



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

INGRID CAROLINE COSTA PIRES

**INFLUÊNCIA DE FATORES LOCAIS E REGIONAIS NA DIVERSIDADE
FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA BACIA DO RIO DE CONTAS**

FEIRA DE SANTANA, BAHIA

2023

INGRID CAROLINE COSTA PIRES

**INFLUÊNCIA DE FATORES LOCAIS E REGIONAIS NA DIVERSIDADE
FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA BACIA DO RIO DE CONTAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Estadual de Feira de Santana, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

Orientador: Dr. Alexandre Clistenes de Alcântara Santos

Coorientador: Dr. André Teixeira da Silva

FEIRA DE SANTANA, BAHIA

2023

Ficha Catalográfica - Biblioteca Central Julieta Carteado - UEFS

P744i Pires, Ingrid Caroline Costa
Influência de fatores locais e regionais na diversidade funcional da
ictiofauna de riachos da bacia do Rio de Contas / Ingrid Caroline Costa
Pires. – 2023.
76 f.: il.

Orientador: Alexandre Clístenes de Alcântara Santos.
Coorientador: André Teixeira da Silva.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Feira de Santana,
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, 2023.

1. Ictiofauna - Chapada Diamantina - Ba. 2. Biodiversidade. 3. Peixes.
4. Diversidade funcional. I. Título. II. Santos, Alexandre Clístenes de
Alcântara, orient. III. Silva, André Teixeira da, coorient. IV. Universidade
Estadual de Feira de Santana.

CDU 597(814.22)

INGRID CAROLINE COSTA PIRES

**INFLUÊNCIA DE FATORES LOCAIS E REGIONAIS NA DIVERSIDADE
FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA BACIA DO RIO DE CONTAS**

Aprovada em: 27/10/2023


BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **BIANCA DE FREITAS TERRA**
Data: 27/10/2023 16:20:05-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Bianca de Freitas Terra
(Universidade Estadual Vale do Acaraú)



Michaele de Souza Pessoa
(Universidade Estadual de Feira de Santana)

Documento assinado digitalmente
 **ALEXANDRE CLISTENES DE ALCANTARA SANTO**
Data: 31/10/2023 11:12:21-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Alexandre Clistenes de Alcantara Santos
(Universidade Estadual de Feira de Santana)
Orientador e Presidente da Banca

Feira de Santana, Bahia

Novembro / 2023

AGRADECIMENTOS

A realização desse mestrado chegou junto a várias mudanças em minha vida, o que me leva a pensar que diversas coisas que aconteceram ao longo desses dois anos só foram possíveis por conta disso. E por isso eu sou muito grata a oportunidade que eu tive e a todos que de forma direta ou indireta contribuíram com isso.

Agradeço a minha mãe, Claudia e a minhas irmãs, Iasmim, Isabelly e Izinha pelo carinho e incentivo. Sou grata especialmente a minha mãe que sempre investiu na minha educação e que me impulsiona a oferecer o meu melhor em tudo que eu me proponho a fazer. E a Iasmim que sempre demonstrou ter muito orgulho de mim, e que me apoia incondicionalmente.

À Ruama pela presença constante que sempre recarregou as minhas energias, por todo amor, carinho e cuidado, por me ouvir e sempre me dizer que eu sou inteligente e capaz. Você é uma das coisas mais lindas que aconteceram na minha vida e foi mais do que essencial nesse processo. Obrigada!

Ao meu orientador, Prof. Dr. Alexandre Clistenes, que desde o início confiou no meu trabalho e no meu potencial, me proporcionando ensinamentos valiosos não apenas como orientador, mas também como professor.

Ao meu orientador, Prof. Dr. André Teixeira, que me acompanha desde o finalzinho da graduação, e foi mediante as suas orientações que eu pude crescer intelectualmente, desenvolver novas habilidades e me apaixonar por ecologia de peixes. Muito do que eu sei hoje eu posso afirmar que foi em parte mérito dele que sempre esteve disposto a me orientar e ensinar.

A todo o pessoal do Laboratório de Ictiologia e Pesca (LIPE), seria difícil citar todos os nomes, mas vocês também fizeram parte disso, proporcionando muitos momentos de aprendizado, mas também momentos de descontração. Desenvolver uma pesquisa é definitivamente mais divertido ao lado de vocês.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução (PPGEcoEvol) e à Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), por viabilizar a realização do mestrado e do presente estudo. Estendo o agradecimento aos professores do PPGEcoEvol, por todo o conhecimento compartilhado nos últimos dois anos.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

A todos(as) vocês, mais uma vez, muito obrigada!

RESUMO GERAL

O estudo da diversidade funcional de comunidades biológicas permite compreender como as espécies se sobrepõem ou se complementam em relação ao seu papel no funcionamento do ecossistema do qual fazem parte. No que tange às assembleias de peixes, a diversidade funcional está sob efeito de fatores locais, como a estrutura físico-química do ambiente, e por fatores regionais, como as características climáticas e o uso da terra. Portanto, compreender a relação entre fatores abióticos e as características funcionais das espécies é essencial para o entendimento da resposta de comunidades frente às modificações que ocorrem no ambiente, auxiliando no manejo e conservação de ecossistemas aquáticos. Nesta perspectiva, nós analisamos a diversidade funcional da assembleia de peixes de riachos das regiões da Chapada Diamantina e da Mata Atlântica, na bacia do rio de Contas, em função de variáveis locais e regionais. Nós estabelecemos 18 pontos para a amostragem da ictiofauna e para a caracterização ambiental local e regional. A diversidade funcional da ictiofauna de cada riacho foi avaliada através dos seguintes índices: Riqueza Funcional, Uniformidade Funcional, Divergência Funcional, Especialização Funcional e Redundância Funcional. As relações entre os índices e as variáveis locais e regionais foram verificadas por meio de Modelos Lineares Generalizados. Verificamos que os índices de diversidade funcional não apresentaram diferenças significativas entre as duas regiões contempladas, mas houve variações expressivas entre os riachos de cada região. O efeito de variáveis locais e regionais diferiu entre os índices considerados, em que variáveis locais se sobressaíram em relação às regionais para Riqueza Funcional e Uniformidade Funcional. Para a Divergência Funcional e Especialização Funcional, as variáveis regionais foram mais representativas em relação às variáveis locais, enquanto a Redundância Funcional não apresentou relação com os conjuntos de variáveis contempladas no nosso estudo. Dessa forma, nosso estudo destaca a importância de entender a diversidade funcional das assembleias de peixes em riachos, considerando os fatores locais e regionais, e ressalta a necessidade contínua de estudos nesse âmbito para a mitigação da crescente perda da biodiversidade e para a criação de estratégias de conservação de ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: *Atributos funcionais, Assembleia de peixes, Biodiversidade, Ecologia funcional, Filtros abióticos, Montagem de comunidades.*

ABSTRACT

The study of the functional diversity of biological communities allows us to understand how species overlap or complement each other concerning their role in the functioning of the ecosystem to which they belong. Regarding fish assemblages, functional diversity is influenced by local factors such as the physicochemical structure of the environment, as well as regional factors like climatic characteristics and land use. Therefore, understanding the relationship between abiotic factors and the functional characteristics of species is essential for understanding the response of communities to environmental changes, aiding in the management and conservation of aquatic ecosystems. In this perspective, we analyzed the functional diversity of fish assemblages in streams within the Chapada Diamantina and Atlantic Forest regions, in the Contas River basin, based on local and regional variables. We established 18 sampling points for ichthyofauna and for local and regional environmental characterization. The functional diversity of the ichthyofauna in each stream was assessed using the following indices: Functional Richness, Functional Evenness, Functional Divergence, Functional Specialization, and Functional Redundancy. The relationships between the indices and local and regional variables were examined using Generalized Linear Models. We found that the indices of functional diversity did not show significant differences between the two regions studied, but there were significant variations among the streams within each region. The effect of local and regional variables differed among the considered indices, where local variables were more influential for Functional Richness and Functional Evenness compared to regional ones. For Functional Divergence and Functional Specialization, regional variables were more representative than local ones, while Functional Redundancy showed no relationship with the sets of variables included in our study. Thus, our study emphasizes the importance of understanding the functional diversity of fish assemblages in streams, considering both local and regional factors, and underscores the continuous need for studies in this area to mitigate the increasing loss of biodiversity and to create conservation strategies for aquatic ecosystems.

Keywords: *Abiotic filters, Biodiversity, Community assembly, Fish assemblage, Functional ecology, Functional traits.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa da bacia do rio de Contas com destaque para os pontos de coleta nas sub-bacias do Alto Contas e Gongogi.

Figura 2: Boxplot dos índices de diversidade funcional para a sub-bacia do Alto Contas (AC) e Gongogi (GG). FEve: Uniformidade Funcional; FRic: Riqueza Funcional; FDiv: Divergência Funcional; FSpe: Especialização Funcional; FRed: Redundância Funcional.

Figura 3: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. AC4 e GG9, representam o menor e maior valor de FRic, respectivamente, de todos os pontos amostrados. O polígono em branco representa o volume funcional ocupado pelo pool global de espécies. a) *Astyanax lacustris*, b) *Hoplias malabaricus*, c) *Parotocinclus jimi*, d) *Rhamdia gr. quelen*, e) *Cetopsorhamdia* sp., f) *Characidium* sp.1, g) *Characidium* sp.2, h) *Deuterodon burgerai*, i) *Geophagus* spp., j) *Hemigrammus marginatus*, k) *Hypostomus* sp1, l) *Psalidodon fasciatus* e m) *Parotocinclus cristatus*.

Figura 4: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. GG2 (Gongogi) e AC3 (Alto Contas), representam o menor e maior valor de FEve, respectivamente, de todos os pontos amostrados. a) *Apareiodon itapicuruensis*, b) *Astyanax lacustris*, c) *Cetopsorhamdia* sp, d) *Characidium* sp1, e) *Geophagus* spp., f) *Hemigrammus marginatus*, g) *Hypostomus* sp.2, h) *Leporinus bahiensis*, i) *Psalidodon fasciatus*, j) *Trichomycterus tete*, k) *Hypostomus* sp.3, l) *Poecilia reticulata*, m) *Parotocinclus jimi* e n) *Rhamdia gr. quelen*.

Figura 5: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. GG5 (Gongogi) e AC4 (Alto Contas), representam o menor e maior valor de FDiv, respectivamente, de todos os pontos amostrados. a) *Geophagus* spp., b) *Hypostomus* sp.1, c) *Pareiorhaphis* sp.2, d) *Poecilia reticulata*, e) *Trichomycterus tete*, f) *Astyanax lacustris*, g) *Hoplias malabaricus*, h) *Parotocinclus jimi* e i) *Rhamdia gr. quelen*.

Figura 6: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. AC4 (Alto Contas) e GG4 (Gongogi), representam o menor e maior valor de FSpe. a) *Astyanax lacustris*, b) *Hoplias malabaricus*, c) *Parotocinclus jimi*, d) *Rhamdia gr. quelen*, e) *Geophagus* spp., f) *Hypostomus* sp.1, g) *Pareiorhaphis* sp.2, h) *Poecilia reticulata*, i) *Psalidodon fasciatus* e j) *Trichomycterus tete*.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Riqueza taxonômica de espécies (S) e índices de diversidade funcional para todos os pontos da sub-bacia do Alto Contas (AC) e Gongogi (GG). Em destaque estão os maiores valores de cada índice, enquanto * indica os menores valores dos índices para cada sub-bacia. FEve: Uniformidade Funcional; FRic: Riqueza Funcional; FDiv: Divergência Funcional; FSpe: Especialização Funcional; FRed: Redundância Funcional.

Tabela 2: Relação entre a riqueza taxonômica e os índices de diversidade funcional, calculadas por meio do teste de Correlação de Pearson. O valor de **r** está representado em negrito, enquanto o valor de *p* está representado em itálico.

Tabela 3: Modelos para as variáveis locais e regionais selecionados de acordo com o AIC. As variáveis apresentadas são as que foram significativas nos modelos que tiveram menor AIC. Os índices em que os valores de AIC estão ausentes, foram prevalentes os modelos nulos. Índices que apresentam valor de AIC, considerando as variáveis locais e regionais, iguais ao valor em que foram consideradas apenas as variáveis locais, indicam que as variáveis locais se sobressaíram sobre as regionais. Em destaque estão as variáveis que foram significativas ($<0,05$) nos modelos lineares generalizados.

SUMÁRIO

REFERENCIAL TEÓRICO.....	10
REFERÊNCIAS DO REFERENCIAL TEÓRICO	20
INFORMAÇÕES SOBRE A DISSERTAÇÃO	26
CAPÍTULO 1	27
RESUMO	28
INTRODUÇÃO.....	29
MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
RESULTADOS	37
DISCUSSÃO	46
AGRADECIMENTOS	56
REFERÊNCIAS	57
ANEXOS	66

REFERENCIAL TEÓRICO

Diversidade funcional em comunidades de peixes

A biodiversidade pode ser descrita como multidimensional, envolvendo diferentes elementos de variabilidade da vida, seja ela, genética, taxonômica ou funcional (Naeem *et al.*, 2016). A diversidade biológica de um ambiente inclui todas as variações genótípicas e fenotípicas dentre as espécies e toda a variabilidade espacial e temporal nas comunidades, sendo a diversidade funcional um subconjunto da biodiversidade (Tilman, 2001). Contudo, a grande maioria dos estudos ecológicos ou aplicados que examinam a biodiversidade contabilizam apenas a riqueza de espécies, que irão considerar todas as espécies de forma idêntica, sem considerar suas diferenças funcionais (Cadotte, 2011; Poos; Walker; Jackson, 2009; Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021).

A diversidade funcional é baseada no uso de traços funcionais, que podem ser descritos como qualquer característica biológica que afete ou responda a processos ecossistêmicos (Mlambo, 2014). De acordo com Brasil e Huszar (2011), os traços funcionais podem ser caracterizados como morfológicos (ex.: forma, tamanho), fisiológicos (ex.: concentração e composição de pigmentos fotossintéticos, capacidade de fixação de nitrogênio, produção de toxinas), comportamentais (ex.: mixotrofia, motilidade) e de história de vida (ex.: reprodução assexuada/sexuada, produção de estágios de dormência). Por exemplo, peixes achatados dorso-ventralmente estão frequentemente associados a um ambiente de fundo, se alimentando de detritos e algas, enquanto espécies com corpos comprimidos lateralmente se movimentam ativamente na coluna d'água consumindo insetos e material vegetal (Baldasso *et al.*, 2019).

Os atributos funcionais atuam como ferramentas úteis para quantificar não apenas a estrutura funcional de um sistema ou organismo, mas também a sua diversidade (Martini *et al.*, 2021). Os peixes, particularmente, exibem grande diversidade em atributos biológicos, seja na sua morfologia, fisiologia, e até mesmo no comportamento (Nelson; Grande; Wilson, 2016). Sobre este aspecto, a ictiofauna de água doce Neotropical se destaca, a qual é representada por aproximadamente 10% de todas as espécies de vertebrados conhecidos, e seus componentes apresentam grande disparidade fenotípica (Albert; Petry; Reis, 2011; Albert; Reis, 2011).

Ao comparar duas espécies distintas em que uma possui pequeno tamanho corporal, fecundação interna e se alimenta de detritos nas margens de pequenos córregos e a outra possui grande tamanho corporal, fecundação externa e é piscívora, nota-se diferenças marcantes, e a incorporação dessas diferentes características na quantificação da biodiversidade constitui a

base da ecologia funcional de comunidades (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021). Os atributos funcionais, como os que foram citados acima, podem ser classificados por tipo (comportamental, fisiológico, história de vida e morfológico) e quanto a função ecológica (aquisição de recurso, crescimento, reprodução e sobrevivência) (Litchman; Klausmeier, 2008). Os atributos funcionais dos peixes representam diversas funções ecossistêmicas, dentre elas podemos citar a regulação da cadeia alimentar, transporte e reciclagem de nutrientes, transporte ativo de carbono e energia e regulação de processos relacionados ao substrato (referente ao hábito bentônico), além de conexão dentro de ecossistemas aquáticos, conexão entre ecossistemas aquáticos e terrestres e manutenção da biodiversidade genética e ecossistêmica (Holmlund; Hammer, 1999).

Os estudos no campo da ecologia funcional obtiveram avanços significativos nas últimas décadas, principalmente nas linhas de investigação referentes a Ecologia de Comunidades (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021). Estudos recentes sobre esta temática voltados para a ictiofauna têm contribuído para o melhor entendimento de como as comunidades aquáticas se organizam e como respondem às modificações do ambiente resultantes de atividades antrópicas.

Ribeiro *et al.* (2016) avaliaram a relação de alguns atributos funcionais com características estruturais de riachos na região do noroeste de São Paulo. Os autores verificaram que alguns atributos funcionais têm potencial de prever a susceptibilidade das espécies às alterações estruturais dos riachos. Neste enfoque, os autores apontam que peixes que com corpo achatado, nadadeiras peitorais largas, olhos dorsalmente posicionados e bocas ventrais estão associadas a riachos estruturalmente mais complexos.

Casatti e colaboradores (2015) conduziram um estudo similar na mesma região, considerando o uso do solo e cobertura vegetal, porém se pautaram em índices de diversidade funcional ao invés da composição funcional. O estudo indicou que as variáveis ambientais tiveram efeito semelhante nas estimativas de riqueza e diversidade taxonômica e para a diversidade e redundância funcional, sendo que mesmo em condições de alta riqueza e diversidade de espécies de peixes, a redundância funcional era significativa. A redundância funcional encontrada nos riachos estudados foi associada principalmente a presença de gramíneas nas margens, essas por sua vez, forneceram microhabitats que promoveram a ocorrência de insetos aquáticos, e conseqüentemente a persistência de populações de peixes que possuem dieta oportunista (Casatti *et al.*, 2015).

Os autores constataram que o estabelecimento de agroecossistemas no entorno das bacias hidrográficas contribuiu com a degradação física dos córregos que atuaram como

importantes filtros ambientais, favorecendo espécies de grande porte, com hábito alimentar detritívoro e insetívoro, e que possuem preferência por águas lentas, substrato arenoso e áreas marginais constituídas por gramíneas. Em resumo, os resultados desse estudo demonstraram que em paisagens dominadas por agroecossistemas, as características funcionais das comunidades de peixes são influenciadas principalmente por fatores locais, como a composição do substrato e as condições das margens (Casatti *et al.*, 2015).

Em geral, os resultados desses estudos demonstraram que o uso da terra e fragmentação do habitat podem alterar a estrutura física de riachos, contribuindo com alterações nas propriedades funcionais das assembleias de peixes, exacerbando impactos de longo prazo na ictiofauna dos córregos (Leitão *et al.*, 2018). Neste enfoque, as variáveis locais, tais como a estrutura físico-química de rios e riachos são essenciais para explicar a variação na diversidade funcional (Benone *et al.*, 2020; Terra; Hughes; Araújo, 2016), uma vez que as forças seletivas do habitat em menor escala podem atuar como filtros ambientais diretos exercendo influência sobre a composição funcional da comunidade (Colzani *et al.*, 2013; Pease *et al.*, 2012; Poff, 1997).

Na ictiofauna de riachos estudos utilizando os atributos funcionais também foram conduzidos para averiguar a variação das comunidades ao longo de gradientes ambientais e espaciais (Dala-Corte *et al.*, 2019; Leitão *et al.*, 2018; Roa-Fuentes *et al.*, 2019). Em estudo conduzido por Dala-Corte e colaboradores (2019) foi examinado como a diversidade beta das comunidades de peixes de riachos responde às perturbações humanas ao longo de um gradiente ambiental. Os autores constataram que a agricultura e as modificações humanas nos riachos afetaram a diversidade e composição das comunidades de peixes em riachos. Isso foi visualizado na relação entre a diversidade beta funcional com o uso da terra e as modificações no riacho, indicando que o aumento da dissimilaridade taxonômica em níveis intermediários de perturbação estava associado a uma maior redundância funcional (Dala-Corte *et al.*, 2019). Contudo, níveis elevados de perturbação também resultaram em maior diversidade beta funcional devido a substituição de espécies com funções distintas por um maior número de espécies morfologicamente similares (Dala-Corte *et al.*, 2019).

