



CHAYENNE CHAGAS DE CASTRO

**RIO EM CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA ISOTÓPICA DE
UMA BACIA HIDROGRÁFICA IMPACTADA PELO
ROMPIMENTO DE UMA BARRAGEM DE MINÉRIO**

**LAVRAS - MG
2023**

CHAYENNE CHAGAS DE CASTRO

**RIO EM CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA ISOTÓPICA DE UMA BACIA
HIDROGRÁFICA IMPACTADA PELO ROMPIMENTO DE UMA BARRAGEM DE
MINÉRIO**

Artigo científico apresentado à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Curso de Ciências Biológicas,
para a obtenção do título de
Bacharel.

Prof. Dr. Paulo Santos Pompeu
Orientador

Dr(a). Débora Reis de Carvalho
Coorientador(a)

**LAVRAS - MG
2023**

CHAYENNE CHAGAS DE CASTRO

**RIO EM CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA ISOTÓPICA DE UMA BACIA
HIDROGRÁFICA IMPACTADA PELO ROMPIMENTO DE UMA BARRAGEM DE
MINÉRIO**

**RIVER UNDER ISOTOPIC REFERENCE CONDITIONS OF A RIVER BASIN
IMPACTED BY THE FAILURE OF AN ORE DAM**

Artigo científico apresentado à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Curso de Ciências Biológicas,
para a obtenção do título de
Bacharel.

Aprovada em 10 de fevereiro de 2023.

Banca examinadora:

Dr(a). Ruanny Casarim, IEF

Dr(a). Patrícia Santos Fráguas, ICN/UFLA

Prof. Dr. Paulo Santos Pompeu

Orientador

Dr(a). Débora Reis de Carvalho

Coorientador(a)

LAVRAS - MG

2023

RESUMO

Com o rompimento da barragem do Fundão, ocorrido em 2015 em Mariana, Minas Gerais, diversos impactos ecológicos afetaram uma grande extensão do rio Doce. O rio Santo Antônio, um dos principais afluentes da bacia do rio Doce, se destaca por não ter sido impactado pelos rejeitos do rompimento, além de apresentar boas condições ambientais e abrigar espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Dessa forma, pode ser considerado como um rio em condição de referência para bacia. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura trófica do rio Santo Antônio através dos isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) de peixes e recursos alimentares. Nesse estudo, observamos que o rio Santo Antônio possui uma estrutura trófica bem organizada, na qual *H. wheatlandii* e *B. opalinus*, espécies ameaçadas de extinção, ocupam posições tróficas diferentes das outras espécies da assembleia. As guildas tróficas também ocupam nichos distintos e bem delimitados, indicando a diferenciação na dieta dos peixes. Também observamos que o perifíton e os invertebrados aquáticos são recursos importantes para a ictiofauna, o que pode estar relacionado com a boa qualidade ambiental do rio, evidenciando a sua importância de preservação do rio Santo Antônio. Ao comparar o rio Santo Antônio com o rio Cipó, um rio em condições de referência de outra bacia impactada que embora não sofra dos mesmos impactos observados no rio Doce, que possui impactos relacionados com rejeitos de esgotos domésticos e efluentes industriais, observamos que os resultados foram distintos, sugerindo que mesmo bacias próximas geograficamente e impactadas apresentam suas particularidades no que se diz respeito a estrutura trófica e fluxo de carbono nas comunidades aquáticas, que evidencia a importância de se considerar o contexto regional na definição das condições de referência. Portanto, estudos em outros rios em condição de referência devem ser encorajados, considerando a importância que tais rios possuem para as bacias nas quais estão inseridos, como na melhoria da qualidade de água e na manutenção da fauna aquática, focando em estratégias de conservação desses rios, como ações de reparação e restauração.

Palavras-chave Rio Doce, Nicho trófico, Carbono, Nitrogênio, Posição trófica, Ictiofauna

ABSTRACT

With the rupture of the Fundão dam, which occurred in 2015 in Mariana, Minas Gerais, several ecological impacts affected a large extension of the Doce River. The Santo Antônio River, one of the main tributaries of the Doce River basin, stands out for not having been impacted by the tailings of the rupture, in addition to presenting good environmental conditions and harboring endemic and endangered species. In this way, it can be considered as a river in a condition of reference for the basin. Therefore, the objective of this study was to evaluate the trophic structure of the Santo Antônio River through the stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotopes of fish and food resources. In this study, we observed that the Santo Antônio River has a well-organized trophic structure, in which *H. wheatlandii* and *B. opalinus*, endangered species, occupy different trophic positions from the other species in the assemblage. The trophic guilds also occupy distinct and well-defined niches, indicating the differentiation in the fish diet. We also observed that periphyton and aquatic invertebrates are important resources for the ichthyofauna, which may be related to the good environmental quality of the river, evidencing its importance for the preservation of the Santo Antônio river. When comparing the Santo Antônio river with the Cipó river, a river in reference conditions of another impacted basin that, although it does not suffer from the same impacts observed in the Doce river, which has impacts related to domestic sewage waste and industrial effluents, we observe that the results were distinct, suggesting that even geographically close and impacted basins have their particularities with regard to trophic structure and carbon flux in aquatic communities, which highlights the importance of considering the regional context in defining the reference conditions. Therefore, studies in other rivers in reference condition should be encouraged, considering the importance that such rivers have for the basins in which they are inserted, such as in the improvement of water quality and maintenance of aquatic fauna.

