

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos
Trópicos**

ANA CAROLINE BATISTA DA SILVA

**Estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes no contínuo rio-
estuário do rio São Francisco e impacto das espécies não-nativas**

**MACEIÓ - ALAGOAS
Fevereiro/2023**

ANA CAROLINE BATISTA DA SILVA

**Estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes no contínuo rio-
estuário do rio São Francisco e impacto das espécies não-nativas**

Dissertação/Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

**Orientador(a): Prof(a). Dr.(a) Nidia Noemi
Fabr **

**MACEIÓ - ALAGOAS
Fevereiro/2023**

**Catálogo na Fonte Universidade
Federal de Alagoas Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico**

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

S586e Ana Caroline Batista da Silva.

Estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes no contínuo rio-estuário do rio São Francisco e impacto das espécies não-nativas / Ana Caroline Batista da Silva. – 2023.

108 f. : il.

Orientadora: Nidia Noemi Fabr e.

Disserta o (mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de Pós-Gradua o em Diversidade Biológica e Conserva o nos Trópicos. Maceió, 2023.

Inclui bibliografias.

1. Sazonalidade. 2. Diversidade - Invasibilidade. 3. Modelagem. 4. Diversidade funcional (Biodiversidade). 5. Diversidade taxonômica. I. Título.

CDU: 574.1:597

Folha de aprovação

Ana Caroline Batista da Silva

**Estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes no contínuo rio-
estuário do rio São Francisco e impacto das espécies não-nativas**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área da Biodiversidade.

Dissertação aprovada em 06 de abril de 2023.



Dr.^(a) Presidente – Nidia Noemi Fabr /UFAL
(orientadora)



Dr.^(a) Uedson Pereira Jacobina/UFAL



Dr. (a) – Rosana Mazzoni Buchas



Dr. (a) – Jean Ricardo Simões Vitule

MACEIÓ - AL
Abril/2023

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a minha família por sempre me apoiarem e me incentivarem, principalmente a minha mãe Márcia, ao meu pai Pedro, as minhas irmãs Jéssica, Bia e Celina, a minha noiva Larise e aos meus sobrinhos Letícia, Pedrinho e Miguel.

Agradeço a minha orientadora Dra. Nidia Noemi Fabr e por toda a paciência, por todo o aprendizado que me proporcionou e por todo o companheirismo nessa jornada. Também ao professor Dr. Vandick Batista pelas palavras e ensinamentos.

Agradeço imensamente por todos os meus companheiros de laboratório LaEPP e LACOM, sem vocês muita coisa não seria possível, agradeço especialmente pela amizade, palavras, conselhos e ajuda em todo o processo de constru o dessa disserta o e do artigo já publicado, principalmente ao Matheus, Diogo, Victor, M nica, Myrna, Jéssika, Dani, Aline, Gilmar, Ivan, Jordana, Gabi e Morgana.

Aos meus amigos de turma que constrói uma amizade incrível, Cacau e Valberth, e Andreza, que foi uma amiga que essa jornada me proporcionou.

A Universidade Federal de Alagoas (UFAL) pelo espaço físico proporcionado para a constru o desta disserta o e a todos os professores e envolvidos no PPG-DIBICT que foram essenciais no mestrado.

Por fim, a Coordena o de Aperfei amento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro do desenvolvimento da pesquisa, ao laboratório água e Terra e a Companhia Hidrelétrica do São Francisco (CHESF) pela disponibilidade dos dados do monitoramento do rio São Francisco, os quais foram essenciais para o desenvolvimento da disserta o.

Muito obrigada a todos.

RESUMO

O contínuo rio-estuário comporta diversos ambientes altamente produtivos, relacionados à constantes flutuações das condições ambientais pela mistura de água doce e salgada, criando ambientes estratificados que filtram a ocorrência das espécies na sua extensão. Os diversos habitats destes ecossistemas vêm sendo submetidos a intensos impactos antrópicos, como o barramento dos rios e a introdução de espécies exóticas. Na presente dissertação abordamos duas questões, a primeira como a estrutura taxonômica da comunidade responde a fatores fisiográficos e sazonais e a segunda como a retirada de espécies exóticas modifica a funcionalidade da comunidade nativa, tendo como modelo o contínuo rio-estuário do rio São Francisco, historicamente impactado por atividades antrópicas. Para a primeira questão foi estudada a resposta da estrutura taxonômica da comunidade de peixes a fatores fisiográficos e sazonais. Para a segunda questão, foi verificado o impacto de espécies exóticas na diversidade funcional da comunidade baseada em traços tróficos de alta resolução. O contínuo foi dividido espacialmente em três regiões de acordo com a geomorfologia do baixo São Francisco: Depressão (alto), Tabuleiro (médio) e Delta (baixo). Dados bimensais sobre composição e abundância por espécies de peixes, bem como, dados quantitativos da dieta, foram coletados entre 2019 e 2021. Simultaneamente, foram registrados dados abióticos (salinidade, profundidade, temperatura, clorofila a, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido e pluviosidade). Os resultados indicam que a sazonalidade, modelada pela variação pluviométrica, não influencia a estrutura taxonômica da comunidade de peixes no contínuo, porém existe diferenciação espacial na composição e uso de habitat definidos principalmente pela salinidade, neste sentido, foi discutido o impacto da perda do efeito sazonal em ambientes represados. Em relação ao impacto das espécies exóticas na comunidade nativa, foram utilizados cenários de simulação de componentes da diversidade funcional, avaliando o impacto na estrutura trófica, mediante a retirada de espécies exóticas por região fisiográfica. Tendo como base o conceito de partição de nicho trófico, foram estimados traços funcionais tróficos contínuos, mediante análise da dieta das espécies nativas e exóticas. As espécies exóticas foram retiradas nos cenários de simulação, tendo como critério o nível trófico. Foram identificadas 10 espécies exóticas com níveis tróficos variando entre detritívoras e carnívoras, sendo a ocorrência e abundância relacionada com a região ao longo do contínuo. Conforme a retirada das espécies exóticas do menor ao maior nível trófico, os índices funcionais foram recalculados. Os resultados das simulações indicam impacto na estrutura funcional da comunidade nativa. Na região depressão, ocorre similaridade funcional. No tabuleiro, a partir da primeira retirada, ocorre uma expansão no espaço funcional, inferindo que o nicho trófico das espécies nativas está sendo compactado pelas exóticas. No delta, há um processo de filtragem ambiental, sendo as espécies exóticas barradas pela maior salinidade, contudo, apesar de todas as espécies exóticas encontradas serem de água doce, houve ocorrência em baixa abundância de *Bryconops melanurus*, *Cichla kelberi*, *Metynnis lippincottianus*, *Oreochromis niloticus*, *Pellona castelnaeana* e *Trachelyopterus galeatus*.

Palavras-chave: Sazonalidade. Invasibilidade. Modelagem. Diversidade Funcional. Diversidade taxonômica.

ABSTRACT

The continuous river-estuarine comprises several highly productive environments related to constant fluctuations in environmental conditions due to the mixing of freshwater and saltwater, creating stratified environments that filter the occurrence of species in its extension. The diverse habitats of these ecosystems have been subjected to intense anthropic impacts, such as the damming of rivers and the introduction of exotic species. In the present dissertation, we approach two questions, the first as the taxonomic structure of the community responds to physiographic and seasonal factors and the second as the removal of exotic species modifies the functionality of the native community, having as a model the continuous river-estuarine of the São Francisco River, historically impacted by anthropic activities. For the first question, the response of the taxonomic structure of the fish community to physiographic and seasonal factors was studied. For the second question, the impact of exotic species on the functional diversity of the community based on high resolution trophic traits was verified. The continuous was spatially divided into three regions according to the geomorphology of the lower São Francisco: Depression (upper), Tableland (middle) and Lowland (lower). Bimonthly data on composition and abundance by fish species, as well as quantitative diet data, were collected between 2019 and 2021. Simultaneously, abiotic data (salinity, depth, temperature, chlorophyll a, turbidity, conductivity, dissolved oxygen and rainfall) were recorded. The results indicate that seasonality, modelled by rainfall variation, does not influence the taxonomic structure of the fish community in the continuous, but there is spatial differentiation in the composition and use of habitat defined mainly by salinity, in this sense, the impact of the loss of the effect was discussed seasonal in dammed environments. Regarding the impact of exotic species on the native community, simulation scenarios of components of functional diversity were used, evaluating the impact on the trophic structure, by removing exotic species by physiographic region. Based on the concept of trophic niche partition, continuous trophic functional traits were estimated by analysing the diet of native and exotic species. Exotic species were removed from the simulation scenarios, using the trophic level as a criterion. Ten exotic species were identified with trophic levels ranging from detritivores to carnivores, with occurrence and abundance related to region along the continuous. As exotic species were removed from the lowest to the highest trophic level, the functional indices were recalculated. Simulation results indicate an impact on the functional structure of the native community. In the depression region, functional similarity occurs. On the tableland, from the first removal, there is an expansion in the functional space, inferring that the trophic niche of the native species is being compacted by the exotic ones. In the lowland, there is an environmental filtering process, with exotic species being barred by the higher salinity, however, despite all the exotic species found being from freshwater, there was occurrence in low abundance of *Bryconops melanurus*, *Cichla kelberi*, *Metynnis lippincottianus*, *Oreochromis niloticus*, *Pellona castelnaeana* e *Trachelyopterus galeatus*.

Key-word: Seasonality. Invasibility. Modelling. Functional Diversity. Taxonomic diversity.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1:

Figura 1. Sampling points at each three regions in the Lower São Francisco River. “UHE Xingo” shows the location of the dam

Figura 2. Spatial and temporal variation of the number of individuals (in $\log [N + 1]$) (0 – 10) of fish species classified into habitat use guilds according to Elliott et al. (2007) for each geomorphological region of the São Francisco River and season. The silhouette for the most abundant species of each guild was used. This schematic representation expresses a seasonal shift in the fish assemblages between regions of the Lower São Francisco River

Supplementary Figure S2. Residuals distribution of the fitted model with Shapiro-Wilk output to test for its normality.

CAPÍTULO 2:

Figura 1. Pontos de amostragem nas três regiões do Baixo São Francisco. “UHE Xingo” mostra a localização da barragem.

Figura 2: Grupos funcionais formados a partir da diferenciação dos traços funcionais tróficos obtidos a partir dos Índices de Importância Alimentar (IAi). (A) Cinco grupos funcionais que mostram ao menos uma espécie não-nativa inserida, sendo elas: *Metynnis lippincottianus*, *Metynnis maculatus*, *Eigenmannia virescens*, *Tetragonopterus chalceus*, *Bryconops melanurus*, *Oreochromis niloticus*, *Trachelyopterus galeatus*, *Pellona castelnaeana*, *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla kelberi*. (B) Biomassa total das espécies nativas e não-nativas do continuum rio-estuário do rio São Francisco.

Figura 3: Simulação do cenário funcional das regiões do baixo São Francisco a partir da retirada de espécies não nativas. (A) Riqueza Funcional (FRic) para cada região, mostrando uma diminuição acentuada na região da Depressão. (B) Equitabilidade Funcional (FEve) para cada região, não mostrando diferença significativa. (C) Dispersão Funcional (FDis) para cada região, mostrando um aumento significativo da dispersão dessas características na região Tabuleiro

Figura 4: Plasticidade trófica das dez espécies mais abundantes por região geomorfológica do contínuo rio-estuário do rio São Francisco

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1:

Table 1. Geographical coordinates of sampling points for each region in the Lower São Francisco River

Table 2. Results of the bidirectional Permutation Analysis of Variance (PERMANOVA) for the comparison of environmental variables among the regions and seasons of the Lower São Francisco.

Table 3. Results for the three-way ANOVA test applied in the Box-Cox transformed CPUE of fish among guilds, regions, and seasons of the Lower São Francisco River.

Table 4. Results of the two-way Permutational Analysis of Variance (PERMANOVA) for the comparison of fish assemblages' composition among regions and seasons in the Lower São Francisco River.

Table 5. Multivariate correlations between the environmental variables and fish species found for the Lower São Francisco River (LSFR) and its regions, displaying the top model from the BEST output, as well as its strength (ρ) and significance (p -value).

Supplementary Table S1. Complete output for the generalized linear model (GLM) applied to the CPUE values to test significant effects of fishing gears, with seasonality (dry and wet seasons) and regions (depression, tableland, lowland) acting as covariables.

Supplementary Table S3. Species sampled in the study area with their families, habitat use guilds, number of individuals (N) and proportion of occurrence based on standardized CPUE per geomorphological region. Families are in alphabetical order.

CAPÍTULO 2:

Tabela 1: PERMANOVA para diferenciação entre os grupos funcionais formados a partir da diferenciação dos traços funcionais obtidos a partir dos Índices de Importância Alimentar (IAi) ($p < 0,05$)

Tabela S1: Espécies por região e traços funcionais analisados.

SUMÁRIO

1 Apresentação	122
2 Revisão da literatura	144
2.1 Componentes da biodiversidade	144
2.2 Contínuo rio-estuário: Importância e Problemáticas Error! Bookmark not defined.	5
2.3 Mudanças na estrutura da comunidade de peixes no contínuo rio-estuário do rio São Francisco	Error! Bookmark not defined.6
2.4 Os impactos na introdução de espécies exóticas	18
2.5 A diversidade funcional aplicada na biologia da invasão	21
Referências	23
3 Capítulo 1: Composition and distribution of fish assemblages in a tropical river estuarine continuum	34
3.1 Introduction	36
3.2 Materials and Methods	38
3.2.1 Study area	38
3.2.2 Sampling and laboratory procedures	39
3.2.3 Data analysis	42
3.3 Results	44
3.4 Discussion	49
3.4.1 Species composition and spatial distribution	49
3.4.2 Current concerns and implications for conservation	51
References	53
Supplementary Material	59

4 Capítulo 2: Modelagem funcional revela impactos de espécies exóticas na comunidade de peixes em um contínuo rio-estuário.....	64
4.1 Introdução	66
4.2 Materiais e Métodos	69
4.2.1 Área de estudo	69
4.2.2 Amostragem e Procedimentos laboratoriais	70
4.2.3 Análise de dados	72
4.2.3.1 Padronização do esforço amostral	72
4.2.3.2 Análise do conteúdo estomacal	72
4.2.3.3 Traços e grupos funcionais.....	73
4.2.3.4 Índices funcionais e Simulações do espaço funcional	73
4.3 Resultados	75
4.3.1 Simulações de perda de espécies exóticas	77
4.4 Discussão.....	80
4.4.1 Coexistência entre espécies nativas e exóticas	80
4.4.2 Implicações para a conservação	81
Referências	84
Material Suplementar	90
5 Conclusão Geral	10

1 APRESENTAÇÃO

Ecossistemas formados pelo contínuo rio-estuário, são ambientes altamente produtivos, possuindo constantes flutuações em suas condições ambientais pela mistura de água doce e salgada, criando um ambiente estratificado que filtra a ocorrência das espécies na sua extensão (SIN et al., 2015; DA SILVA et al., 2023). Na maioria das vezes, os regimes naturais de chuva são responsáveis pelo controle das entradas de água doce no contínuo (NASHIMA; STRYDOM; LAMBERTH, 2021b; DA SILVA et al., 2023a; MACEDO et al., 2023). Isso causa mudanças tanto na estrutura das comunidades quanto nas características dos habitats, como no perfil de salinidade e nos níveis de produtividade, facilitando a migração de espécies entre as diferentes regiões (NASHIMA; STRYDOM; LAMBERTH, 2021b; DA SILVA et al., 2023a; MACEDO et al., 2023).

As comunidades de peixes nesse contínuo, geralmente seguem um gradiente de salinidade (PRAMANIK, 2019). As espécies dulcícolas dominam os habitats nas regiões a montante, enquanto os peixes marinhos e estuarinos dominam as regiões a jusante (PRAMANIK, 2019; ROSHNI et al., 2021b). Mudanças nesse padrão podem ocorrer devido a alterações nos ciclos sazonais, ocasionados por construções de barragens para o armazenamento de água e produção de energia, expondo as espécies nativas a novas condições abióticas e mudanças de habitats (PRAMANIK, 2019; ROSHNI et al., 2021b).

Estas alterações estão fortemente associadas à estruturação da comunidade biológica, pois a dinâmica fluvial e sazonal são modificadas, favorecendo a ocorrência de espécies marinhas em habitats de água doce e o estabelecimento de espécies exóticas (TOUSSAINT et al., 2016; DA SILVA et al., 2023). Paisagens fortemente impactadas tendem a ser mais suscetíveis ao estabelecimento de espécies exóticas, principalmente porque a comunidade nativa, em particular as espécies endêmicas, são

sensíveis às modificações do habitat, vulneráveis à predação e outras interações bióticas negativas (TOUSSAINT et al., 2016; GARCIA et al., 2020).

Espécies exóticas podem resultar em aumento na diversidade taxonômica, uma vez que existe o aumento na riqueza das espécies (GOZLAN et al., 2010). Porém, elas podem possuir características funcionais novas ou redundantes, se integrando aos processos ecológicos, resultando em eventos de extirpação, extinção ou invasão (GOZLAN et al., 2010; TOUSSAINT et al., 2016; DORIA et al., 2021). Portanto, a modificação na funcionalidade a partir da chegada de espécies exóticas, pode ser evidenciada na diversidade funcional de dois ou mais conjuntos inicialmente diferentes, que tendem a convergir, ocorrendo homogeneização funcional (ROJAS et al., 2020, 2019). Contudo essa questão ainda é pouco elucidada em ambientes tropicais.

Esta dissertação foi dividida em dois capítulos, tendo como modelo o sistema contínuo rio-estuário do rio São Francisco, historicamente impactado, com a construção de hidroelétricas e a introdução de espécies exóticas, por exemplo. O primeiro capítulo aborda a resposta da estrutura taxonômica da comunidade de peixes a fatores fisiográficos e sazonais, relacionados à produtividade biológica. O segundo capítulo verificou se o contínuo está se encontra em processo de homogeneização funcional, avaliado pelo impacto de espécies exóticas na diversidade funcional da comunidade nativa, baseada em traços tróficos de alta resolução.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Componentes da biodiversidade

O conceito de biodiversidade definida como a variabilidade entre os organismos vivos de todas as origens, incluindo ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, foi estabelecido em 1992 na Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Também considera os chamados complexos ecológicos, como a diversidade dentro das espécies, entre as espécies e entre os ecossistemas, incluindo três componentes padrão: diversidade genética, diversidade de espécies e diversidades de ecossistemas. Outros componentes da biodiversidade vêm sendo incluídos, tais como a uniformidade, composição e funcionalidade de espécies, visto que as espécies não são equivalentes e permutáveis (KONDRATYEVA; GRANDCOLAS; PAVOINE, 2019).

Estudos sobre composição e mudanças na biodiversidade dentro de uma comunidade podem ser analisadas por meio de índices (VILLÉGER et al., 2010). Os índices taxonômicos, são os mais frequentes, levando em consideração a riqueza de espécies e a distribuição das abundâncias. Porém, não se avaliam as diferenças do papel desempenhado por cada espécie em um ecossistema ou as respostas às condições ambientais (VILLÉGER et al., 2010). Neste contexto, a diversidade funcional, baseada nas características mensuráveis, descreve como uma determinada espécie utiliza o ambiente, considerando a capacidade da espécie de obter recursos, se dispersar, reproduzir, bem como as espécies reagem às condições ambientais (VILLÉGER et al., 2010).

O entendimento dos padrões e como a biodiversidade é modificada, é de grande importância para o desenvolvimento de estratégias que envolvam a conservação da

biodiversidade, pois os crescentes impactos causados por atividades antrópicas vem interferindo diretamente na estrutura, diversidade e a funcionalidade dos ecossistemas (BARLETTA; LIMA, 2019a; GOZLAN et al., 2010a; PELICICE et al., 2021). Diversos ambientes naturais sofrem com esses impactos, dentre eles o contínuo rio-estuário, pois engloba ecossistemas altamente ricos, diversos, com altas taxas de endemismo em sua parte de água doce, e de produtividade e diversidade de habitats em sua área estuarina (NASHIMA; STRYDOM; LAMBERTH, 2021a; ROSHNI et al., 2021a; VILLÉGER et al., 2010).

2.2 Contínuo rio-estuário: importância e problemáticas

O contínuo rio-estuário varia em relação à mistura espacial e temporal de afluxos de água doce e marinha, sendo ambientes dinâmicos caracterizados por grandes flutuações nas condições ambientais, os quais reorganizam os padrões de distribuição e abundância na comunidade de peixes (PASSOS et al., 2016; DA SILVA et al., 2023). Este sistema apresenta geralmente uma predominância de espécies de água doce nas regiões a montante, enquanto as espécies marinhas e estuarinas dominam as partes a jusante em direção ao mar (PRAMANIK, 2019; NASHIMA; STRYDOM; LAMBERTH, 2021; DA SILVA et al., 2023).

Os habitats localizados no contínuo rio-estuário vem sendo cada vez mais impactados, pois apresentam diversidade em serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e produção primária (KENNISH, 2002; BARLETTA; LIMA, 2019). O aumento desses impactos, tais como a construção de barragens para abastecimento de água e geração de energia, pisciculturas, criação de áreas de recreação e introdução de espécies exóticas, vem ameaçando esses complexos processos (BURFORD et al., 2011; PASSOS et al., 2016; DAGA et al., 2020; NASHIMA; STRYDOM; LAMBERTH, 2021).