Algumas pesquisas também verificaram o papel de espécies não nativas na diversidade funcional da fauna de peixes de água doce do mundo (Toussaint *et al.*, 2018). Ao investigar o padrão de distribuição de espécies nativas e não-nativas numa perspectiva funcional, Terra e colaboradores (2016) encontraram um padrão de ocorrência e abundância de espécies invasoras em riachos degradados de Mata Atlântica, alterando a estrutura funcional das comunidades (Terra; Hughes; Araújo, 2016). Foi verificado que *Poecilia reticulata* correspondeu a 80% da

abundância total em riachos a jusante altamente perturbados, nesse caso, a presença da espécie não-nativa foi favorecida por meio das alterações ambientais, que resultou em homogeneização do habitat, e nichos desocupados onde *P. reticulata* pode se reproduzir e crescer (Terra; Hughes; Araújo, 2016).

Ademais, um estudo recente investigou a influência da mineração na diversidade funcional de assembleias de peixes de riachos (Silva *et al.*, 2022). De forma geral, os autores verificaram que houve mudanças na estrutura taxonômica nos riachos perturbados, no entanto, tais mudanças não foram visualizadas para a composição e diversidade funcional. Esses resultados podem ser atribuídos ao fato de que em alguns casos as perturbações do habitat podem conduzir a uma redução da comunidade, independente das características funcionais ou até mesmo a exclusão de espécies com conjuntos de características funcionais específicas, de modo que não haja alterações na diversidade funcional das comunidades de peixes (Silva *et al.*, 2022). Apesar dos esforços, estudos sobre os efeitos dos impactos antrópicos na diversidade funcional da ictiofauna, como a mineração e invasão de espécies exóticas, ainda são escassos (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021).

Os estudos iniciais que empregaram índices de diversidade funcional para analisar a fauna de peixes de riacho no Brasil se concentraram na forma como as comunidades de peixes respondem às mudanças na paisagem, com um foco especial nas consequências do uso da terra para fins agrícolas e pecuários na região sudeste do país (Teresa; Casatti, 2012; Casatti *et al.*, 2015; Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021). Posteriormente, estudos sobre os efeitos da alteração da paisagem na diversidade funcional de comunidades de peixes também foram realizados em outros biomas como Cerrado (Carvalho; Tejerina-Garro, 2015) e Amazônia (Benone *et al.*, 2020; Leitão *et al.*, 2018). Entretanto, no bioma da Caatinga ainda há necessidade de estudos no âmbito da ecologia de peixes, principalmente sobre a diversidade funcional de comunidades ícticas (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021).

Os estudos acima investigando a resposta funcional de comunidades ícticas a distúrbios antrópicos e a variação da estrutura e diversidade funcional ao longo de gradientes ambientais e espaciais são realizados em maior escala se comparados a outras linhas de investigação, como o papel dos padrões funcionais de comunidades de peixes de água doce na montagem de comunidades e no funcionamento de ecossistemas (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021). A montagem de comunidades refere-se a qualquer processo ecológico que seleciona espécies de um banco regional para a formação de comunidades locais, e maioria de suas inferências teóricas estão pautadas na teoria de nicho e na teoria neutra (Cavender-Bares *et al.*, 2009; Menezes; Martins; Araújo, 2016). As regras de montagem propõem que a seleção dessas

espécies dentro do banco regional é feita a partir de filtros hierárquicos que incluem dispersão, fatores abióticos e bióticos (Keddy, 1992). Dentro dessa perspectiva, a informação funcional das espécies é essencial para a detecção dos processos de montagem de comunidades (Menezes; Martins; Araújo, 2016).

Alguns estudos tem demonstrado o papel da diversidade funcional na montagem de comunidades. O estudo conduzido por Lin e colaboradores (2021) investigou as mudanças temporais na diversidade funcional de peixes, verificando os processos de montagem de comunidades e determinando quais os fatores ambientais foram mais relevantes para esses processos e as correlações entre os traços funcionais e esses fatores. Os principais resultados desse estudo indicaram que a perda de espécies nativas e o aumento de invasões de espécies exóticas, foram fatores influentes nas mudanças ocorridas na diversidade funcional, contudo, os filtros ambientais constituíram a regra dominante na montagem temporal de comunidades de peixes, principalmente quando associadas as características climáticas, como a temperatura e precipitação, e as perturbações humanas (Lin *et al.*, 2021). Ademais, foi confirmado que a estrutura funcional da comunidade de peixes foi moldada temporalmente pelas interações entre os traços funcionais e os fatores ambientais (Lin *et al.*, 2021).

Já em estudo realizado por Kirk e colaboradores (2021), foi averiguado quais os principais fatores relacionados na montagem histórica de comunidade de peixes de água doce, testando as interações entre os traços funcionais e dois gradientes climáticos, elevação e latitude. Os resultados obtidos nesse estudo indicaram que as estratégias de história de vida foram os únicos atributos funcionais a passarem por um filtro ambiental compartilhado em elevadas altitudes e latitudes, enquanto os demais atributos (habitat, trófico e locomoção) não demonstraram essa tendência, sendo, portanto, menos afetados pelos filtros ambientais (Kirk *et al.*, 2021). A convergência de estratégias de história de vida em altas elevações e latitudes elevadas foi provavelmente atribuída a um filtro ambiental compartilhado frente ao estresse provocado pelo frio que atuou no crescimento e na reprodução das comunidades de peixes ali presentes (Kirk *et al.*, 2021). Tal convergência foi constatada quando houve um declínio maior de estrategistas de equilíbrio do que de espécies oportunistas em altas elevações e latitudes, enquanto espécies de estratégia periódica diminuíram com a elevação e aumentaram com a latitude (Kirk *et al.*, 2021). Sendo assim, tais resultados sugeriram que os efeitos das mudanças climáticas podem alterar a estrutura e montagem dessas comunidades, modificando a influência histórica da temperatura e da dispersão, sendo necessário estudos futuros que investiguem como os padrões biogeográficos podem ser afetados no cenário de aquecimento global (Kirk *et al.*, 2021).

Camara e colaboradores (2023), conduziram um estudo investigando como as relações entre os traços e o ambiente influenciam a montagem de comunidades em rios-reservatórios tropicais. Nesse estudo, as medidas de diversidade taxonômica e funcional indicaram como os processos de montagem baseados em nichos operam sob diferentes condições ambientais, de forma que as características físicas do ambiente atuaram filtrando conjuntos distintos de traços funcionais, independente da identidade taxonômica (Camara *et al.*, 2023). Os autores constataram que espaços funcionais baseados nas condições predominantes do ambiente, influenciam principalmente nos processos de montagem de comunidades, nesse sentido, menores contribuições do aninhamento das espécies, tanto do ponto de vista taxonômico quanto funcional, foram muito provavelmente uma consequência de processos que ampliaram as diferenças taxonômicas entre os reservatórios, como conectividade hidrológica limitada e a introdução de espécies não nativas (Camara *et al.*, 2023). De forma geral, o estudo evidenciou a importância das características físicas do ambiente na definição dos espaços funcionais dentro de uma comunidade de peixes, enquanto a composição de espécies foi um resultado primário de eventos estocásticos na montagem de comunidades (Camara *et al.*, 2023).

Estudos em linhas de investigação que abordam a diversidade funcional de comunidade de peixes de água doce com foco no funcionamento de ecossistemas são ainda mais escassos. Tilman (1997) observou que comunidades com alta diversidade funcional possuem menos sobreposição de nichos na utilização de recursos do que comunidades com baixa diversidade, ou seja, em comunidades mais diversas, mais recursos estão disponíveis para todos, o que aumenta o funcionamento do ecossistema (Díaz; Cabido, 2001; Song *et al.*, 2014; Tilman *et al.*, 1997). Além disso, tal relação entre a diversidade funcional e o funcionamento dos ecossistemas também é afetada por fatores abióticos e biológicos (Song *et al.*, 2014), que frequentemente irão mediar a composição e diversidade funcional de comunidades biológicas.

No que tange o papel da diversidade funcional de comunidade de peixes no funcionamento dos ecossistemas, Leduc e colaboradores (2015), conduziram um estudo a fim de verificar os efeitos potencialmente interativos das espécies e de suas respectivas funções tróficas no crescimento de consumidores, utilizando uma assembleia de peixes em um riacho tropical. Os autores forneceram evidências de que a diversidade taxonômica é um fator menos relevante para a transferência de energia para a produção secundária do que a diversidade funcional (representada pela diversidade nos atributos tróficos) (Leduc; Silva; Rosenfeld, 2015). O estudo também demonstrou que uma maior heterogeneidade funcional resultou em reduções na sobreposição do uso de recursos relacionados a dieta, o que conduziu a um aumento no funcionamento do ecossistema em termos de produção da biomassa dos peixes (Leduc; Silva; Rosenfeld, 2015). Essa conclusão foi apoiada pela observação de maior sobreposição da

dieta e menor ingestão de alimentos quando os indivíduos eram da mesma espécie ou compartilhavam o mesmo grupo funcional (Leduc; Silva; Rosenfeld, 2015).

Além disso, foi verificado que os recursos alimentares ao longo do riacho pareciam relativamente homogêneos em termos de biomassa, ou seja, a homogeneidade presente tanto na complexidade do habitat quanto na distribuição dos recursos alimentares sugeriu a partilha espacial pode ser um fator de menor importância no funcionamento do ecossistema do que a partilha de recursos (Leduc; Silva; Rosenfeld, 2015). Ademais, o funcionamento do ecossistema também pode ter sido afetado pelas interações diretas (competição) e indiretas, contudo, a avaliação funcional das comunidades de peixes é essencial para identificar quais espécies estão mais propensas a aumentar a heterogeneidade funcional, o que por sua vez pode aumentar o funcionamento do ecossistema (Leduc; Silva; Rosenfeld, 2015).

Como observado nos estudos citados acima, a diversidade funcional quando utilizada para compreender a resposta de comunidades a fatores bióticos e abióticos, nos fornecem diversas informações desde como as espécies se complementam ou se sobrepõem dentro das comunidades locais até como a funcionalidade dessas espécies afetam os processos ecossistêmicos. No entanto, pesquisas adicionais investigando o papel das características funcionais na montagem de comunidades e no funcionamento de ecossistemas, ainda são necessárias e devem ser priorizadas na realização de estudos futuros.

Índices de diversidade funcional

Existem inúmeros índices capazes de descrever a diversidade funcional de comunidades locais, os principais podem ser agrupados em riqueza, uniformidade e divergência funcional (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021). Além desses, a literatura evidencia outros índices como a especialização, originalidade, dispersão e redundância funcional. Os índices podem ser apresentados como unidimensionais ou multidimensionais (Schleuter *et al.*, 2010). Para o cálculo dos índices, os atributos funcionais utilizados podem ser descritos como: nominal, binário, ordinal, binário multivariado, quantitativo e quantitativo multivariado (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021).

A riqueza funcional (FRic) é um dos índices mais utilizados e representa a quantidade de espaço funcional preenchido pela comunidade. Quando há múltiplos atributos, a FRic pode apresentar dificuldades para mensurar pois o índice deve estimar o volume preenchido no espaço dimensional pela comunidade de interesse (Villéger; Mason; Mouillot, 2008). O volume do *convex hull* que molda as espécies presentes na assembleia (Magneville *et al.*, 2022), quanto maior o volume maior será a diversidade funcional.

A uniformidade funcional (FEve) quantifica a regularidade com a qual o espaço funcional é preenchido por espécies, ponderadas por sua abundância (Mason *et al.*, 2005). A FEve diminui quando a abundância é menos uniformemente distribuída ou quando as distâncias funcionais entre as espécies são menos regulares (Villéger; Mason; Mouillot, 2008).

Quando utilizado um único atributo, a divergência funcional (FDiv) irá representar como a abundância é distribuída ao longo de um eixo de um traço funcional, dentro do espaço preenchido pela comunidade (Mason *et al.*, 2005). Na presença de múltiplos atributos, a divergência funcional irá determinar como a abundância é distribuída dentro do volume do espaço funcional ocupado pelas espécies (Villéger; Mason; Mouillot, 2008). A FDiv é baixa quando as espécies mais abundantes têm características funcionais próximas ao centro do espaço de características funcionais, porém, quando as espécies mais abundantes têm valores extremos de características funcionais, a divergência é alta (Villéger; Mason; Mouillot, 2008).

A posição das espécies no espaço multidimensional indica o grau com que cada uma delas se diferencia em relação as demais, ou seja, seu nível de especialização funcional (FSpe), e o quão singular cada espécie é em sua combinação de atributos, indicando sua originalidade funcional (FOri) (Teresa; Rodrigues-Filho; Leitão, 2021). A FOri pode ser definida como o isolamento de uma espécie no espaço funcional ocupado por uma determinada comunidade, enquanto FSpe é a distância média de uma espécie do resto do *pool* de espécies no espaço funcional (Mouillot *et al.*, 2013).

A dispersão funcional (FDis) é a distância média ponderada dos traços funcionais de espécies individuais no espaço multidimensional para o centróide ponderado de todas as espécies, onde os pesos correspondem às abundâncias relativas das espécies presentes na comunidade (Laliberté; Legendre, 2010). Dessa forma, o índice determina a dispersão das espécies no espaço funcional.

Quando apenas traços categóricos e ordinais são utilizados para descrever espécies, é provável que algumas delas apresentam características de valores similares, podendo ser agrupadas em entidades funcionais (FE) (Magneville *et al.*, 2022; Mouillot *et al.*, 2014). Dessa forma, a redundância funcional (FRed) é calculada como a razão entre a riqueza de espécies e a riqueza de entidades funcionais (Magneville *et al.*, 2022). Uma alta redundância pode significar a coexistência de espécies mais similares dentro de uma assembleia, enquanto a ausência ou baixa redundância pode indicar que em determinada comunidade as espécies são mais diferentes entre si.

A diversidade funcional vem sendo utilizada para desvendar os papéis ecológicos de diferentes grupos dentro de uma comunidade, sejam esses grupos de plantas ou animais. Por exemplo, ao estimar a riqueza, uniformidade e divergência funcional, o objetivo principal é responder questões sobre a extensão, a distribuição e as diferenças entre os indivíduos da comunidade que estão ocupando o espaço funcional, além da variação em espaço e tempo (Mammola *et al.*, 2021). Os índices de riqueza, uniformidade e divergência funcional podem explicar os processos ecológicos e funcionamento de ecossistemas dentro de um contexto de perda de espécies ou mudanças em comunidades (Cadotte *et al.*, 2011; Song *et al.*, 2014; Mammola *et al.*, 2021), uma vez que altos valores desses índices demonstram uma maior distribuição das espécies, seguida por uma maior diferenciação dos nichos, resultando em um uso mais eficiente dos recursos disponíveis no ambiente (Mason *et al.*, 2005).

A partir do uso desses índices, estudos também ilustram os efeitos de filtros ambientais nos atributos funcionais de diferentes espécies, em determinados ambientes (Leitão *et al.*, 2018; Bower *et al.*, 2022; Cetra *et al.*, 2022). Quando as espécies mais abundantes compartilham os mesmos traços, ou seja, apresentam uma menor divergência e uniformidade funcional, é esperado que haja um grande efeito de filtros ambientais em traços funcionais específicos (Mammola *et al.*, 2021).

O índice de redundância funcional também reflete os efeitos dos filtros ambientais nas características funcionais da comunidade. Comunidades menos redundantes funcionalmente devem ser sujeitas a filtros ecológicos menos intensos (Ricotta *et al.*, 2020), enquanto comunidades mais redundantes funcionalmente devem mostrar maior resiliência a perturbação, por exemplo, ao se deparar com a extinção de uma espécie, os papéis realizados por ela podem ser efetuados por espécies funcionalmente similares (Mouillot *et al.*, 2014; Mammola *et al.*, 2021). Diversos estudos também têm explorado as variações da riqueza, uniformidade e dispersão funcional ao longo de gradientes ambientais, demonstrando a relação entre habitat e característica e os padrões e processos funcionais que operam em comunidades de peixes (Teresa; Casatti, 2012; Rodrigues-Filho *et al.*, 2017; Cetra *et al.*, 2022).

O uso dos índices de especialização e originalidade funcional tem sido muito frequentes em estudos que investigam os impactos da degradação do habitat e da introdução de espécies não nativas, esses estudos ilustram como as assembleias de peixes se comportam frente aos distúrbios antrópicos, identificando quais características tornam as espécies mais vulneráveis aos impactos no ambiente e a invasão de espécies (Colin *et al.*, 2018; Sánchez-Pérez, 2020; Su *et al.*, 2023).

Apesar de diversos estudos utilizarem os índices de diversidade funcional no âmbito da ecologia de comunidades e ecossistemas, alguns índices ainda podem ser melhor explorados e podem ser úteis para desvendar outras facetas da ictiofauna de rios e riachos. Ademais, é importante salientar que muitos estudos apresentam alguns resultados que divergem da expectativa geral. Sobre isto cabe resgatar o estudo de Teresa e Casatti (2012), no qual os autores indicaram que, de forma geral, os mesohabitats não influenciaram os padrões de diversidade das comunidades, mas foram importantes para determinar a sua composição funcional, e o quanto a cobertura florestal afetou a diversidade taxonômica e funcional (Teresa; Casatti, 2012). Neste caso, a riqueza taxonômica e funcional foi maior em riachos desmatados em uma região de Mata Atlântica. Este resultado é interessante, visto que é esperado a perda de diversidade em função do desmatamento. Nos riachos desmatados os autores registraram maior quantidade de espécies com características específicas, como dieta detritívora e onívora, tamanhos corporais variados e tolerância a hipóxia, denotando a maior riqueza funcional. Ainda, a uniformidade funcional foi alta tanto em riachos desmatados como em riachos conservados, sugerindo que as espécies que foram adicionadas em córregos desmatados preencheram os nichos desocupados resultando no uso mais equitativo dos recursos (Teresa; Casatti, 2012). De qualquer modo, é importante salientar que o nível de alteração e simplificação do habitat está diretamente relacionado à magnitude do desmatamento (Dala-Corte *et al.*, 2019). Sobre isto, é possível que no referido estudo os riachos classificados como desmatados não representem os piores cenários de alteração e simplificação do ambiente, mas cenários com graus intermediários de alteração que mantêm, ao menos em parte, os microhabitats observados prioritariamente em riachos florestados. Assim, essa condição propiciaria a coexistência de espécies especialistas e generalistas aumentando o número de espécies e traços funcionais.

Tal cenário demonstra que a resposta funcional das comunidades ícticas às características ambientais seguem caminhos muitas vezes complexos e que demandam empenho para a interpretação assertiva de como as modificações ambientais afetam as populações e comunidades aquáticas. Diante disso, estudos como o que foi conduzido aqui, utilizando diversas métricas de diversidade funcional, podem ser considerados pioneiros para a região e são essenciais para aprimorar o conhecimento acerca das respostas das comunidades de peixes frente aos diferentes cenários ambientais.

REFERÊNCIAS DO REFERENCIAL TEÓRICO

ALBERT, J.S., PETRY, P. & REIS, R.E. 2011. Major Biogeographic and Phylogenetic Patterns. In: Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes (ALBERT J.S. & R.E. REIS, eds.). Los Angeles: University of California Press, p.21-57.

ALBERT, J.S. & REIS, R.E. 2011. Introduction to Neotropical Freshwaters. In: Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes (ALBERT J.S. & R.E. REIS, eds.). Los Angeles: University of California Press, p.1-19.

BALDASSO, M. C.; WOLFF, L. L.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream. **Environmental Biology of Fishes**, 2019.

BENONE, N. L.; LEAL, C. G.; SANTOS, L. L. dos; MENDES, T. P.; HEINO, J.; MONTAG, L. F. de A. Unravelling patterns of taxonomic and functional diversity of Amazon stream fish. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 75, p. 1–11, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00027-020-00749-5>>.

BOWER, L. M.; STOCZYNSKI, L.; PEOPLES, B. K.; PATRICK, C. J.; BROWN, B. L. Multiple dimensions of functional diversity affect stream fish taxonomic β -diversity. **Freshwater Biology**, p. 1-15, 2022.

BRASIL, J & HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

CADOTTE, M. W. The new diversity: Management gains through insights into the functional diversity of communities. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1067–1069, 2011.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.

