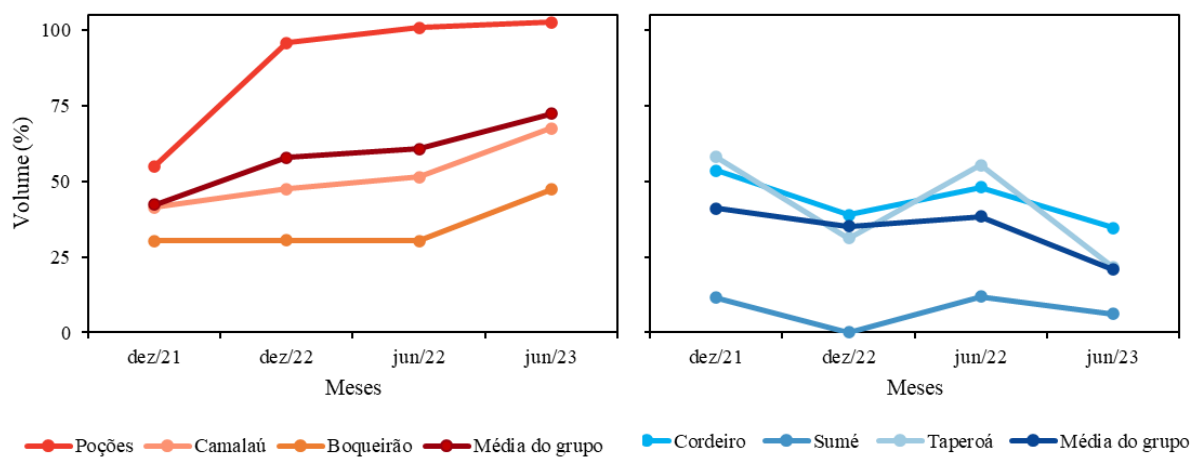
## 11 APÊNDICE B – HETEROGENEIDADE AMBIENTAL LOCAL

Heterogeneidade ambiental local dos reservatórios receptores (A) e não-receptores da transferência de água interbacia do rio São Francisco, na bacia do rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil.



## 12 APÊNDICE C – VARIAÇÃO DO VOLUME HÍDRICO NOS RESERVATÓRIOS

Variação do volume hídrico entre os períodos de amostragem, nos reservatórios receptores e não receptores da Transferência de água interbacias do rio São Francisco, na bacia do rio Paraíba, Paraíba, Brasil.





## REFERÊNCIAS PRINCIPAIS

- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SANTOS, N. C., ORTEGA, J. C., PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26-36, 2016.
- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., VERÍSSIMO, S., K. OKADA, E. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish biology and Fisheries**, v. 14, p. 11-19, 2004.
- ANDRADE, J. G. P., BARBOSA, P. S. F., SOUZA, L. C. A., MAKINO, D. L. The Brazilian experience and international case comparisons. **Water Resources Management**, v. 25, p. 1915-1934, 2011.
- ANDRADE, R. Da transposição do rio São Francisco à revitalização da bacia: as várias visões de um rio. **Fórum Permanente de Defesa do São Francisco**, 2002.
- BARBOSA, J. E. L.; SEVERIANO, J. S.; CAVALCANTE, H.; LUCENA-SILVA, D.; MENDES, C. F.; BARBOSA, V. V.; SILVA, R. D. S.; OLIVEIRA, D. A.; MOLOZZI, J. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. **Hydrobiologia**, v. 848, p. 651-672, 2021.
- BERBEL-FILHO, W. M.; MARTINEZ, P.A.; RAMOS, T. P. A., TORRES, R. A.; LIMA, S. M. Q.; Inter- and intra-basin phenotypic variation in two riverine cichlids from northeastern Brazil: potential ecoevolutionary damages of São Francisco interbasin water transfer. **Hydrobiologia**, p. 1-14, 2015.
- BRAGA, C.; OLIVEIRA, J. A. CERQUEIRA, R. Metacomunidades: uma introdução aos termos e conceitos. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, 2017.
- BRASIL. **Relatório de impacto ambiental-RIMA do projeto de integração do rio São Francisco com as bacias hidrográficas do Nordeste Setentrional**. Brasília: Ministério da integração nacional, 2005.
- BUI, T. D.; TALEBPOUR ASL, D.; GHANAVATI, E.; AL-ANSARI, N.; KHEZRI, S.; CHAPI, K.; AMINI, A.; THAI PHAM, B. Effects of inter-basin water transfer on water flow condition of destination basin. **Sustainability**, v. 12, n. 1, p. 338, 2020.
- CARDOSO, MML, SOUSA, W, BRASIL, J, COSTA, MRA, BECKER, V, ATTAYDE, JL, MENEZES, RF. Prolonged drought increases environmental heterogeneity and plankton dissimilarity between and within two semiarid shallow lakes over time. **Hydrobiologia**, **849**, 3995–4014. 2022.
- CHASE, J. M. Community assembly: when should history matter?. **Oecologia**, 136, 489-498, 2003.
- CHELLAPPA, S., BUENO, R. M., CHELLAPPA, T., CHELLAPPA, N. T., & E VAL, V. M. F. A. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologia**, v. 39, n. 4, p. 325-329, 2009.