As mudanças nos padrões desses contínuos também interferem diretamente na comunidade, pois a qualidade da água é prejudicada, ocorre acúmulo de sedimentos, o fluxo que é responsável pela estrutura geológica, hidrológica, dinâmica produtiva, ciclagem de nutrientes, pode ser alterado (CAVALCANTE et al., 2020; PELICICE et al., 2021; DA SILVA et al., 2023). Evidencia-se, também, alteração dos ciclos sazonais, modificando a estrutura da comunidade e o estabelecimento de espécies exóticas, além de afetar consideravelmente a troca da dinâmica salina (CAVALCANTE et al., 2020; DA SILVA et al., 2023).

2.3 Mudanças na estrutura da comunidade de peixes no contínuo rio-estuário do rio São Francisco

A riqueza e a diversidade de espécies de peixes se dá pela capacidade de persistirem e coexistirem (POMPEU; GODINHO, 2003). Nas últimas décadas a antropização dos rios foi intensificada no nordeste do Brasil, levando a diversas mudanças na estrutura das comunidades, afetando principalmente as espécies reofílicas e migratórias (FREEDMAN et al., 2014; PEREIRA; AGOSTINHO; DELARIVA, 2016; NASCIMENTO DO VASCO; DE OLIVEIRA AGUIAR NETTO; GONZAGA DA SILVA, 2019).

A bacia do rio São Francisco é a quarta da América do Sul, cobrindo 7,4% do território brasileiro (O'HANLEY et al., 2020; PANTA et al., 2023). Dividida em quatro segmentos: o alto, o médio, o submédio e o baixo São Francisco, passando por biomas como o Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, e com duas estações bem distintas, uma seca e outra chuvosa (GODINHO; GODINHO, 2003; CORRÊA GOMES et al., 2020; D'AVILLA; COSTA-NETO; BRITO, 2021).

Essa bacia é amplamente impactada por processos antrópicos, sendo acentuado em sua parte baixa, ocorrendo diminuição de vazão, impactando o regime regular do ciclo sazonal, além de uma forte retração da pluma estuarina e aumento da intrusão de água salgada a montante, prejudicando as populações ribeirinhas e espécies de peixes de água doce que são utilizadas como fonte de renda (BRITO; MAGALHÃES, 2017; CAVALCANTE et al., 2020; PAIVA; SCHETTINI, 2021).

O contínuo rio-estuário do São Francisco tem uma morfologia característica, apresentando na região superior uma geomorfologia de depressão com características de água doce; a região de tabuleiro costeiro, na porção média, com características modificadas de acordo com a vazão, e a inferior, região do delta, onde o estuário está de encontro com a região costeira marinha (FRANZEN, 2020; DA SILVA et al., 2023).

As análises quantitativas da variação espacial e temporal da vazão durante o século passado, apontaram que esse sistema fluvial sofreu mudanças significativas por causa de mudanças climáticas e atividades humanas intensivas, reduzindo a vazão do setor médio-baixo em mais de 50% (CAVALCANTE; MIRANDA; MEDEIROS, 2017; CAVALCANTE et al., 2020). Com um sistema de sete barramentos em cascata, a de Xingó é a mais recente e está localizada a aproximadamente 180 km a montante da foz, o que reduz a capacidade de exportação e a mistura estuarino-costeira nas regiões próximas à foz do estuário (CAVALCANTE et al., 2020).

Conseqüentemente, os picos naturais de descarga de água doce durante a estação chuvosa tornaram-se altamente imprevisíveis e mostram fortes mudanças nos parâmetros ambientais (NASCIMENTO DO VASCO; DE OLIVEIRA AGUIAR NETTO; GONZAGA DA SILVA, 2019). Existem trabalhos que demonstram as alterações no sistema rio-estuário do São Francisco causadas pelas mudanças nos fatores abióticos, incluindo a salinidade (DOS SANTOS et al., 2018; PAIVA; SCHETTINI, 2021). Desta forma, se faz necessário avaliar a estrutura da comunidade de peixes dos contínuos rio-

estuários represados para melhorar as perspectivas de conservação da biodiversidade diante do aumento dos impactos antrópicos nessas regiões, as quais sofrem alterações nas condições abióticas e na estrutura da comunidade de peixes a partir das alterações dos habitats e por introdução de espécies exóticas (BARLETTA; LIMA, 2019; SOUZA; VIANNA, 2020).

2.4 Os impactos na introdução de espécies exóticas

A região Neotropical é considerada um importante reservatório da diversidade funcional e taxonômica de peixes (ROJAS et al., 2020; TOUSSAINT et al., 2016). O Brasil detém a maior biodiversidade de peixes ameaçada pela introdução de espécies de peixes exóticas, ocasionada por construções de pisciculturas, aumento na aquariofilia e introdução dentro dos reservatórios (LEPRIEUR et al., 2008; BARROS et al., 2012; VANDER ZANDEN; HANSEN; LATZKA, 2017; SHUAI et al., 2018).

No final da década de 70 houve um forte incentivo para a criação de peixes e soltura de espécies exóticas de peixes na bacia do rio São Francisco (BARBOSA et al., 2017; BARBOSA; SOARES, 2009; POMPEU; GODINHO, 2003). Alguns estudos citam algumas dessas espécies, como *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla* spp., verificando sua adaptação ao ambiente evidenciado pela sua abundância e distribuição (BARBOSA et al., 2017; BARBOSA; SOARES, 2009; BRITSKI; SATO; ROSA, 1988; GODINHO; GODINHO, 2003; POMPEU; GODINHO, 2003).

No baixo São Francisco, em sua área de estuário, com grande importância ecológica para as comunidades de peixes, já que a mesma serve para a reprodução, alimentação e proteção para os juvenis (FREITAS; NOGUEIRA; MOURA, 2015; ASSIS

et al., 2017; PASSOS et al., 2016), os estudos sobre as espécies exóticas mostram apenas a ocorrência das mesmas, sem se aprofundar no tema de uma forma geral.

Introduções de espécies exóticas, principalmente nas comunidades de peixes, podem resultar em perda de espécies nativas, diminuição da resiliência ecológica de assembleias locais e distúrbios ou perturbações que só irão ser notados no futuro, representando assim, ameaças silenciosas (GOZLAN et al., 2010; DORIA et al., 2021). Portanto, é uma das grandes preocupações para o estudo de comunidades, pois não se conhecem todos os efeitos que essas espécies podem causar e como elas irão afetar os nichos dentro de um ecossistema (LEPRIEUR et al., 2008; BARROS et al., 2012; VANDER ZANDEN; HANSEN; LATZKA, 2017; SHUAI et al., 2018).

Hutchinson em 1957 definiu nicho ecológico como o espaço n-dimensional conformado pelos “n” recursos e condições ambientais (fatores químicos, físicos e biológicos), no qual as espécies conseguem se sobreviver, crescer e reproduzir. A partição de nicho entre as espécies de uma comunidade, pode permitir inferir como os recursos limitados em um habitat são usados de forma eficaz por diversos conjuntos de espécies ecologicamente diferentes, demonstrando relações positivas entre a diversidade e o funcionamento do ambiente (BRANDL et al., 2019). A distribuição e abundância de espécies refletem características biológicas específicas que permitem elas passem por filtros de variados habitats, formando uma ampla estrutura onde a distribuição de espécies em diferentes escalas espaciais pode ser prevista por respostas funcionais (TEDESCO et al., 2008).

O nicho trófico, por exemplo, é um componente inferido por meio da análise da dieta, sendo possível representar a posição de um organismo, espécie, população ou grupo trófico na teia alimentar (BEGON, 2007; PASQUAUD et al., 2010; GARCIA; GIARRIZZO, 2014). Além disso, os dados de composição da dieta também desempenham um papel fundamental para a compreensão na partição de recursos e

competição dentro e entre espécies e a seleção de presas (STERGIOU; KARPOUZI, 1980; SHUAI; LI, 2022). A composição das espécies e as interações entre o consumidor e o recurso mostram como a energia e os materiais fluem dentro do ecossistema e o papel na estabilidade da comunidade (BURDON; MCINTOSH; HARDING, 2020; RU et al., 2022).

Peixes exóticos que se alimentam em níveis tróficos mais baixos podem deslocar por competição espécies nativas que se alimentam de recursos semelhantes ou explorar recursos já utilizados por elas (GIDO; FRANSSEN, 2007). Além de também poder se alimentar de produtores, alterando o fluxo de nutrientes e afetando a estrutura do ecossistema e a sua funcionalidade (GIDO; FRANSSEN, 2007). Dada a importância dos recursos alimentares nas fases de estabelecimento e integração de uma espécie exótica, a posição trófica que ela está inserida, é provavelmente um dos fatores chave para o sucesso do estabelecimento (GIDO; FRANSSEN, 2007; GARCIA; GIARRIZZO, 2014). Porém, a posição trófica provavelmente irá variar entre os diferentes sistemas pelos níveis de limitação de recursos e composição da assembleia (GIDO; FRANSSEN, 2007; GARCIA; GIARRIZZO, 2014).

Nos ecossistemas fluviais, a estrutura trófica da comunidade pode variar espacialmente e sazonalmente pelas diferenças ambientais, porém, em ambientes antropizados, esses padrões são alterados, principalmente pela perda de espécies e fragmentação de habitats (RU et al., 2022; DA SILVA et al., 2023). As espécies exóticas geralmente possuem uma grande tolerância ambiental com características funcionais novas ou redundantes, podendo contribuir para modificar tanto a estrutura quanto a funcionalidade do ecossistema (OLDEN et al., 2004; OLDEN; ROONEY, 2006; VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014). Assim, mesmo que haja diferenciação taxonômica entre as espécies nativas e exóticas, as espécies exóticas podem convergir funcionalmente com a comunidade nativa, desempenhando o mesmo papel dentro do ecossistema e resultando em similaridade de funções, acarretando na homogeneização

funcional (CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011; ROJAS et al., 2019; TAKÁCS et al., 2021; VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014).

Desta forma, entendesse que mensurando a partição de recursos entre as espécies nativas e exóticas, é possível estudar o funcionamento do ecossistema e o impacto da homogeneização funcional, utilizando traços tróficos de alta resolução (hard traits) como indicadores da partição de recursos alimentares como demonstrado por da Silva et al. (2019).

2.5 A diversidade funcional aplicada na biologia da invasão

A ecologia baseada em traços foi desenvolvida para inferir as respostas do ecossistema a estressores com base na estrutura funcional das comunidades, incluindo medições de características funcionais das espécies, ligadas à sua resposta ao ambiente ou seu papel em processos ecossistêmicos (TILMAN, 2001; VIOLLE et al., 2007; COLIN et al., 2018). Além disso, o estudo sobre montagem ecológica através de traços funcionais, permite compreender os padrões que estruturam as comunidades, identificando processos responsáveis pela manutenção e funções dentro do ecossistema (MASON et al., 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; Dick et al., 2017; POVEDA-CUELLAR et al., 2022).

As mudanças na composição em comunidades, geralmente são avaliadas por índices taxonômicos, levando em consideração a riqueza de espécies e a distribuição da abundância, assumindo implicitamente que todas as espécies contribuem igualmente para o funcionamento do ecossistema (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; VILLÉGER et al., 2014). Dessa forma, as métricas taxonômicas acabam sendo omissas sobre as diferenças funcionais entre as espécies, não avaliando as diferenças do

funcionamento do ecossistema, o papel desempenhado por cada espécie e as respostas delas às condições ambientais (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; VILLÉGER et al., 2014). Neste contexto, a diversidade funcional representa uma métrica diferenciada pois descreve o conjunto distinto de traços morfológicos, bioquímicos, fisiológicos, estruturais, fenológicos ou comportamentais que caracterizam as comunidades (OLDEN et al., 2004; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; POVEDA- CUELLAR et al., 2022).

Por outro lado, a relação entre diversidade taxonômica e funcional tem permitido modelar e prever a redundância funcional das comunidades (SCHINDLER, 1990; OLDEN et al., 2004). É esperado que ecossistemas com baixa duplicidade de funções sejam mais vulneráveis a perturbações, como a introdução de espécies exóticas (SCHINDLER, 1990; OLDEN et al., 2004).

REFERÊNCIAS

ADELINO, J. R. P. et al. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. *NeoBiota*, v. 67, p. 349–374, 29 jul. 2021.

AGOSTINHO, A. A. et al. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, v. 173, p. 26–36, jan. 2016.

ARAÚJO. Peixes estuarinos marinhos do nordeste brasileiro (guia ilustrado). [s.l: s.n.].

BAÑOS-VILLALBA, A. et al. Selection on individuals of introduced species starts before the actual introduction. *Evolutionary Applications*, v. 14, n. 3, p. 781–793, mar. 2021.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A. Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Frontiers in Marine Science*, v. 6, n. May, 2019a.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A. Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Frontiers in Marine Science*, v. 6, p. 237, 9 maio 2019b.

BARROS, L. C. et al. *Plagioscion squamosissimus* (Sciaenidae) and *Parachromis managuensis* (Cichlidae): A Threat to Native Fishes of the Doce River in Minas Gerais, Brazil. *PLoS ONE*, v. 7, n. 6, p. e39138, 13 jun. 2012.

BEGON. *Ecologia de Indivíduos a Ecosystemas*. 4. ed. [s.l.] Artmed, 2007.

BELLARD, C. et al. Insights from modeling studies on how climate change affects invasive alien species geography. *Ecology and Evolution*, v. 8, n. 11, p. 5688–5700, jun. 2018.

BEZERRA, L. A. V. et al. Benthification, biotic homogenization behind the trophic downgrading in altered ecosystems. *Ecosphere*, v. 10, n. 6, jun. 2019.

BRANDL, S. J. et al. Coral reef ecosystem functioning: eight core processes and the role of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 17, n. 8, p. 445–454, out. 2019.

BRITO, M. F. G.; MAGALHÃES, A. L. B. Brazil's development turns river into sea. *Science*, v. 358, n. 6360, p. 179–179, 13 out. 2017.

BRITSKI. Manual de identificacao de peixes da regio de Tres Marias (Com chaves de identificacao para os peixes da bacia do Sao Francisco). 3. ed. [s.l.] CODEVASF, 1988.

BURDON, F. J.; MCINTOSH, A. R.; HARDING, J. S. Mechanisms of trophic niche compression: Evidence from landscape disturbance. *Journal of Animal Ecology*, v. 89, n. 3, p. 730–744, mar. 2020.

BURFORD, M. A. et al. River regulation alters drivers of primary productivity along a tropical river-estuary system. *Marine and Freshwater Research*, v. 62, n. 2, p. 141, 2011.

CASTRO, S. A. et al. Partitioning β -diversity reveals that invasions and extinctions promote the biotic homogenization of Chilean freshwater fish fauna. *PLOS ONE*, v. 15, n. 9, p. e0238767, 8 set. 2020.

CAVALCANTE, G. et al. Temporal streamflow reduction and impact on the salt dynamics of the São Francisco River Estuary and adjacent coastal zone (NE/Brazil). *Regional Studies in Marine Science*, v. 38, p. 101363, jul. 2020.

CAVALCANTE, G.; MIRANDA, L. B. DE; MEDEIROS, P. R. P. Circulation and salt balance in the São Francisco river Estuary (NE/Brazil). *RBRH*, v. 22, n. 0, 2017.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2011a.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 4, p. 222–228, maio 2011b.

COLIN, N. et al. Functional diversity measures revealed impacts of non-native species and habitat degradation on species-poor freshwater fish assemblages. *Science of The Total Environment*, v. 625, p. 861–871, jun. 2018.

CORRÊA GOMES, J. P. et al. Hydropower construction plans threaten the largest Brazilian national river. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 30, n. 12, p. 2464–2465, dez. 2020.

CUCHEROUSSET, J.; BLANCHET, S.; OLDEN, J. D. Non-native species promote trophic dispersion of food webs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 10, n. 8, p. 406–408, out. 2012.

DA SILVA, A. C. B. et al. Composition and distribution of fish assemblages in a tropical river–estuarine continuum. *Hydrobiologia*, 27 fev. 2023a.

DA SILVA, A. C. B. et al. Composition and distribution of fish assemblages in a tropical river–estuarine continuum. *Hydrobiologia*, 27 fev. 2023b.

DA SILVA, V. E. L. et al. Functional Traits of Fish Species: Adjusting Resolution to Accurately Express Resource Partitioning. *Frontiers in Marine Science*, v. 6, p. 303, 7 jun. 2019.

DA SILVA, V. E. L.; FABRÉ, N. N. Rare Species Enhance Niche Differentiation Among Tropical Estuarine Fish Species. *Estuaries and Coasts*, v. 42, n. 3, p. 890–899, maio 2019.

DAGA, V. S. et al. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. *Ambio*, v. 49, n. 1, p. 165–172, jan. 2020.

D'AVILLA, T.; COSTA-NETO, E. M.; BRITO, M. F. G. Impacts on fisheries assessed by local ecological knowledge in a reservoir cascade in the lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, n. 3, p. e200156, 2021.

DOMINGUEZ, J. M. L.; GUIMARÃES, J. K. Effects of Holocene climate changes and anthropogenic river regulation in the development of a wave-dominated delta: The São Francisco River (eastern Brazil). *Marine Geology*, v. 435, p. 106456, maio 2021.

DORIA, C. R. DA C. et al. The Silent Threat of Non-native Fish in the Amazon: ANNF Database and Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 9, p. 646702, 10 jun. 2021.

DOS SANTOS, N. C. L. et al. Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia*, v. 819, n. 1, p. 77–91, set. 2018.

ESPÍNOLA, L. A. Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos. v. 32, 2007.

FRANCO, A. C. S.; GARCÍA-BERTHOU, E.; SANTOS, L. N. DOS. Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. *Science of The Total Environment*, v. 761, p. 143296, mar. 2021.

FRANZEN. Atlas geoquímico do estado de Alagoas. 2. ed. [s.l.] CPRM, 2020. v. II

FREEDMAN, J. A. et al. River of the dammed: longitudinal changes in fish assemblages in response to dams. *Hydrobiologia*, v. 727, n. 1, p. 19–33, abr. 2014.

GARCIA, D. A. Z. et al. Seasonal and habitat variations in diet of the invasive driftwood catfish *Trachelyopterus galeatus* in a Neotropical river basin, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 36, n. 3, p. 326–335, jun. 2020.

GARCIA, T. O.; GIARRIZZO, T. Nível Trófico de Peixes da Costa Brasileira. *Biota Amazônia*, v. 4, n. 2, p. 130–160, 30 jun. 2014.

GIBSON-REINEMER, D. K.; ICKES, B. S.; CHICK, J. H. Development and assessment of a new method for combining catch per unit effort data from different fish sampling gears: multigear mean standardization (MGMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 74, n. 1, p. 8–14, jan. 2017.

GIDO, K. B.; FRANSSSEN, N. R. Invasion of stream fishes into low trophic positions. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 16, n. 3, p. 457–464, set. 2007.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (EDS.). *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte, Brazil: Editora PUC Minas, 2003.

GOZLAN, R. E. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, v. 9, n. 1, p. 106–115, mar. 2008.

GOZLAN, R. E. et al. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, v. 76, n. 4, p. 751–786, 2010a.

GOZLAN, R. E. et al. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, v. 76, n. 4, p. 751–786, mar. 2010b.

GUISAN, A. et al. Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 29, n. 5, p. 260–269, maio 2014.

HUI, C. et al. Defining invasiveness and invasibility in ecological networks. *Biological Invasions*, v. 18, n. 4, p. 971–983, abr. 2016.

HYNES, H. B. N. The Food of Fresh-Water Sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a Review of Methods Used in Studies of the Food of Fishes. *The Journal of Animal Ecology*, v. 19, n. 1, p. 36, maio 1950.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, v. 17, n. 4, p. 411–429, out. 1980.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 29, n. 2, p. 205–207, 1980.

KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, v. 29, n. 1, p. 78–107, mar. 2002.

KONDRATYEVA, A.; GRANDCOLAS, P.; PAVOINE, S. Reconciling the concepts and measures of diversity, rarity and originality in ecology and evolution. *Biological Reviews*, v. 94, n. 4, p. 1317–1337, ago. 2019.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v. 91, n. 1, p. 299–305, jan. 2010.

LEITÃO, R. P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 283, n. 1828, p. 20160084, 13 abr. 2016.

LEPRIEUR, F. et al. Fish Invasions in the World's River Systems: When Natural Processes Are Blurred by Human Activities. *PLoS Biology*, v. 6, n. 2, p. e28, 5 fev. 2008.

LOURES, R. C.; POMPEU, P. S. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 10, n. 4, p. 731–740, out. 2012.

MACEDO, M. et al. Influence of the river flow pulse on the maturity, resilience, and sustainability of tropical coastal ecosystems. *Marine Environmental Research*, v. 183, p. 105806, jan. 2023.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.

MICHELI, F.; HALPERN, B. S. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, v. 8, n. 4, p. 391–400, abr. 2005.

NASCIMENTO DO VASCO, A.; DE OLIVEIRA AGUIAR NETTO, A.; GONZAGA DA SILVA, M. The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 19, n. 4, p. 556–565, out. 2019.

NASHIMA, F. P.; STRYDOM, N. A.; LAMBERTH, S. J. Abundance and Diversity of Fish Assemblages Along the River-Estuary Continuum in a Fluvially Dominated Southern African Coastal System. *Estuaries and Coasts*, 2021a.