CAMARA, E. M; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C. de; MATTOS, T. M.; GUEDES, G. H. S.; UEHARA, W. Unraveling trait-based fish community assembly in tropical reservoirs. **River Research and Applications**, v. 39, n.9, p. 1-16, 2023.

CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? **Ecology of Freshwater Fish**, v. 24, n. 2, p. 317–328, 2015.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; ZENI, J. de O.; RIBEIRO, M. D.; BREJÃO, G. L.;

- CENEVIVA-BASTOS, M. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. **Environmental Management**, v. 55, n. 6, p. 1300–1314, 2015.
- CAVENDER-BARES, J.; KOZAC, K. H.; FINE, P. V. A.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, v. 12, p. 693-715, 2009.
- CETRA, M.; GARIBALDI, L. A.; TERESA, F. B.; PERESSIN, A.; CRUZ, B. B.; MELLO, B. J. G. de; TESHIMA, F. A.; ALMEIDA, R. da S. Taxonomic and functional diversity patterns of stream fish assemblages from Brazilian Atlantic Rain Forest. **Fish Manag. Ecol.**, n. 00, p. 1–10, 2022.
- COLZANI, E.; SIQUEIRA, T.; SURIANO, M. T.; ROQUE, F. O. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic forest. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 343–350, 2013.
- COLIN, N.; VILLÉGER, S.; WILKES, M.; SOSTOA, A. de; MACEDA-VEIGA, A. 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, 2018.
- DALA-CORTE, R. B.; SGARBI, L. F.; BECKER, F. G.; MELO, A. S. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 5, p. 1–17, 2019.
- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.
- HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v. 29, p. 253-268, 1999.
- KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, n. 2, p. 157–164, 1992.
- KIRK, M. A.; RAHEL, F. J.; LAUGHLIN, D. C. Environmental filters of freshwater fish community assembly along elevation and latitudinal gradients. *Global Ecology and Biogeography*, v. 31, n. 3, p. 470–485, 2022.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.
- LEDUC, A. O. H. C.; DA SILVA, E. M.; ROSENFELD, J. S. Effects of species vs. functional

diversity: Understanding the roles of complementarity and competition on ecosystem function in a tropical stream fish assemblage. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 627–635, 2015.

LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; MOUILLOT, D.; LEAL, C. G.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; VILLÉGER, S.; POMPEU, P. S.; KASPER, D.; DE PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; GARDNER, T. A. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2018.

LIN, L.; DENG W.; HUANG, X.; LIU, Y.; HUANG, L.; KANG, B. How fish traits and functional diversity respond to environmental changes and species invasion in the largest river in Southeastern China. **PeerJ**, v. 9, p. e11824, 2021.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, p. 615–639, 2008.

MAGNEVILLE, C.; LOISEAU, N.; ALBOUY, C.; CASAJUS, N.; CLAVERIE, T.; ESCALAS, A.; LEPRIEUR, F.; MAIRE, E.; MOUILLOT, D.; VILLÉGER, S. mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. **Ecography**, p. 1–15, 2022.

MAMMOLA, S.; CARMONA, C. P.; GUILLERME, T.; CARDOSO, P. Concepts and applications in functional diversity. **Functional Ecology**, v. 35, n. 9, p. 1869–1885, 2021.

MARTINI, S.; LARRAS, F.; BOYÉ, A.; FAURE, E.; ABERLE, N.; ARCHAMBAULT, P.; BACOUILLARD, L.; BEISNER, B. E.; BITTNER, L.; CASTELLA, E.; DANGER, M.; GAUTHIER, O.; KARP-BOSS, L.; LOMBARD, F.; MAPS, F.; STEMMANN, L.; THIÉBAUT, E.; USSEGLIO-POLATERA, P.; VOGT, M.; LAVIALE, M.; AYATA, S. D. Functional trait-based approaches as a common framework for aquatic ecologists. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 3, p. 965–994, 2021.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.

MENEZES, B. S.; MARTINS, F. R.; ARAÚJO, F. S. Community assembly: Concepts, domain and theoretical structure. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 01, p. 1–17, 2016.

MLAMBO, M.C. Not all traits are ‘functional’: insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. **Biodivers Conserv**, v. 23, p. 781–790, 2014.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A. J.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–177, 2013.

MOUILLOT, D.; VILLÉGER, S.; PARRAVICINI, V.; KULBICKI, M.; ARIAS-GONZÁLEZ, J. E.; BENDER, M.; CHABANET, P.; FLOETER, S. R.; FRIEDLANDER, A.; VIGLIOLA, L.; BELLWOOD, D. R. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 38, p. 13757–13762, 2014.

NAEEM, S.; PRAGER, C.; WEEKS, B.; VARGA, A.; FLYNN, D. F. B.; GRIFFIN, K.; MUSCARELLA, R.; PALMER, M.; WOOD, S.; SCHUSTER, W. Biodiversity as a multidimensional construct: a review, framework and case study of herbivory's impact on plant biodiversity. **Proceedings of the Royal Society : Biological Sciences**, v. 283, 2016.

NELSON, J. S.; GRANDE, T. C.; WILSON, M. V. H. **Fishes of the World**. New Jersey: Wiley; 2016. p. 1–707

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 5, p. 1060–1075, 2012.

PERONI, N. & HERNÁNDEZ, M. I. M. 2011. Ecologia de Populações e Comunidades. Ccb/ead/UFSC.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **J. North American Benthological Society**, v. 16, n. 2, p. 391–409, 1997.

POOS, M. S.; WALKER, S. C.; JACKSON, D. A. Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. **Ecology**, v. 90, n. 2, p. 341–347, 2009.

RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 1, p. 1–10, 2016.

RICOTTA, C.; LAROCHE, F.; SZEIDL, L.; PAVOINE, S. From alpha to beta functional and phylogenetic redundancy. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 4, 487–493, 2020.

ROA-FUENTES, C. A.; HEINO, J.; CIANCIARUSO, M. V.; FERRAZ, S.; ZENI, J. O.; CASATTI, L. Taxonomic, functional, and phylogenetic β -diversity patterns of stream fish assemblages in tropical agroecosystems. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 3, p. 447–460, 2019.

RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; LIMA, S. M. Q.; DE OLIVEIRA E. F.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions? **Environmental Biology of Fishes**, v. 100, n. 9, p. 1023-1032, 2017.

SÁNCHEZ-PÉREZ, A.; OLIVA-PATERNA, F. J.; COLIN, N.; TORRALVA, M.; GÓRSKI, K. Functional response of fish assemblage to multiple stressors in a highly regulated Mediterranean river system. **Science of the Total Environment**, v. 730, 2020.

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; MASSOL, F.; ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 3, p. 469–484, 2010.

SILVA, N. C. dos S.; SOARES, B. E.; TERESA, F. B.; CARAMASCHI, É. P.; ALBRECHT, M. P. Fish functional diversity is less impacted by mining than fish taxonomic richness in an Amazonian stream system. **Aquatic Ecology**, p. 1–13, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-022-09946-w>>.

SONG Y.; WANG, P.; LI, G.; ZHOU, D. Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 34, n. 2, p. 85-91, 2014.

SU, G.; MERTEL, A.; BROSSE, S.; CALABRESE, J. M. Species invasiveness and community invasibility of North American freshwater fish fauna revealed via trait-bases analysis. **Nature Communications**, v. 14, 2023.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 3, p. 433–442, 2012.

TERESA, F. B.; CASATTI, L.; CIANCIARUSO, M. V. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 361–370, 2015.

TERESA, F. B.; RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; LEITÃO, R. P. Diversidade Funcional De Comunidades De Peixes De Riacho. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 415–432, 2021.

TERRA, B. de F.; HUGHES, R. M.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 25, n. 4, p. 527–544, 2016.

TILMAN, D. Distinguishing between the effects of species diversity and species composition.

Oikos, v. 80, n. 1, p. 185, 1997.

TILMAN, D. Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109–120, 2001.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997.

TOUSSAINT, A.; CHARPIN, N.; BEAUCHARD, O.; GRENOUILLET, G.; OBERDORFF, T.; TEDESCO, P. A.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. Non-native species led to marked shifts in functional diversity of the world freshwater fish faunas. **Ecology Letters**, v. 21, n. 11, p. 1649–1659, 2018.

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, 2008b.

INFORMAÇÕES SOBRE A DISSERTAÇÃO

A dissertação foi escrita em capítulo único intitulado “**Influência de fatores locais e regionais na diversidade funcional da ictiofauna de riachos da bacia do rio de Contas**”.

CAPÍTULO 1: INFLUÊNCIA DE FATORES LOCAIS E REGIONAIS NA DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DA BACIA DO RIO DE CONTAS

Artigo formatado conforme as normas da *Ecology of Freshwater Fish*.

Influência de fatores locais e regionais na diversidade funcional da ictiofauna de riachos da bacia do rio de Contas

Ingrid Caroline Costa Pires¹, Alexandre Clistenes de Alcântara Santos^{1,2} e André Teixeira da Silva²

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), Av. Transnordestina, s/n, Novo Horizonte, 44036-900 Feira de Santana, BA, Brasil. ingridcosta397@gmail.com

²Laboratório de Ictiologia, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), Av. Transnordestina, s/n, Novo Horizonte, 44036-900 Feira de Santana, BA, Brasil. (ACAS) alexandreclistenes@uefs.br, (ATS) silva.at@gmail.com

RESUMO

O estudo da diversidade funcional de comunidades biológicas permite compreender como as espécies se sobrepõem ou se complementam em relação ao seu papel no funcionamento do ecossistema do qual fazem parte. No que tange às assembleias de peixes, a diversidade funcional está sob efeito de fatores locais, como a estrutura físico-química do ambiente, e por fatores regionais, como as características climáticas e o uso da terra. Portanto, compreender a relação entre fatores abióticos e as características funcionais das espécies é essencial para o entendimento da resposta de comunidades frente as modificações que ocorrem no ambiente, auxiliando no manejo e conservação de ecossistemas aquáticos. Nesta perspectiva, nós analisamos a diversidade funcional da assembleia de peixes de riachos das regiões da Chapada Diamantina e da Mata Atlântica, na bacia do rio de Contas, em função de variáveis locais e regionais. Nós estabelecemos 18 pontos para a amostragem da ictiofauna e para a caracterização ambiental local e regional. A diversidade funcional da ictiofauna de cada riacho foi avaliada através dos seguintes índices: Riqueza Funcional, Uniformidade Funcional, Divergência Funcional, Especialização Funcional e Redundância Funcional. As relações entre os índices e as variáveis locais e regionais foram verificadas por meio de Modelos Lineares Generalizados. Verificamos que os índices de diversidade funcional não apresentaram diferenças significativas entre as duas regiões contempladas, mas houve variações expressivas entre os riachos de cada região. O efeito de variáveis locais e regionais diferiu entre os índices considerados, em que variáveis locais se sobressaíram em relação às regionais para Riqueza Funcional e Uniformidade Funcional. Para a Divergência Funcional e Especialização Funcional, as variáveis regionais foram mais representativas em relação as variáveis locais, enquanto a

Redundância Funcional não apresentou relação com os conjuntos de variáveis contempladas no nosso estudo. Dessa forma, nosso estudo destaca a importância de entender a diversidade funcional das assembleias de peixes em riachos, considerando os fatores locais e regionais, e ressalta a necessidade contínua de estudos nesse âmbito para a mitigação da crescente perda da biodiversidade e para a criação de estratégias de conservação de ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Atributos funcionais, Assembleia de peixes, Biodiversidade, Ecologia funcional, Filtros abióticos, Montagem de comunidades.

INTRODUÇÃO

Um dos principais desafios no estudo da ecologia de comunidades é entender de que forma os conjuntos de populações estão distribuídos na natureza e como essas populações estão sendo influenciadas pelos filtros ambientais e pelas interações bióticas (Begon *et al.* 2006; Kirk *et al.* 2021). Tradicionalmente, o enfoque da ecologia de comunidades tem sido avaliar a biodiversidade através da diversidade taxonômica, contudo, ela não representa o papel ecológico que as espécies exercem nas comunidades e ecossistemas (Schmera *et al.* 2017; Teresa *et al.* 2021), sendo essencial a inclusão da diversidade filogenética e funcional para a compreensão integral da diversidade e organização de comunidades biológicas. Não obstante, nas últimas décadas ocorreu um aumento substancial de estudos abordando os aspectos funcionais das espécies, especialmente por meio da avaliação da diversidade funcional das comunidades (Petchey & Gaston 2002; Mouillot *et al.* 2011; Villéger *et al.* 2017; Zhang *et al.* 2021).

A diversidade funcional se refere aos componentes da biodiversidade que influenciam como um ecossistema opera ou funciona (Tilman, 2001; Moi *et al.* 2021), além de retratar a sobreposição e complementaridade das espécies na ocupação do espaço funcional (Mammola *et al.* 2021). Para que haja um entendimento completo da diversidade funcional, como uma importante dimensão da biodiversidade, é necessário que exista clareza sobre a definição dos atributos funcionais (Teresa *et al.* 2021). Tais atributos comumente são definidos como qualquer característica biológica que afete ou responda a processos ecossistêmicos (Mlambo, 2014). Dentro desta temática, os componentes da ictiofauna são tidos como bons modelos, uma vez que uma comunidade de peixes é composta por indivíduos que, além de serem filogeneticamente e taxonomicamente diversificados, exibem também um amplo espectro quanto as suas características biológicas (Nelson *et al.* 2016), dentre as quais destacam-se o tamanho, dieta, mobilidade e comportamento, que estão atrelados a funções ecológicas como aquisição de recursos, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Villéger *et al.* 2017).

Os estudos no campo da ecologia funcional de comunidades de peixes têm atuado em diversas linhas de investigação (e.g. respostas a distúrbios antrópicos, conservação da biodiversidade, mecanismo de montagem de comunidades) (Teresa *et al.* 2021). Nesta perspectiva, destacam-se os estudos contemplando a variação ao longo de gradientes ambientais e espaciais (Teresa *et al.* 2021), em que processos locais e regionais podem influenciar na estrutura e diversidade funcional de assembleias de peixes (Terra *et al.* 2016; Benone *et al.* 2020). As variáveis locais tais como a estrutura físico-química de rios e riachos são essenciais para explicar a variação na diversidade funcional, funcionando como filtros ambientais (Pease *et al.* 2012; Colzani *et al.* 2013). A abordagem traço-ambiente indica que características funcionais relacionadas ao uso do habitat e à ecologia trófica, por exemplo, podem ser úteis para prever a vulnerabilidade das espécies a mudanças na estrutura física dos riachos (Ribeiro *et al.* 2016).

A diversidade funcional de comunidades também pode ser afetada por fatores de grande escala, ou seja, fatores climáticos e modificações na paisagem (Li *et al.* 2020). O uso da terra e fragmentação do habitat podem alterar a estrutura física de riachos, contribuindo com alterações nas propriedades funcionais das assembleias de peixes, potencializando impactos de longo prazo na ictiofauna dos córregos (Leitão *et al.* 2018). Além disso, o desmatamento em ambientes naturais levam a homogeneização espacial das assembleias de peixes e reduz a diversidade funcional tanto em escala local quanto em escala regional (Arantes *et al.* 2018).

Nesse sentido, os padrões de associação entre características funcionais e gradientes ambientais podem melhorar o entendimento da estrutura de assembleia de peixes em escala local e regional, e por isso, podem ser úteis para o manejo e conservação dos recursos naturais (Pease *et al.* 2015), principalmente frente a crescente perda da biodiversidade nos ecossistemas aquáticos. Assim, processos ecológicos como as interações interespecíficas, ocupação de nichos e utilização de recursos dentro das comunidades podem ser comprometidos frente as diferentes mudanças que ocorrem no ambiente.

Estudos abordando a resposta funcional de comunidades de peixes a distúrbios antrópicos e a variação na estrutura e diversidade funcional ao longo de gradientes ambientais e espaciais são mais frequentes do que aqueles que investigam o papel dos padrões funcionais de comunidades de peixes na montagem de comunidades (Teresa *et al.* 2021). A montagem de comunidades refere-se a qualquer processo ecológico que seleciona espécies de um banco regional para a formação de comunidades locais, e maioria de suas inferências teóricas estão pautadas na teoria de nicho e na teoria neutra (Cavender-Bares *et al.*, 2009; Menezes *et al.* 2016). As regras de montagem propõem que a seleção dessas espécies dentro do banco regional é feita a partir de filtros hierárquicos que incluem dispersão, fatores abióticos e bióticos (Keddy,

1992). Dentro dessa perspectiva, a informação funcional das espécies é essencial para a detecção dos processos de montagem de comunidades (Menezes *et al.* 2016), e a relação entre os traços funcionais e as características do ambiente pode fornecer evidências de como os filtros abióticos atuam na montagem de comunidades de peixes (Kirk *et al.* 2021).

Nesse sentido, caracterizar a complementaridade ou a sobreposição das espécies em relação aos seus papéis funcionais é essencial para aprofundar a compreensão dos processos subjacentes aos padrões de coexistência e das respostas das comunidades a distúrbios (Teresa *et al.* 2021). Ao avaliar a diversidade, a inclusão de traços funcionais, como, a morfologia, dieta e uso do habitat, nos fornecem informações importantes das interações entre as espécies, a ocupação dos nichos e utilização dos recursos disponíveis no ambiente dentro de uma assembleia.

Apesar do crescimento de estudos no campo da ecologia funcional, ainda há a necessidade de um aprofundamento sobre a diversidade funcional de comunidades ictiofaunísticas. Estudos anteriores realizados na bacia do rio de Contas (e.g. Silva, 2015; Souza, *et al.* 2020), evidenciaram aspectos da composição e estrutura taxonômica, funcional e trófica das assembleias de peixes de riachos da região. Contudo, informações sobre a diversidade funcional das espécies, por meio de índices de diversidade funcional, irá complementar o conhecimento obtido até então acerca da ictiofauna da região.

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo analisar a diversidade funcional da assembleia de peixes de riachos das regiões da Chapada Diamantina e da Mata Atlântica, na bacia do rio de Contas, em função da variação local e regional.

Diante disso, as seguintes predições foram propostas para o estudo: (1) as características funcionais dos peixes estão diretamente relacionadas com a estrutura do habitat; (2) habitats mais heterogêneos apresentam maior diferença funcional entre as espécies enquanto habitats mais homogêneos favorecem a ocorrência de espécies funcionalmente mais similares entre si; (3) as variações locais têm maior poder explicativo sobre a diversidade funcional das espécies de peixes nos riachos estudados, quando comparadas as variáveis regionais. Desta forma, a hipótese norteadora deste trabalho considera que a estrutura do habitat influencia na determinação das características funcionais dos peixes, e, portanto, espera-se que as variações locais e regionais atuem de forma desigual na diversidade funcional de assembleia de peixes de riachos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O rio de Contas está inserido na ecorregião aquática da Mata Atlântica do Nordeste, onde abrange uma área de aproximadamente 55.500 km² (Abell *et al.* 2008, INEMA, 2016). O clima é predominantemente quente, com temperatura média anual variando entre 19,8 e 27,7 °C, onde o regime pluviométrico apresenta período chuvoso no verão, com picos de chuva nos meses de dezembro e janeiro e período seco durante o inverno (Severi *et al.* 2010).

A bacia hidrográfica do rio de Contas nasce na vertente leste da Serra das Almas, na Chapada Diamantina, e está imersa nos biomas Caatinga e Mata Atlântica (Severi *et al.* 2010). Dentre os principais rios da bacia estão: as sub-bacias do Alto Contas, Brumado, Gavião, Rio do Antônio, Sincorá, Gentio, Baixo Contas, Gongogi, sub-bacia litorânea e de Transição (INEMA, 2016).

A rede amostral desse estudo contemplou duas sub-bacias do rio de Contas, as sub-bacias do Alto Contas e Gongogi (Figura 1). A sub-bacia do Alto Contas está imersa no bioma Caatinga, apesar de apresentar uma vegetação heterogênea com influência do bioma Cerrado, já a sub-bacia do Gongogi está inserida no bioma Mata Atlântica exibindo remanescentes de floresta atlântica estacional de interior e floresta atlântica estacional costeira, porém, por conta da influência humana, a paisagem predominante é representada por vastas áreas de pasto e, principalmente, cabruca (IBGE, 2004).