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

DAGA, V. S., AZEVEDO-SANTOS, V. M., PELICICE, F. M., FEARNSIDE, P. M., PERBICHE-NEVES, G., PASCHOAL, L. R., VITULE, J. R. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. **Ambio**, v. 49, p. 165-172, 2020.

DALA-CORTE, R. B., SGARBI, L. F., BECKER, F. G., MELO, A. S. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 1-17, 2019.

DIAMOND, J. M. **Assembly of Species Communities**. In: Cody ML, Diamond JM (eds). Ecology and evolution of communities. Harvard University Press, Cambridge, Mass., pp 342–444, 1975.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, 16(11), 646–655. 2001.

ELORANTA, A. P., FINSTAD, A. G., HELLAND, I. P., UGEDAL, O., POWER, M. Hydropower impacts on reservoir fish populations are modified by environmental variation. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 313-322, 2018.

FADDA, A., PALMAS, F., CAMIN, F., ZILLER, L., PADEDDE, B. M., LUGLIÉ, A., MANCA, M., SABATINI, A. Analysis of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  isotopic signatures to shed light on the hydrological cycle's influence on the trophic behavior of fish in a Mediterranean reservoir. **Biologia**, v. 71, n. 12, p. 1395-1403, 2016.

GALLARDO, B.; ALDRIDGE, D.C. Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. **Water Research**, v.143, 282-291, 2018.

GRANT, E. H. C.; LYNCH, H. J.; MUNEEPEERAKUL, R.; ARUNACHALAM, M.; RODRÍGUEZ-ITURBE, I.; FAGAN, W. F.; Interbasin Water Transfer, Riverine Connectivity, and Spatial Controls on Fish Biodiversity, **Plos One**, v.7, n.3, p.1-7, 2012.

GRAVEL, D. Assembly Models. **Obo in Ecology**, 2013.

GUEDES, G. H. S., MATTOS, T. M., DA SILVA CAMILO, G., UEHARA, W., DE PAIVA FERREIRA, D. L., & ARAÚJO, F. G. Artificial flow regime promotes abiotic and biotic gradients: Testing the concept of longitudinal zonation in an off-river reservoir. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 20, n. 2, p. 256-264, 2020.

GURGEL-LOURENÇO, R.C.; RODRIGUES-FILHO, C.A.S.; ANGELINI, R.; GARCEZ, D.S.; SÁNCHEZ-BOTERO, I.J. On the relation amongst limnological factors and fish abundance in reservoirs at semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensis**. 27(1): 24-38.2015.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography** (MPB- 32). Princeton University Press, 2001.

- HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, 22, 415–427, 1957.
- JIA, Y., JIANG, Y., LIU, Y., SUI, X., FENG, X., ZHU, R., CHEN, Y. Unravelling fish community assembly in shallow lakes: Insights from functional and phylogenetic diversity. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 1-22.
- JIANG, X, ZHENG, P, CAO, L, PAN, B. Effects of long-term floodplain disconnection on multiple facets of lake fish biodiversity: Decline of alpha diversity leads to a regional differentiation through time. **Science of The Total Environment**, 763, 1-10, 2021.
- LEITE, JNC, BECKER, V. Impacts of drying and reflooding on water quality of a tropical semi-arid reservoir during an extended drought event. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 31, 2019.
- LUSTOSA-COSTA, S. Y. **Taxonomia integrativa e biogeografia dos cascudos do gênero *Hypostomus Lacépède, 1803* (Siluriformes: Loricariidae) nas drenagens do Nordeste brasileiro**. 2020. Tese (Doutorado em Sistemática e Evolução) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2020.
- MACARTHUR, R. H., WILSON, E. O. **The theory of island biogeography** (Vol. 1). Princeton university press, 2001.
- MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E. S. F. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. Aquatic Conservation. **Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 16, n. 7, p. 665-677, 2006.
- MARENGO, J.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanalise**, v.4, p.49-54. 2016.
- MELO, DB, DOLBETH, M, PAIVA, FF, MOLOZZI, J. Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomids? coexistence in the semiarid. **Science of the total environment**, 821, 1-13. 2022.
- MAGALHAES, A. L., DAGA, V. S., BEZERRA, L. A., VITULE, J. R., JACOBI, C. M., SILVA, L. G. All the colors of the world: biotic homogenization-differentiation dynamics of freshwater fish communities on demand of the Brazilian aquarium trade. **Hydrobiologia**, 847, 3897-3915, 2020.
- MO, Y., PENG, F., GAO, X., XIAO, P., LOGARES, R., JEPPESEN, E., YANG, J. Low shifts in salinity determined assembly processes and network stability of microeukaryotic plankton communities in a subtropical urban reservoir. **Microbiome**, 9(1), 1-17, 2021.
- MOL, JH, MÉRONA, B, OUBOTER, PE, SAHDEW, S. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. **Neotropical Ichthyology**, 5, 3, 351-368, 2007.
- MORAIS, E. A.; CARVALHO, J. S. F.; ALMEIDA, P. L. R.; ALCÂNTARA, H. M.; MEDEIROS, P. C. Conflitos de acesso e uso da água na bacia do rio Paraíba após operação

do projeto de integração do rio São Francisco. **Brazilian Journal of Development**. 6, 1, 5098-5108. 2020.

MOREIRA-FILHO, O.; BUCKUP, P.A. A poorly know case of watershed transposition between the São Francisco and Upper Paraná river basins. **Neotropical ichthyology** 3(3): 449-452, 2005.

NOVAES, J.L.C., MOREIRA, S.I.L., FREIRE, C.E.C., SOUSA, M.M.O.; COSTA, R.S. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. **Brazilian Journal of Biology**. 74(2): 290-301.2014.

POOL, Thomas K.; GRENOUILLET, Gaël; VILLÉGER, Sébastien. Species contribute differently to the taxonomic, functional, and phylogenetic alpha and beta diversity of freshwater fish communities. **Diversity and distributions**, v. 20, n. 11, p. 1235-1244, 2014.

RAMOS, T. P. A.; LUSTOSA-COSTA, S. Y.; LIMA, R. M. O.; BARBOSA, J. E. L.; MENEZES, R. F. First record of *Moenkhausia costae* (Steindachner 1907) in the Paraíba do Norte basin after the São Francisco River diversion. **BIOTA NEOTROPICA** (ONLINE. EDIÇÃO EM INGLÊS), v. 21, p. 1-25, 2021.

ROCHA-JUNIOR, CAND, COSTA, MRAD, MENEZES, RF, ATTAYDE, JL, BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 30. 2018.

ROLLS, R. J.; CHESSMAN, B. C.; HEINO, J.; WOLFENDEN, B.; THURTEL, L. A.; CHESHIRE, K. J. M.; RYAN, D.; BUTLER, G.; GROWNS, I.; CURWEN, G. Change in beta diversity of riverine fish during and after supra-seasonal drought. **Landscape Ecology**, v. 37, n. 6, p. 1633-1651, 2022.