NASHIMA, F. P.; STRYDOM, N. A.; LAMBERTH, S. J. Abundance and Diversity of Fish Assemblages Along the River-Estuary Continuum in a Fluvially Dominated Southern African Coastal System. *Estuaries and Coasts*, v. 44, n. 8, p. 2291–2306, dez. 2021b.

O'HANLEY, J. R. et al. Optimizing hydropower dam location and removal in the São Francisco river basin, Brazil to balance hydropower and river biodiversity tradeoffs. *Landscape and Urban Planning*, v. 195, p. 103725, mar. 2020.

OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 19, n. 1, p. 18–24, 2004a.

OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 19, n. 1, p. 18–24, jan. 2004b.

OLDEN, J. D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, v. 33, n. 12, p. 2027–2039, dez. 2006.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, n. 2, p. 113–120, 2006a.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization: Defining biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, n. 2, p. 113–120, mar. 2006b.

PAIVA, B. P.; SCHETTINI, C. A. F. Circulation and transport processes in a tidally forced salt-wedge estuary: The São Francisco river estuary, Northeast Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, v. 41, p. 101602, jan. 2021.

PANTA, G. et al. Morphohydraulic of a dam-impacted large river: The São Francisco River, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 121, p. 104167, jan. 2023.

PASQUAUD, S. et al. Determination of fish trophic levels in an estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 86, n. 2, p. 237–246, jan. 2010.

PASSOS, C. V. B. et al. Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblages in tropical coastal ecosystems: estuarization and functional diversity. *Journal of Fish Biology*, v. 89, n. 1, p. 847–862, jul. 2016.

PELICICE, F. M. et al. Human impacts and the loss of Neotropical freshwater fish diversity. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, n. 3, p. 1–15, 2021.

PEREIRA, L. S.; AGOSTINHO, A. A.; DELARIVA, R. L. Effects of river damming in Neotropical piscivorous and omnivorous fish: feeding, body condition and abundances. *Neotropical Ichthyology*, v. 14, n. 1, 2016.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. [s.l: s.n.].

POVEDA-CUELLAR, J. L. et al. What controls fish functional diversity patterns in Colombian Andean streams? *Ecology of Freshwater Fish*, v. 31, n. 1, p. 87–101, 2022.

POVEDA-CUELLAR, J. L. et al. What controls fish functional diversity patterns in Colombian Andean streams? *Ecology of Freshwater Fish*, v. 31, n. 1, p. 87–101, jan. 2022.

PRAMANIK, D. D. S. Fish species diversity and their assemblages of Devi estuary in north east coast of India. p. 9, 2019.

RABY, G. D. et al. Pop-off data storage tags reveal niche partitioning between native and non-native predators in a novel ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, v. 57, n. 1, p. 181–191, jan. 2020.

REIS. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. [s.l: s.n.].

ROJAS, P. et al. Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile. *Global Ecology and Conservation*, v. 19, p. e00658, 2019a.

ROJAS, P. et al. Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile. *Global Ecology and Conservation*, v. 19, p. e00658, jul. 2019b.

ROJAS, P. et al. Exotic species modify the functional diversity patterns of freshwater fish assemblages in continental Chile: Examining historical and geographical patterns. *Global Ecology and Conservation*, v. 24, 2020a.

ROJAS, P. et al. Exotic species modify the functional diversity patterns of freshwater fish assemblages in continental Chile: Examining historical and geographical patterns. *Global Ecology and Conservation*, v. 24, p. e01355, dez. 2020b.

ROSHNI, K. et al. Fish distribution and assemblage structure in a hydrologically fragmented tropical estuary on the south-west coast of India. *Regional Studies in Marine Science*, v. 43, p. 101693, 2021a.

ROSHNI, K. et al. Fish distribution and assemblage structure in a hydrologically fragmented tropical estuary on the south-west coast of India. *Regional Studies in Marine Science*, v. 43, p. 101693, mar. 2021b.

RU, H. et al. Variations of trophic structure and niche space in fish community along a highly regulated subtropical large river. *Ecology and Evolution*, v. 12, n. 10, out. 2022.

SCHINDLER, D. W. Experimental Perturbations of Whole Lakes as Tests of Hypotheses concerning Ecosystem Structure and Function. *Oikos*, v. 57, n. 1, p. 25, fev. 1990.

SHUAI, F. et al. Biological invasions undermine the functional diversity of fish community in a large subtropical river. *Biological Invasions*, v. 20, n. 10, p. 2981–2996, 2018a.

SHUAI, F. et al. Biological invasions undermine the functional diversity of fish community in a large subtropical river. *Biological Invasions*, v. 20, n. 10, p. 2981–2996, out. 2018b.

SHUAI, F.; LI, J. Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) Invasion Caused Trophic Structure Disruptions of Fish Communities in the South China River—Pearl River. *Biology*, v. 11, n. 11, p. 1665, 15 nov. 2022.

SIN, Y. et al. The river–estuarine continuum of nutrients and phytoplankton communities in an estuary physically divided by a sea dike. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 163, p. 279–289, set. 2015.

SOUZA, G. B. G.; VIANNA, M. Fish-based indices for assessing ecological quality and biotic integrity in transitional waters: A systematic review. *Ecological Indicators*, v. 109, p. 105665, fev. 2020.

STERGIOU, K. I.; KARPOUZI, V. S. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. 1980.

TAKÁCS, P. et al. Effect of non-native species on taxonomic and functional diversity of fish communities in different river types. *Biodiversity and Conservation*, v. 30, n. 8–9, p. 2511–2528, 2021a.

TAKÁCS, P. et al. Effect of non-native species on taxonomic and functional diversity of fish communities in different river types. *Biodiversity and Conservation*, v. 30, n. 8–9, p. 2511–2528, jul. 2021b.

TEDESCO, P. A. et al. River Hydrological Seasonality Influences Life History Strategies of Tropical Riverine Fishes. *Oecologia*, v. 156, n. 3, p. 691–702, 2008.

TERESA, F. B.; RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; LEITÃO, R. P. DIVERSIDADE FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHO. *Oecologia Australis*, v. 25, n. 02, p. 415–432, 16 jun. 2021.

TILMAN, D. Functional Diversity. Em: *Encyclopedia of Biodiversity*. [s.l.] Elsevier, 2001. p. 109–120.

TOUSSAINT, A. et al. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*, v. 6, n. October 2015, p. 1–9, 2016a.

TOUSSAINT, A. et al. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*, v. 6, n. 1, p. 22125, 16 mar. 2016b.

VANDER ZANDEN, M. J.; HANSEN, G. J. A.; LATZKA, A. W. A Framework for Evaluating Heterogeneity and Landscape-Level Impacts of Non-native Aquatic Species. *Ecosystems*, v. 20, n. 3, p. 477–491, abr. 2017.

VILLÉGER, S. et al. Contrasting changes in taxonomie vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.

VILLÉGER, S.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S. Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 12, p. 1450–1460, 2014a.

VILLÉGER, S.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S. Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among E uropean fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 12, p. 1450–1460, dez. 2014b.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008a.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. NEW MULTIDIMENSIONAL FUNCTIONAL DIVERSITY INDICES FOR A MULTIFACETED FRAMEWORK IN FUNCTIONAL ECOLOGY. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, ago. 2008b.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, v. 116, n. 5, p. 882–892, maio 2007.

3. CAPÍTULO 1

Composition and distribution of fish assemblages in a tropical river-estuarine continuum

Capítulo publicado na revista Hydrobiologia. DOI: [10.1007/s10750-023-05172-z](https://doi.org/10.1007/s10750-023-05172-z)

Ana Caroline Batista da Silva¹, Matheus Souza Ferreira de Barros², Victor Emmanuel Lopes da Silva¹, Cícero Diogo Lins de Oliveira³, Myrna Elis Ferreira Santos¹; Nidia Noemi Fabr e¹

¹Laborat rio de Ecologia de Peixes e Pesca (LaEPP) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde (ICBS)

²Dauphin Island Sea Lab, School of Marine and Environmental Sciences, University of South Alabama. Dauphin Island, AL 36528, United States.

³Laborat rio de Conserva o e Manejo de Recursos Naturais Renováveis (LACOM) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde (ICBS)

*Corresponding author (email: aninhacarolainebs@gmail.com)

Acknowledgments

The authors would like to thank all fellows from the Management and Conservation of Renewable Resources Laboratory and Laboratory of Ecology, Fish and Fisheries, that continuously contributed to the data. The São Francisco Hydroelectric Company (CHESF) and Water and Land laboratory for the availability of data from the monitoring of the São Francisco River. We thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel CAPES-Brazil CAPES (#23038.000452/2017-16).

Abstract

The damming in a watershed alters all its fluvial dynamics, affecting the patterns of occurrence and distribution of the fish community. Despite being an important refuge for fish communities in tropical Brazil, the rivers-estuarine continuum is strongly affected by human activities that have considerably disturbed the natural dynamics. In this study, our objective was to evaluate the spatial and seasonal composition of the fish community in three distinct regions along the river-estuarine continuum of the São Francisco River, raising the hypothesis that the seasonal effect does not interfere in the structuring of the fish assemblage. Our results demonstrate that seasonality does not influence the composition and distribution of fish species in the lower São Francisco, this differentiation is due to the spatial effect of the regions studied. These findings add to the available knowledge about the absence of the seasonal effect in highly dammed environments.

Keywords: River-estuary, Occurrence of species, São Francisco River, Dam, salinity

3.1 Introduction

River-estuarine continuums are among the most productive ecosystems on earth, having a distinct dynamic that is extremely important for biological communities and adjacent areas (Sin et al., 2015). For instance, the constant fluctuations in environmental conditions that results from the mixing of fresh and saltwater (Pramanik, 2019; Nashima et al., 2021), creates a challenging and stratified environment that filters and determines species occurrence throughout its extension. Fish assemblages, for example, often follow an existing salinity gradient, where freshwater species usually dominate upstream habitats, while marine and estuarine fish mostly occupy downstream regions (Pramanik, 2019; Nashima et al., 2021; Roshni et al., 2021).

Nevertheless, natural rearrangements of this occupancy pattern may occur due to seasonal changes in abiotic parameters and freshwater discharge, which allow interchanges of species between different areas within the same ecosystem (Passos et al., 2016; Polansky et al., 2018; da Silva et al., 2022). In tropical regions, for instance, rainfall regimes often control the freshwater inputs throughout the continuum, causing changes in habitats structures and features, such as their salinity profile and productivity levels, which facilitate the migration of species between different regions. However, those complex patterns can be easily modified by anthropogenic processes, with river damming being one of the most harmful activities to this dynamic (Agostinho et al., 2008; Nascimento do Vasco et al., 2019; D'avilla et al., 2021; Nashima et al., 2021).

In general, the damming of rivers causes a large accumulation of sediments in the upstream portion of the dam and modifies the river natural flow, transforming the lotic system into a lentic environment (Agostinho et al., 2008; Barletta et al., 2010; Wang et al., 2011; Petesse & Petreire, 2012; Grant et al., 2013; Freedman et al., 2014; Pereira et al., 2016; Arantes et al., 2019; Nascimento do Vasco et al., 2019; Cavalcante et al.,

2020; Pelicice et al., 2021). Moreover, seasonal cycles are also affected, with considerable changes in environmental conditions, that, in some cases, may present a new distribution pattern along the river extension (Agostinho et al., 2008; Barletta et al., 2010; Grant et al., 2013; Arantes et al., 2019; Cavalcante et al., 2020; Pelicice et al., 2021). The salinity profile, for example, is one of the first parameters to respond to the damming process, with some ecosystems showing an extension of the estuarine plume inside the system, or even a complete homogenization within the whole area (Agostinho et al., 2008; Barletta et al., 2010; Wang et al., 2011; Hossain et al., 2012; Petesse & Petrere, 2012; Freedman et al., 2014; Pereira et al., 2016; Arantes et al., 2019; Cavalcante et al., 2020; Pelicice et al., 2021). These changes are strongly associated with the structuring of biological community, leading to several changes in the composition and abundance of species, favoring the occurrence of marine species in freshwater habitats and the establishment of invasive species (Agostinho et al., 2008; Barletta et al., 2010; Wang et al., 2011; Pereira et al., 2016; Arantes et al., 2019; Nascimento do Vasco et al., 2019; Pelicice et al., 2021).

São Francisco river is the longest river that runs entirely in Brazilian territory, but this system is regulated by seven dams, known to control approximately 98% of its drainage area, altering its hydrological regime and natural dynamics (Loures & Pompeu, 2012; Cavalcante et al., 2020; Melo et al., 2020; D'avilla et al., 2021). From 1979 until 2012, drastic reductions occurred in the amount of freshwater being discharged downstream (up to 35%) (Nascimento do Vasco et al., 2019), which caused a severe retraction of the estuarine plume, and a widespread intrusion of saltwater upstream (Assis et al., 2017; Cavalcante et al., 2020; D'avilla et al., 2021; Paiva & Schettini, 2021). Following those events, unpredictable patterns of river discharge created a spatial and temporal homogenization of the system, especially in its lower portion, which currently presents distinct features in relation to its salinity profile, with no clear pattern of differentiation along its extension (Cavalcante et al., 2020; do Vasco et al., 2019). Moreover, notable changes in the productive chain of the Lower São Francisco also

resulted from the alterations in natural abiotic conditions (dos Santos et al., 2018; Affe et al., 2021). Different works have shown a significant decrease in diversity and changes in species composition within cascade reservoirs (Agostinho et al., 2016; Ganassin et al., 2021), however, there is no current knowledge available on how fish communities responded to these changes in the river-estuarine continuum.

The comprehension of how the damming process and its alteration in river dynamics affect the patterns of occurrence and distribution of fishes along the continuum is extremely important for the conservation of species and the whole ecosystem. Fish species are among the most diverse and dynamic groups within the river-estuarine continuum, with assemblages comprised of marine, freshwater and brackish fishes that use these areas throughout their life cycle. The species may inhabit different habitats due to their differences in physiological limitations and migratory patterns, being one of the main components in the functioning and resilience of ecosystems and performing key functions related to the transport of organic matter between different regions (Arantes et al., 2019). Given this information, we aimed to assess the spatial and seasonal composition of fish communities along the river-estuarine continuum of the Lower São Francisco River. We hypothesized that seasonality does not influence the composition and distribution of the fish assemblages in the lower São Francisco, possibly because the damming processes and their subsequent impacts on river flow altered the expected outcome of seasonal changes.

3.2 Materials and Methods

3.2.1 Study Area

The São Francisco River is one of the largest rivers in South America, being divided into four segments along its length: high, medium, sub-medium and low. Its lower

portion, which runs for 265 km before emptying into the Atlantic Ocean, has a dry season between October and March and a rainy season between April and September, and has three major regions based on their respective geomorphological characteristics. The first region is located in higher altitudes, having a diverse rocky substrate that forms geomorphological depressions with freshwater dominance. The second is a transitional region where the estuarine plume ends, comprising a coastal tableland with an extensive network of river channels and intermediate altitude. The last region comprises the São Francisco River delta, a lowland characterized by very low and plain altitudes, with brackish waters throughout its whole extension.

3.2.2 Sampling and laboratory procedures

For the present study, we established two sampling stations in each one of the three regions of the Lower São Francisco River, resulting in a total of six areas (Figure 1 and Table 1) that were bimonthly sampled from August 2019 to June 2021 for fish individuals and environmental conditions. Four different fishing gears were used to ensure a representative sample of studied assemblies: bottom and surface gillnets (20 m long, 1.6 m high, with mesh sizes of 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70, 80, and 90 mm), trawl nets (12 mm mesh size), cast nets (radius of 1.5 m and 25 mm mesh size), and sieves (5 mm mesh size). In each station, the gillnets were deployed at nighttime and removed during the morning after a period of 12 hours in the water. Trawl nets were dragged for approximately 30 minutes with 3 replicates for sample. Cast nets were deployed 15 times in each station, while sieves were used to sample small individuals found in the marginal vegetation (20 replicates for sample).

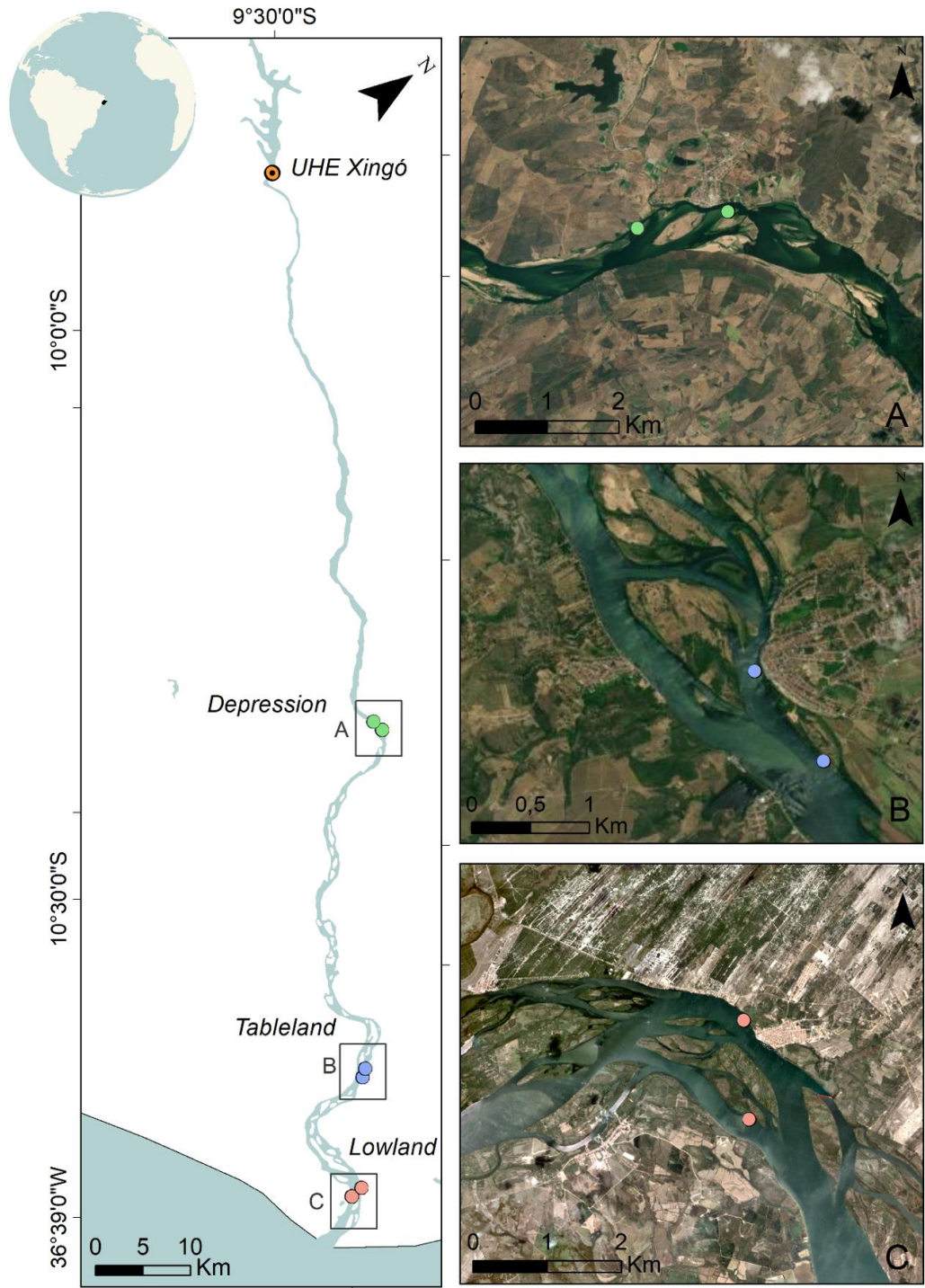


Fig. 1 Sampling points at each three regions in the Lower São Francisco River. “UHE Xingo” shows the location of the dam.

Table 1. Geographical coordinates of sampling points for each region in the Lower São Francisco River

Region	Coordinates
Lowland	10°24'5.30"S 36°26'28.80"W
Lowland	10°25'17.90"S 36°26'19.40"W
Tableland	10°17'31.60"S 36°35'14.30"W
Tableland	10°18'11.60"S 36°34'43.70"W
Depression	9°58'36.30"S 37° 0'57.70"W
Depression	9°58'24.10"S 36°59'52.00"W

In each station, the following abiotic parameters were measured in the field with a YSI multiparameter recorder sonde before fish sampling: conductivity (in $\mu\text{S}/\text{cm}$), concentration of chlorophyll-a (in mSPU), turbidity (in NTU), pH, temperature (in Celsius), dissolved oxygen saturation (in %) and depth (in meters). In addition, data on rainfall (in mm) for each region and sampled month was retrieved from the Brazilian National Institute of Meteorology (INMET) website. Sampling was previously authorized by the Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA), under the license number (ABIO) 1124/2019 (5311925).

In the laboratory, collected fish were identified to species level according to dichotomous identification keys and specialized catalogues (Britski et al., 1988; Godinho & Godinho, 2003; Reis et al., 2003; Araújo et al., 2004). Then, individuals had their standard length measured to the nearest millimetre and were weighted in grams with a precision scale (Godinho & Godinho, 2003; Pompeu & Godinho, 2003; Reis et al., 2003). Fish were subsequently classified into guilds of habitat use, following Elliott et al., (2007) grouping species into freshwater fishes, estuarine residents, marine migrants and marine stragglers, based on biological information regarding physiological adaptations and migratory patterns.