A maior parte dos riachos na região do Alto Contas são perenes, com rios e riachos temporários nos trechos inferiores (ver em anexo 5). Na sub-bacia do Gongogi o que predomina também são os riachos perenes, apesar de existir certa variação quanto ao regime pluviométrico, em que as drenagens inseridas nas porções superiores são mais sazonais e exibem menores índices pluviométricos do que as drenagens localizadas mais a leste da sub-bacia (Silva, 2015).

Coleta de dados

Essa pesquisa utilizou o banco de dados de Silva (2015), onde as amostragens foram realizadas entre novembro de 2012 e novembro de 2013, totalizando quatro campanhas trimestrais. Foram considerados 18 pontos de amostragem, sendo nove para a sub-bacia do Alto Contas e nove para a sub-bacia do rio Gongogi (Figura 1).

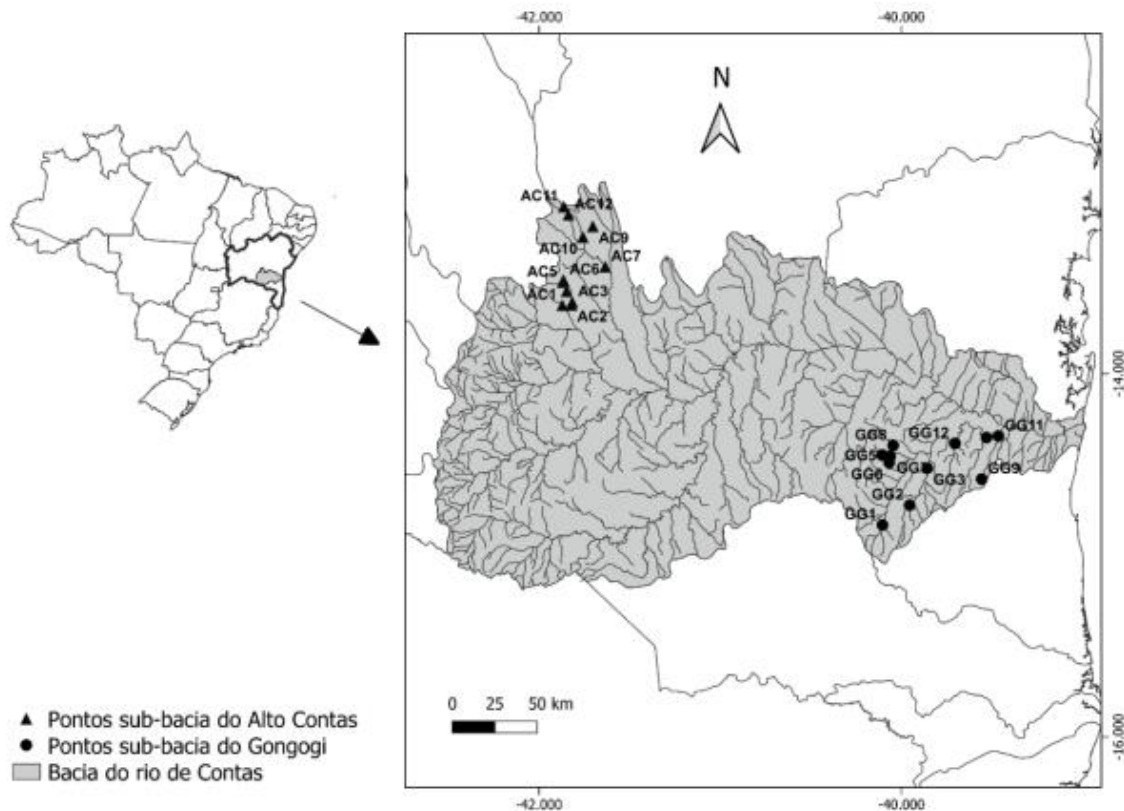


Figura 1: Mapa da bacia do rio de Contas com destaque para os pontos de amostragem nas sub-bacias do Alto Contas (AC) e Gongogi (GG).

Durante as amostragens foi estabelecido, em cada riacho, um trecho com 50 metros de extensão sem o uso de redes de bloqueio, independentemente da largura do canal, em que os dois coletores realizaram a coleta por meio da pesca elétrica. Dois coletores percorreram o trecho de 50 metros no sentido jusante-montante uma única vez, sendo que o campo elétrico foi produzido por meio de dois puçás ligados a um gerador portátil (Smith-Root *backpack eletrofischer*; modelo LR-24; 800V DC). As amostragens seguiram as diretrizes CEN (Comitê Europeu para a Normalização) do protocolo Water Quality Sampling fish with electricity (CEN prEN 14011:2002), com aparelho adequado às características dos rios a serem amostrados (dimensões do rio e condutividade da água).

Tratamento dos exemplares capturados

Foram capturados 5470 indivíduos pertencentes a 12 famílias de 39 espécies. Após a captura, os espécimes foram anestesiados por meio da imersão em solução de benzocaína (1g/L) por 10 minutos. Posteriormente, os exemplares foram fixados em solução de formalina 10% por um período de cinco dias e então transferidos para frascos contendo solução de etanol 70%. Os exemplares capturados foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com o auxílio da literatura e de especialistas em taxonomia de peixes e os exemplares testemunhos

foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Federal da Bahia (MZUFBA). A licença para captura e coleta foi autorizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO-SISBIO) (number 33398-1).

Atributos funcionais

Os atributos funcionais utilizados foram os dados ecomorfológicos, sendo que para o cálculo dos índices ecomorfológicos foram selecionados cinco exemplares adultos de cada espécie, dos quais foram tomadas 24 medidas morfológicas: comprimento padrão (CP); comprimento do intestino (Ci); comprimento (Cc) e altura (Ac) da cabeça; altura (Ab), largura (Ab) e orientação da boca (Ob); altura (Ao) e diâmetro horizontal dos olhos (Do); altura (Aco) e largura (Lco) do corpo; altura da linha média do corpo (Alm); comprimento (Cpc), altura (Apc) e largura (Lpc) do pedúnculo caudal; altura da nadadeira dorsal (And), largura (Lna) e área (Ana) da nadadeira anal; altura (Alnc) e área (Anc) da nadadeira caudal; comprimento (Cnpt) e área (Anpt) das nadadeiras peitorais; e comprimento (Cnpe) e área (Anpe) das nadadeiras pélvicas. A partir destas medidas foram calculados 21 atributos ecomorfológicos. As espécies também foram classificadas quanto ao uso do habitat (bentônico, nectobentônico e nectônico), que também foi incluído como um atributo funcional (Silva, 2015).

As medidas morfológicas foram mensuradas a partir de imagens digitais obtidas com câmera digital IC 80 HD (Leica) acoplada ao estereomicroscópio Leica M125 ou por máquina fotográfica digital NIKON D7000 acoplada a um tripé, para os exemplares com Comprimento Padrão superior à 10 cm. As imagens foram analisadas com o programa Leica Application Suite (V. 4.1).

Os dados da dieta foram obtidos por meio do estudo de Souza e colaboradores (2020). Neste o conteúdo estomacal dos exemplares analisados foi observado sob estereomicroscópio e os itens alimentares identificados foram quantificados a partir da frequência de ocorrência, volume e índice alimentar (IAi) (Kawakami & Vazzoler 1980). As informações sobre o hábito alimentar de três espécies (*Cyphocarax gilbert*, *Hoplosternum littorale* e *Leporinus bahiensis*) que não foram contempladas no estudo conduzido por Souza *et al.* (2020), foram complementadas com dados de outros estudos (Lima & Chagas 2019; Santos *et al.* 2020). Por fim, foi considerado mais um atributo funcional baseado no comprimento padrão do corpo, as espécies foram subdivididas em três categorias de comprimento com a mesma amplitude em que foram consideradas o comprimento padrão mínimo e comprimento padrão máximo. Essas categorias foram categorizadas como tamanho pequeno (23-68 mm), médio (68-113 mm) e grande (113-158 mm).

Variáveis locais e regionais

A coleta dos dados ambientais foi realizada simultaneamente a coleta dos peixes, nas quais foram coletadas: variáveis estruturais (profundidade, largura, velocidade de corrente e composição do substrato), variáveis limnológicas (temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido na água (mg/l), condutividade e pH), além do sombreamento do corpo d'água (Silva, 2015).

Em cada trecho de 50 metros de extensão foram estabelecidos dez transectos transversais em relação ao eixo longitudinal do riacho, equidistantes em cinco metros, sendo a largura medida em cada transecto. Os pontos de amostragem de profundidade (m) e composição do substrato foram dispostos a cada um metro ao longo dos transectos, partindo de 0,5 metros de distância em relação à margem esquerda. As variáveis limnológicas correspondentes à qualidade da água foram mensuradas em três pontos do trecho utilizando o analisador de água eletrônico (Instrutherm) e o percentual de sombreamento do corpo d'água com o auxílio de uma circunferência gradiculada, obtido em cinco pontos equidistantes ao longo do trecho de amostragem.

As variáveis regionais de altitude, temperatura e pluviosidade foram coletadas no estudo conduzido por Silva (2015) e as proporções de uso do solo foram coletadas no presente estudo. Cada ponto de coleta teve sua área de captação determinada com base nos dados topográficos, empregando as funcionalidades do *Spatial Analyst* no software ArqMap 10.3. A média histórica (1950 à 2000) da precipitação anual total e da sazonalidade foi calculada para as áreas de captação, utilizando os limites correspondentes. Esses cálculos foram realizados com base nos dados do projeto BIOCLIM, considerando as variáveis Bio 12 (um arquivo raster que representa a precipitação anual, com escala de 2.5 arc-min ~1km²) e Bio 15 (um arquivo raster que representa a sazonalidade, calculada como o coeficiente de variação da precipitação ao longo do ano, também com escala de 2.5 arc-min ~1km²). (Hijmans *et al.* 2005; WORLDCLIM, 2022). As proporções referentes ao uso do solo (% Formação Florestal, % Formação Savânica, % Formação Campestre, % Afloramento Rochoso, % Pastagem, % Agricultura, % Silvicultura, % Mosaico de Usos, % Área não Vegetada, % Área Urbanizada) da área de captação de cada ponto de amostragem na Caatinga e Mata Atlântica entre os anos de 2012 e 2013 foram obtidas a partir da base de dados disponibilizado pelo MapBiomas (MAPBIOMAS, 2023).

Análise de dados

A diversidade funcional foi obtida através dos seguintes índices: Riqueza Funcional (FRic), Uniformidade Funcional (FEve), Divergência Funcional (FDiv) (Villéger *et al.* 2008),

Especialização Funcional (FSpe) (Clavel *et al.* 2013) e Redundância Funcional (FRed) (Bello *et al.* 2010).

FRic foi utilizada para expressar a amplitude de combinações de atributos presentes na assembleia, FEve representa a regularidade com que suas espécies e suas abundâncias estão distribuídas no espaço funcional e FDiv indica a forma pela qual o espaço funcional é ocupado pelas espécies (Teresa *et al.* 2021). Por fim, FSpe aponta o grau de especialização funcional de cada espécie, enquanto FRed indica o grau de redundância, ou seja, o quão o conjunto de espécies são similares ou diferentes funcionalmente dentro da assembleia.

Os índices FRic, FEve, FDiv e FSpe foram calculados a partir de dados quantitativos e categóricos, em que foi utilizada a medida de distância de Gower, enquanto a FRed foi calculada apenas utilizando os dados categóricos, já que para que a mesma seja calculada é necessário que os atributos funcionais sejam agrupados em entidades funcionais (FE). Para calcular a diversidade funcional foram considerados os três primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA). Os cálculos dos índices FRic, FEve, FDiv e FSpe foram calculados utilizando a função *alpha.fd.multidim* e o índice FRed através da função *alpha.fd.fe*, ambas do pacote *mFD* (Magneville *et al.* 2022). Foi realizado um teste de Shapiro-Wilk para conferir a normalidade dos dados e o teste t de Student para verificar as diferenças nos valores dos índices de diversidade funcional entre as sub-bacias. A riqueza taxonômica e os índices de diversidade funcional foram submetidos a um teste de correlação de Pearson para verificar se os mesmos estavam correlacionados. Todas as análises foram conduzidas no software R versão 4.2.1.

Os índices ecomorfológicos foram submetidos a uma análise de correlação de Pearson, enquanto as variáveis locais e regionais foram submetidas a uma análise VIF (*Variance Inflation Factor*), como forma de identificar e excluir aquelas altamente correlacionadas. Diminuindo a multicolinearidade dos modelos. Para testar a relação entre a diversidade funcional e as variáveis locais e regionais foram construídos Modelos Lineares Generalizados (GLM).

Na primeira etapa foram construídos modelos para cada índice de diversidade funcional em função das variáveis locais e na segunda etapa foram construídos modelos em função das variáveis regionais. A terceira etapa foi a construção de modelos para cada índice unindo as variáveis locais e regionais que tiveram significância nos modelos selecionados durante a primeira e segunda etapa. Ademais, todos os modelos foram construídos considerando também a interação entre as variáveis. Os melhores modelos de cada etapa foram selecionados com base nos menores valores do Critério de Informação de Akaike (AIC). A análise GLM foi realizada

através da função *glm* do pacote *stats* (R Core Team e colaboradores) no software RStudio versão 4.2.1.

RESULTADOS

Foram consideradas 27 espécies, 17 atributos funcionais e 17 riachos amostrados (oito para o Alto Contas e nove para o Gongogi) na análise da diversidade funcional (ver Anexo 1, 2 e 5). Embora tenham sido computadas 39 espécies de peixes para os pontos de amostragem considerados, não foi possível utilizar todas as espécies na análise da diversidade funcional pela ausência de informações sobre a dieta de parte dessas.

De forma geral não houve diferenças significativas entre as duas sub-bacias para os valores de riqueza funcional ($t = -0,78$; $p = 0,44$) (Figura 2). Os maiores valores de riqueza funcional foram atribuídos a riachos pouco sinuosos e compostos por poções, rápidos e corredeiras. O menor valor de FRic registrado foi conferido ao riacho com menor riqueza de espécies, no qual houve a ocorrência de apenas quatro espécies (Figura 3, a-d). Não obstante, observamos que a maior parte dos pontos que exibiram os maiores valores deste índice foram obtidos nos locais com assembleias mais ricas em termos de número de espécies, independente da sub-bacia considerada (Tabela 1, 2). Ressalvas ao ponto GG3 que exibiu elevado número de espécies, porém com baixo valor de FRic.

A uniformidade funcional foi representada por maiores valores na sub-bacia do Alto Contas ($t = 2,69$; $p = <0,01$) (Figura 2), em que todas os riachos exibiram valores de FEve superiores à 0,5. Em contrapartida, dos nove riachos considerados para a sub-bacia do rio Gongogi, oito exibiram valores inferiores à 0,5 (Tabela 1). Os maiores valores de uniformidade funcional foram relacionados a riachos caracterizados por diferentes tipos de substrato como cascalho, seixo, matacão e areia, contraposto a isso, riachos compostos por apenas um tipo de substrato exibiram baixos valores de FEve. Espécies como *Apareiodon itapicuruenis*, *Cetopsorhamdia* sp. e *Leporinus bahiensis* (Figura 4, a, c, h) que estão posicionadas proximamente no espaço funcional indicam uma similaridade de características funcionais, diferente de riachos em que as espécies estão distribuídas uniformemente (Figura 4). A uniformidade funcional também apresentou uma correlação significativa com a riqueza de espécies (Tabela 2), de modo que assembleias mais ricas foram correlacionadas com menores valores de FEve (Tabela 1).

A divergência funcional, no geral, não apresentou diferenças significativas entre a sub-bacia do Alto Contas e do Gongogi ($t = 1,66$; $p = 0,12$) (Figura 2). Contudo, houve variações entre os pontos de amostragem para cada sub-bacia (Tabela 1). Riachos com maiores valores

de FDiv foram representados por espécies que de fato apresentam características funcionais distintas (Figura 5, f-i), e estão relativamente distantes dentro do espaço funcional. Diferente dos riachos que exibiram baixos valores de divergência funcional, em que as espécies mais abundantes foram *Pareiorhaphis* sp.2, *Hypostomus* sp.1 e *Trichomycterus tete*, respectivamente (Figura 5, b, c, e), revelando uma convergência de atributos funcionais. Além disso, a divergência funcional foi negativamente correlacionada com a redundância funcional (Tabela 2), em que parte dos pontos com menores valores de FRed também apresentaram maiores valores de FDiv (Tabela 1).

Os valores de especialização funcional entre a sub-bacia do Gongogi e do Alto Contas também não apresentaram diferenças significativas ($t = -1,40$; $p = 0,18$) (Figura 2). Em alguns riachos espécies como *Hypostomus* sp.1, *Pareiorhaphis* sp.2 e *Trichomycterus tete* estão posicionadas nos extremos do espaço funcional (Figura 6, f, g, j), indicando um alto nível de especialização. Enquanto espécies mais próximas do centro do espaço funcional, como *Astyanax lacustris* e *Psalidodon* gr. *fasciatus* (Figura 6, a, i) apresentam um baixo nível de especialização. Por fim, o índice de redundância funcional foi, em média, maior para os riachos da sub-bacia do Gongogi ($t = -2,85$; $p = <0,01$) (Figura 2), enquanto os menores valores de FRed foram registrados na sub-bacia do Alto Contas (Tabela 1).

Tabela 1: Riqueza taxonômica de espécies (S) e índices de diversidade funcional para todos os pontos da sub-bacia do Alto Contas (AC) e Gongogi (GG). Em destaque estão os maiores valores de cada índice, enquanto * indica os menores valores dos índices para cada sub-bacia. FEve: Uniformidade Funcional; FRic: Riqueza Funcional; FDiv: Divergência Funcional; FSpe: Especialização Funcional; FRed: Redundância Funcional.

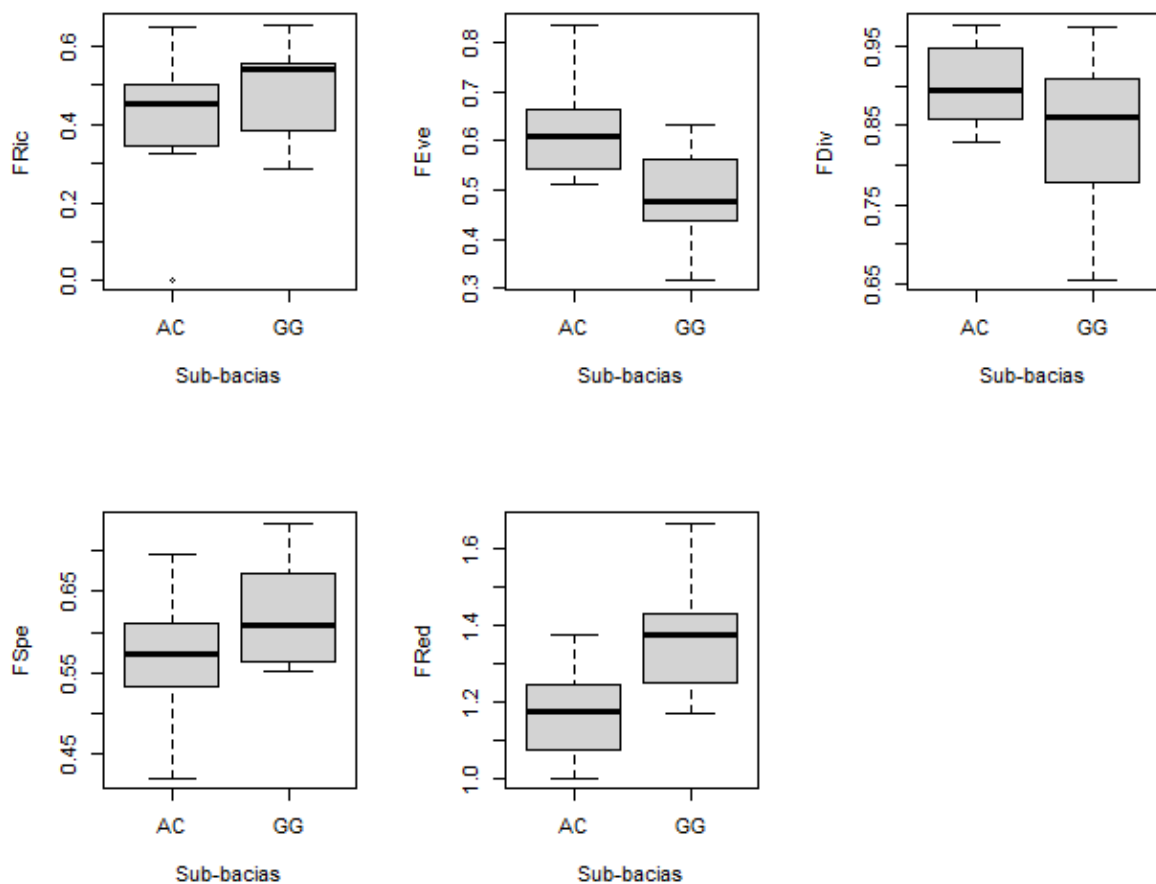
Pontos	S	FRic	FEve	FDiv	FSpe	FRed
AC1	13	0,477	0,512*	0,963	0,534	1,182
AC2	11	0,525	0,586	0,933	0,556	1,375
AC3	6	0,327	0,835	0,905	0,697	1,200
AC4	4	0,005*	0,660	0,977	0,419*	1,000*
AC5	7	0,446	0,512	0,885	0,617	1,000*
AC6	8	0,454	0,666	0,868	0,588	1,143
AC9	7	0,365	0,631	0,830*	0,532	1,167
AC10	9	0,646	0,571	0,846	0,606	1,286
GG1	7	0,385	0,476	0,860	0,707	1,167
GG2	10	0,563	0,319*	0,778	0,552*	1,250
GG3	11	0,287*	0,438	0,732	0,620	1,375
GG4	8	0,543	0,562	0,974	0,735	1,333
GG5	5	0,294	0,614	0,656*	0,674	1,667
GG6	11	0,555	0,446	0,811	0,558	1,375

GG7	10	0,538	0,485	0,884	0,607	1,429
GG8	10	0,383	0,417	0,911	0,563	1,429
GG9	11	0,654	0,634	0,908	0,563	1,222

Tabela 2: Relação entre a riqueza taxonômica e os índices de diversidade funcional, calculadas por meio do teste de Correlação de Pearson. O valor de r está representado em negrito, enquanto o valor de p está representado em itálico.