SANTOS, N. C. L., DE SANTANA, H. S., ORTEGA, J. C. G., DIAS, R. M., STEGMANN, L. F., DA SILVA ARAUJO, I. M., AGOSTINHO, A. A. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. **Hydrobiologia**, v. 802, p. 245-253, 2017.

SEVERIANO, J. S.; OLIVEIRA, E. S.; LUCENA-SILVA, D.; MOURA, G. C.; SILVA, E. A.; BARBOSA, J. E. L. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 in South America: record of the pattern of expansion and persistence in tropical reservoirs in Northeastern Brazil. **BIOLOGICAL INVASIONS**, v. 1, p. 1, 2021.

SILVA, A. L. B.; GALVÃO, G. A.; ROCHA, A. A. F. D.; GUTIERRE, S. M. M.; SANTOS, G. R. D.; COSTA, B. D. F. D.; NICOLA, P. A. Ichthyofauna on the move: fish colonization and spread through the São Francisco Interbasin Water Transfer Project. **Neotropical Ichthyology** , 21 , e220016. (2023).

SILVA, Márcio Joaquim da. **Diversidade e conservação da ictiofauna das bacias envolvidas no Projeto de Transposição do rio São Francisco**. 2017. Tese (Doutorado em Sistemática e Evolução) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

SIVAKUMAR, M. V. K.; DAS, H. P.; BRUNINI, O. Impacts of Present and Future Climate Variability and Change on Agriculture and Forestry in the Arid and Semi-Arid Tropics. **Climatic Change**, v. 70, n. 1-2, p. 31–72, 2005.

SOARES, Edmilson. Seca no Nordeste e a transposição do rio São Francisco. **Revista Geografias**, v. 9, n. 2, p. 75-86, 2013.

TAPOLCZAI, K.; BOUCHEZ, A.; STENGER-KOVÁCS, C.; PADISÁK, J.; RIMET, F. Traitbased ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. **Hydrobiologia**, 776(1), 1-17.2016.

TERRA, F. B., MEDEIROS, E. S. F., BOTERO, J. I. S., NOVAES, J. L. C., REZENDE, C. F. Ecologia de peixes de riachos intermitentes. **Oecologia Australis**, 25(2), 619, 2021.

THOMAS, D. S. G. Arid Environments: Their Nature and Extent. *In*: THOMAS, D. S. G, **Arid Zone Geomorphology: Process, Form and Change in Drylands**. 3rd ed. [S.L]: John Wiley & Sons, p. 1–16, 2011.

VELLEND, MARK. Conceptual synthesis in community ecology. **The Quarterly review of biology**, v. 85, n. 2, p. 183-206, 2010.

VILLÉGER, Sébastien; GRENOUILLET, Gaël; BROSSE, Sébastien. Decomposing functional  $\beta$ -diversity reveals that low functional  $\beta$ -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 6, p. 671-681, 2013.

WALSH, R. P. D.; LAWLER, D. M. Rainfall seasonality: description, spatial patterns and change through time. **Weather**, [S.L.], v. 36, n. 7, p. 201–208, 1981.

Wiegand, MC, Nascimento, ATP, Costa, AC, Neto, IEL. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, 184, 1-184. 2021.

YANG, N.; HOU, X.; LI, Y.; ZHANG, H.; WANG, J.; HU, X.; ZHANG, W. Inter-basin water diversion homogenizes microbial communities mainly through stochastic assembly processes. **Environmental Research**, 223, 115473. 2023.

ZHA, Y., LINDSTRÖM, E. S., EILER, A., SVANBÄCK, R. Different roles of environmental selection, dispersal, and drift in the assembly of intestinal microbial communities of freshwater fish with and without a stomach. **Frontiers in Ecology and Evolution**, 8, 152, 2020.

ZHANG, Y., TARIQ, A., HUGHES, A. C., HONG, D., WEI, F., SUN, H., MA, K. Challenges and solutions to biodiversity conservation in arid lands. **Science of the Total Environment**, v. 857, p. 159695, 2023.

ZHANG, Y., ZHANG, L., KANG, Y., LI, Y., CHEN, Z., LI, R., WANG, M. Biotic homogenization increases with human intervention: implications for mangrove wetland restoration. **Ecography**, v. 2022, n. 4, 2022.