3.2.3 *Data Analysis*

In order to better understand the river-estuarine continuum of the Lower São Francisco River, we carried several analyses using the environmental and fish data. First, significant differences in environmental conditions between regions and seasons were tested by a two-way permutation analysis of variance (PERMANOVA), performed using the Bray-Curtis dissimilarity index in the program statistic R, package Vegan (adonis2) (Anderson, 2017).

For fish sampling, which was carried out with different fishing gears, catches were standardized before further analysis to account for bias towards applied methods (Gibson-Reinemer et al., 2017). Thus, we assumed a linear relationship between the four used gears and the catch per unit effort estimated of samples (defined herein as the biomass of each sample divided by the fishing effort – CPUE). Gears were ordered according to their degree of catchability (sieves – 1, casting net – 2, trawl – 3, gillnets – 4), and a generalized linear model (GLM) using the Gaussian family was carried out, with seasonality (dry and wet seasons) and regions (depression, tableland, lowland) acting as covariables to avoid possible temporal and spatial effects in fish abundance. The

normality of residuals of the fitted model were then tested by the Shapiro-Wilk test, and since significant effects on CPUE values were only found for fishing gears ($p < 0.001$, see supplementary materials for the whole output, table S1 and figure S2), CPUE values were standardized for each sample from the predicted values retrieved from the fitted model (Venables and Ripley 2002; Mourato et al. 2008; Hoyle et al. 2014; Souza et al. 2019).

To describe spatial and temporal patterns in the composition and distribution of fish assemblages, three different set of analysis were performed. First, a three-way analysis of variance (ANOVA) was performed to test for significant differences in corrected CPUE values among guilds, regions, and seasons. CPUE data was Box-Cox transformed using the equation $Y' = (Y^{0.03} - 1) / 0.03$ to increase normality and meet the test assumptions. The Box-Cox transformation was chosen because it produces the best transformation among the power family, not only looking for a transformation that justifies assumptions, but a data set that can be expressed succinctly (Box & Cox, 1964; Atkinson et al., 2021). Second, a Bray-Curtis similarity matrix was constructed from the corrected CPUE data and used to test for significant differences in species composition between regions (lowland, tableland and depression) and seasons (wet and dry) by an analysis two-way permutation of variance (two-way PERMANOVA) (Anderson, 2017).

Moreover, significant relationships between the abiotic variables and fish assemblages were analyzed through the “envfit” function in the “vegan” R package (Oksanen, 2016). This function carries an overlap between vectors that represent environmental variables and nMDS ordination plots (based on their first two dimensions), while searching for the best combination of variables that could be related to the assemblages' data (Smith et al., 2017). All statistical analyses were carried out in the R statistics software using the vegan package at a significance level of $p < 0.05$ (R Core Team, 2013).

3.3 Results

Environmental conditions showed significant variation between locations and in different seasons ($p < 0.05$), showing significant seasonal changes between the three regions (Table 2).

Table 2. Results of the bidirectional Permutation Analysis of Variance (PERMANOVA) for the comparison of environmental variables among the regions and seasons of the Lower São Francisco.

Factor	Sum of Squares	DF	F	p value
Season	0.797	1	66.219	0.001
Region	0.344	2	14.281	0.001
Season x Region	0.054	2	2.256	0.053
Residuals	1.171	102		

Overall, 3,282 fishes, belonging to 102 species and 38 families were collected during the sampling period (Supplementary Table S3). CPUE values varied greatly among guilds (Table 3), and between the three studied regions of low São Francisco (Table 3), with a significant interaction between these two factors (Table 3). In the depression zone, 62 species were caught, with freshwater and estuarine resident species being dominant in both seasons, and only a small number of marine straggler fish

occasionally occurring during the rainy months (Fig. 2). Fifty-four species were registered in the tableland, where representatives of all guilds were found, but freshwater and marine straggler species were more common (Fig. 2). For the lowland area 62 species were caught, and CPUE values were evenly distributed among guilds, with a small decrease in the number of marine straggler fish during the rainy season (Fig. 2).

Table 3. Results for the three-way ANOVA test applied in the Box-Cox transformed CPUE of fish among guilds, regions, and seasons of the Lower São Francisco River.

Factor	Sum of Squares	DF	F	p value
Guild	55.02	3	15.56	<0.001
Region	7.820	2	3.320	0.041
Season	0.360	1	0.304	0.582
Guild x Region	65.07	6	9.202	<0.001
Guild x Season	4.720	3	1.334	0.269
Region x Season	0.470	2	0.199	0.821
Guild x Region x Season	5.480	4	1.163	0.332


Table 4. Results of the two-way Permutational Analysis of Variance (PERMANOVA) for the comparison of fish assemblages' composition among regions and seasons in the Lower São Francisco River.

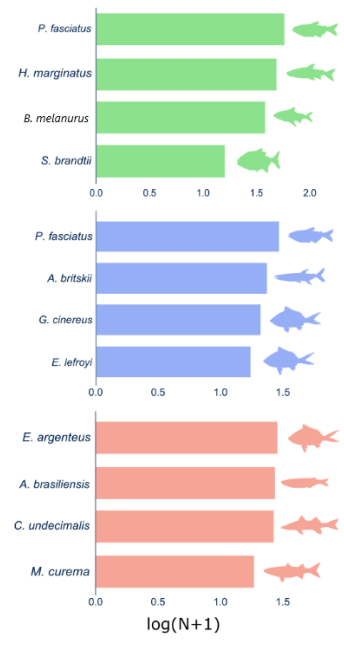
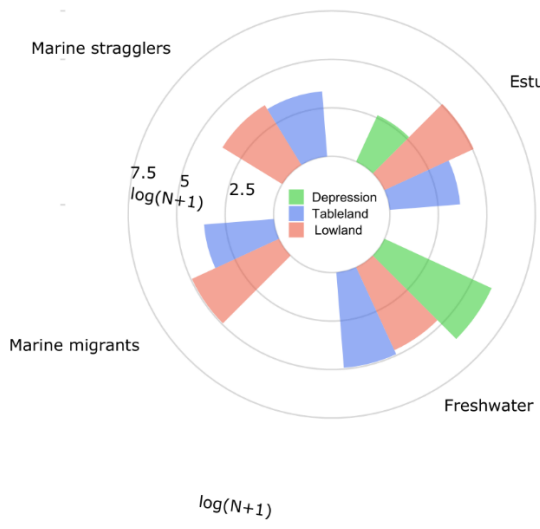
Factor	Sum of Squares	DF	F	p value
Region	4.408	2	5.324	0.001
Season	0.501	1	1.212	0.193
Region x Season	0.964	2	1.165	0.176
Residuals	41.216	102		

Although environmental variables changed according to regions and seasonality, the assemblage composition differed only among regions (Table 2 and Table 4), and no significant pattern of correlation between environmental conditions and fish species could be found for the entire river-estuarine continuum (Table 5). Rather, each region had a different set of environmental variables associated to the structuring of assemblages, with distinct strengths and significances (Table 5). For depression region no significant correlation was found, while fish composition in the tableland was related to fluctuations in the depth and salinity of the region (Table 5). The lowland's fish assemblages were better explained by the interaction of depth, pH and turbidity (Table 5).

Table 5. Multivariate correlations between the environmental variables and fish species found for the Lower São Francisco River (LSFR) and its regions, displaying the top model from the BEST output, as well as its strength (ρ) and significance (p-value).

Region	Best model	Correlation (ρ)	p-value
LSFR	Depth + Turbidity	0.074	0.118
Depression	Depth + pH	0.059	0.421
Tableland	Depth + Salinity	0.168	0.027
Lowland	Depth + pH + Turbidity	0.201	0.011

Rainy season 



Dry season 

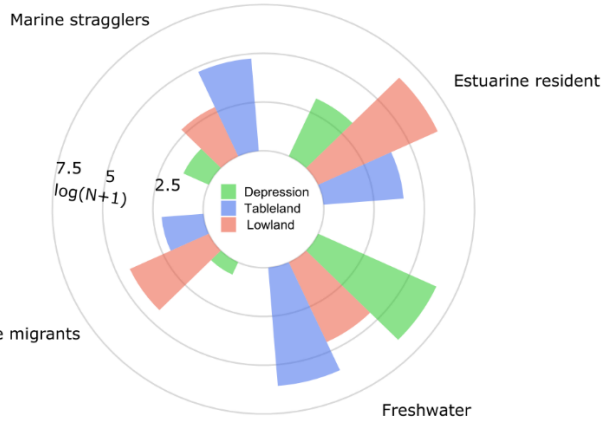
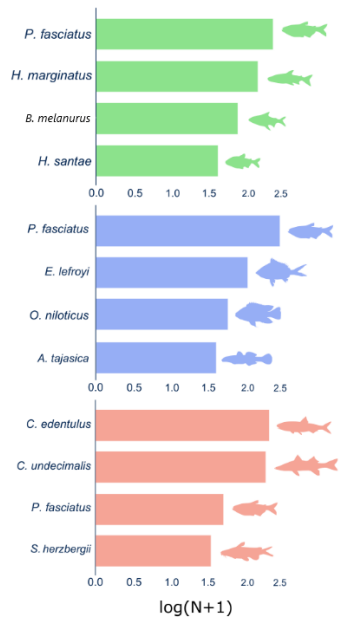


Fig. 2 Spatial and temporal variation of the number of individuals (in $\log [N + 1]$) (0 – 10) of fish species classified into habitat use guilds according to Elliott et al. (2007) for each geomorphological region of the São Francisco River and season. The silhouette for the most abundant species of each guild was used. This schematic representation expresses a seasonal shift in the fish assemblages between regions of the Lower São Francisco River

3.4 Discussion

To the best of our knowledge, this is the first study to analyze, in detail, the fish community structure of the São Francisco river-estuarine continuum, one of the longest and most important rivers in South America. Although a clear spatial configuration in the distribution of species can be observed along the whole system, our results indicate that despite the differences in environmental conditions between regions and seasons, seasonality does not have significant effects on the structuring of fish assemblages. One of the possible mitigating factors for this pattern is the damming process, which may have altered the natural dynamics of the river-estuarine continuum, modifying the natural hydrological regime by increasing or reducing flood peaks due to the controlled flow (Godinho & Godinho, 2003; Petesse & Petrere, 2012; Agostinho et al., 2016).

3.4.1 Species composition and spatial distribution

Overall, river-estuarine continuums are expected to have temporal and spatial fluctuations in assemblages' composition during its natural dynamics, with seasonal variations in environmental conditions leading to changes in the distribution and occurrence of many fishes (Agostinho et al., 2016). In tropical regions, for example, rainfall regimes often control the inputs of freshwater and sediments along rivers and estuarine systems, which cause significant changes in the productivity, salinity, and

dissolved oxygen levels, resulting in the spatial rearrangement of species (da Silva et al., 2018, 2021). This natural dynamic is credited as a key mechanism of ecosystem's resilience that allows the movement of species among different habitats and areas found in the ecosystem (da Silva et al., 2021, 2022), being one of the main components of the estuarine and neritic zone connectivity (Passos et al., 2016; Macedo et al., 2021, 2023).

However, dammed environments are often characterized by the loss of this temporal effect, due to severe changes in their natural flow, which can affect different areas of the system and their respective fish assemblages (Agostinho et al., 2016; Santos et al., 2022). As identified in our study, the lower São Francisco river-estuarine continuum appears to be highly impacted by upstream dams, showing a significant loss of seasonal effects on the structuring of fish assemblages between the studied regions, probably due to impacts reported since its damming, such as the substantial extent of upstream estuarine conditions, which decreased the pattern of differentiation in its salinity profile along its extension (Li et al., 2013; Nascimento do Vasco et al., 2019; Cavalcante et al., 2020).

Furthermore, despite the absence of a seasonal effects on the assembling of species, the three regions studied in the Lower São Francisco showed differentiation in their structures, with a clear spatial pattern of occupation. These significant differences between regions are probably due to their geomorphological diversity, as well as the changes they underwent after the damming (Agostinho et al., 2016; Nascimento do Vasco et al., 2019; Paiva & Schettini, 2021; Santos et al., 2022). For example, in the depression region, our results showed a dominance of freshwater species, which can be explained by the abiotic conditions in the area. The control of the natural flow and the direct discharge of freshwater in this pediplain region allows the abiotic conditions to remain stable, with low salinity and little depth in relation to the other regions (Franzen, 2020).

The tableland region is in a pre-coastal position, being a transition area between the domain of highlands and the coastal plain, influenced by estuaries and sea level fluctuations (Franzen, 2020). For this region, our results showed that salinity and depth significantly affect species composition, with the absence of a dominance pattern among the guilds found within. Even though it is a region that has marine interference, this influence was probably increased by the control of the natural flow of the river as discussed in the work of Brito & Magalhães (2017), where authors show that seawater entered upstream and altered salinity values, modifying chemical parameters in this region of the lower São Francisco River. However, it is important to highlight that although not significant for species distribution, seasonal periods can result in an intrusion or decrease of salt water upstream (Cavalcante et al., 2020), as shown in our results, where environmental variables between regions were different in each seasonal period.

The lowland region of the lower São Francisco River is directly influenced by eustatic changes in sea level, being the transition part between fresh water from rivers and salt water from the sea (Franzen, 2020). These important unique features reflect estuarine conditions, which are highly diverse and productive places (Sin et al., 2015; Nashima et al., 2021). However, we observed that this region did not behave as expected, having the same number of species found in the depression region and presenting the same guilds of the other regions. This result might also be linked to the presence of dams in the systems that alter the river flow and impact biogeochemical and physical processes, mainly affecting productivity, which directly interfere in the fish community structure (Hossain et al., 2012; Montagna et al., 2013; Agostinho et al., 2016).

3.4.2 Current concerns and implications for conservation

Natural river ecosystems depend on the frequency and duration of floods for the exchange of energy, nutrients, sediments and organisms (McCartney et al., 2001;

Arantes et al., 2019), but when this ecosystem is dammed, there are changes in the biotic structure and in their seasonal patterns, as identified in our study. These changes often result from a variety of factors, such as the extent of estuarine conditions (Nascimento do Vasco et al., 2019; Cavalcante et al., 2020; Paiva, 2021), changes in the natural characteristics of habitats and the alteration of the river flow (Li et al., 2013; Freedman et al., 2014). These impacts have already been recorded in different river-estuarine continuum around the world, including in the Lower São Francisco River (Mourato et al., 2008; Li et al., 2013; Wang et al., 2011; Li et al., 2016; Cooper et al., 2017; Gubiani et al., 2018).

Moreover, a dammed system in cascade can cumulatively cause the fragmentation of river landscapes, negatively impacting the distribution of fish species (Arantes et al., 2019). In our study, we demonstrate that, although there are seasonal variations in environmental conditions between the regions studied, they do not impact the structuring of fish assemblages, which can be an indicator of spatial segregation between regions. Since the movement of species between the whole continuum is often linked to key ecological and ecosystem processes, for the conservation and management of fish species in this region, we propose that the results found herein should be taken into account for the effective planning and management of the Lower São Francisco River.

References

- Affe, H. M. de J., L. P. Conceição, D. S. B. Rocha, L. A. de O. Proença, & J. M. de C. Nunes, 2021. Phytoplankton community in a tropical estuarine gradient after an exceptional harmful bloom of *Akashiwo sanguinea* (Dinophyceae) in the Todos os Santos Bay. *Ocean and Coastal Research* 69: 1–20.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, N. C. L. Santos, J. C. G. Ortega, & F. M. Pelicice, 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*. 173: 26–36.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119–1132.
- Anderson, M. J., 2017. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* 1–15.
- Aranes, C. C., D. B. Fitzgerald, D. J. Hoeinghaus, & K. O. Winemiller, 2019. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 37: 28–40.
- Araújo, M. E., J. M. C. Teixeira, & A. M. E. Oliveira, 2004. Peixes estuarinos marinhos do nordeste brasileiro.
- Assis, D. A. S. de, V. A. Dias-Filho, A. L. B. Magalhães, & M. F. G. Brito, 2017. Establishment of the non-native fish *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) (Characiformes: Serrasalminidae) in lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 52: 228–238.
- Atkinson, A. C., M. Riani, & A. Corbellini, 2021. The Box–Cox transformation: review and extensions. *Statistical Science* 36: 239–255.
- Barletta, M., A. J. Jaureguizar, C. Baigun, N. F. Fontoura, A. A. Agostinho, V. M. F. Almeida-Val, A. L. Val, R. A. Torres, L. F. Jimenes-Segura, T. Giarrizzo, N. N. Fabr e, V.

S. Batista, C. Lasso, D. C. Taphorn, M. F. Costa, P. T. Chaves, J. P. Vieira, & M. F. M. Corrêa, 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76: 2118–2176.

Box, G. E. P., & D. R. Cox, 1964. An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)* 26: 211–252. 371

Brito, M. F. G., & A. L. B. Magalhães, 2017. Brazil's development turns river into sea. *Science* 358(6360): 179.

Britski, H. A., Y. Sato, & A. B. S. Rosa, 1988. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias.

Cavalcante, G., F. Vieira, E. Campos, N. Brandini, & P. R. P. Medeiros, 2020. Temporal streamflow reduction and impact on the salt dynamics of the São Francisco River Estuary and adjacent coastal zone (NE/Brazil). *Regional Studies in Marine Science* 38: 101363.

Cooper, A. R., D. M. Infante, W. M. Daniel, K. E. Wehrly, L. Wang, & T. O. Brenden, 2017. Assessment of dam effects on streams and fish assemblages of the conterminous USA. *Science of the Total Environment* 586: 879–889.

da Silva, V. E. L., I. O. de Assis, J. V. Campos-Silva, G. V. B. Paulino, & N. N. Fabr e, 2022. Relative importance of habitat mosaics for fish guilds in the northeastern coast of Brazil. *Regional Studies in Marine Science* 50: 102145.

da Silva, V. E. L., M. Dolbeth, & N. N. Fabr e, 2021. Assessing tropical coastal dynamics across habitats and seasons through different dimensions of fish diversity. *Marine Environmental Research* 171: 105458.

da Silva, V. E. L., E. C. Teixeira, V. S. Batista, & N. N. Fabr e, 2018. Spatial distribution of juvenile fish species in nursery grounds of a tropical coastal area of the south-western Atlantic. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 48: 9–18.

D'avilla, T., E. M. Costa-neto, & M. F. G. Brito, 2021. Impacts on fisheries assessed by local ecological knowledge in a reservoir cascade in the lower São Francisco River, northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 19: e200156.

dos Santos, N. C. L., E. García-Berthou, J. D. Dias, T. M. Lopes, I. de P. Affonso, W. Severi, L. C. Gomes, & A. A. Agostinho, 2018. Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia* 819: 77–91.

Elliott, M., A. K. Whitfield, I. C. Potter, S. J. M. Blaber, D. P. Cyrus, F. G. Nordlie, & T. D. Harrison, 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8: 241–268.

Franzen, M., 2020. Atlas geoquímico. Serviço Geológico do Brasil - CPRM II: 71.

Freedman, J. A., B. D. Lorson, R. B. Taylor, R. F. Carline, & J. R. Stauffer, 2014. River of the dammed: longitudinal changes in fish assemblages in response to dams. *Hydrobiologia* 727: 19–33.

Ganassin, M. J. M., R. Muñoz-Mas, F. J. M. de Oliveira, C. M. Muniz, N. C. L. dos Santos, E. García-Berthou, & L. C. Gomes, 2021. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three Neotropical basins. *Science of the Total Environment* 778: 146246.

Gibson-Reinemer, D. K., B. S. Ickes, & J. H. Chick, 2017. Development and assessment of a new method for combining catch per unit effort data from different fish sampling gears: Multigear mean standardization (MGMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* Canadian Science Publishing 74: 8–14.

Godinho, H. P., & A. L. Godinho, 2003. *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*.

Grant, G. E., J. C. Schmidt, & S. L. Lewis, 2013. A geological framework for interpreting downstream effects of dams on rivers. 203–219.

Gubiani, É. A., R. Ruaro, V. R. Ribeiro, A. C. A. Eichelberger, R. F. Bogoni, A. D. Lira, D. Cavalli, P. A. Piana, & W. J. da Graça, 2018. Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia* 817: 57–69.

Hossain, M. S., N. Gopal Das, S. Sarker, & M. Z. Rahaman, 2012. Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 38: 213–226.

Hoyle, S. D., A. D. Langley, & R. A. Campbell, 2014. Recommended approaches for standardizing CPUE data from pelagic fisheries.

Li, J., S. Dong, M. Peng, Z. Yang, S. Liu, X. Li, & C. Zhao, 2013. Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin. *Ecological Indicators* 34: 94–102.

Li, X., Y. R. Li, L. Chu, R. Zhu, L. Z. Wang, & Y. Z. Yan, 2016. Influences of local habitat, tributary position, and dam characteristics on fish assemblages within impoundments of low-head dams in the tributaries of the Qingyi River, China. *Zoological research* 37: 67–74.

Loures, R. C., & P. S. Pompeu, 2012. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco river, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10: 731–740.

Macedo, M. M., R. Angelini, V. E. L. da Silva, & N. N. Fabr e, 2021. Trophic structure of coastal meta-ecosystems in the tropical Southwestern Atlantic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 263: 107654.