	S	FEve	FRic	FDiv	FSpe	FRed
S		<i>0,031161</i>	<i>0,005125</i>	<i>0,73052</i>	<i>0,54172</i>	<i>0,38843</i>
FEve	-0,52317		<i>0,27162</i>	<i>0,30514</i>	<i>0,71461</i>	<i>0,36941</i>
FRic	0,64559	-0,28268		<i>0,87591</i>	<i>0,3659</i>	<i>0,45293</i>
FDiv	0,090242	0,26439	0,04098		<i>0,38674</i>	<i>0,027581</i>
FSpe	-0,15917	0,095781	0,23405	-0,22432		<i>0,18314</i>
FRed	0,22354	-0,23239	0,19514	-0,53303	0,33901	

Figura 2: Boxplot dos índices de diversidade funcional para a sub-bacia do Alto Contas (AC) e Gongogi (GG). FEve: Uniformidade Funcional; FRic: Riqueza Funcional; FDiv: Divergência Funcional; FSpe: Especialização Funcional; FRed: Redundância Funcional.



Os modelos lineares generalizados foram construídos utilizando as variáveis locais (areia, cascalho/seixo, rápido, poção, cobertura de dossel, profundidade, temperatura, pH e oxigênio) e as variáveis regionais (área de captação, área urbana, agropecuária e precipitação anual), entretanto nem todas as variáveis selecionadas foram significativas nos modelos que indicavam o menor AIC, como as variáveis cobertura de dossel, rápido e as interações entre cascalho/seixo e pH, cobertura de dossel e oxigênio e cobertura de dossel e pH que não demonstraram efeitos significativos nos índices de diversidade funcional (Tabela 3).

As variáveis locais tiveram efeitos significativos para FRic (Tabela 3), sendo que houve efeito negativo da areia, oxigênio e a interação entre profundidade e pH, seguida das variáveis com efeito positivo, cascalho/seixo, profundidade e as interações entre profundidade e oxigênio e entre areia e profundidade. Os índices FSpe, FEve, FDiv e FRed tiveram efeitos das variáveis locais e regionais de forma isolada (Tabela 3). Contudo, os modelos conjuntos das variáveis locais e regionais indicaram um maior peso da variação local para a uniformidade funcional, em que as variáveis significativas foram areia (positiva), pH (negativo) e temperatura (negativa). Ao contrário da FEve, a divergência funcional sofreu um maior efeito da variação regional, sendo afetada negativamente pela agropecuária. A especialização funcional foi afetada tanto pelas variáveis locais, (profundidade e temperatura) quanto regionais (agropecuária), sendo essa última menos significativa ($p = 0,05$) se comparada as demais ($p = 0,04$ e $0,006$, respectivamente). Já a redundância funcional não foi significativamente afetada por nenhuma das variáveis, sejam elas locais ou regionais.

Tabela 3: Modelos para as variáveis locais e regionais selecionados de acordo com o AIC. As variáveis apresentadas são as que foram significativas nos modelos que tiveram menor AIC. Os índices em que os valores de AIC estão ausentes, foram prevalentes os modelos nulos. Índices que apresentam valor de AIC, considerando as variáveis locais e regionais, iguais ao valor em que foram consideradas apenas as variáveis locais, indicam que as variáveis locais se sobressaíram sobre as regionais. Em destaque estão as variáveis que foram significativas (<0,05) nos modelos lineares generalizados.

	Índices	FRic	FEve	FDiv	FSpe	FRed
AIC	Locais	-45,33	-39,58	-33,22	-43,2	-11,79
	Regionais	-	-29,95	-34,31	-39,01	-11,44
	Locais + Regionais	-	-39,58	-34,57	-46,55	-13
Modelos	Intercepto	0,45 (<0,001)	0,55 (<0,001)	0,96 (<0,001)	0,51 (<0,001)	1,13 (<0,001)
	Areia	-0,11 (0,02)	0,04 (0,04)	-	-	-0,05 (0,17)
	Cascalho/Seixo	0,11 (0,01)	0,03 (0,11)	-	-	-
	Cobertura de Dossel	-0,02 (0,38)	-	-0,02 (0,21)	-	-
	Oxigênio	-0,12 (0,03)	0,03 (0,17)	-0,03 (0,12)	-	-
	pH	0,05 (0,23)	-0,05 (0,02)	-	-	-
	Profundidade	0,15 (0,002)	-	-	0,03 (0,04)	-
	Rápidos	-	-	-	-	0,08 (0,06)
	Temperatura	-	-0,07 (0,005)	-	-0,05 (0,006)	-
	Profundidade + Oxigênio	0,17 (0,02)	-	-	-	-
	Areia + Profundidade	0,10 (0,02)	-	-	-	-
	Cascalho/Seixo + pH	-0,08 (0,15)	-	-	-	-
	Cobertura de Dossel + Oxigênio	0,02 (0,68)	-	-	-	-
	Cobertura de Dossel + pH	0,07 (0,08)	-	-	-	-
	Profundidade + pH	-0,15 (0,03)	-	-	-	-
Agropecuária	-	-	-0,16 (0,03)	0,14 (0,05)	0,23 (0,09)	

Functional Richness of 'AC4' and 'GG9'

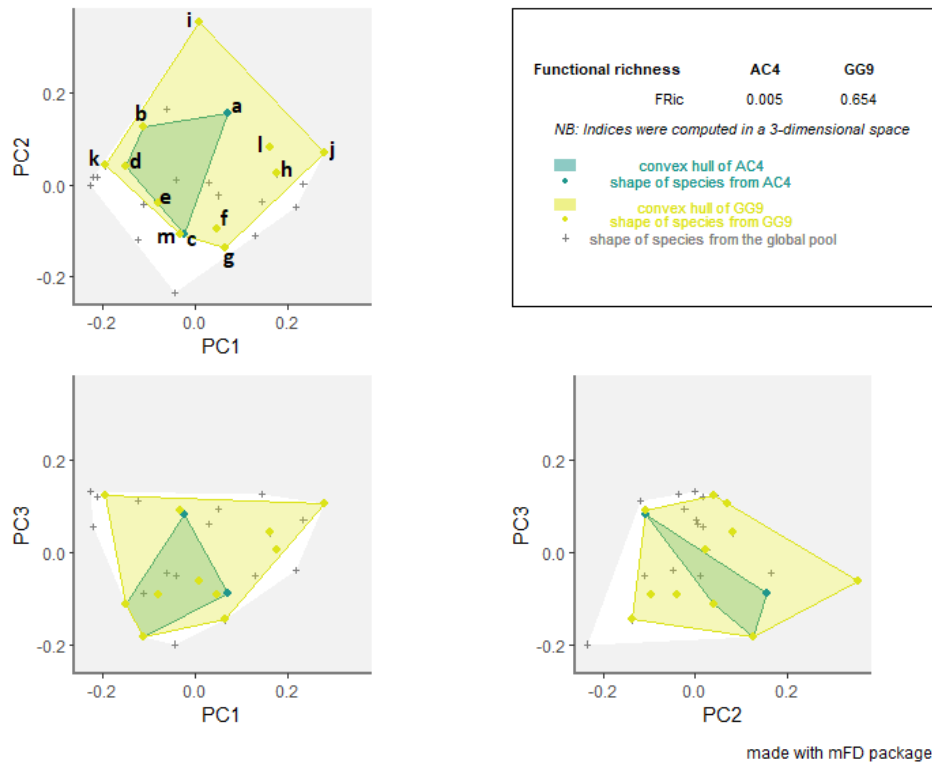


Figura 3: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. AC4 e GG9, representam o menor e maior valor de FRic, respectivamente, de todos os pontos amostrados. O polígono em branco representa o volume funcional ocupado pelo pool global de espécies. a) *Astyanax lacustris*, b) *Hoplias malabaricus*, c) *Parotocinclus jimi*, d) *Rhamdia gr. quelen*, e) *Cetopsorhamdia* sp., f) *Characidium* sp.1, g) *Characidium* sp.2, h) *Deuterodon burgerai*, i) *Geophagus* spp., j) *Hemigrammus marginatus*, k) *Hypostomus* sp1, l) *Psalidodon fasciatus* e m) *Parotocinclus cristatus*.

Functional Evenness of 'GG2' and 'AC3'

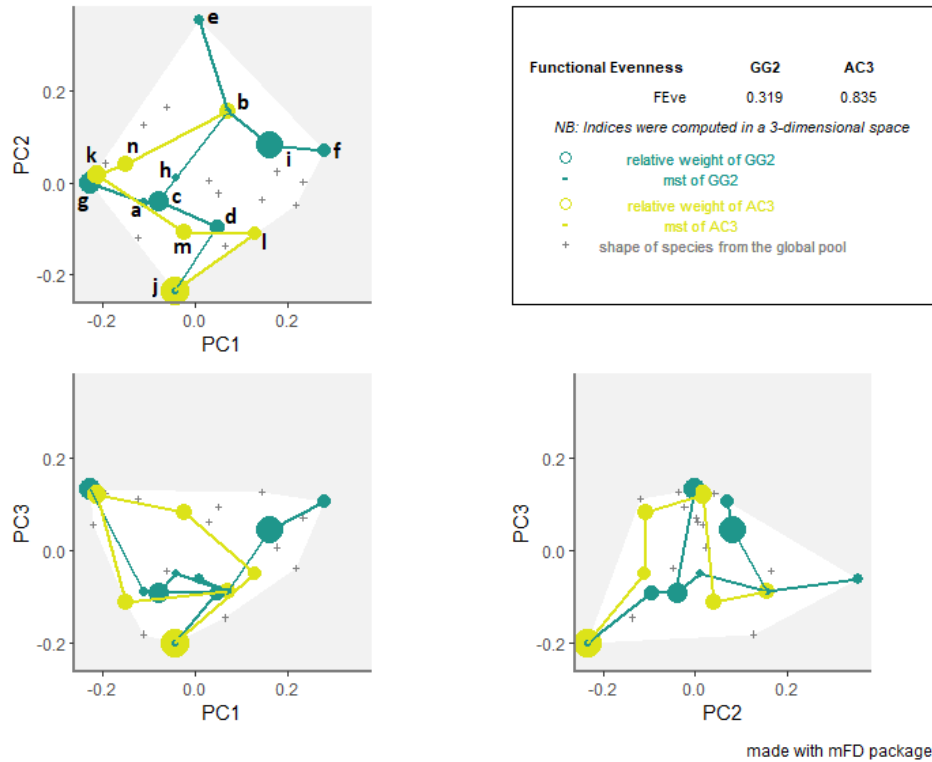


Figura 4: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. GG2 (Gongogi) e AC3 (Alto Contas), representam o menor e maior valor de FEve, respectivamente, de todos os pontos amostrados. a) *Apareiodon itapicuruensis*, b) *Astyanax lacustris*, c) *Cetopsorhamdia* sp, d) *Characidium* sp1, e) *Geophagus* spp., f) *Hemigrammus marginatus*, g) *Hypostomus* sp.2, h) *Leporinus bahiensis*, i) *Psalidodon fasciatus*, j) *Trichomycterus tete*, k) *Hypostomus* sp.3, l) *Poecilia reticulata*, m) *Parotocinclus jimi* e n) *Rhamdia* gr. *quelen*.

Functional Divergence of 'GG5' and 'AC4'

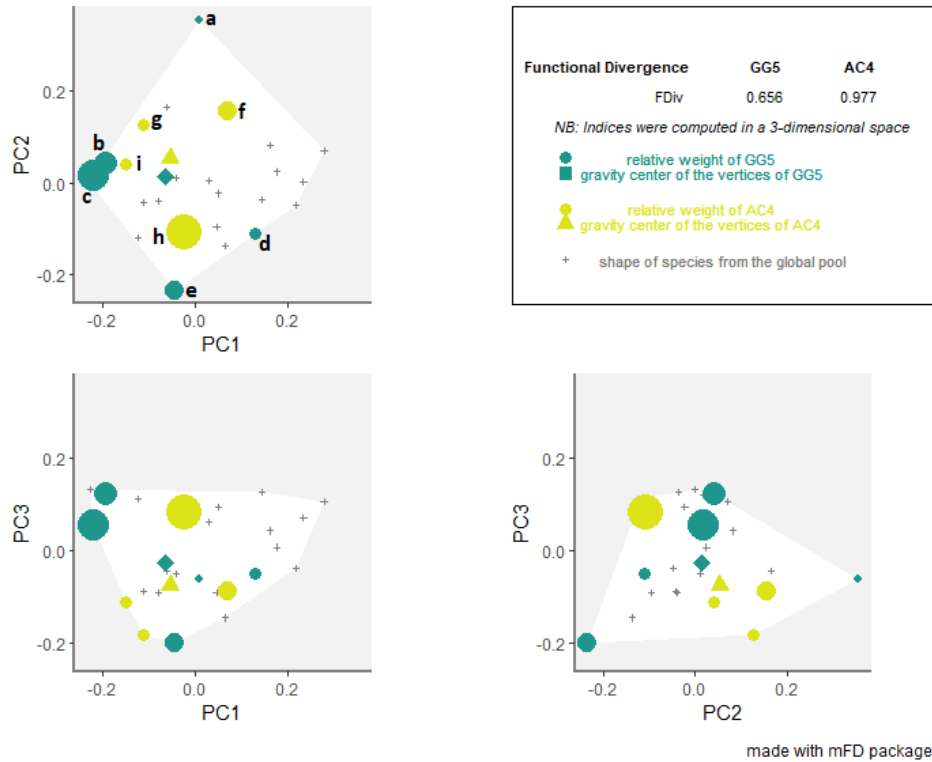


Figura 5: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. GG5 (Gongogi) e AC4 (Alto Contas), representam o menor e maior valor de FDiv, respectivamente, de todos os pontos amostrados. a) *Geophagus* spp., b) *Hypostomus* sp.1, c) *Pareiorhaphis* sp.2, d) *Poecilia reticulata*, e) *Trichomycterus tete*, f) *Astyanax lacustris*, g) *Hoplias malabaricus*, h) *Parotocinclus jimi* e i) *Rhamdia gr. quelen*.

Functional Specialization of 'AC4' and 'GG4'

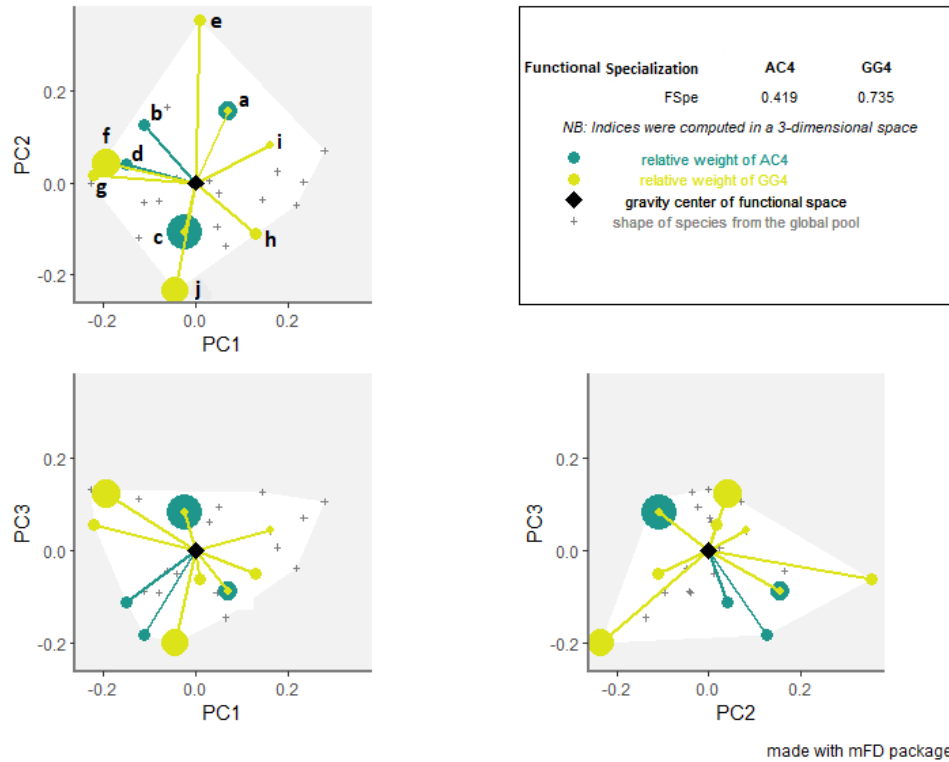


Figura 6: Espaço multidimensional dos atributos funcionais representados pelos três primeiros eixos da PCoA. AC4 (Alto Contas) e GG4 (Gongogi), representam o menor e maior valor de FSpe. a) *Astyanax lacustris*, b) *Hoplias malabaricus*, c) *Parotocinclus jimi*, d) *Rhamdia gr. quelen*, e) *Geophagus* spp., f) *Hypostomus* sp.1, g) *Pareiorhaphis* sp.2, h) *Poecilia reticulata*, i) *Psalidodon fasciatus* e j) *Trichomycterus tete*.

DISCUSSÃO

Diversidade funcional das comunidades ícticas

Os resultados obtidos nesse estudo nos oferecem uma perspectiva valiosa da diversidade funcional das assembleias de peixes de riachos. Constatamos que a diversidade funcional das assembleias de peixes dos riachos da bacia do rio de Contas foi representada de formas distintas pelos índices funcionais. De forma geral, não verificamos diferenças significativas entre as sub-bacias para a diversidade funcional, no entanto, houve distinções expressivas entre os riachos amostrados. Os maiores valores de FRic encontrados dentre os riachos indicaram que as espécies presentes possuem uma grande diversidade de características funcionais. Os riachos que apresentaram maior riqueza funcional, foram representados pelas ordens Characiformes, Cyprinodontiformes, Cichliformes e Siluriformes.