Macedo, M. M., N. N. Fabr e, V. E. L. da Silva, M.E.F. Santos, M.D. Albuquerque-Ten rio, & R. Angelini, 2023. Influence of the river flow pulse on the maturity, resilience, and sustainability of tropical coastal ecosystems. *Marine Environmental Research* 183: 105806.

McCartney, M., C. Sullivan, & M. C. Acreman, 2001. Ecosystem impacts of large dams.

Melo, E. R., N. Brandini, P. R. P. Medeiros, R. Silva, & G. Cavalcante, 2020. Nutrients load estimation in a regulated streamflow estuary: the São Francisco estuary (NE/Brazil). *Revista Brasileira de Meteorologia* 35: 803–811.

Montagna, P. a., T. a. Palmer, & J. Beseres Pollack, 2013. Hydrological Changes and Estuarine Dynamics.

Mourato, B. L., A. F. Amorim, C. A. Arfelli, & F. H. Vieira, 2008. Influence of environmental, spatial and temporal factors on blue shark, *Prionace glauca*, catch rate in the Southwestern Atlantic Ocean. *Arquivos de Ciências do Mar* 41: 34–46.

Nascimento do Vasco, A., A. de Oliveira Aguiar Netto, & M. Gonzaga da Silva, 2019. The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. *Ecohydrology and Hydrobiology* 19: 556–565.

Nashima, F. P., N. A. Strydom, & S. J. Lamberth, 2021. Abundance and Diversity of Fish Assemblages Along the River-Estuary Continuum in a Fluvially Dominated Southern African Coastal System. *Estuaries and Coasts* Estuaries and Coasts.

Oksanen, J., 2016. *Vegan: an introduction to ordination*.

Paiva, B. P., & C. A. F. Schettini, 2021. Circulation and transport processes in a tidally forced salt-wedge estuary: the São Francisco River estuary, Northeast Brazil. *Regional Studies in Marine Science* 41: 101602.

Passos, C. V. B., N. N. Fabr e, A. C. M. Malhado, V. S. Batista, & R. J. Ladle, 2016. Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblages in tropical coastal ecosystems. *Journal of Fish Biology* 89: 847–862.

Pelicice, F. M., A. Bialetzki, P. Camelier, F. R. Carvalho, E. García-Berthou, P. S. Pompeu, F. T. de Mello, & C. S. Pavanelli, 2021a. Human impacts and the loss of Neotropical freshwater fish diversity. *Neotropical Ichthyology* 19: 1–15.

Pereira, L. S., A. A. Agostinho, & R. L. Delariva, 2016. Effects of river damming in Neotropical piscivorous and omnivorous fish: Feeding, body condition and abundances. *Neotropical Ichthyology* 14: 267–278.

Pettesse, M. L., & M. Petrere, 2012. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tiet  river basin, Brazil. *Ecological Engineering* 48: 109–116.

Polansky, L., K. B. Newman, M. L. Nobriga, & L. Mitchell, 2018. Spatiotemporal Models of an Estuarine Fish Species to Identify Patterns and Factors Impacting Their Distribution and Abundance. *Estuaries and Coasts* Estuaries and Coasts 41: 572–581.

Pompeu, P. S., & H. P. Godinho, 2003. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. .

Pramanik, D. S., 2019. Fish species diversity and their assemblages of Devi estuary in northeast coast of India. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 7: 265–273.

Reis, R. E., S. O. Kullander, C. J. Ferraris, D. D. Grings, U. Zilles, & J. J. Bertolotti, 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America.

Roshni, K., C. R. Renjithkumar, R. Raghavan, & K. Ranjeet, 2021. Fish distribution and assemblage structure in a hydrologically fragmented tropical estuary on the south-west coast of India. *Regional Studies in Marine Science* 43: 101693.

Santos, J., C. Barbosa Silva, H. Soares de Santana, C. Cano-Barbacil, A. A. Agostinho, F. T. Normando, J. R. Cabeza, F. Roland, & E. García-Berthou, 2022. Assessing the short-term response of fish assemblages to damming of an Amazonian River. *Journal of Environmental Management* 307: 114571.

Sin, Y., E. Lee, Y. Lee, & K. H. Shin, 2015. The river-estuarine continuum of nutrients and phytoplankton communities in an estuary physically divided by a sea dike. *Estuarine, Coastal and Shelf Science Elsevier Ltd* 163: 279–289.

Smith, S. C. F., S. J. Meiners, R. P. Hastings, T. Thomas, & R. E. Colombo, 2017. Low-head dam impacts on habitat and the functional composition of fish communities. *River Research and Applications* 33: 680–689.

Souza, E., C. Oliveira, & H. A. Andrade, 2019. Padronização da taxa de captura para o espadarte (*Xiphias gladius*) usando efeito fixo e aleatório. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 14: 1–8.

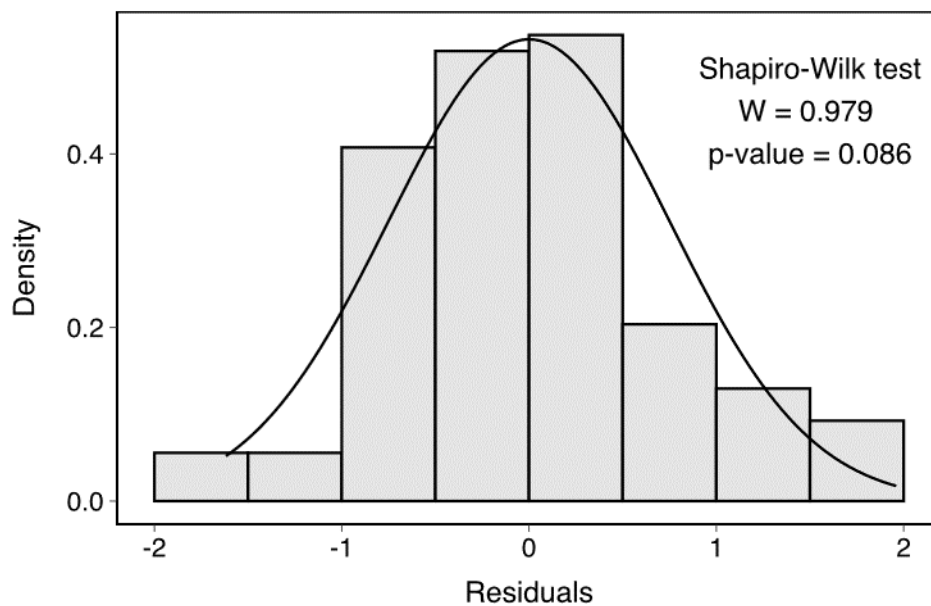
Venables, W. N., & C. M. Dichmont, 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: An overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries Research* 70: 319–33.

Wang, L., D. Infante, J. Lyons, J. Stewart, & A. Cooper, 2011. Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Research and Applications* 27: 473–487.

Supplementary material

Supplementary Table S1. Complete output for the generalized linear model (GLM) applied to the CPUE values to test significant effects of fishing gears, with seasonality (dry and wet seasons) and regions (depression, tableland, lowland) acting as covariables.

Variable	Estimate	Std. Error	t-value	p
Gear	0.447	0.063	7.042	0.001
Region	0.067	0.146	0.752	0.453
Season	0.315	0.146	2.149	0.053



Supplementary Figure S2. Residuals distribution of the fitted model with Shapiro-Wilk output to test for its normality.

Supplementary Table S3. Species sampled in the study area with their families, habitat use guilds, number of individuals (N) and proportion of occurrence based on standardized CPUE per geomorphological region. Families are in alphabetical order.

Family	Species	Guild	N	Lowland	Tableland	Depression
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus britskii</i>	Freshwater	37	0	0,0085	0,0027
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Freshwater	21	0	0,0006	0,0058
Achiridae	<i>Achirus achirus</i>	Estuarine resident	1	0	0	0,0003
	<i>Achirus declivis</i>	Estuarine resident	6	0,0012	0,0003	0,0003
	<i>Achirus lineatus</i>	Marine straggler	2	0,0003	0,0003	0
	<i>Trinectes paulistanus</i>	Estuarine resident	1	0	0,0003	0
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i>	Freshwater	1	0	0,0003	0
	<i>Leporinus marcgravii</i>	Freshwater	1	0	0,0003	0
	<i>Leporinus piau</i>	Freshwater	27	0,0006	0,0027	0,0049
	<i>Megaleporinus reinhardtii</i>	Freshwater	4	0	0,0009	0,0003
	<i>Megaleporinus sp.</i>	Freshwater	1	0	0	0,0003
	<i>Schizodon knerii</i>	Freshwater	27	0,0018	0,0030	0,0034
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	Estuarine resident	7	0,0021	0	0
	<i>Sciades herzbergii</i>	Estuarine resident	53	0,0161	0	0
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	Freshwater	59	0,0180	0	0
Auchenipteridae	<i>Glanidium albescens</i>	Freshwater	1	0,0003	0	0
	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Freshwater	17	0,0027	0,0006	0,0018
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	Marine migrant	2	0,0006	0	0
Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	Freshwater	1	0	0,0003	0
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	Marine migrant	1	0,0003	0	0
	<i>Caranx latus</i>	Marine migrant	30	0,0073	0,0018	0
	<i>Caranx sp.</i>	Marine migrant	1	0,0003	0	0
Centropomidae	<i>Centropomus ensiferus</i>	Estuarine resident	14	0,0037	0	0,0006
	<i>Centropomus parallelus</i>	Estuarine resident	9	0,0027	0	0
	<i>Centropomus undecimalis</i>	Estuarine resident	328	0,0972	0,0021	0,0006
Characidae	<i>Astyanax lacustris</i>	Freshwater	9	0,0006	0	0,0021

	<i>Hemigrammus gracilis</i>	Freshwater	16	0	0	0,0049
	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Freshwater	188	0	0,0003	0,0570
	<i>Hyphessobrycon santae</i>	Freshwater	42	0	0	0,0128
	<i>Moenkhausia costae</i>	Freshwater	17	0	0,0012	0,0040
	<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	Freshwater	9	0	0	0,0027
	<i>Piabarchus stramineus</i>	Freshwater	3	0	0	0,0009
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	Freshwater	719	0,0259	0,1012	0,0920
	<i>Roeboides xenodon</i>	Freshwater	9	0	0,0015	0,0012
	<i>Serrapinnus heterodon</i>	Freshwater	44	0,0006	0,0061	0,0067
	<i>Serrapinnus piaba</i>	Freshwater	5	0	0	0,0015
	<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Freshwater	22	0	0,0003	0,0064
Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	Freshwater	1	0	0	0,0003
	<i>Australoheros facetus</i>	Freshwater	2	0	0	0,0006
	<i>Cichla kelberi</i>	Freshwater	11	0,0021	0,0003	0,0009
	<i>Cichla sp.</i>	Freshwater	10	0,0006	0,0018	0,0006
	<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	Freshwater	17	0	0,0003	0,0049
	<i>Oreochromis niloticus</i>	Freshwater	93	0,0003	0,0195	0,0085
Clupeidae	<i>Lile piquitinga</i>	Freshwater	1	0	0	0,0003
Curimatidae	<i>Curimatella lepidura</i>	Freshwater	33	0	0,0009	0,0091
Cynoglossidae	<i>Symphurus sp.</i>	Marine straggler	1	0,0003	0	0
	<i>Symphurus tessellatus</i>	Marine straggler	1	0	0	0,0003
Eleotridae	<i>Eleotris pisonis</i>	Estuarine resident	4	0,0009	0	0,0003
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	Marine migrant	1	0,0003	0	0
Engraulidae	<i>Anchoa hepsetus</i>	Estuarine resident	4	0,0006	0	0,0006
	<i>Anchoa spinifer</i>	Estuarine resident	50	0,0149	0	0,0003
	<i>Anchovia clupeoides</i>	Marine migrant	1	0	0,0003	0
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	Estuarine resident	20	0,0030	0,0030	0
	<i>Anchoviella vaillanti</i>	Freshwater	14	0,0021	0,0021	0
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	Estuarine resident	309	0,0920	0,0003	0,0018
	<i>Lycengraulis barbouri</i>	Estuarine resident	8	0,0012	0,0003	0,0009
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	Estuarine resident	12	0,0006	0,0006	0,0024
	<i>Lycengraulis sp.</i>	Estuarine resident	1	0	0,0003	0
Erythrinidae	<i>Hoplias intermedius</i>	Freshwater	30	0,0018	0	0,0073
	<i>Hoplias malabaricus</i>	Freshwater	2	0	0	0,0006
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	Estuarine resident	20	0,0052	0,0006	0,0003

	<i>Eucinostomus argenteus</i>	Marine migrant	68	0,0192	0,0015	0
	<i>Eucinostomus lefroyi</i>	Marine straggler	154	0,0076	0,0393	0
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Estuarine resident	11	0,0006	0,0018	0,0009
	<i>Eugerres brasilianus</i>	Marine straggler	2	0,0006	0	0
	<i>Gerres cinereus</i>	Marine migrant	59	0,0104	0,0076	0
Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i>	Estuarine resident	53	0,0003	0,0149	0,0009
	<i>Ctenogobius shufeldti</i>	Estuarine resident	2	0	0	0,0006
	<i>Ctenogobius smaragdus</i>	Estuarine resident	2	0,0006	0	0
Haemulidae	<i>Pomadasys ramosus</i>	Estuarine resident	1	0,0003	0	0
Iguanodectidae	<i>Bryconops melanurus</i>	Freshwater	126	0,0012	0,0027	0,0344
Loricariidae	<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i>	Freshwater	9	0	0	0,0027
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	Marine straggler	11	0,0030	0,0003	0
	<i>Lutjanus apodus</i>	Marine straggler	5	0,0015	0	0
	<i>Lutjanus jocu</i>	Marine migrant	5	0,0015	0	0
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	Marine migrant	66	0,0183	0,0018	0
	<i>Mugil liza</i>	Marine migrant	3	0,0009	0	0
	<i>Mugil sp.</i>	Marine migrant	1	0,0003	0	0
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	Marine straggler	19	0,0018	0,0037	0,0003
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	Estuarine resident	39	0,0085	0,0027	0,0006
	<i>Citharichthys sp.</i>	Marine straggler	1	0,0003	0	0
Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	Freshwater	3	0	0,0003	0,0006
	<i>Poecilia vivipara</i>	Freshwater	27	0	0,0082	0
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>	Marine migrant	10	0,0030	0	0
Pristigasteridae	<i>Pellona castelnaeana</i>	Estuarine resident	9	0,0024	0,0003	0
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	Estuarine resident	9	0,0027	0	0
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Freshwater	5	0	0	0,0015
Serranidae	<i>Rypticus randalli</i>	Marine straggler	1	0	0	0,0003
Serrasalminidae	<i>Colossoma macropomum</i>	Freshwater	2	0	0	0,0006
	<i>Metynnis lippincottianus</i>	Freshwater	19	0,0003	0,0024	0,0030
	<i>Metynnis maculatus</i>	Freshwater	5	0	0,0009	0,0006
	<i>Myleus micans</i>	Freshwater	4	0	0,0003	0,0009
	<i>Myleus sp.</i>	Freshwater	5	0	0	0,0015
	<i>Pygocentrus piraya</i>	Freshwater	8	0,0003	0,0012	0,0009
	<i>Serrasalmus brandtii</i>	Freshwater	43	0,0006	0,0021	0,0104
Sphyraenidae	<i>Sphyraena sp.</i>	Marine straggler	1	0,0003	0	0

Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i>	Freshwater	87	0	0,0034	0,0232
	<i>Sternopygus macrurus</i>	Freshwater	9	0,0006	0,0006	0,0015
Syngnathidae	<i>Microphis brachyurus</i>	Marine migrant	1	0	0	0,0003
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Estuarine resident	1	0,0003	0	0
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	Marine migrant	9	0,0027	0	0
Triportheidae	<i>Triportheus guentheri</i>	Freshwater	9	0	0,0006	0,0021

4. CAPÍTULO 2

Modelagem funcional revela impactos de espécies exóticas nas assembleias de peixes em um contínuo rio-estuário

Ana Caroline Batista da Silva¹, Victor Emmanuel Lopes da Silva¹, Myrna Elis Ferreira Santos¹, Mônica Dayane Albuquerque Tenório¹, Ana Clara Sampaio Franco², Nidia Noemi Fabr e¹

¹Laborat rio de Ecologia de Peixes e Pesca (LaEPP) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde (ICBS)

²Programa de Pós-gradua o em Biodiversidade Neotropical (PPGBIO), Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

*Corresponding author (email: aninhacarolainebs@gmail.com)

Resumo

O aumento nas atividades antrópicas vem causando inúmeras modificações nos ecossistemas, um dos mecanismos responsáveis por essas mudanças é a introdução de espécies exóticas. Em sistemas rio-estuário, que são altamente ricos, diversos e que possuem alta taxa de endemismo e alta produtividade, a introdução de espécies exóticas vem causando consequências graduais na estrutura da comunidade e na funcionalidade do ecossistema. As espécies exóticas podem possuir características funcionais novas ou redundantes em um novo ambiente, podendo contribuir para modificar tanto a estrutura quanto a funcionalidade de um ecossistema, potencialmente impactando os processos ecológicos e homogeneizando funcionalmente a comunidade nativa. Esse estudo teve como objetivo avaliar a estrutura funcional da comunidade de peixes do contínuo rio-estuário do rio São Francisco e o impacto das espécies exóticas na funcionalidade das três regiões distintas fisiograficamente, avaliando como elas compartilham o nicho trófico nas três regiões distintas fisiograficamente, evidenciando uma homogeneização funcional entre a comunidade nativa e as espécies exóticas. Nossos resultados demonstraram um impacto espacial diferenciado ao longo do contínuo e resposta distinta dos componentes da diversidade funcional, evidenciado pelos cenários de simulação de retirada de espécies exóticas. Essa retirada levou a uma diminuição expressiva na riqueza funcional (FRic) na região alta (Depressão) e um aumento na dispersão funcional (FDis) na região média (Tabuleiro) do contínuo rio-estuário. Além disso, espécies exóticas de água doce, estão surgindo na região estuarina baixa (Delta), apesar de possuir uma alta salinidade. Como é uma região com alta taxa de redundância funcional, o surgimento de espécies exóticas com características funcionais únicas, podem colocar em risco a biodiversidade da região.

Palavras-chave: Diversidade funcional, Invasibilidade, Modelagem.

4.1 Introdução

As introduções de espécies exóticas estão associadas a diversos impactos generalizados, como perda da biodiversidade, sendo responsáveis por quase 60% das extinções de espécies no último século (BELLARD et al., 2018; ADELINO et al., 2021). Elas também causam mudanças na composição espécies nativas nas comunidades, perturbação nos serviços ecossistêmicos e no funcionamento ambiental (BELLARD et al., 2018; ADELINO et al., 2021; FRANCO; GARCÍA-BERTHOU; SANTOS, 2021). Os ecossistemas aquáticos são particularmente vulneráveis as introduções de espécies exóticas, sendo os peixes um dos grupos de animais aquáticos mais frequentemente introduzidos (GOZLAN et al., 2010). Além disso, esse grupo também é considerado um dos mais ameaçados pelas elevadas taxas de endemismo e por ter uma grande diversidade (GOZLAN et al., 2010; ADELINO et al., 2021).

A introdução de peixes exóticos se dá, principalmente, pela aquicultura, aquariofilia, água de lastro, e represamentos (GOZLAN, 2008; TOUSSAINT et al., 2016). Uma série de etapas constituem o processo, tais como a captação ou captura das espécies exóticas, o transporte, a introdução em regiões não naturais, o estabelecimento e por fim, sua expansão (BAÑOS- VILLALBA et al., 2021). Todo o processo de passa por barreiras, consideradas filtros ambientais (filtro geográfico, fisiológico e biótico), as quais podem favorecer ou não o sucesso do estabelecimento de espécies exóticas (ESPÍNOLA, 2007; BAÑOS- VILLALBA et al., 2021).

A introdução de espécies exóticas tem alto potencial para impactar e modificar a estrutura taxonômica e funcional de comunidades nativas (OLDEN et al., 2004; OLDEN; ROONEY, 2006; VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014). Essas espécies podem possuir uma alta tolerância ambiental e características funcionais novas ou redundantes, impactando a funcionalidade do ecossistema, podendo causar extirpação, extinção da comunidade nativa, o que poderia acarretar em similaridade funcional (OLDEN; ROONEY, 2006; VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014). Nesse contexto,

caracteriza-se um processo conhecido como homogeneização funcional (OLDEN et al., 2004; OLDEN; ROONEY, 2006; VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014).

Nas últimas décadas, diversas métricas têm sido propostas para avaliar a diversidade, sendo as principais direcionadas para a compreensão da dimensão taxonômica por meio de índices avaliando principalmente a riqueza e abundância (VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014). No entanto, essas métricas não permitem mensurar interações intra e interespecíficas e as relações das espécies com o funcionamento do ecossistema (VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014).

Por exemplo, sistemas de transição como o contínuo rio-estuário, possuem elevada importância ecológica por englobar ecossistemas altamente ricos, diversos, com altas taxas de endemismo e serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e produção primária (CASTRO et al., 2020; NASHIMA; STRYDOM; LAMBERTH, 2021; ROSHNI et al., 2021). Por conta da elevada produtividade, historicamente inúmeras cidades foram construídas ao redor desses sistemas, submetendo-os a inúmeros impactos antropogênicos, como a construção de portos, navegação, sobrepesca, poluição e construção de barragens para geração de energia elétrica e armazenamento de água (AGOSTINHO et al., 2016; BEZERRA et al., 2019; NASHIMA; STRYDOM; LAMBERTH, 2021). Esses impactos comumente alteram as características do ambiente aumentando a sua invasibilidade, ou seja, deixando o ecossistema mais vulnerável ao estabelecimento das espécies exóticas (HUI et al., 2016; FRANCO; GARCÍA-BERTHOU; SANTOS, 2021).

No final da década de 70 houve um forte incentivo para a criação de peixes e soltura de espécies exóticas de peixes na bacia do rio São Francisco (BARBOSA et al., 2017; BARBOSA; SOARES, 2009; POMPEU; GODINHO, 2003). No baixo São Francisco, em seu contínuo rio-estuário, com grande importância ecológica para as comunidades de peixes, já que a mesma serve para a reprodução, alimentação e proteção para os juvenis (FREITAS; NOGUEIRA; MOURA, 2015; ASSIS et al., 2017;

PASSOS et al., 2016), os estudos sobre as espécies exóticas mostram apenas a ocorrência das mesmas, sem se aprofundar no tema de uma forma geral.

Além de vários impactos na estrutura da comunidade, a introdução de espécies exóticas pode resultar no aumento da competição entre a comunidade nativa e as espécies introduzidas, interferindo diretamente na partição de nicho (SHUAI et al., 2018b; SHUAI; LI, 2022). A partição de nicho entre as espécies, permite inferir como os recursos limitados em um habitat são usados de forma eficiente por diversos conjuntos de espécies, podendo demonstrar relações positivas entre a diversidade e o funcionamento do ambiente (BRANDL et al., 2019; RABY et al., 2020). O nicho trófico, por exemplo, representa uma abordagem interessante para a caracterização dos padrões da biodiversidade e do fluxo de energia, descrevendo as interações tróficas dentro e entre os níveis tróficos (BRANDL et al., 2019; BURDON; MCINTOSH; HARDING, 2020).

A análise da composição das espécies e das interações entre consumidores e recursos disponíveis demonstra como a energia flui dentro do ecossistema, evidenciando mecanismos importantes para a estabilidade das comunidades (GUISAN et al., 2014; BURDON; MCINTOSH; HARDING, 2020; RU et al., 2022). Porém, pouco se sabe sobre como as espécies exóticas podem impactar a funcionalidade da estrutura trófica de uma comunidade nativa, por geralmente possuírem dietas amplas, interagindo com uma ampla variedade de espécies nativas em vários níveis tróficos (GOZLAN et al., 2010; GUIAN et al., 2014; RU et al., 2022).

É possível prever impactos de perturbações das espécies exóticas, utilizando pelo menos três facetas da diversidade funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Avaliando funcionalmente a comunidade nativa, mesmo que haja diferenciação taxonômica entre as espécies nativas e exóticas, elas podem convergir funcionalmente, desempenhando o mesmo papel dentro do ecossistema, modificando o funcionamento e

a produtividade, resultando na homogeneização funcional (CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011; VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014; ROJAS et al., 2019; TAKÁCS et al., 2021). Nesse contexto, hipotetizamos que a introdução de espécies exóticas homogeneíza funcionalmente os padrões de partição de recursos alimentares, diminuindo a diversidade funcional da assembleia de peixes das regiões do contínuo rio-estuário do rio São Francisco.

4.2 Materiais e Métodos

4.2.1 Área de estudo

A bacia do rio São Francisco é a quarta da América do Sul, cobrindo 7,4% do território brasileiro (O'HANLEY et al., 2020; PANTA et al., 2023), possuindo cerca de 638.466 km² da área e, desempenhando um papel significativo no fornecimento de recursos pesqueiros, aquicultura e geração de energia hidrelétrica (LOURES; POMPEU, 2012). Ela é dividida em quatro segmentos: alto, médio, submédio e baixo, e possui sete grandes barragens em sua extensão (GODINHO; GODINHO, 2003). O baixo São Francisco, percorre 265 km antes de desaguar no Oceano Atlântico. A região do baixo se caracteriza por duas estações climáticas, seca - entre outubro e março - e chuvosa - entre abril e setembro. Do ponto de vista fisiográfico, o baixo São Francisco, possui uma região pediplanada, podendo ser dividido em três regiões com base em características geomorfológicas (DA SILVA et al., 2023). A primeira (depressão) localizada em altitudes maiores, substrato rochoso formando depressões geomorfológicas e com dominância de água doce. A segunda região (tabuleiro) representa uma região de transição composta por um tabuleiro costeiro, com extensa rede de canais fluviais. A última região (delta) compreende o delta do Rio São Francisco, uma planície que se caracteriza por altitudes muito baixas e planas, possuindo águas salobras em toda a sua extensão.

4.2.2 Amostragem e Procedimentos laboratoriais

No presente estudo, entre agosto de 2019 a junho de 2021, foram amostradas bimestralmente as três regiões do Baixo São Francisco, sendo realizados dois pontos amostrais por região (Figura 1). Nas coletas foram utilizados quatro apetrechos de pesca, redes de emalhar de fundo e de superfície (20 m de comprimento, 1,6 m de altura, com malhas de 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50 60, 70, 80 e 90 mm entre nós opostos), redes de arrasto (malhagem de 12 mm, 10 m de comprimento e 1,5 m de altura), tarrafas (raio de 1,5 m e malhagem de 25 mm) e puçás (malhagem de 5 mm). Em cada ponto amostral, as redes de espera foram armadas no período noturno e retiradas durante a manhã totalizando de 12 horas de exposição. As redes de arrasto foram arrastadas por aproximadamente 30 minutos com 3 repetições para cada ponto amostral. As tarrafas foram utilizadas 15 vezes em cada ponto amostral, e os puçás foram utilizados para amostrar pequenos indivíduos de espécies menores que pudessem estar na vegetação marginal (com 20 repetições por ponto amostral).

Em laboratório, os peixes coletados foram identificados até o nível de espécie de acordo com chaves de identificação, catálogos e materiais suplementares (BRITSKI, 1988; GODINHO; GODINHO, 2003; REIS, 2003; ARAÚJO, 2004). Em seguida, os indivíduos tiveram seu comprimento padrão medido (mm) e foram pesados (g) com balança de precisão analítica. Em seguida, os indivíduos foram eviscerados e seus estômagos estocados em solução de formalina a 4% para posterior análise do conteúdo estomacal. A amostragem foi previamente autorizada por órgãos locais (ABIO) sob o número de licença 1124/2019 (5311925).

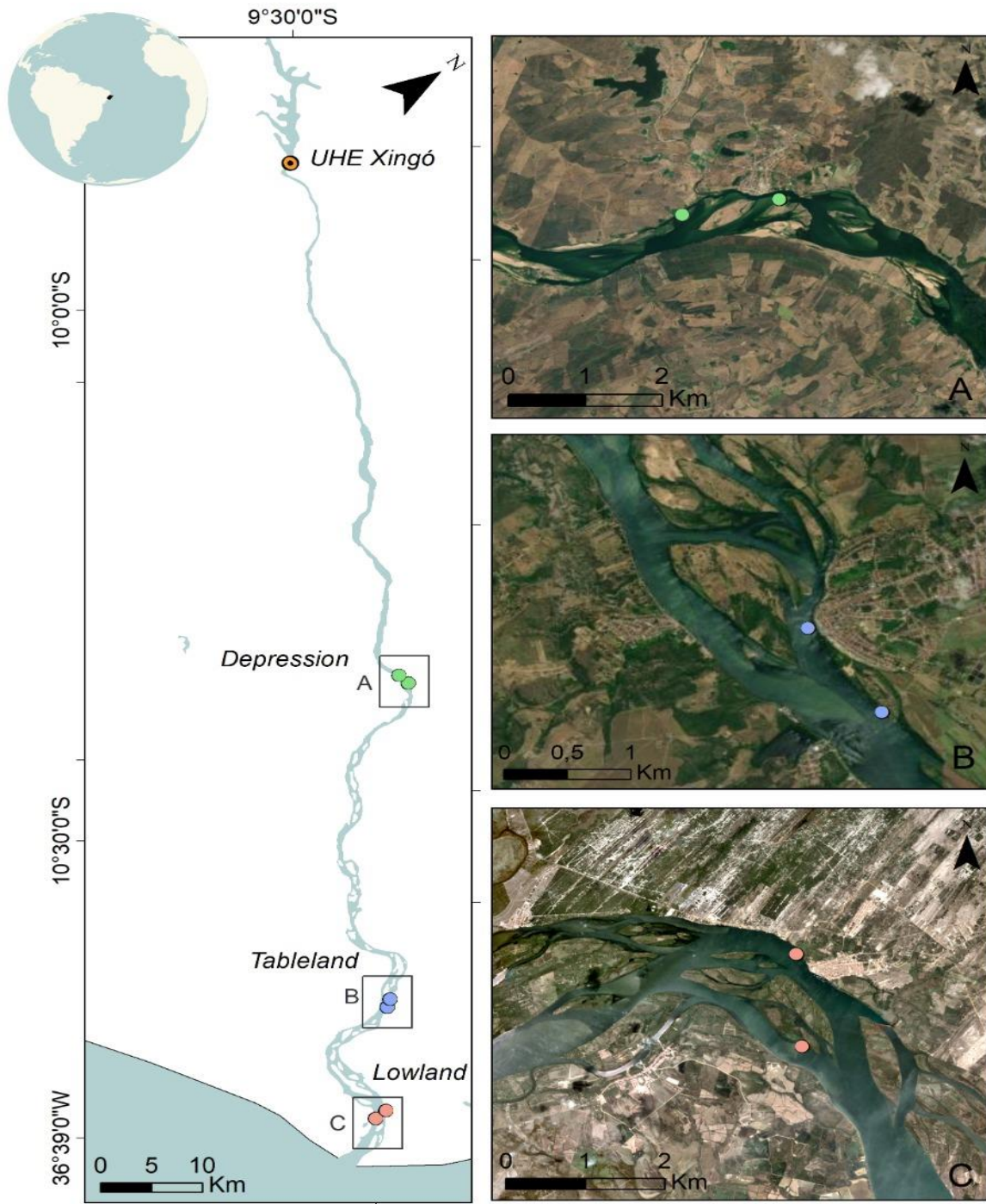


Fig. 1

Pontos de amostragem nas três regiões do Baixo São Francisco. “UHE Xingo” mostra a localização da barragem.

4.2.3 *Análise de dados*

4.2.3.1 *Padronização do esforço amostral*

Levando-se em conta a utilização de diferentes tipos de apetrechos na amostragem, as capturas foram padronizadas, para obter estimativas da abundância relativa padronizadas considerando os diversos apetrechos utilizados e a região de coleta usando MGL (GIBSON-REINEMER; ICKES; CHICK, 2017). Sendo assim, foi estimada uma CPUE padronizada conforme apresentado no capítulo 1 e publicado em da Silva et al., 2023.

4.2.3.2 *Análise do conteúdo estomacal*

Os estômagos com conteúdo foram analisados em microscópio estereoscópico, os itens alimentares foram separados a partir da identificação até o menor nível taxonômico possível com a ajuda da literatura de DOMINGUEZ & FERNÁNDEZ (2009) e literaturas específicas. A importância dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados dos indivíduos da comunidade, foi estimada a partir do método de pontos (HYNES, 1950) e a frequência de ocorrência (HYSLOP, 1980) de cada item alimentar. Esses dois métodos foram utilizados para o cálculo do índice de importância alimentar (IAi) (KAWAKAMI; VAZZOLER, 1980) com o objetivo de descrever e compreender as interações dos processos alimentares entre as espécies e estimativas dos traços tróficos com máxima resolução, isto é quantificação dos item por espécie (DA SILVA et al.,

2019). Dentro da comunidade amostrada foram selecionadas as espécies com disponibilidade de no mínimo quatro indivíduos com conteúdo estomacal analisado.

4.2.3.3 *Traços e Grupos funcionais*

Foi criada uma matriz de espécie x traço tróficos representados pelo (IAi), totalizando 56 espécies e 65 traços tróficos entendidos como dimensões de alta resolução da partição de recurso alimentar. Posteriormente foi estimada em uma matriz de distância, utilizando o índice de Bray-Curtis para avaliar a similaridade do uso do recurso alimentar entre as espécies. Foram identificados cinco grupos tróficos: herbívoros, insetívoros, detritívoros, piscívoros e invertívoros (Figura 2), havendo diferenças estatísticas entre os grupos ($p < 0,05$), segundo o teste de permutação (PERMANOVA) (Tabela 1). Em seguida, foram identificadas as espécies exóticas em cada grupo trófico para posterior retirada na simulação a partir do nível trófico de cada grupo.

4.2.3.4 *Índices funcionais e Simulação dos espaços funcionais*

A diversidade funcional refere-se aos componentes da biodiversidade que influenciam a dinâmica, estabilidade, produtividade e outros aspectos do funcionamento do ecossistema, sendo mensurada a partir de traços funcionais e suas métricas avaliadas através de diferentes índices funcionais (TILMAN, 2001; COLIN et al., 2018; TERESA; RODRIGUES-FILHO; LEITÃO, 2021).

Foram utilizados como métricas para a diversidade funcional, os índices: riqueza funcional (FRic), que representa a soma ou amplitude de informações funcionais da

comunidade, levando-se em conta o volume do espaço multidimensional ocupado pelas espécies que compõem a comunidade; a uniformidade funcional (FEve) que descreve a regularidade das espécies e suas abundâncias distribuídas no espaço funcional; e dispersão funcional (FDis) que captura a dispersão das espécies no espaço funcional, consistindo na distância média da posição das espécies em relação ao centroide, podendo essa posição ser ponderada pela abundância das espécies (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008; Laliberte & Legendre, 2010; da Silva & Fabré, 2019; Teresa et al., 2021).

Para cada índice foram simulados cenários de impacto no espaço funcional, gerados conforme a retirada na comunidade de espécies exóticas organizadas pelo nível trófico: 1. detritívora (*Oreochromis niloticus*), 2- Herbívoros (*Metynnis lippincottianus* e *Metynnis maculatus*), 3- Invertívoras (*Plagioscion squamosissimus* e *Cichla kelberi*), 4- Insetívoros (*Eigenmannia* aff. *virescens*, *Tetragonopterus* aff. *chalceus* e *Bryconops melanurus*) e 5- Piscívoros (*Trachelyopterus galeatus* e *Pellona castelnaeana*). Os cenários também foram obtidos para cada região do contínuo, visto que existem diferenças na estrutura taxonômica da comunidade do baixo São Francisco (DA SILVA et al., 2023). Após cada retirada das espécies exóticas, foram recalculados os índices funcionais segundo proposto por LEITÃO et al., 2016; DA SILVA; FABRÉ, 2019. Todos os cálculos foram realizados no software estatístico R (R Core Team, 2022), usando o pacote FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Finalmente, e considerando a importância da plasticidade alimentar amplamente citada para as espécies exóticas, usamos o índice de Simpson como estimativa da plasticidade trófica para ponderar a diversidade de itens na dieta e o peso do item na dieta das espécies para cada região do contínuo. O plot do índice por espécie e por região, com seus respectivos intervalos de confiança de 95%, foram utilizados para visualizar a amplitude do nicho trófico.

4.3 Resultados

Foram analisados durante o período de estudo, 3096 indivíduos pertencentes à 56 espécies, dos quais 1054 tiveram seu conteúdo estomacal analisado. Entre as espécies capturadas, 46 foram consideradas nativas, sendo as mais abundantes *Psalidodon fasciatus*, *Centropomus undecimalis*, *Cetengraulis edentulus*, *Hemigrammus marginatus*, *Eucinosotmus lefroyi*, *Eucisnostomus argenteus* e *Mugil curema* e 10 foram consideradas exóticas, sendo as mais abundantes *Bryconops melanurus*, *Eigenmannia aff. virescens* e *Oreochromis niloticus* (Tabela S1).

Dos cinco grupos tróficos do baixo São Francisco (Figura 2), todos têm pelo menos uma espécie exótica. No grupo dos herbívoros, as espécies não nativas foram *Metynnis lippincottianus* e *Metynnis maculatus*, que no seu ambiente natural são considerados herbívoros. O grupo dos insetívoros, tem por espécies exóticas onívoros *Eigenmannia aff. virescens* e *Tetragonopterus aff. chalceus*, e *Bryconops melanurus*, que é considerada insetívora. No grupo dos detritívoros, a espécie exótica foi *Oreochromis niloticus*, que também pode se alimentar de fitoplâncton, algas e larvas de insetos, sendo considerado naturalmente como onívora. O grupo dos Piscívoros, teve por espécies exóticas *Trachelyopterus galeatus*, que também se alimenta de frutas, vermes e pequenos insetos, e a *Pellona castelnaeana*, que também se alimenta de pequenos insetos. E o último o grupo dos invertívoros, cujas espécies exóticas foram, *Plagioscion squamosissimus* e o *Cichla kelberi*, ambos se alimentam de peixes (Tabela S1).

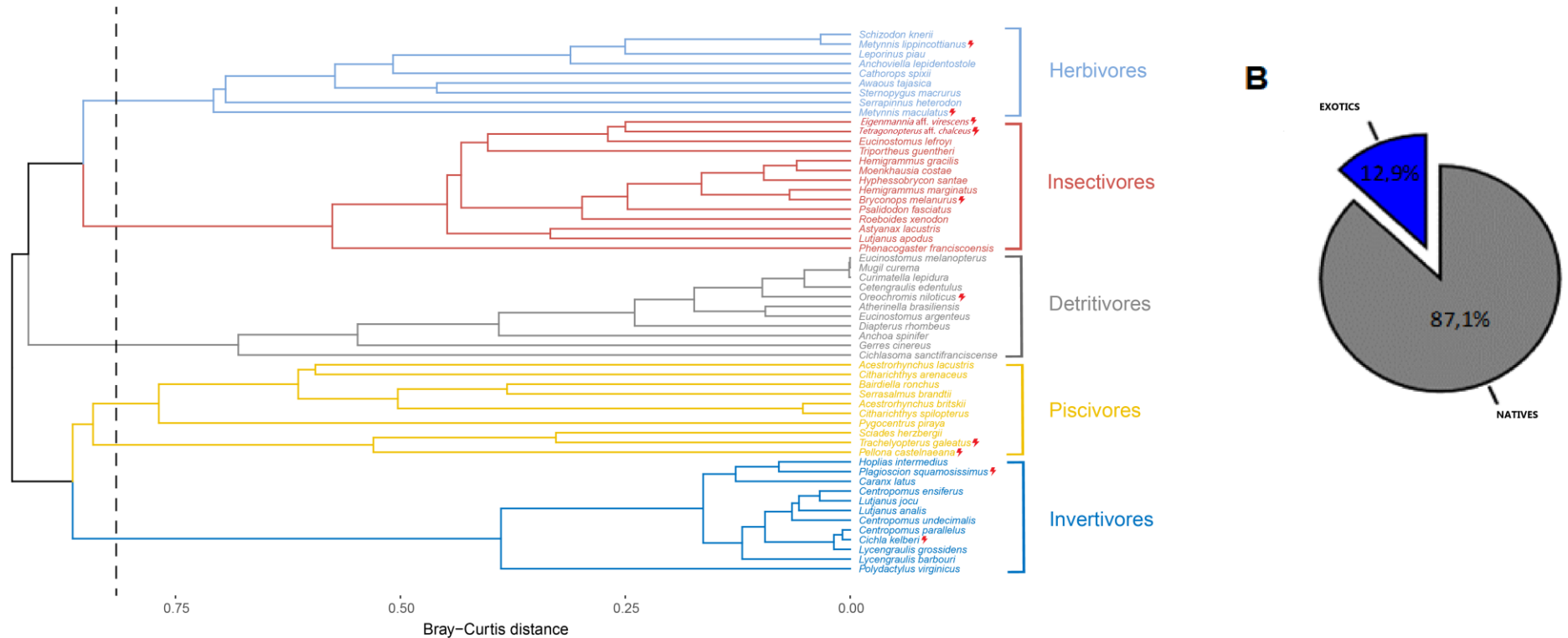


Figura 2: Grupos funcionais formados a partir da diferenciação dos traços funcionais tróficos obtidos a partir dos Índices de Importância Alimentar (IAi). (A) Cinco grupos funcionais que mostram ao menos uma espécie exótica inserida, sendo elas: *Metynniss lippincottianus*, *Metynniss maculatus*, *Eigenmannia* aff. *virescens*, *Tetragonopterus* aff. *chalceus*, *Bryconops melanurus*, *Oreochromis niloticus*, *Trachelyopterus galeatus*, *Pellona castelnaeana*, *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla kelberi*, identificadas pelo raio vermelho na figura. (B) Biomassa total das espécies nativas e exóticas do contínuo rio-estuário do rio São Francisco.