A ordem Siluriformes contribui significativamente para o aumento da riqueza funcional, pela forma diferenciada de como ocupam o ambiente e utilizam os recursos alimentares, explorando ambientes de corredeiras e ocupando os espaços entre pequenas rochas, especialmente em relação às espécies pertencentes à família Loricariidae. Vale ressaltar que apesar dos Siluriformes contribuírem positivamente com a riqueza funcional das assembleias, foi relevante a ocorrência de representantes de outras ordens, como os Characiformes, o que contribuiu para o aumento da divergência de características funcionais, representadas principalmente pela morfologia. Por exemplo, a presença singular de loricarídeos em uma assembleia de peixes, iria resultar em uma assembleia altamente redundante funcionalmente, devido ao padrão de características funcionais que as espécies dessa família compartilham entre si.

Os nossos resultados corroboram, em parte, com a percepção de que o índice de riqueza funcional está positivamente correlacionado com a riqueza taxonômica de espécies (Bower *et al.* 2022). No entanto, é importante salientar que a relação observada sofre forte influência do resultado obtido para o riacho AC4, onde registramos apenas quatro espécies e o valor de FRic foi muito inferior ao obtido para os demais riachos. Tal percepção é corroborada quando excluímos esse ponto da análise de correlação entre riqueza funcional e taxonômica, quando observamos que a correlação deixa de ser significativa.

Assim, como observado em estudos anteriores o índice de riqueza funcional se mostra insuficiente no sentido de possibilitar o melhor entendimento da organização funcional das comunidades ícticas, sendo fundamental o uso de métricas complementares e uma investigação cuidadosa acerca das características dos componentes das comunidades avaliadas (Stuart-Smith *et al.* 2013; Lamothe *et al.* 2017; Teresa *et al.* 2021). Por exemplo, o riacho GG3 exibiu o

resultado inverso ao observado para os demais, o qual, mesmo abrigoando 11 espécies, exibiu um dos menores valores de riqueza funcional. Tal resultado só passa a ter sentido quando observamos os resultados dos demais índices considerados e da composição taxonômica local. Das 11 espécies registradas nove pertencem à ordem Characiformes, sendo que seus representantes exibem morfologia relativamente similar (corpo fusiforme, e geralmente mais alto do que largo, olhos posicionais na porção mediana da cabeça, boca terminal ou sub-terminal, nadadeira adiposa pouco desenvolvida quando presente, entre outros). Ademais, cabe salientar que as outras duas espécies (*Geophagus* spp. e *Poecilia reticulata*), não divergem muito do padrão morfológico de Characiformes, pelo menos em relação à Siluriformes, Gymnotiformes e Synbranchiformes. Deste modo, os traços funcionais traduzidos pela morfologia, mesmo que obtido para um número elevado de espécies, pouco contribuíram para o cálculo da riqueza funcional, e que refletiu nos altos valores de redundância funcional.

A uniformidade funcional examina o grau de eficácia do uso dos recursos disponíveis em um determinado nicho ecológico (Mason *et al.* 2005). Sobre isto, em alguns riachos nós vemos uma maior distribuição das espécies e de suas respectivas características funcionais, ou seja, há uma menor sobreposição de nichos que poderia implicar em um efeito mais forte de exclusão competitiva dentro da comunidade (Perronne *et al.* 2017; Mammola *et al.* 2021; Nascimento *et al.* 2022). A baixa uniformidade funcional presente em alguns riachos pode ser atribuída a maior abundância de algumas espécies, que pode promover a dominância de características funcionais específicas na comunidade (Borthagaray *et al.* 2020).

Os riachos que apresentam baixa uniformidade funcional indicam que há uma sobreposição de características funcionais, ou seja, as espécies em sua maioria estão ocupando nichos similares. Observamos que em alguns riachos houve a ocorrência de espécies que compartilharam o mesmo uso do habitat como *Apareiodon itapicuruensis*, *Cetopsorhamdia* sp., e *Leporinus bahiensis*. As características funcionais dessas espécies, como a morfologia corporal permitem que estas nadem tanto próximo da superfície como até o fundo de rios e riachos, explorando recursos alimentares que vão desde a plantas e insetos até detritos e larvas de insetos aquáticos, sendo classificados, portanto, como nectobentônicas (Casatti & Castro 2006).

Vemos que a abundância das espécies é um fator importante que influencia a uniformidade funcional das comunidades, contudo alguns estudos apontam que a riqueza de espécies também está correlacionada a esse índice funcional (Borthagaray *et al.* 2020; Scherer *et al.* 2023). Nossos resultados corroboram com alguns achados desses estudos, por exemplo, os menores valores de uniformidade funcional dentre os riachos foram atribuídos a assembleias que exibiam uma maior riqueza de espécies, ou seja, as assembleias com baixa distribuição

funcional e alta riqueza taxonômica são formadas principalmente por espécies funcionalmente similares. Registramos diferenças entre a uniformidade funcional das sub-bacias, sendo que a sub-bacia do Alto Contas exibiu maior uniformidade funcional. Sobre este aspecto, é importante destacar que, conforme demonstrado por Silva (2015), a riqueza de espécies regional da sub-bacia do Alto Contas é menor do que a observada para a sub-bacia do rio Gongogi, 29 e 35 espécies, respectivamente. Assim como no estudo conduzido por Rodrigues-Filho e colaboradores (2017) foi constatado que riachos com maior diversidade de espécies apresentaram assembleias de peixes que ocuparam o espaço funcional de forma desigual por espécies funcionalmente semelhantes. Por outro lado, em nosso estudo alguns pontos que possuíam alta uniformidade funcional apresentavam baixa riqueza de espécies e baixa riqueza funcional. Isso pode estar relacionado ao fato de que as comunidades que possuem baixos valores de riqueza funcional apresentam uma restrição no espaço funcional, resultando em ganhos na uniformidade funcional, o que pode ser considerado um efeito secundário, mas que também afeta a distribuição dos atributos funcionais (Hitt & Chambers 2014).

A divergência funcional das duas sub-bacias foram relativamente altas. Os riachos que apresentaram menor divergência funcional foram representados por espécies que compartilhavam características funcionais similares, como o uso do habitat. Por exemplo, em alguns riachos as espécies mais abundantes compartilhavam o hábito bentônico, em outros, as espécies compartilhavam o hábito nectobentônico. Em alguns riachos, a abundância de espécies do gênero *Hypostomus* e *Pareiorhaphis* que apresentam tratos funcionais similares como a dieta detritívora, o hábito bentônico e o tamanho do corpo, além das características ecomorfológicas (Casatti & Castro 2006; Dias & Fialho 2011; Villares-Junior *et al.* 2016; Caetano *et al.* 2021), resultaram em uma convergência de características funcionais e provavelmente no uso desigual dos recursos disponíveis no ambiente.

Em contraponto, os riachos que exibiram maior divergência funcional foram representados por espécies que de fato apresentam características funcionais distintas. Uma comunidade que possui uma alta divergência funcional apresenta um uso mais eficiente dos recursos, que tem como resultado um melhor funcionamento do ecossistema (Mason *et al.* 2005). Além disso, os padrões de divergência dos atributos encontrados em alguns riachos revelam que as variações dentre as espécies presentes na assembleia possibilitam a coexistência e a partilha de recursos. Diversos estudos sobre partilha de recursos incluem grupos de espécies filogeneticamente similares, e, portanto, morfológicamente muito próximas, e buscam compreender as relações de guildas ou grupos taxonômicos próximos (Abilhôa *et al.* 2016; Esteves *et al.* 2021).

No que diz respeito a especialização funcional, alguns riachos que apresentaram menores valores de FSpe, indicaram que as espécies generalistas foram mais representativas do que espécies especialistas dentro da assembleia (Rodrigues-Filho *et al.* 2018). Em parte, assembleias que apresentaram maior especialização funcional foram representadas por espécies que são amplamente conhecidas como espécies especialistas, como *Hypostomus* sp.1, *Pareiorhaphis* sp.2 e *Trichomycterus tete*. Espécies do gênero *Hypostomus* e *Pareiorhaphis* são frequentemente encontradas em corredeiras e em meio a rochas presentes em riachos, sendo, portanto, especializadas ao ambiente de fundo e a uma dieta detritívora (Manna *et al.* 2020; Souza *et al.* 2020). A maior abundância de *Trichomycterus tete* foi registrada em riachos de maior altitude, com substratos mais grosseiros, compostos principalmente por cascalho e matacão e ambientes de corredeira (Silva 2015), o que possivelmente está relacionado a um maior grau de especialização dessa espécie. Assembleias com maior especialização funcional como as encontradas em nosso estudo podem indicar uma maior sobreposição de nicho entre as espécies, já que as mesmas ocupam ambientes e utilizam recursos similares.

Os riachos que abrigavam assembleias com menor especialização funcional, foram predominantes as espécies consideradas generalistas como *Astyanax lacustris* e *Psalidodon gr. fasciatus*. *Astyanax lacustris* é uma espécie que ocupa a coluna d'água, apresentando uma alta plasticidade reprodutiva e hábito alimentar generalista (Orsi 2017, Vidotto-Magnoni *et al.* 2021), assim como *P. fasciatus* que consome itens de diferentes origens, exibindo uma dieta onívora (Souza *et al.* 2020). Apesar de não ser um motivo evidente em nosso estudo, a diminuição da especialização funcional em comunidades também pode ser resultado da perda de espécies raras, que pode representar a perda de funções insubstituíveis através da erradicação de espécies altamente especializadas na utilização de recursos específicos, além de uma redução na diversidade de nichos ecológicos (Leitão *et al.* 2016).

Com relação a redundância funcional das assembleias, os riachos com menor redundância funcional, foram representados por espécies que possuíam menor sobreposição das características funcionais. A menor redundância funcional em alguns riachos foi atribuída a diversificação dos grupos funcionais, por exemplo, houve representantes em três categorias distintas quanto a posição na coluna d'água (nectônico, nectobentônico e bentônico), além da diversidade em relação aos grupos tróficos (insetívoro, invertívoro, piscívoro, onívoro e detritívoro), resultando no uso mais equitativo dos recursos.

Os riachos com maior redundância funcional indicaram que as espécies ali presentes compartilham entre si as mesmas características funcionais. Por exemplo, o riacho que exibiu maior redundância funcional (GG5) foi representado por uma assembleia que apresentou três grupos funcionais distintos, sendo que o primeiro foi caracterizado, pela presença de *Poecilia*

reticulata e *Trichomycterus tete* em que ambas apresentam um hábito insetívoro e nectobentônico (Casatti & Castro 2006; Souza *et al.* 2020). O segundo grupo funcional foi definido pelo hábito detritívoro e bentônico sendo representado por *Hypostomus* sp.1 e *Pareiorhaphis* sp.2 (Manna *et al.* 2020; Souza *et al.* 2022). Dentre esses grupos funcionais as espécies exercem funções semelhantes dentro da assembleia favorecendo a sobreposição de nichos. Já no terceiro grupo funcional não houve sobreposição porque foi ocupado por apenas uma espécie (*Geophagus* spp.).

Efeito das variáveis abióticas na diversidade funcional

Nosso estudo examinou a diversidade funcional de peixes em riachos nas sub-bacias do Alto Contas e do Gongogi e verificou que de fato as assembleias de peixes são influenciadas por uma interação complexa de fatores locais e regionais. As variações locais tiveram um maior efeito na diversidade funcional, como já foi previsto em estudos anteriores (Terra *et al.* 2016; Benone *et al.*, 2020). A riqueza funcional respondeu significativamente aos efeitos da composição do substrato (areia e cascalho/seixo), sendo possível notar padrões de menor proporção de areia e maior proporção de cascalho e seixo, em assembleias que apresentavam os maiores valores de riqueza funcional das sub-bacias. Riachos que apresentam substratos compostos principalmente por areia, representam uma redução na complexidade do fundo, o que torna o habitat mais homogêneo, diminuindo a diversidade do habitat, conseqüentemente afetando de forma negativa a riqueza funcional (Casatti *et al.* 2006; Leitão *et al.* 2018).

O oxigênio dissolvido na água, assim como outras características limnológicas de rios e riachos, podem ser importantes mediadores da ocorrência de algumas espécies em determinados ambientes, devido a tolerância fisiológica apresentada por cada espécie (Allan & Castillo 2007; Teresa & Casatti 2012; Ferreira *et al.* 2014), exercendo também influência na riqueza funcional de comunidades de peixes. Casatti *et al.* (2006) destacaram que a diminuição da oxigenação decorrente de alterações no ambiente limita o uso deste por espécies que não apresentam estratégias comportamentais e fisiológicas capazes de suportar essas mudanças. Todavia, a riqueza funcional foi afetada inversamente pela concentração de oxigênio dissolvido na água, ou seja, os menores valores de FRic forem registrados nos trechos com maior oxigenação.

Esse contraponto ao disposto na literatura provavelmente está relacionado ao fato de que os menores valores de concentração de oxigênio dissolvido na água observados no nosso estudo não representavam uma condição hipóxica, os quais exibiram, em média, valores superiores à 5,5 mg/L, ressalvas ao ponto AC1 que exibiu [O₂] = 2,7 mg/L. Embora este riacho tenha se mantido perene durante todo o estudo, o mesmo sofreu efeito significativo de trechos

temporários à montante (A.T. Silva, comunicação pessoal), apresentando baixa vazão no período de seca, favorecendo o acúmulo de matéria orgânica e consumo de oxigênio pela microbiota. No entanto, no período de maior precipitação (novembro de 2012) apresentou maior vazão e maior oxigenação, propiciando a ocorrência de espécies com características funcionais distintas, o que resultou em um valor de riqueza funcional intermediária. Para este ponto, bem como para pontos com características similares, seria interessante a condução de estudos futuros para avaliar a variação sazonal das características abióticas e seu efeito sobre a composição de espécies e, consequentemente, os traços funcionais.

Talvez a melhor forma de interpretar o efeito do oxigênio sobre a riqueza funcional seja à luz do efeito significativo da interação entre o oxigênio e a profundidade. Parte dos riachos com menor profundidade média, que estavam associados a corredeiras, apresentaram maiores taxas de oxigênio dissolvido na água. Já os riachos com maior profundidade exibiram trechos representados principalmente por rápidos com valores baixos à intermediários quanto à concentração de oxigênio. Em ambas as situações não foram registrados maiores valores para FRic, as quais foram registradas nos locais com profundidade intermediária. Nestes foi observado que nenhum dos mesohabitats foi preponderante, o que pode ser interpretado como maior heterogeneidade estrutural. Pessoa *et al.* (2021) pontuaram que a variedade de mesohabitats na comunidade pode explicar indiretamente os altos índices de riqueza funcional, tomando como exemplo, o fato de que os ambientes de corredeiras são ocupados principalmente por espécies de corpo deprimido dorsoventralmente e pedúnculo caudal bem desenvolvido, enquanto os poções são habitados por espécies de corpo comprimido lateralmente.

A profundidade dos riachos foi um fator local que afetou significativamente a riqueza e especialização funcional das assembleias de peixes. Em nosso estudo, riachos com medidas de profundidade acima da média foram caracterizados por assembleias de peixes que exibiram maior especialização funcional e valores de riqueza funcional relativamente altos, enquanto os riachos com medidas de profundidade abaixo da média foram representados por assembleias com menor especialização e riqueza funcional. Rodrigues-Filho e colaboradores (2017), encontraram resultados similares no que diz respeito a riqueza funcional em riachos de cabeceira. Os autores constataram que as dimensões do canal como a largura e profundidade foram uma das principais condições que influenciaram as características funcionais das espécies. Houve um aumento na população de insetívoros aquáticos em riachos mais profundos, seguido da diminuição das demais guildas tróficas, destacando a relevância dos filtros ambientais no hábito alimentar das espécies (Rodrigues-Filho *et al.* 2017). Em nosso estudo os riachos que apresentaram os maiores valores de riqueza funcional foram caracterizados com profundidade intermediária e elevada diversidade de mesohabitats, como apontado acima.

Essas características propiciaram a representatividade de diferentes guildas tróficas, como invertívoros, insetívoros, onívoros, piscívoros e detritívoros, contribuindo com o aumento da riqueza funcional das assembleias.

Apesar da riqueza funcional não ter respondido aos efeitos significativos do pH isoladamente, a interação entre profundidade e pH exibiu efeitos significativos. De forma isolada, o pH afetou negativamente a uniformidade funcional, em que riachos que exibiram pH mais ácido estavam associados a maior uniformidade funcional das comunidades. Algumas assembleias que apresentaram menores valores de riqueza funcional estavam relacionadas a riachos menos profundos e que exibiam pH que variava entre neutro e ácido. Outros estudos demonstraram anteriormente que o pH exercia influência significativa na diversidade funcional de comunidades ícticas, de modo que riachos que tinham maiores valores de acidez promoviam uma redução da riqueza funcional (Carvalho & Tejerina-Garro 2015; Rodrigues-filho *et al.* 2017), o mesmo resultado foi observado também quando analisada a riqueza taxonômica de comunidades aquáticas (Dangles 2004).

A composição do substrato, também foi um fator de efeito significativo na uniformidade funcional. A presença de areia no substrato apresentou relação significativa afetando positivamente a uniformidade funcional das assembleias de peixes, assim como no estudo conduzido por Rodrigues-Filho e colaboradores (2017), em que a uniformidade funcional foi afetada pelo substrato composto por cascalho/seixo de forma negativa e positivamente pela areia. Não obstante, a relação entre presença de areia e maiores valores de FEve não mostrou-se tão óbvia. De fato, os riachos que exibiram maior uniformidade funcional foram aqueles que tiveram a areia compondo o substrato, porém em conjunto com os demais tipos de substrato (cascalho, seixo e matacão). Nestes, foi observado que os peixes estavam distribuídos entre espécies distintas funcionalmente, ou seja, houve uma variedade em características morfológicas, uso do habitat e dieta, o que provavelmente proporcionou o uso mais equitativo dos recursos disponíveis no ambiente.

Os riachos com predomínio de areia não exibiram valores muito elevados de FEve. Sobre isto cabe resgatar o estudo conduzido por Cruz e colaboradores (2013), o quais constataram que riachos com substrato composto predominantemente por areia, são frequentemente associados a espécies de hábito nectônico e nectobentônico. Ainda, Casatti e colaboradores (2006) destacaram que a composição do substrato, caracterizada principalmente por areia afeta principalmente espécies de hábito bentônico que exigem uma maior complexidade de fundo, promovendo a dominância de espécies mais generalistas que se adaptam em ambientes mais homogêneos. De fato, nossos resultados corroboram com as percepções acima mencionadas, uma vez que riachos com maior proporção de areia e com baixa

diferenciação no substrato foram compostos por espécies com características funcionais similares principalmente quando relacionadas ao hábito nectônico e nectobentônico. Assim algumas dessas espécies encontravam-se agrupadas no espaço funcional, ocupando os mesmos nichos seja em relação a alimentação ou ao uso do habitat, resultando em uma assembleia com menor distribuição funcional.

No entanto, devemos lembrar que as análises indicaram que os menores valores de FEve foram registrados nos riachos com menor proporção de areia no substrato, o que contrapõe os argumentos supracitados. Sobre isso é importante resgatar que a discussão acima apresentada se restringiu aos riachos que exibiram valores relativamente intermediários a alto para uniformidade funcional. A relação positiva entre areia e FEve se torna mais fácil de ser compreendido ao olharmos para o sentido oposto, em que nos pontos com menor proporção de areia no substrato e presença marcante de cascalhos, seixos e matacões foram verificados baixos valores de FEve. Nestes locais, predominaram em abundância espécies que ocupavam um local específico de todo o espaço funcional, evidenciado por espécies com hábitos bentônico e detritívoros/iliófagos, em destaque os loricarídeos. Nesse sentido, esses achados reforçam a percepção sobre a importância da heterogeneidade ambiental nos riachos para a manutenção do uso equitativo do espaço funcional pelos componentes das comunidades ícticas, conforme também destacado por Pereira *et al.* (2020) e Pessoa *et al.* (2021).

Ainda sobre a uniformidade funcional, alguns trabalhos (Hillebrand *et al.* 2008; Terra *et al.*, 2016; Leitão *et al.* 2018; Colin *et al.* 2018) destacam que a redução na uniformidade funcional nas assembleias de peixes, como consequência dos distúrbios no habitat, pode aumentar a susceptibilidade a invasão de espécies não-nativas, já que há uma disposição de nichos não ocupados pelas espécies nativas. Algumas espécies exóticas são mais tolerantes e conseguem se estabelecer com mais facilidade em ambientes alterados (Lomnický *et al.* 2007), como a *Poecilia reticulata* (Casatti *et al.* 2006). Nós observamos que esta espécie apresentou maior abundância em alguns riachos amostrados (AC1 e GG8), os quais exibiram baixos valores de FEve. No entanto os nossos dados não são robustos o suficiente para testar o efeito do potencial de invasão por esta espécie em decorrência da diminuição da FEve resultante de alterações antrópicas pretéritas.

A especialização e uniformidade funcional obtiveram efeitos expressivos da temperatura, sendo que menores temperaturas foram associadas a maiores valores de FSpe e FEve, dentre os riachos amostrados. Geralmente, riachos localizados em altitudes elevadas apresentam baixas temperaturas, além de serem caracterizados com fundos rochosos, águas rasas e rápidas (Terra *et al.* 2016), que favorecem a ocorrência e dominância de espécies mais especialistas como os cascudos (*Hypostomus* sp.3 e *Trichomycterus tete*).

Os efeitos da temperatura na especialização e uniformidade funcional, demonstra a importância de estudos mais aprofundados sobre as implicações das alterações climáticas na diversidade funcional. Em experimento recente conduzido por Scherer e colaboradores (2023), verificou-se que há uma perda de diversidade funcional em comunidades de peixes de água doce quando há um aumento nos níveis de temperatura, que se reflete em perdas na riqueza funcional, seguida pela uniformidade e divergência funcional, além do aumento da distribuição de espécies de águas quentes, enquanto ocorre uma redução na distribuição das espécies de águas frias. O aumento da temperatura pode ocasionar na perda de características funcionais na comunidade, principalmente para espécies especializadas em ambientes com menores temperaturas. Em contraponto, a ocorrência e abundância de espécies que possuem alta plasticidade fenotípica, frente as mudanças que acontecem no ambiente, serão favorecidas resultando conseqüentemente em perdas na diversidade funcional.

A área ocupada pela agropecuária foi o único fator regional que afetou os índices de especialização e divergência funcional. Estudos verificaram relações significativas entre o uso da terra e a diversidade funcional (Leitão *et al.* 2018; Dala-Corte *et al.* 2019; Cetra *et al.* 2022). Embora não tenha sido constatado interações entre as variáveis regionais e locais em nosso estudo, as variações em escala regional podem ser mediadoras das alterações locais como a degradação física dos riachos pelo estabelecimento de agroecossistemas, resultando em assembleias de peixes com espécies funcionalmente similares (Casatti *et al.* 2015), que pode ser, traduzida em uma menor divergência funcional nas comunidades. Alguns pontos amostrados aqui, apresentaram valores inferiores de divergência funcional e valores superiores de especialização funcional quando associados a maiores proporções do uso da terra pela agropecuária em seu entorno. Embora não tenhamos priorizado a avaliação do efeito antrópico sobre a diversidade funcional, não podíamos ignorar a presença de áreas alteradas por ação antrópica na caracterização da paisagem (mapas de uso do solo). Nesse sentido, reconhecemos que os resultados obtidos no presente estudo denunciam apenas uma tendência acerca do efeito negativo da agropecuária sobre algumas dimensões da diversidade funcional. Para uma averiguação mais robusta de tal efeito, seria necessário um delineamento focado em representar o gradiente de alteração antrópica pela substituição de áreas naturais para áreas modificadas, em especial, para a agropecuária.

Diferente dos outros índices, a redundância funcional não foi afetada por nenhuma das variáveis contempladas nesse estudo. A redundância funcional apesar de não ser afetada pelas características locais e regionais consideradas aqui, pode estar associada a fatores bióticos que não estão relacionados com as variáveis ambientais (Terra *et al.* 2016), já que as interações entre as diferentes espécies e as adaptações morfológicas e fisiológicas às condições locais

também são fatores importantes que mediam a ocorrência das espécies em determinado ambiente (Mazzoni *et al.* 2006).

De forma geral, os resultados obtidos até aqui corroboram com as hipóteses e previsões inicialmente propostas. De fato, alguns traços funcionais são mais comuns para algumas espécies sob certos filtros ambientais (McGill *et al.* 2006), o que ficou evidente em nosso estudo, já que as variáveis locais ainda possuem um maior efeito na diversidade funcional, ficando à frente das variáveis regionais. Em contraste, a semelhança limitante entre as espécies ocorre quando interações bióticas impelem aos organismos dividirem recursos a fim de evitar a exclusão competitiva (divergência dos atributos) (Kirk *et al.* 2022). Nessa perspectiva, podemos afirmar que as forças seletivas do habitat em menor escala podem atuar como filtros ambientais diretos exercendo influência sobre a diversidade funcional das comunidades (Poff, 1997; Pease *et al.*, 2012). Ademais, assim como as características locais do habitat, os fatores regionais também atuam mediando as interações bióticas, e podem limitar o estabelecimento de espécies em determinados ambientes (Hoeinghaus *et al.* 2007). Uma das principais consequências das alterações locais e regionais é homogeneização do habitat favorecendo a ocorrência de espécies mais similares funcionalmente e reduzindo a diversidade funcional de assembleias de peixes.

Assim, nossos resultados até aqui evidenciam a importância do uso de diferentes índices de diversidade funcional, para mensurar os diversos processos ecológicos que ocorrem em comunidades, sendo, portanto, complementar a diversidade taxonômica, trazendo um panorama mais amplo das interações biológicas em assembleias de peixes de riachos.

Por fim, nosso estudo destaca a importância de entender a diversidade funcional das assembleias de peixes em ambientes de riachos considerando os fatores em diferentes escalas e ressalta a complexidade das interações entre as características funcionais dos organismos e os fatores ambientais. Além disso, fica evidente a necessidade de estudos que considerem também os fatores bióticos para uma resposta mais completa acerca da diversidade funcional de comunidades ícticas. Apesar dos esforços, a maior parte dos estudos de diversidade funcional da ictiofauna de riachos selecionam traços funcionais baseados na dieta, ecomorfologia e uso do habitat (e.g. Teresa *et al.* 2015; Terra *et al.* 2016; Leitão *et al.* 2018; Benone *et al.* 2020; Cetra *et al.* 2022; Silva *et al.* 2022) , enquanto que estudos nessa mesma temática incluindo características reprodutivas são ínfimas (Caramaschi & Brito 2021). Essas lacunas foram refletidas em nosso estudo, uma vez que não foi possível a inclusão de traços funcionais a partir dos caracteres reprodutivos, pelo fato de existirem essas informações para poucas espécies. Nesse sentido, reforçamos a necessidade de pesquisas com foco na biologia dos peixes de riachos, principalmente acerca dos aspectos da história de vida desses animais, para que seja

possível análises mais refinadas acerca da estrutura e diversidade funcional de assembleias de peixes de riachos. Ademais, destacamos também a necessidade contínua de pesquisa e monitoramento a fim de mitigar os efeitos da crescente perda da biodiversidade e para a criação de estratégias de conservação de ecossistemas aquáticos.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001. As coletas foram financiadas pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Processo no.: 2012/05850-0).

REFERÊNCIAS

- Abell R, Thieme MI, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, et al. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience*. 2008; 58(5):403–414. <https://doi.org/10.1641/B580507>
- Abilhôa V, Valduga MO, Frehse FA, Goulart E, Vitule JRS. Use of food resources and resource partitioning among five syntopic species of *Hypostomus* (Teleostei: Loricariidae) in a Atlantic Forest river in southern Brazil. *Zoologia*. 2016; 33(6): e20160062. <https://doi.org/10.1590/S1984-4689zool-20160062>
- Albert JS, Tagliacollo VA, Dagosta F. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. *Annu Rev Ecol Evol Syst*. 2020; 5:127–153. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032>
- Allan JD, Castillo MM. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Dordrecht: Springer; 2007.
- Arantes CC, Winemiller KO, Petrere M, Castello L, Hess LL, Freitas CEC. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *J Appl Ecol*. 2018; 55(1):386–395. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12967>
- Begon M, Townsend CR, Harper, JL. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing; 2006.
- Bello F, Lavorel S, Díaz S, Harrington R, Cornelissen JHC, Bardgett RD, et al. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodivers Conserv*. 2010; 19(10):2873–2893. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9>
- Benone NL, Leal CG, Santos LL, Mendes TP, Heino J, Montag LFA. Unravelling patterns of taxonomic and functional diversity of Amazon stream fish. *Aquat Sci*. 2020; 82(75):1–11. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00749-5>
- Borthagaray, AI, Teixeira-de Mello, F, Tesitore, G, Ortiz E, Illarze M, Pinelli V, et al. Community isolation drives lower fish biomass and species richness, but higher functional evenness, in a river metacommunity. *Freshw Biol*. 2020; 00:1-15. <https://doi.org/10.1111/fwb.13603>
- Bower LM, Stoczynski L, Peoples BK, Patrick CJ, Brown BL. Multiple dimensions of functional diversity affect stream fish taxonomic β -diversity. *Freshw Biol*. 2022; 1–15. <https://doi.org/10.1111/fwb.14036>
- Caetano V, Camana M, Dala-Corte RB, Melo AS. Scale-sensitive stream slope drives nested

- fish trait-based diversity. *Aquat Ecol.* 2021; 55, 1051–1063. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09881-2>
- Caramaschi ÉP, Brito MFG. Reprodução de peixes de riacho: estado da arte, métodos e perspectivas. *Oecol Aust.* 2021; 25(2):323–343. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.07>
- Carvalho RA, Tejerina-Garro FL. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? *Ecol Freshw Fish.* 2015; 24(2):317–328. <https://doi.org/10.1111/eff.12152>
- Casatti L, Castro RMC. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 2006; 4(2): 203–214. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>
- Casatti L, Langeani F, Silva AM, Castro RMC. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Braz J Biol.* 2006; 66(2B): 681–696. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>
- Casatti L, Teresa FB, Zeni JO, Ribeiro MD, Brejão GL, Ceneviva-Bastos M. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environ Manage.* 2015; 55(6):1300–1314. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>
- Cavender-Bares J, Kozac KH, Fine PVA, Kembel SW. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecol Letters.* 12: 693–715.
- Cetra M, Garibaldi LA, Teresa FB, Peressin A, Cruz BB, Mello BJB, et al. Taxonomic and functional diversity patterns of stream fish assemblages from Brazilian Atlantic Rain Forest. *Fish Manag Ecol.* 2022; 29:911–920. <https://doi.org/10.1111/fme.12592>
- Clavel J, Poulet N, Porcher E, Blanchet S, Grenouillet G, Pavoine S, Biton A, et al. A new freshwater biodiversity indicator based on fish community assemblages. *PLoS One.* 2013; 8(11):1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080968>
- Colzani E, Siqueira T, Suriano MT, Roque FO. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic forest. *Biotropica.* 2013; 45(3):343–350. <https://doi.org/10.1111/btp.12022>
- Cruz BB, Miranda LE, Cetra M. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecol Freshw Fish.* 2013; 22: 607–616. <https://doi.org/10.1111/eff.12065>
- Dala-Corte RB, Sgarbi LF, Becker FG, Melo AS. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. *Environ Monit Assess.*

2019; 191(288):1–17. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7448-6>

Dangles O, Gessner MO, Guerold F, Chauvet E. Impacts of Stream Acidification on Litter Breakdown: Implications for Assessing Ecosystem Functioning. *J Appl Ecol.* 2004; 41(2): 365-378. <https://www.jstor.org/stable/3505968>

Dias TS, Fialho CB. Comparative dietary analysis of *Eurycheilichthys pantherinus* and *Pareiorhaphis hystrix*: two Loricariidae species (Ostariophysi, Siluriformes) from Campos Sulinos biome, southern Brazil. *Iheringia Zool.* 2011; 101(1-2):49-55. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212011000100006>

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev.* 2006; 81(2):163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

Esteves KE, Aranha JMR, Albrecht MP. Ecologia Trófica de Peixes de Riachos: uma releitura 20 anos depois. *Oecologia Aust.* 2021; 25(2):266-282. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.04>

Gatz AJ Jr. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Stud Zool Bot.* 1979; 21:91–124.

Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol.* 2005; 25(15):1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>

Hillebrand H, Bennett DM, Cadotte MW. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecol.* 2008; 89(6): 1510-1520. <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>

Hitt NP, Chambers DB. Temporal changes in taxonomic and functional diversity of fish assemblages downstream from mountaintop mining. *Freshw Sci.* 2014; 33(3):915–926. <https://doi.org/10.1086/676997>

Hoeinghaus DJ, Winemiller KO, Birnbaum JS. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *J Biogeogr.* 2007; 34: 324-338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>

Holmlund CM, Hammer M. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol Econ.* 1999; 29:253-268. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Mapa de Vegetação do Brasil. Brasília, 2004. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/10872-vegetacao.html?=&t=acesso-ao-produto>

Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia (INEMA). Planos de Recursos Hídricos e Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio das Contas. Salvador; 2016. Disponível em: <http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/uploads/2021/04/PF-03-S%C3%ADntese-Executiva-do-PRHRC.pdf>

Kawakami E, Vazzoler G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bol Inst Oceanogr.* 1980; 29(2):205-207.

Keddy PA. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J Veget Sci.* 3(2): 157–164.

Kirk MA, Rahel FJ, Laughlin DC. Environmental filters of freshwater fish community assembly along elevation and latitudinal gradients. *Glob Ecol Biogeogr.* 2022; 31:470–485. <https://doi.org/10.1111/geb.13439>

Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, Leal CG, Hughes RM, Kaufmann PR, et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop.)*. 2018; 41(1):219–232. <https://doi/epdf/10.1111/ecog.02845>

Leitão RP, Zuanon J, Villéger S, Williams SE, Baraloto C, Fortunel C, et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblage. *Proc R Soc B.* 2016; 283: 20160084. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>

Litchman E, Klausmeier CA. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annu Ver Ecol Evol Syst.* 2008; 39:615–639. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173549>

Lima MAT, Chagas RJ. Dieta e Sobreposição Alimentar entre Espécies de Peixes Nativas e Introduzidas no Reservatório da Barragem da Pedra, Bahia. *Uniciências* 2019; 23(2):89–94. <https://doi.org/10.17921/1415-5141.2019v23n2p89-94>

Li Z, Liu Z, Heino J, Jiang X, Wang J, Tang T, Xie Z. Discriminating the effects of local stressors from climatic factors and dispersal processes on multiple biodiversity dimensions of macroinvertebrate communities across subtropical drainage basins. *Sci Total Environ.* 2020; 711134750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134750>

Lomnický GA, Whittier TR, Hughes RM, Peck DV. Distribution of Nonnative Aquatic Vertebrates in Western U.S. Streams and Rivers. *N Am J Fish Manag.* 2007; 27:1082-1093. <https://doi.org/10.1577/M06-155.1>

- Magneville C, Loiseau N, Albouy C, Casajus N, Claverie T, Escalas A, et al. mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. *Ecography (Cop.)*. 2022; 1–15. <https://doi.org/10.1111/ecog.05904>
- Mammola S, Carmona CP, Guillerme T, Cardoso P. Concepts and applications in functional diversity. *Funct Ecol*. 2021; 35: 1869–1885. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>
- Manna LR, Miranda JC, Rezende CF, Mazzoni R. Feeding strategy and morphology as indicators of habitat use and coexistence of two loricariid fishes from a Brazilian coastal stream. *Biota Neotrop*. 2020; 20(1): e20190764. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0764>
- MapBiomias Brasil (MAPBIOMAS). Mapas de uso e cobertura da terra (2012-2013). Brasil; 2023. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/en/colecoes-mapbiomas/>
- Martini S, Larras F, Boyé A, Faure E, Aberle N, Archambault P, et al. Functional trait-based approaches as a common framework for aquatic ecologists. *Limnol Oceanogr*. 2021; 66(3):965–994. <https://doi.org/10.1002/lno.11655>
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. 2005; 111(1):112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Mazzoni R, Fenerich-Verani N, Caramaschi EP, Iglesias-Rios R. Stream-dwelling fish communities from an Atlantic rain forest drainage. *Braz Arch Biol Technol*. 2006; 49(2): 249–256. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132006000300010>
- McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol Evol*. 2006; 21(4), 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.tree>
- Mlambo MC. 2014. Not all traits are ‘functional’: insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodivers Conserv*. 23: 781–790.
- Menezes BS, Martins FR, Araújo FS. 2016. Community assembly: Concepts, domain and theoretical structure. *Oecologia Aust*. 20(1): 1–17.
- Moi DA, Romero GQ, Jeppesen E, Kratina P, Alves DC, Antikeira PAP, et al. Regime shifts in a shallow lake over 12 years: Consequences for taxonomic and functional diversities, and ecosystem multifunctionality. *J Anim Ecol*. 2021; 91:551–565. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13658>
- Mouillot D, Villéger S, Scherer-Lorenzen M, Mason NWH. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PLoS One*. 2011; 6(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017476>

Nascimento CP, Alves JC, Latini JD, Gomes LC. Anthropogenic activities and habitat complexity influence fish functional diversity in a Neotropical reservoir. *Aquat Sci.* 2022; 84(35): 1-11. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00865-4>

Nelson JS, Grande TC, Wilson MVH. *Fishes of the World*. New Jersey: Wiley; 2016.

Oliveira EF, Goulart E, Breda L, Minte-Vera CV, Paiva LRS, Vismara MR. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotrop Ichthyol.* 2010; 8(3): 569-586. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000300002>

ORSI ML. *Estratégias reprodutivas de peixes: estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do rio Paranapanema*. São Paulo: Blucher; 2017.

Pease AA, González-Díaz AA, Rodiles-Hernández R, Winemiller KO. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshw. Biol.* 2012; 57(5):1060–1075. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x>

Pease AA, Taylor JM, Winemiller KO, King RS. Ecoregional, catchment, and reach-scale environmental factors shape functional-trait structure of stream fish assemblages. *Hydrobiologia.* 2015; 753(1):265–283. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2235-z>

Pereira LM, Dunck B, Benedito E. Human impacts alter the distribution of fish functional diversity in Neotropical stream system. *Biotropica.* 2021; 53: 536–547. <https://doi.org/10.1111/btp.12896>

Perrone R, Munoz F, Borgy B, Reboud X, Gaba S. How to design trait-based analysis of community assembly mechanisms: Insights and guidelines from a literature review. *Perspect Plant Ecol Evol Syst.* 2017; 25:29-44. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.01.004>

Pessoa LA, Baumgartner MT, Santana Junior MP, Pagotto JPA, Pessoa LGA, Goulart E. Effect of land-use types on the ecomorphological structure of fish assemblage in distinct mesohabitats of neotropical streams. *Biota Neotrop.* 2021; 21(3):1–13. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1034>

Petchey OL, Gaston KJ. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Lett.* 2002; 5(3):402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>

Poff NL. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J North Am Benthol Soc.* 1997; 16(2):391–409.

Pouilly M, Lino F, Bretenoux JG, Rosales C. Dietary morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *J Fish Biol.* 2003; 62: 1137-1158. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00108.x>

Reid AJ, Carlson AK, Creed IF, Eliason EJ, Gell PA, Johnson PTJ et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol Rev.* 2019; 94(3):849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

Ribeiro MD, Teresa FB, Casatti L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. *Neotrop Ichthyol.* 2016; 14(1):1–10. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140185>

Rodrigues-Filho CAS, Gurgel-Lourenço RC, Lima SMQ, Oliveira EF, Sánchez-Botero JI. What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions? *Environ Biol Fish.* 2017; 100:1023–1032. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0603-4>

Rodrigues-Filho CAS, Leitão RP, Zuanon J, Sánchez-Botero JI, Baccaro FB. Historical stability promoted higher functional specialization and originality in Neotropical stream fish assemblages. *J Biogeogr.* 2018; 45(6):1345–1354. <https://doi.org/10.1111/jbi.13205>

Santos NCL, Dias RM, Alves DC, de Melo BAR, Ganassin MJM, Gomes LC, Severi W, Agostinho AA. Trophic and limnological changes in highly fragmented rivers predict the decreasing abundance of detritivorous fish. *Ecol Indic.* 2020; 110(105933):1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105933>

Scherer L, Boom HA, Barbarossa V, van Bodegom PM. Climate change threats to the global functional diversity of freshwater fish. *Glob Change Biol.* 2023; 29: 3781–3793. <https://doi.org/10.1111/gcb.16723>

Schmera D, Heino J, Podani J, Erős T, Dolédec S. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia.* 2017; 787(1):27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>

Severi W, El-Deir ACA, Félix RTS, Araújo IMS, Luz SCS, Calado-Neto AV, et al. Composição e Abundância da Ictiofauna na Área de Influência dos Reservatórios de Pedra e Funil, Bacia do Rio de Contas, Bahia. In *Reservatório do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, Ecologia e Manejo*; 2010.