Tabela 1: PERMANOVA para diferenciação entre os grupos funcionais formados a partir da diferenciação dos traços funcionais obtidos a partir dos Índices de Importância Alimentar (IAi) ($p < 0,05$)

PERMANOVA		1	2	3	4	5
		1	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Permutation N:	9999	2	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Total sum of squares:	19,89	3	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Within-group sum of squares:	5,98	4	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
F:	29,65	5	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001

4.3.1 Simulação de perda de espécies exóticas

A medida em que as espécies exóticas foram retiradas, observa-se uma diminuição acentuada na riqueza funcional (FRic) na região da depressão. Na uniformidade funcional (FEve) não foi observada nenhuma diferença significativa nas regiões. Para a dispersão funcional (FDis), é possível observar que a cada retirada de espécies exóticas, a região da Depressão se manteve estável, o mesmo para a região do delta, enquanto para a região tabuleiro, é possível observar um aumento na dispersão funcional já a partir da primeira retirada das espécies exóticas (Figura 3).

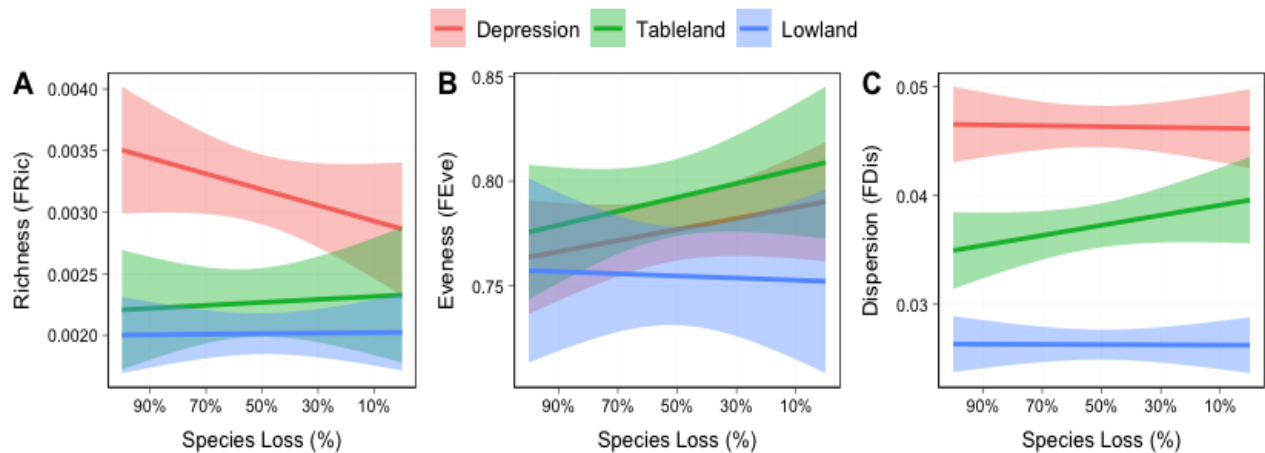


Figura 3: Simulação do cenário funcional das regiões do baixo São Francisco a partir da retirada de espécies exóticas. (A) Riqueza Funcional (FRic) para cada região, mostrando uma diminuição acentuada na região da Depressão. (B) Equitabilidade Funcional (FEve) para cada região, não mostrando diferença significativa. (C) Dispersão Funcional (FDis) para cada região, mostrando um aumento significativo da dispersão dessas características na região Tabuleiro.

A partir da análise da plasticidade trófica, é possível observar que a espécie *E. aff. virescens* possui a maior plasticidade entre as espécies mais abundantes tanto da região depressão, quanto na região tabuleiro (Figura 4). Também é possível observar que não existe espécie exótica com alta abundância na região do delta, mostrando que provavelmente a salinidade esteja servindo como barreira para essas espécies (Figura 4).

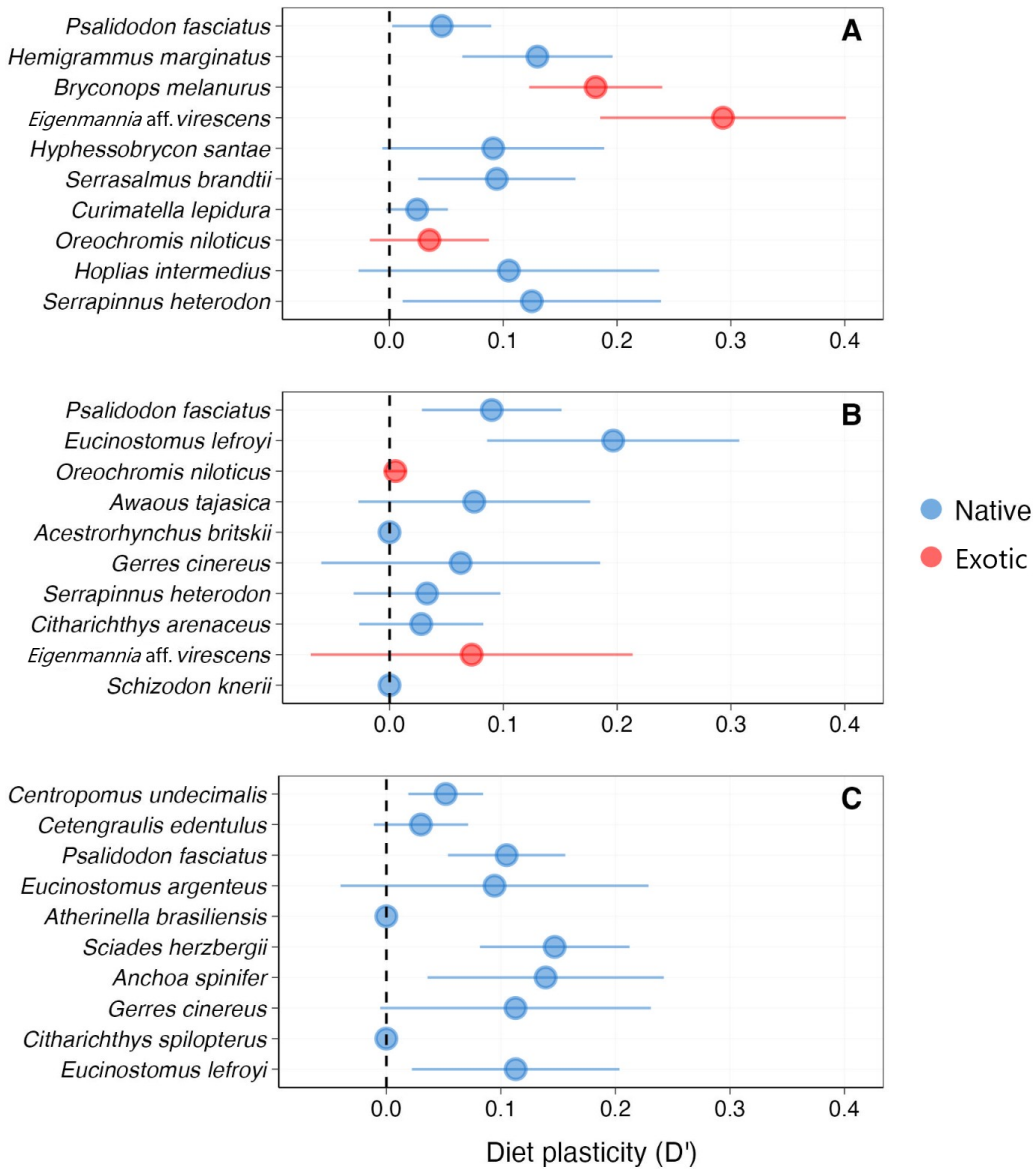


Figura 4: Plasticidade trófica das dez espécies mais abundantes entre nativas e exóticas por região geomorfológica do contínuo rio-estuário do rio São Francisco. **A** refere-se as 10 espécies mais abundantes na região da depressão, **B** refere-se as 10 espécies mais abundantes na região do tabuleiro e **C** refere-se as 10 espécies mais abundantes na região delta.

4.4 Discussão

Nossos resultados permitem inferir que através da introdução de espécies exóticas, o contínuo rio-estuário do rio São Francisco encontra-se em processo de homogeneização funcional pelos padrões de partição de recursos alimentares, aumentando a similaridade da funcionalidade de espécies nativas e exóticas. A introdução de espécies exóticas, pode trazer para a comunidade, além de vários impactos em sua estrutura, convergência funcional, ou seja, as espécies exóticas podem desempenhar o mesmo papel de uma espécie nativa ou apresentar uma nova característica funcional no ecossistema (CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011; VILLÉGER; GRENOUILLET; BROSSE, 2014; ROJAS et al., 2019; TAKÁCS et al., 2021).

Villéger et al., 2008 diz que é possível prever impactos de perturbações das espécies exóticas, utilizando pelo menos três facetas da diversidade funcional. Em nossos resultados, foi possível observar diferenças nos índices de riqueza funcional na parte superior (Depressão), possivelmente por todas as espécies exóticas encontradas ocorrerem nessa região, mostrando que a riqueza funcional está dependente do número de espécies. A equitabilidade funcional não mostrou diferenças significativas entre as três regiões. Por outro lado, a dispersão funcional, mostrou que a partir da primeira retirada da espécie exótica *O. niloticus* da porção média (Tabuleiro), ocorreu um aumento na dispersão, mostrando que as espécies exóticas estão compactando os nichos tróficos da comunidade nativa nessa região, ou seja, ainda ocorre uma diferenciação funcional nessa região, porém, podemos considerar que essa região se encontra em processo de homogeneização ambiental.

4.4.1 Coexistência entre espécies nativas e exóticas

A capacidade de espécies de peixes conseguirem coexistir dentro das comunidades está relacionada com a extensão em que o recurso trófico é particionado, além da forma em que cada nicho trófico das espécies é modificado de acordo com as interações entre elas (BRITTON et al., 2019; DE SANTIS; GUTMANN ROBERTS; BRITTON, 2021). Nos nossos resultados, foi possível observar que por mais que as espécies exóticas tenham um índice maior para determinado item alimentar, elas também compartilham alguns outros itens de grupos tróficos diferentes, como é o caso da espécie *T. galeatus*, que muda sua alimentação de acordo com a região. Para essa espécie, GARCIA et al. (2020), também encontrou plasticidade alimentar entre rios não represados e represados, além de diferenças alimentares entre a estação seca e chuvosa. Também foi possível observar que a espécie exótica *E. aff. virescens*, além de ser uma das mais abundantes na região da depressão e tabuleiro, foi a espécie que apresentou uma maior plasticidade trófica, provavelmente por ela ser considerada uma espécie onívora, possuindo geralmente hábitos noturnos, além de explorar toda a coluna d'água (FERREIRA, 2007; COWAN et al., 2014).

Para POVEDA-CUELLAR et al. (2022), espécies mais abundantes possuem características semelhantes, diminuindo a diversidade funcional, pois irá existir uma competição alta entre elas. Porém isso fará com que as características sejam restringidas para que as espécies possam coexistir, facilitando uma sobreposição de nicho e aumentando a diversidade funcional. Ou seja, o que faria a diversidade funcional ser alta ou baixa, seria a filtragem ambiental, onde ambientes menos estáveis reduziria a diversidade funcional e ambientes mais estáveis aumentaria essa diversidade funcional.

4.4.2 Implicações para a conservação

Os ecossistemas aquáticos são considerados os mais modificados através de atividades antrópicas que alteram os habitats e os padrões ambientais (DA SILVA et al., 2023). As alterações e a dispersão das espécies exóticas desencadeiam mudanças gerais na estrutura da comunidade, ocorrendo extirpação ou extinção de espécies da comunidade nativa, afetando o funcionamento do ecossistema (OLDEN et al., 2004; CUCHEROUSSET; BLANCHET; OLDEN, 2012). Em nossos resultados, na região da depressão, foi possível observar uma diminuição expressiva na riqueza funcional (FRic), mostrando que essa região foi mais dependente da riqueza de espécies, sendo elas representadas em toda a cadeia trófica, além de ser a região mais próxima do barramento construído, o que pode ter favorecido a ocorrência dessas espécies exóticas pelas modificações no ambiente e em suas características abióticas.

Também é possível observar que na região média (Tabuleiro), a dispersão funcional (FDis) sofre uma compactação, sendo evidenciada a cada retirada de espécies exóticas. A primeira espécie retirada que expande o nicho e ocorre um aumento na dispersão funcional nessa região, é a *Oreochromis niloticus*. Provavelmente pelas características particulares que ela possui, como reprodução durante todo o ano e tolerância a altos níveis de salinidade, além de ser onívora, tendo assim a facilidade de transitar entre nichos tróficos e compacta-los através do compartilhamento dos itens alimentares. Considera-se que essa espécie não tenha uma grande plasticidade alimentar (WATANABE; KUO; HUANG, 1985; RAIKAT et al., 2022). Nossos resultados evidenciam o mesmo, porém, ela mostra-se bem inserida no nicho das espécies nativas e com uma alta abundância.

As espécies exóticas podem contribuir para a promoção da variabilidade das posições tróficas, modificando a funcionalidade do ecossistema, pois interage de forma contínua e aditiva nos vários impactos que podem causar (CUCHEROUSSET; BLANCHET; OLDEN, 2012). Nos nossos resultados, todos os grupos funcionais tróficos têm pelo menos a participação de uma espécie exótica, mostrando que essas espécies

estão inseridas em toda a teia trófica, possuindo uma dieta flexível, sendo essa uma característica observada em espécies exóticas bem sucedidas. Ou seja, elas conseguem aumentar seu nicho trófico, sendo essa característica citada por OLDEN et al., 2004 como um dos processos da homogeneização funcional. Essas alterações na estrutura da comunidade nativa através da introdução de espécies exóticas, contribui para comprimir as características da comunidade, redistribuindo-as, podendo então serem perdidas as diferenças históricas e convergindo as características funcionais, causando a homogeneização funcional (OLDEN et al., 2004; ROJAS et al., 2019, 2020).

Alguns estudos discutem como a homogeneização funcional nas comunidades podem aumentar a vulnerabilidade dos ecossistemas, principalmente nos mais impactados, pois podem reduzir a resposta frente as perturbações, como mudanças nos habitats e alterações das condições abióticas, fazendo com que as espécies nativas da comunidade, possam ser extirpadas ou até extintas (OLDEN et al., 2004; OLDEN, 2006; CUCHEROUSSET; BLANCHET; OLDEN, 2012; ROJAS et al., 2019, 2020). Explorar as semelhanças entre espécies nativas e exóticas no espaço funcional, irá ajudar na compreensão da homogeneização funcional e as consequências ecológicas que pode acarretar a longo prazo, bem como na compreensão das consequências das espécies exóticas emergentes e potenciais invasoras dentro da comunidade nativa (OLDEN et al., 2004). Propomos então, que os resultados obtidos nesse trabalho possam ser levados em consideração para o planejamento, manejo e conservação dos contínuos rio-estuários frente ao aumento da introdução de espécies exóticas nessas regiões.

Referências

- Albouy, C., F. Guilhaumon, S. Villéger, M. Mouchet, L. Mercier, J. M. Culioli, J. A. Tomasini, F. Le Loc'h, & D. Mouillot, 2011. **Predicting trophic guild and diet overlap from functional traits: Statistics, opportunities and limitations for marine ecology.** Marine Ecology Progress Series 436: 17–28.
- Araújo, M. E., J. M. C. Teixeira, & A. M. E. Oliveira, 2004. **Peixes Estuarinos Marinhos do Nordeste Brasileiro.**, 260.
- Brandl, S. J., D. B. Rasher, I. M. Côté, J. M. Casey, E. S. Darling, J. S. Lefcheck, & J. E. Duffy, 2019. **Coral reef ecosystem functioning: eight core processes and the role of biodiversity.** *Frontiers in Ecology and the Environment*. 17: 445–454.
- Britski, H. A., Y. Sato, & A. B. S. Rosa, 1988. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias.**, 115.
- Britton, J. R., 2022. **Contemporary perspectives on the ecological impacts of invasive freshwater fishes.** *Journal of Fish Biology* 1–13.
- Britton, J. R., C. Gutmann Roberts, F. Amat Trigo, E. T. Nolan, & V. De Santis, 2019. **Predicting the ecological impacts of an alien invader: Experimental approaches reveal the trophic consequences of competition.** *Journal of Animal Ecology* 88: 1066–1078.
- Burdon, F. J., A. R. McIntosh, & J. S. Harding, 2020. **Mechanisms of trophic niche compression: Evidence from landscape disturbance.** *Journal of Animal Ecology* 89: 730–744.
- Clavel, J., R. Julliard, & V. Devictor, 2011. **Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization?.** *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 222–228.

Cucherousset, J.; Blanchet, S.; Olden, J., 2012. **Non-native species promote trophic dispersion of food webs**. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 405–406.

da Silva, A.C.B., de Barros, M.S.F., da Silva, V.E.L. et al. Composition and distribution of fish assemblages in a tropical river–estuarine continuum. *Hydrobiologia* (2023). <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05172-z>.

da Silva, V. E. L., & N. N. Fabr e, 2019. **Rare Species Enhance Niche Differentiation Among Tropical Estuarine Fish Species**. *Estuaries and Coasts* 42: 890–899.

da Silva, V. E. L., L. P. S. Silva-Firmiano, F. B. Teresa, V. S. Batista, R. J. Ladle, & N. N. Fabr e, 2019. **Functional traits of fish species: Adjusting resolution to accurately express resource partitioning**. *Frontiers in Marine Science* 6: 1–11.

De Santis, V., C. Gutmann Roberts, & J. R. Britton, 2021. **Trophic consequences of competitive interactions in freshwater fish: Density dependent effects and impacts of inter-specific versus intra-specific competition**. *Freshwater Biology* 66: 362–373.

Dominguez Almela, V., J. South, & J. R. Britton, 2021. **Predicting the competitive interactions and trophic niche consequences of a globally invasive fish with threatened native species**. *Journal of Animal Ecology* 90: 2651–2662.

Dominguez, E., & H. R. Fern andez, 2009. **Macroinvertebrados bent nicos sudamericanos. Sistem tica y biologia**. Fundación Miguel Lillo.

Garcia, D. A. Z., L. H. Tonella, G. H. Z. Alves, A. P. Vidotto-Magnoni, E. Benedito, J. R. Britton, & M. L. Orsi, 2020. **Seasonal and habitat variations in diet of the invasive driftwood catfish *Trachelyopterus galeatus* in a Neotropical River basin, Brazil**. *Journal of Applied Ichthyology* 36: 329–338.

Gibson-Reinemer, D. K., R. E. Sparks, J. L. Parker, J. A. Deboer, M. W. Fritts, M. A. McClelland, J. H. Chick, & A. F. Casper, 2017. **Ecological Recovery of a River Fish**

Assemblage following the Implementation of the Clean Water. Act. BioScience 67: 957–970.

Godinho, H. P., & A. L. Godinho, 2003. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais.** Belo Horizonte: PUC Minas.

Gozlan, R. E., J. R. Britton, I. Cowx, & G. H. Copp, 2010. **Current knowledge on non-native freshwater fish introductions.** Journal of Fish Biology 76: 751–786.

Guisan, A., B. Petitpierre, O. Broennimann, C. Daehler, & C. Kueffer, 2014. **Unifying niche shift studies: Insights from biological invasions.** Trends in Ecology and Evolution Elsevier Ltd 29: 260–269, <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.009>.

Hoyle, S. D., A. D. Langley, & R. A. Campbell, 2014: 1-21. **Recommended approaches for standardizing CPUE data from pelagic fisheries.** Proceedings of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, Majuro, Marshall Islands, DOI: 10.13140/2.1.4433.2164.

Hynes, H.B.N. 1950. **The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes.** J. Anim. Ecol. 19:36-57.

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

Kawakami, E., & G. Vazzoler, 1980. **Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes.** Brazilian Journal of Oceanography 29: 205–207.

Laliberte, E., & P. Legendre, 2010. **A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits.** Ecology 91: 299–305.

Leitão, R. P., J. Zuanon, S. Villéger, S. E. Williams, C. Baraloto, C. Fortune, F. P.

Mendonça, & D. Mouillot, 2016. **Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages.** Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 283.

Loures, R. C., & P. S. Pompeu, 2012. **Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias hydroelectric dam, São Francisco River, Brazil.** Neotropical Ichthyology 10: 731–740.

Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. G. Lee, & J. B. Wilson, 2005. **Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity.** Oikos 111: 112–118.

Mourato, B. L., A. F. Amorim, C. A. Arfelli, & F. H. Vieira, 2008. **INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL, SPATIAL AND TEMPORAL FACTORS ON BLUE SHARK, Prionace glauca, CATCH RATE IN THE SOUTHWESTERN ATLANTIC OCEAN.** 41: 34–46.

Nashima, F. P., N. A. Strydom, & S. J. Lamberth, 2021. **Abundance and Diversity of Fish Assemblages Along the River-Estuary Continuum in a Fluvially Dominated Southern African Coastal System.** Estuaries and Coasts Estuaries and Coasts.

Olden, J. D., N. L. R. Poff, M. R. Douglas, M. E. Douglas, & K. D. Fausch, 2004. **Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization.** Trends in Ecology and Evolution 19: 18–24.

Olden, J. D., & T. P. Rooney, 2006. **On defining and quantifying biotic homogenization.** Global Ecology and Biogeography 15: 113–120.

Parravicini, V., E. Azzurro, M. Kulbicki, & J. Belmaker, 2015. **Niche shift can impair the ability to predict invasion risk in the marine realm: An illustration using Mediterranean fish invaders.** Ecology Letters 18: 246–253.

Poveda-Cuellar, J. L., E. O. López Delgado, P. T. Zúñiga-Upegui, & F. A. Villa Navarro,

2022. **What controls fish functional diversity patterns in Colombian Andean streams?** *Ecology of Freshwater Fish* 31: 87–101.

Reis, R. E., S. O. Kullander, C. J. Ferraris, D. D. Grings, U. Zilles, & J. J. Bertolotti, 2003. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America.**

Rojas, P., I. Vila, E. Habit, & S. A. Castro, 2019. **Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile.** *Global Ecology and Conservation Elsevier Ltd* 19: e00658, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00658>.

Roshni, K., C. R. Renjithkumar, R. Raghavan, & K. Ranjeet, 2021. **Fish distribution and assemblage structure in a hydrologically fragmented tropical estuary on the southwest coast of India.** *Regional Studies in Marine Science Elsevier B.V.* 43: 101693, <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101693>.

Ru, H., L. Zhong, W. Nian, Y. Li, Q. Sheng, & Z. Ni, 2022. **Variations of trophic structure and niche space in fish community along a highly regulated subtropical large river.** *Ecology and Evolution* 12: 1–15.

Shuai, F., S. Lek, X. Li, & T. Zhao, 2018. **Biological invasions undermine the functional diversity of fish community in a large subtropical river.** *Biological Invasions Springer International Publishing* 20: 2981–2996, <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1751-y>.

Shuai, F., & J. Li, 2022. **Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) Invasion Caused Trophic Structure Disruptions of Fish Communities in the South China River—Pearl River.**

Souza, E., C. Oliveira, & H. A. Andrade, 2019. **Standardization of the catch rates for swordfish (*Xiphias gladius*) using fixed and random effects.** *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*,

Takács, P., A. Abonyi, B. Bánó, & T. Eros, 2021. **Effect of non-native species on**

taxonomic and functional diversity of fish communities in different river types. *Biodiversity and Conservation* Springer Netherlands 30: 2511–2528, <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02207-6>.

Teresa, F. B., C. A. S. Rodrigues-Filho, & R. P. Leitão, 2021. **Functional diversity of stream fish.** *Oecologia Australis* 25: 415–432.

Tilman, D., 2001. **Functional Diversity.** *Encyclopedia of Biodiversity* 3: 109–120.

Toussaint, A., N. Charpin, S. Brosse, & S. Villéger, 2016. **Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread.** *Scientific Reports* Nature Publishing Group 6: 1–9, <http://dx.doi.org/10.1038/srep22125>.

Venables, W. N., & C. M. Dichmont, 2004. **GLMs, GAMs and GLMMs: An overview of theory for applications in fisheries research.** *Fisheries Research* 70: 319–337.

Villéger, S., G. Grenouillet, & S. Brosse, 2014. **Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages.** *Global Ecology and Biogeography* 23: 1450–1460.

Villéger, S., N. W. H. Mason, & D. Mouillot, 2008. **New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology.** *Ecology* 89: 2290–2301.

Villéger, S., J. R. Miranda, D. F. Hernández, & D. Mouillot, 2010. **Contrasting changes in taxonomie vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation.** *Ecological Applications* 20: 1512–1522.

Violle, C., M.-L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, & E. Garnier, 2007. **Let the concept of trait be functional!** *Oikos* 116: 882–892.

Material Suplementar

Tabela S1: Espécies por região e traços funcionais analisados.

Species	Region			Functional Traits					
	Depression	Tableland	Lowland	Anchoviella_vaillanti	Restos_de_peixes	Oligochaeta	Macrobrachium_sp	Eigenmannia_virescens	Restos_de_insetos
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	x	x		1,598579	98,312611	0,0888099	0	0	0
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	x	x		52,863436	35,116425	0	8,8735053	3,1466331	0
<i>Anchoa spinifer</i>	x		x	0	0	0	17,568716	0	4,2504959
<i>Anchoviella lepidentostole</i>		x	x	0	0	0	0	0	22,222222
<i>Astyanax lacustris</i>	x		x	0	0	0	25	0	51
<i>Atherinella brasiliensis</i>			x	0	0	0	0	0	11,320755
<i>Awaous tajasica</i>	x	x	x	0	3,9370079	0	0	0	19,685039
<i>Bairdiella ronchus</i>			x	0	58,252427	0	0	0	32,038835
<i>Bryconops melanurus*</i>	x	x	x	0	0,7591162	0	0	0	82,508698
<i>Caranx latus</i>		x	x	0	7,4019245	0	84,381939	0	3,4048853
<i>Cathorops spixii</i>			x	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus ensiferus</i>	x		x	0	2,7691243	0	92,800277	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>			x	0	0	0	99,141631	0	0
<i>Centropomus undecimalis</i>	x	x	x	0	6,1008942	0	92,141553	0	1,2139903
<i>Cetengraulis edentulus</i>	x	x	x	0	0,9126054	0	0	0	4,0370112
<i>Cichla kelberi*</i>	x	x	x	0	0	0	99,722992	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	x	x		0	7,4430823	0	0	0	0,1751313
<i>Citharichthys arenaceus</i>	x	x	x	0	31,671554	0	32,258065	0	3,8123167
<i>Citharichthys spilopterus</i>	x	x	x	0	94,736842	0	1,3157895	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	x	x		0	0	0	0	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmannia virescens*</i>	x	x		0	0	0	0	0	54,495497
<i>Eucinostomus argenteus</i>		x	x	0	0	0	3,0102348	0	12,341963
<i>Eucinostomus lefroyi</i>		x	x	0	0	0	0,3269042	0	62,961752
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	0

<i>Gerres cinereus</i>		x	x	0	0	0	0	0	0,997009
<i>Hemigrammus gracilis</i>	x			0	0	0	0	0	97,457627
<i>Hemigrammus marginatus</i>	x	x		0	0	0	0	0	80,84557
<i>Hoplias intermedius</i>	x		x	0	20,922385	0	75,725534	0	0,0899888
<i>Hyphessobrycon santae</i>	x			0	0	0	0	0	88,365651
<i>Leporinus piau</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	6,7198656
<i>Lutjanus analis</i>		x	x	0	6,1728395	0	86,419753	0	0
<i>Lutjanus apodus</i>			x	0	24,096386	0	15,662651	0	54,216867
<i>Lutjanus jocu</i>			x	0	2,739726	0	90,410959	0	0
<i>Lycengraulis barbouri</i>	x	x	x	0	0	0	88,235294	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	x	x	x	0	0	0	98,189415	0	0,4178273
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis maculatus*</i>	x	x		0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	x	x		0	0	0	0	0	93,203883
<i>Mugil curema</i>		x	x	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	2,1032782
<i>Pellona castelnaeana*</i>		x	x	4,8387097	0	22,580645	0	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	x			0	0	0	0	0	37,956204
<i>Plagioscion squamosissimus*</i>	x			0	16,339869	0	83,660131	0	0
<i>Polydactylus virginicus</i>			x	0	2,173913	0	58,695652	0	0
<i>Psalidodon fasciatus</i>	x	x	x	0	0,6355285	0	0,0990434	0	74,06796
<i>Pygocentrus piraya</i>	x	x	x	0	18,723404	0	0,8510638	0	4,2553191
<i>Roeboides xenodon</i>	x	x		0	0	0	17,54386	0	70,175439
<i>Schizodon knerii</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	0
<i>Sciades herzbergii</i>			x	0	15,688361	0	7,9267509	0	7,9928072
<i>Serrapinnus heterodon</i>	x	x	x	0	0	0	0	0	15,819751
<i>Serrasalmus brandtii</i>	x	x	x	0	39,815591	0	13,671417	2,7242246	21,95306
<i>Sternopygus macrurus</i>	x	x	x	0	5,3691275	0	39,373602	0	21,47651
<i>Tetragonopterus chalceus*</i>	x	x		0	0	0	0	0	51,528384
<i>Trachelyopterus galeatus*</i>	x	x	x	0	5,4631829	0	12,351544	0	14,251781
<i>Triportheus guentheri</i>	x	x		0	0	0	0	0	43,912738

Functional Traits

Species	Detritos	Gastropoda	Restos_vegetais	Escamas	Copepoda	Thiaridae	Crustacea	Cicadellidae	Algas_filamentosas	Melanoides_tuberculatus
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoa spinifer</i>	57,381695	2,9470105	14,876736	0,1416832	2,8336639	0	0	0	0	0
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0	0	66,666667	0	0	11,111111	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i>	5	0	0	0	0	0	0	5	4	0
<i>Atherinella brasiliensis</i>	79,245283	0	0	0	1,8867925	0	0	0	0	0
<i>Awaous tajasica</i>	3,9370079	0	43,307087	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bairdiella ronchus</i>	2,4271845	0	0	4,8543689	2,4271845	0	0	0	0	0
<i>Bryconops melanurus*</i>	0	0	0,0067778	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx latus</i>	0,616827	0	0,2467308	0,1233654	0,1233654	0	0	0	0	0
<i>Cathorops spixii</i>	0	0	49,180328	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	0	0	0,9691935	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0,1237713	0	0,2475426	0	0	0	0	0
<i>Cetengraulis edentulus</i>	94,891945	0	0,1584384	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi*</i>	0	0	0	0	0	0,2770083	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	31,523643	0	0,4378284	0	0	0	0	0	4,8161121	50,788091
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0,7331378	0	0	0,7331378	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	0	0,6578947	0,6578947	0	0	0	0	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	99,888811	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	75,949367	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmannia virescens*</i>	3,5261792	0	9,8916196	0	0,0305297	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus argenteus</i>	83,443709	0	0,5418423	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	19,908467	0	0	0,1307617	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gerres cinereus</i>	41,874377	0	30,00997	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	0	1,0488946	0	0,0484105	0	0	0	0	0
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	0,4499438	0	0	0	0	0	0,2812148	0

<i>Hyphessobrycon santae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leporinus piau</i>	6,4258715	0	73,51953	0	0	0	0	0	12,284754	0
<i>Lutjanus analis</i>	0,617284	0	0	0,617284	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus apodus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus jocu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis barbouri</i>	0	0	11,764706	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1,3927577	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	0	0	96,706478	0	0	0	0	0	2,9315961	0
<i>Metynnis maculatus*</i>	0	0	28,169014	0	0	0	0	0	71,830986	0
<i>Moenkhausia costae</i>	0	0	1,618123	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	99,979529	0	0,0204708	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i>	89,643168	0	8,1230055	0,0725268	0	0	0	0	0	0
<i>Pellona castelnaeana*</i>	0	0	0	0	0	1,6129032	0	0	0	3,2258065
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioscion squamosissimus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0	10,869565	0	26,086957	0	0	0	0	0
<i>Psalidodon fasciatus</i>	0,0420934	0	17,446496	0,0165072	0,0082536	0	0	0	0	0
<i>Pygocentrus piraya</i>	0	0	2,1276596	72,340426	0	0	0	0	0	0
<i>Roeboides xenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schizodon knerii</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciades herzbergii</i>	0,9761647	0	0,2036735	12,330501	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	4,4742729	0	21,220837	0	54,490252	0	0	0	0,1597955	0
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	11,818944	0,0838223	0	0	0	0	0,5029338	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	30,425056	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus*</i>	9,1703057	0	4,0756914	0	0	0	0	0	6,5502183	0
<i>Trachelyopterus galeatus*</i>	0	0,3800475	13,301663	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triportheus guentheri</i>	7,0372977	0	7,3891626	0	0	0	0	0	0	0

Species	Functional Traits									
	Ostracoda	Formicidae	Ninfas_de_Ephemeroptera	Larvas_de_chironomidae	Diptera	Libellulidae	Hemiptera	Orthoptera	Apis_mellifera	Coleoptera
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoa spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i>	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	7,5471698	0	0	0
<i>Awaous tajasica</i>	9,4488189	1,9685039	1,9685039	15,748031	0	0	0	0	0	0
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryconops melanurus*</i>	0	0,1988161	0	0,049704	13,252903	0,0564819	0,0948895	0,1581492	0,0225927	1,7712711
<i>Caranx latus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cathorops spixii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cetengraulis edentulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0,4378284	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	0,1111889	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	0	0	0	18,987342	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmannia virescens*</i>	11,921844	0	0	19,539002	0,0763242	0	0	0	0	0,0763242
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,0602047	0	0	0,602047	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	0,6538084	0	0	15,102975	0,8826414	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gerres cinereus</i>	25,922233	0	0	0,1994018	0	0	0,997009	0	0	0
<i>Hemigrammus gracilis</i>	0,8474576	0	0	0	0	0	1,6949153	0	0	0
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0,1290947	0,0806842	0,0161368	4,5183153	11,457157	0	0,2904631	0	0	0,7261578
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon santae</i>	0,6925208	0	0	1,3850416	2,7700831	0	4,5706371	0	0	0
<i>Leporinus piau</i>	0,1049979	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus apodus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus jocu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis barbouri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis maculatus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	0,9708738	0	0	0,9708738	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i>	0,0435161	0	0,0145054	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pellona castelnaeana*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0	0	62,043796	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioscion squamosissimus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psalidodon fasciatus</i>	0	1,2256621	0	0,0544739	0,1650723	0	0,0041268	0	0	0	0,4910902
<i>Pygocentrus piraya</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Roeboides xenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schizodon knerii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciades herzbergii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	0,1597955	0	2,3969319	0,6391818	0	0	0	0	0	0,6391818
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus*</i>	4,657933	0	0	10,917031	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelyopterus galeatus*</i>	0	0	0	0	1,1876485	0	0	0	0	0	0
<i>Triportheus guentheri</i>	0,140746	0	0	5,6298381	31,66784	0	0	0	0	0	0,7037298

Functional Traits										
Species	Apidae	Hymenoptera	Larvas_de_insetos	Odonata	Larvas_de_libellulidae	Noteridae	Eleotris_sp	Gerreidae	Gobiidae	Engraulidae
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoa spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Awaous tajasica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryconops melanurus*</i>	0,0225927	0,4947811	0,4744476	0,090371	0,0112964	0,0271113	0	0	0	0
<i>Caranx latus</i>	0	0	0	0	0	0	3,7009623	0	0	0
<i>Cathorops spixii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0,00722	0	0	0	0	0	0	0,1031428
<i>Cetengraulis edentulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	16,129032	0,7331378	6,5982405
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,6315789
<i>Curimatella lepidura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmannia virescens*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gerres cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon santae</i>	0	0	0,8310249	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leporinus piau</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus apodus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus jocu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis barbouri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis maculatus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pellona castelnaeana*</i>	0	0	0	0	0	0	0	19,354839	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioscion squamosissimus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psalidodon fasciatus</i>	0	0,0280623	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pygocentrus piraya</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Roeboides xenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schizodon knerii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciades herzbergii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	0	2,2371365	1,1185682	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelyopterus galeatus*</i>	1,1876485	3,5629454	0	0	0,7125891	0	0	0	0	0
<i>Triportheus guentheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Species	Functional Traits									
	Amphipoda	Brachyura	Eleotridae	Mollusca	Limnoperna_fortunei	Corbicula_fluminea	Larvas_de_odonata	Ephemeroptera	Isoptera	Portunidae
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoa spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Awaous tajasica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryconops melanurus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx latus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cathorops spixii</i>	50,819672	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	3,4614053	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0,8583691	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus undecimalis</i>	0,0618857	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cetengraulis edentulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	0	0	2,6269702	1,7513135	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0	0	7,3313783	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	0	0	0	0	0	0	5,0632911	0	0	0
<i>Eigenmannia virescens*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	0	0	0	0	0,0326904	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gerres cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,0806842	0,4841052	0
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon santae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,6925208	0	0
<i>Leporinus piau</i>	0	0	0	0	0,9449811	0	0	0	0	0

<i>Lutjanus analis</i>	0	6,1728395	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus apodus</i>	0	6,0240964	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus jocu</i>	0	6,8493151	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis barbouri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis maculatus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pellona castelnaeana*</i>	0	48,387097	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioscion squamosissimus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,173913
<i>Psalidodon fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,0412681	5,4886554	0
<i>Pygocentrus piraya</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Roeboides xenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schizodon knerii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciades herzbergii</i>	0	50,973412	0	0	0	0	0	0	0	2,3486669
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelyopterus galeatus*</i>	0	45,605701	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triportheus guentheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Functional Traits										
Species	Decapoda	Nematoda	Centropomus_sp	Trichoptera	Ovos_de_insetos	Cetengraulis_edentulus	Pomacea_sp	Larvas_de_diptera	Planorbidae	Bivalvia
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoa spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Awaous tajasica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryconops melanurus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx latus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cathorops spixii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cetengraulis edentulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmannia virescens*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gerres cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	2,5309336	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon santae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leporinus piau</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus apodus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus jocu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis barbouri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis maculatus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	0	0	0	0	0	0	0	3,236246	0	0
<i>Mugil curema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pellona castelnaeana*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioscion squamosissimus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psalidodon fasciatus</i>	0	0	0	0,0041268	0,1815796	0	0	0	0	0
<i>Pygocentrus piraya</i>	0	0	0	0	0	0	1,7021277	0	0	0
<i>Roeboides xenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	8,7719298	3,5087719
<i>Schizodon knerii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciades herzbergii</i>	0	0	0	0	0	1,4679168	0,0917448	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	0	0	0	0	8,5079631	0	0	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelyopterus galeatus*</i>	0	0,0950119	0	0	0	0	1,9002375	0	0	0
<i>Triportheus guentheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Species	Functional Traits								
	Egeria_densa	Ampullaridae	Baetidae	Tenagobia_sp	Pupas_de_insetos	Cladocera	Lepidoptera	Gryllidae	Physa_sp
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoa spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Awaous tajasica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryconops melanurus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx latus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cathorops spixii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cetengraulis edentulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eigenmannia virescens*</i>	0	0,3052969	0,0457945	0,0763242	0,0152648	0	0	0	0
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gerres cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0,1936421	0,0806842	0	0
<i>Hoplias intermedius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon santae</i>	0	0	0,6925208	0	0	0	0	0	0
<i>Leporinus piau</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Lutjanus analis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus apodus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lutjanus jocu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis barbouri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	0	0,3619254	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis maculatus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pellona castelnaeana*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioscion squamosissimus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polydactylus virginicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psalidodon fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pygocentrus piraya</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Roeboides xenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schizodon knerii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciades herzbergii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0,293378	0	0	0	0	0	0	0,6286672	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus*</i>	0	13,100437	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelyopterus galeatus*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triportheus guentheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3,5186488

5. Conclusão Geral

As atividades antrópicas estão em crescente expansão em todo o mundo, principalmente nos sistemas aquáticos, que são os mais impactados por possuírem diversos serviços ecossistêmicos. Dentre esses sistemas, os contínuos rio-estuários estão sendo áreas bastante exploradas por possuírem grande produtividade, podendo acarretar em vários problemas a curto e longo prazo. Dentre essas atividades estão a construção de reservatórios para a geração de energia e armazenamento de água, e a introdução de espécies exóticas, principalmente de peixes, sendo o grupo mais introduzido no mundo, através da aquariorfilia e pisciculturas.

Tais impactos podem acarretar em mudanças na estrutura da comunidade, alterações nos padrões abióticos e mudanças no efeito sazonal através da modificação do habitat, e na homogeneização funcional, que é a similaridade das características funcionais das espécies de uma comunidade dentro de um ecossistema, podendo diminuir sua resistência a perturbações ambientais. Na presente dissertação, foi possível observar o impacto dos barramentos na modificação da composição da comunidade e as alterações nos padrões abióticos e do efeito sazonal, além do impacto da introdução de espécies exóticas na diversidade funcional do contínuo rio-estuário do rio São Francisco.

Os resultados indicam que a sazonalidade, modelada pela variação pluviométrica, não influencia a estrutura taxonômica da comunidade de peixes no contínuo, porém existe diferenciação espacial. O efeito sazonal geralmente não interfere em regiões barradas, pois, com as modificações na vazão, os ambientes a jusante dessa construção ficam impossibilitados de se conectarem em época de cheia, já que mesmo no período chuvoso, a vazão natural é controlada. A diferenciação espacial vista no contínuo, se dá provavelmente pelas mudanças nas características geomorfológicas das três regiões estudadas. Toda a modificação dos habitats naturais, podem favorecer o estabelecimento de espécies exóticas que podem possuir potencial invasor, além de características novas ou redundantes e causar homogeneização funcional.

Peixes nativos e exóticos que são funcionalmente análogos, tendem a demonstrar fortes padrões de partição de nicho trófico para evitar compartilhar e até competir por recursos tróficos (DOMINGUEZ; GUIMARÃES, 2021). O conhecimento da dieta possibilita a compreensão das relações entre a ictiofauna e os demais componentes do sistema aquático, servindo de base para o entendimento do papel ecológico desempenhado pelos peixes e fornecendo subsídios para a conservação dos ambientes aquáticos (GODINHO; GODINHO, 2003). O estudo do impacto das espécies exóticas na comunidade nativa é de grande importância para se entender como essas espécies podem modificar a estrutura e a funcionalidade da comunidade nativa. Para isso foram utilizados cenários de simulação de retirada de espécies a partir de traços funcionais tróficos encontrados após a análise da dieta das espécies nativas e exóticas.

Concluimos então a necessidade de se avaliar adequadamente a estrutura comunitária dos sistemas fluviais, principalmente nos contínuos rio-estuários antropizados, em busca de conhecer como podemos melhorar as perspectivas de conservação da biodiversidade em face das crescentes utilizações humanas sobre os ambientes que vem alterando a sua biodiversidade e funcionalidade.