Silva AT. Composição e estrutura das assembleias de peixes de riachos da bacia do rio de Contas, Bahia, Brasil. [Tese de Doutorado]. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista Júlio de

Mesquita Filho; 2015. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/items/eba70bde-6455-453f-8a98-4819f255c350>

Silva NCS, Soares BE, Teresa FB, Caramaschi ÉP, Albrecht MP. Fish functional diversity is less impacted by mining than fish taxonomic richness in an Amazonian stream system. *Aquat Ecol.* 2022; 56:815-827. <https://doi.org/10.1007/s10452-022-09946-w>

Souza FB, Santos ACA, Silva AT. Trophic structure of ichthyofauna in streams of the Contas River basin, Brazil. *Stud Neotrop Fauna Environ.* 2020; 57(1):29–42. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1809610>

Stuart-Smith R, Bates A, Lefcheck J, Duffy JE, Baker SC, Thomson RJ, et al. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature.* 2013; 501:539–542. <https://doi.org/10.1038/nature12529>

Teresa FB, Casatti L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecol Freshw Fish.* 2012; 21(3):433–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>

Teresa FB, Casatti L, Cianciaruso MV. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotrop Ichthyol.* 2015; 13(2):361–370. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229>

Teresa FB, Rodrigues-Filho CAS, Leitão RP. Diversidade Funcional De Comunidades De Peixes De Riacho. *Oecologia Aust.* 2021; 25(2):415–432. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.12>

Terra BF, Hughes RM, Araújo FG. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecol Freshw Fish.* 2016; 25(4):527–544. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>

Tilman D. Functional Diversity. *Encycl Biodivers.* 2001; 3:109–120.

Vidotto-Magnoni AP, Kurchevski G, de Lima FP, Nobile AB, Garcia DAZ, Casimiro ACR, et al. Population biology of *Astyanax lacustris* (Pisces, Characiformes) in a neotropical reservoir and its tributaries. *An Acad Bras Cienc.* 2021; 93(2):1–14. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120190565>

Villares-Junior GA, Cardone IB, Goitein R. Comparative feeding ecology of four syntopic *Hypostomus* species in a Brazilian southeastern river. *Braz J Biol.* 2016; 76(3): 692-699. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00915>

Villéger S, Brosse S, Mouchet M, Mouillot D, Vanni MJ. Functional ecology of fish: current

approaches and future challenges. *Aquat Sci.* 2017; 79(4):783–801.
<https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>

Villéger S, Mason NWH, Mouillot D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology.* 2008; 89(8):2290–2301.
<https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

Violle C, Navas M-L, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E. Let the concept of trait be functional! *Oikos.* 2007; 116(5):882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

Zandonà E, Oliveira-Cunha P, Moreira-Ferreira B. Papel dos peixes na reciclagem de nutrientes em riachos tropicais. *Oecologia Aust.* 2021; 25(2):449-463.
<https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.14>

WorldClim. Global Climate and Weather Data. Disponível em: <http://www.worldclim.org>

ANEXOS

Anexo 1: Lista das espécies de peixes consideradas no estudo para análise da diversidade funcional, seguida dos nomes populares, código das espécies e abundância para a sub-bacia do Alto Contas e Gongogi.

Espécies	Nome popular	Código	Alto Contas	Gongogi	Total
ACTINOPTERYGII					
CHARACIFORMES					
Parodontidae					
<i>Apareiodon</i> cf. <i>itapicuruiensis</i> (Eigenmann & Henn, 1916)	Canivete	Ap_ita		28	28
Curimatidae					
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Saguiru, branquinha	Cy_gil	2	1	3
<i>Cyphocharax pinnilepis</i> (Vari, Zanata & Camelier, 2010)	Saguiru, branquinha	Cy_pin		22	22
Anostomidae					
<i>Leporinus bahiensis</i> (Steindachner, 1875)	Piau-preto	Le_ba	1	5	6
Crenuchidae					
<i>Characidium</i> sp.1 (aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909)	Mocinha	Ch_sp1	76	88	164
<i>Characidium</i> sp.2 (aff. <i>timbuiensis</i> Travassos 1946)	Mocinha	Ch_sp2		271	271
Characidae					
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	Piaba	As_lac	77	28	105
<i>Deuterodon burgerai</i> (Zanata & Camelier, 2009)	Piaba	Dt_burg		190	190
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>marginatus</i> (Ellis, 1911)	Piabinha	He_mar	10	96	106
<i>Hyphessobrycon brumado</i> (Zanata & Camelier, 2010)	Piabinha	Hy_bru	85		85
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Piaba	Ps_fas	363	508	871
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Piabinha	Se_het	561		561
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	Piabinha	Se_pia		108	108
Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	Ho_ma	23	15	38
SILURIFORMES					
Trichomycteridae					
<i>Trichomycterus</i> cf. <i>tete</i> (Barbosa & Costa, 2011)	Cambeva	Tr_tet	246	121	367
Callichthyidae					
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Tamboatá, caborja	Ho_lit	7		7
Loricariidae					
<i>Parotocinclus cristatus</i> (Garavello, 1977)	Acarizinho, bodózinho	Pt_cri		99	99
<i>Parotocinclus jimi</i> (Garavello, 1977)	Acarizinho, bodózinho	Pt_jim	323	3	326
<i>Hypostomus</i> sp.1	Acari, bodó	Hp_sp1	1	506	507
<i>Hypostomus</i> sp.2	Acari, bodó	Hp_sp2		106	106
<i>Hypostomus</i> sp.3	Acari, bodó	Hp_sp3	230		230
<i>Pareiorhaphis</i> sp.1	Acarizinho, bodózinho	Pa_sp1	97		97
<i>Pareiorhaphis</i> sp.2	Acarizinho, bodózinho	Pa_sp2		306	306
Heptapteridae					
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	Bagrinho	Ce_sp	13	224	237

<i>Rhamdia gr. quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	Jundiá	Rh_sp	48	9	57
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae					
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	Pari-vivo, lebiste	Po_ret	134	66	200
CICHLIFORMES					
Cichlidae					
<i>Geophagus</i> spp.	Corró, cará	Ge_bra	11	153	164
Abundância Total			2308	2953	5261
Riqueza de Espécies			19	22	27

Anexo 2: Lista de atributos funcionais utilizados na análise de diversidade funcional, código dos atributos e tipo das variáveis.

Atributos funcionais	Código	Tipo
Comprimento padrão	CP	Contínuo
Comprimento relativo da cabeça	cRc	Contínuo
Altura relativa da cabeça	arC	Contínuo
Altura da boca	aB	Contínuo
Largura da boca	lB	Contínuo
Posição dos olhos	pO	Contínuo
Altura do Pedúnculo caudal	aPC	Contínuo
Comprimento da nadadeira dorsal	cND	Contínuo
Comprimento da nadadeira anal	cNA	Contínuo
Largura da nadadeira anal	lNA	Contínuo
Comprimento da nadadeira pélvica	cNPel	Contínuo
Formato (<i>Aspect ratio</i>) da nadadeira peitoral	NPeiAR	Contínuo
Comprimento da nadadeira caudal	cNC	Contínuo
Formato (<i>Aspect ratio</i>) da nadadeira anal	NaAR	Contínuo
Dieta	Diet	Categórico
Uso do habitat	UsoHabit	Categórico
Tamanho do corpo	Tamanho	Categórico

Anexo 3: Representação dos três primeiros eixos da PCoA baseados nos atributos funcionais para cada espécie (ver codificação em anexo 1).

Cód. das espécies	PC1	PC2	PC3
Ap_ita	-0,11046	-0,04145	-0,08835
As_lac	0,070973	0,154016	-0,08874
Ce_sp	-0,07994	-0,03865	-0,09099
Ch_sp1	0,046595	-0,09569	-0,0913
Ch_sp2	0,066659	-0,13732	-0,14545
Cy_gil	0,051229	-0,02346	0,095044
Cy_pin	0,029023	0,004589	0,062668
Dt_burg	0,17885	0,023726	0,007595
Ge_bra	0,00965	0,353472	-0,06109
He_mar	0,27929	0,068961	0,106718

Ho_lit	-0,0605	0,163805	-0,04331
Ho_ma	-0,11222	0,124317	-0,18098
Hp_sp1	-0,19351	0,041421	0,124689
Hp_sp2	-0,22604	-0,00246	0,133562
Hp_sp3	-0,21073	0,017382	0,122147
Hy_bru	0,219648	-0,04817	-0,03719
Le_ba	-0,04114	0,011294	-0,04935
Pa_sp1	-0,12396	-0,1201	0,112773
Pa_sp2	-0,21905	0,017356	0,057049
Po_ret	0,13042	-0,10967	-0,04869
Ps_fas	0,162503	0,080893	0,043162
Pt_cri	-0,03242	-0,10856	0,092354
Pt_jim	-0,02363	-0,10634	0,082144
Rh_sp	-0,14845	0,039374	-0,11262
Se_het	0,144541	-0,03653	0,126373
Se_pia	0,234894	0,002018	0,070616
Tr_tet	-0,04222	-0,23421	-0,19882

Anexo 4: Caracterização biológica, ecológica e ecossistêmica dos atributos funcionais.

Atributos funcionais	Descrição biológica	Função ecológica e ecossistêmica
Comprimento e altura relativa da cabeça	Valores altos podem indicar peixes que se alimentam de presas relativamente maiores (Gatz 1979).	Aquisição de recursos, crescimento e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Regulação da cadeia alimentar e reciclagem de nutrientes no ecossistema (Holmlund & Hammer 1999).
Largura e altura da boca	Os valores relativos podem indicar o tamanho da presa consumida pelo peixe (Gatz 1979).	Aquisição de recursos, crescimento e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Regulação da cadeia alimentar e reciclagem de nutrientes no ecossistema (Holmlund & Hammer 1999).
Posição dos olhos	O índice em questão está ligado à identificação de alimentos, fornecendo informações sobre o uso da visão na alimentação, ao mesmo tempo que indica a posição que a espécie ocupa na	Aquisição de recursos, crescimento e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Regulação da cadeia alimentar e reciclagem

	coluna d'água (Pouilly et al. 2003; Oliveira et al. 2010).	de nutrientes no ecossistema (Holmlund & Hammer 1999).
Comprimento da nadadeira dorsal	Indivíduos com nadadeiras dorsais relativamente grandes possuem uma maior habilidade de estabilização e de realizar mudanças rápidas de direção (Oliveira et al. 2010).	Aquisição de recursos, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Transporte ativo de nutrientes, carbono e energia em migrações diárias de curta distância (Holmlund & Hammer 1999).
Largura da nadadeira anal	Peixes com nadadeiras largas possuem grande habilidade para realizar manobras e se manter estável na coluna d'água (Oliveira et al. 2010).	Aquisição de recursos, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Transporte ativo de nutrientes, carbono e energia em migrações diárias de curta distância (Holmlund & Hammer 1999).
Comprimento da nadadeira pélvica	Baixos valores indicam hábitos pelágicos, enquanto valores elevados indicam hábito bentônico (Oliveira et al. 2010).	Aquisição de recursos, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Regulação de processos relacionados ao substrato, transporte de energia (referente a hábito bentônico) (Holmlund & Hammer 1999).
Formato (<i>Aspect ratio</i>) da nadadeira peitoral	Valores elevados são indicativos de nadadeiras compridas e estreitas, características comuns em peixes que nadam rapidamente e de forma contínua na coluna d'água (Oliveira et al. 2010).	Aquisição de recursos, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Transporte ativo de nutrientes, carbono e energia em migrações diárias de curta distância (Holmlund & Hammer 1999).
Comprimento da nadadeira caudal	Há uma relação positiva entre o tamanho da nadadeira caudal e a	Aquisição de recursos, crescimento, reprodução e

	capacidade de aceleração (Oliveira et al. 2010).	sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Transporte ativo de nutrientes, carbono e energia em migrações diárias de curta distância (Holmlund & Hammer 1999).
Formato (<i>Aspect ratio</i>) da nadadeira anal	Quando os valores são altos, os peixes possuem grande habilidade para executar progressões rápidas e movimentos para trás (Oliveira et al. 2010).	Aquisição de recursos, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Transporte ativo de nutrientes, carbono e energia em migrações diárias de curta distância (Holmlund & Hammer 1999).
Dieta (guildas tróficas)	Peixes podem ser classificados em grupos tróficos quanto ao tipo principal de alimento e substrato de forrageamento, cada grupo trófico está relacionado a atributos morfológicos e fisiológicos (Allan e Castillo 2007). Peixes exercem papel importante na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Zandonà et al. 2021).	Aquisição de recursos (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Regulação da cadeia alimentar e fluxo de carbono e reciclagem de nutrientes no ecossistema (Holmlund & Hammer 1999).
Uso do habitat	Espécies nectônicas possuem características morfológicas como nadadeiras peitorais compridas que permitem ocupar a coluna d'água, peixes nectobentônicos possuem uma morfologia corporal que lhes permitem nadar até o fundo para explorar recursos alimentares tanto a coluna d'água quanto o ambiente de fundo e os bentônicos possuem características altamente especializadas para o ambiente de fundo (Casatti e Castro 2006).	Aquisição de recursos, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman & Klausmeier 2008; Martini et al. 2021). Transporte ativo de nutrientes, carbono e energia em migrações diárias de curta distância e regulação de processos relacionados ao substrato (referente ao hábito bentônico) (Holmlund & Hammer 1999).

Anexo 5: Localização, considerado o município e as coordenadas geográficas (graus decimais – DATUM WGS 1984), campanhas em que foram amostrados (1 – nov/12; 2 – fev/13; 3 – maio/13; 4 – ago/13; E – nov/13), técnicas de amostragem da ictiofauna empregadas e características de cada um dos pontos de coleta. * Só foram assinaladas as campanhas em que o respectivo ponto de coleta não se encontrava seco) (Silva, 2015).

Sub-Bacia	Pontos de Coleta	Rio	Município	Coordenadas		Campanhas*	Técnicas de amostragem	Características
				Latitude	Longitude			
GONGOGI	GG1	Rio Gongogi	Nova Canaã	-14,832417	-40,103459	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 8,0 m; Profundidade: 0,5 m), pouco sinuoso e com pouca declividade; predominantemente composto por trechos de poção, com um pequeno trecho de corredeira. Substrato composto principalmente por material vegetal, seguido de matacão e areia.
	GG2	Rio Novo	Ibicuí	-14,723345	-39,953573	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 7,0 m; Profundidade: 0,2 m), pouco sinuoso e com declividade acentuada; predominantemente composto por corredeiras e, secundariamente, por rápidos e poções. Substrato composto principalmente por matacão, seguido de leito de rocha.

	GG3	Rio Gongogi	Dario Meira	-14,519688	-39,856949	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica; Tarrafa; Arrasto; Puça	Riacho perene (Largura: 10,0 m; Profundidade: 0,5 m), sinuoso e com baixa declividade; predominantemente composto por trechos de poção e, secundariamente, por rápidos. Substrato composto principalmente por areia.
	GG4	Rio do Valentim	Boa Nova	-14,447077	-40,106291	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 3,5 m; Profundidade: 0,4 m), pouco sinuoso e com baixa declividade; predominantemente composto por rápidos e, secundariamente, por corredeiras. Substrato composto principalmente por matacão, seguido de areia.
	GG5	Afl. Rio do Valentim	Boa Nova	-14,447942	-40,103326	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 6,0 m; Profundidade: 0,2 m), pouco sinuoso e com baixa declividade; predominantemente composto por corredeiras, e secundariamente por rápidos. Substrato composto principalmente por matacão, seguido de seixo, cascalho e areia.

	GG6	Afl. Rio da Urubá	Boa Nova	-14,489111	-40,066522	2, 3, 4, E	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 5,5 m; Profundidade: 0,3 m), pouco sinuoso e com declividade acentuada; composto por rápidos, poções e corredeiras em proporções semelhantes. Substrato composto principalmente por matacão, seguido de areia.
	GG7	Afl. Rio da Urubá	Boa Nova	-14,454171	-40,060884	2, 3, 4, E	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 5,0 m; Profundidade: 0,6 m), pouco sinuoso e com baixa declividade; predominantemente composto por rápidos. Substrato composto principalmente por matacão, seguido de areia.
	GG8	Rio da Urubá	Boa Nova	-14,394302	-40,044628	2, 3, 4, E	Pesca Elétrica;	Riacho perene (Largura: 13,0 m; Profundidade: 0,2 m), pouco sinuoso e com declividade acentuada; predominantemente composto por corredeiras e, secundariamente, por rápidos e poções. Substrato composto principalmente por leito de rocha, seguido de matacão.

	GG9	Rio dos Três Braços	Coaraci	-14,579774	-39,555646	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 2,5 m; Profundidade: 0,3 m), pouco sinuoso e com baixa declividade; predominantemente composto por corredeiras, poções, e secundariamente, rápidos. Substrato composto principalmente por cascalho, seguido de seixo e areia.
ALTO RIO DE CONTAS	AC1*	Rio Taquari	Livramento de Nossa Senhora	-13,629662	-41,861124	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho (Largura: 2,0 m; Profundidade: 0,3 m) pouco sinuoso e com pouco fluxo d'água. C4: sem fluxo d'água (poça com 15 m de extensão); predominantemente composto por poções. Substrato composto por areia e material vegetal acumulado.
	AC2*	Afl. Rio Brumado	Livramento de Nossa Senhora	-13,619928	-41,820704	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 3,5 m; Profundidade: 0,2 m), pouco sinuoso com declividade acentuada; composto principalmente por poções e, secundariamente, por corredeiras e rápidos. Substrato composto por matacão, seguido de areia,

								cascalho, seixo e material vegetal.
	AC3*	Afl. Rio Brumado	Livramento de Nossa Senhora	-13,604887	-41,816715	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 2,0 m; Profundidade: 0,2 m), pouco sinuoso com declividade acentuada; composto principalmente por corredeiras e, secundariamente, por poções e rápidos. Substrato composto por matacão, seguido de areia, cascalho e seixo.
	AC4*	Afl. Rio Brumado	Rio de Contas	-13,548874	-41,850990	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 4,0 m; Profundidade: 0,15 m), pouco sinuoso com declividade acentuada; composto principalmente por poções e rápidos. Substrato composto areia e cascalho.
	AC5*	Afl. Rio Brumado	Rio de Contas	-13,494110	-41,868546	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 7,0 m; Profundidade: 0,2 m), pouco sinuoso com declividade acentuada; composto principalmente por corredeiras e, secundariamente, por poções e rápidos. Substrato composto por leito de rocha e matacão.

	AC6*	Afl. Rio Brumado	Rio de Contas	-13,482239	-41,864692	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 4,0 m; Profundidade: 0,3 m), pouco sinuoso com baixa declividade; composto principalmente por poções e, secundariamente, por corredeiras e rápidos. Substrato composto por matacão e areia, seguido de cascalho, seixo e material vegetal.
	AC9*	Afl. Rio de Contas	Abaíra	-13,185806	-41,701446	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica	Riacho perene (Largura: 2,0 m; Profundidade: 0,15 m), pouco sinuoso com baixa declividade; composto principalmente por poções e rápidos. Substrato composto por areia e cascalho.
	AC10*	Rio Machado	Piatã	-13,247353	-41,757813	1, 2, 3, 4	Pesca Elétrica; Arrasto; Puça; Tarrafa	Riacho perene (Largura: 9,0 m; Profundidade: 0,3 m), pouco sinuoso com declividade acentuada; composto principalmente por poções e, secundariamente, por corredeiras e rápidos. Substrato composto por leito de rocha, seguido de matacão.