Keywords Rio Doce, Trophic niche, Carbon, Nitrogen, Trophic position, Ichthyofauna

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	10
2.1. Área de Estudo.....	10
2.2. Amostragem.....	11
2.3. Processamento em laboratório.....	12
2.4. Análise de dados.....	13
2.5. Análises estatísticas.....	13
3. RESULTADOS.....	15
3.1. Estrutura trófica.....	15
3.2. Composição isotópica de recursos e guildas tróficas.....	18
3.3. Nichos tróficos (nichos isotópicos).....	19
3.4. Partição de recursos.....	20
4. DISCUSSÃO.....	22
5. CONCLUSÃO.....	26
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	

Rio em condições de referência isotópica de uma bacia hidrográfica impactada pelo rompimento de uma barragem de minério

Chayenne Chagas de Castro¹; Débora Reis de Carvalho¹; Frederico Fernandes Ferreira²;
Marcelo Zacharias Moreira³; Paulo Santos Pompeu¹

¹ Laboratório de Ecologia de Peixes, Setor de Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000 Lavras, MG, Brasil. chayenne.castro1@estudante.ufla.br deboracarvalhobio@yahoo.com.br pompeups@gmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil. frederico.bio@gmail.com

³ Laboratório de Ecologia Isotópica, Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA, Universidade de São Paulo, Av. Centenário, 303, Caixa Postal 96, CEP 13400-970, Piracicaba, SP, Brasil. mmoreira@cena.usp.br

INTRODUÇÃO

Os ambientes de água doce, mesmo sendo considerados ecossistemas fundamentais para a existência e manutenção da vida na terra, estão sendo amplamente degradados e isso se deve, principalmente, às atividades antropogênicas (Vörösmarty et al., 2010). Com o intuito de reconhecer esses impactos e suas consequências, e para fins de monitoramento, recuperação e conservação desses ecossistemas, se faz necessária a identificação de locais que apresentem níveis mínimos de interferência humana, visto que são poucas as regiões que se enquadram em tais condições (Dodds and Oakes et al., 2004). Áreas minimamente impactadas são denominadas “condições de referência” (Stoddard et al., 2006) e sua caracterização, embora varie de região para região, engloba aspectos físicos, químicos e biológicos (Agra et al., 2015), que apresentam elevado grau de integridade biótica local. A existência de tais locais é de extrema importância em locais fortemente modificados por desastres ambientais, como é o caso da bacia hidrográfica do Rio Doce.

Em novembro de 2015, com o rompimento da barragem do Fundão em Mariana, Minas Gerais foram despejados na Bacia do Rio Doce cerca de 43 milhões de m³ de rejeitos contaminados por metais, como Fe, As, Hg e Mn (Andrades et al., 2020). Este é considerado o maior desastre ambiental do Brasil (Fernandes et al., 2016), afetando imensamente o ecossistema da bacia do Rio Doce, bem como sua ictiofauna (Jankowsky et al., 2021), além dos significativos impactos socioambientais (Lopes et al., 2016). Entretanto, o histórico de degradação da bacia do Rio Doce é antigo (Sanchez et al., 2018). A bacia está localizada no Quadrilátero Ferrífero, região com quantidades elevadas de recursos minerais no estado de Minas Gerais, sendo uma das mais importantes regiões para produção brasileira de ferro bruto, sendo responsável por aproximadamente 60% de sua exportação no país (Coelho et al., 2022; Vieira et al., 2022), o que favoreceu o estabelecimento de várias siderúrgicas e o crescimento industrial nesta região. Pecuária e agricultura também figuram como as principais atividades desenvolvidas na bacia (Sanchez et al., 2018), que hoje conta com baixa cobertura vegetal nativa. Além disso, o tratamento inadequado de esgoto também é responsável por grande parte das pressões impostas sobre os ecossistemas de água doce da região, uma vez que 191 municípios (dos 225 abrangidos pela bacia) despejam todo os seus esgotos sem tratamento diretamente nos rios (Sanchez et al., 2018). Portanto, a qualidade da água e dos ecossistemas no Rio Doce antes mesmo do desastre já era bem preocupante (Sanchez et al., 2018).

Entre as drenagens da bacia não afetadas pelo rejeito e que ainda apresentam baixos níveis de degradação, encontra-se o Rio Santo Antônio, um dos principais afluentes e com grande importância para conservação da biodiversidade do Rio Doce (Siqueira et al., 2019; Coelho et al., 2022). O rio Santo Antônio tem sua nascente localizada na Serra do Espinhaço, no município de Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais e, mesmo representando apenas 13% da área do Rio Doce, possui elevada riqueza da ictiofauna local, abrigando 89% de suas espécies nativas - 57 espécies (Vieira et al., 2006; Siqueira et al., 2019). Na bacia do Rio Santo Antônio também ocorrem espécies endêmicas, como o Andirá, *Henochilus wheatlandii* Garman 1890 (Latini et al., 2008; Vieira et al., 2006), classificado como Criticamente em Perigo (Latini et al., 2008). Outras espécies ameaçadas de extinção também são encontradas, como *Hypomasticus thayeri*, *Steindachneridion doceanum*, e *Brycon opalinus* (Vieira et al., 2006; Siqueira et al., 2019). Dessa forma, tanto pelo seu grau de conservação, quanto pelas espécies presentes, o Rio Santo Antônio vem sendo considerado como um rio de referência para a bacia do Rio Doce (Vieira et al., 2006), prioritário para a conservação.

Estudos que avaliam a estrutura trófica dos ambientes aquáticos são uma importante ferramenta na obtenção de informações sobre as condições ambientais de um local, uma vez que fornecem dados sobre hábitos alimentares da ictiofauna (Oliveira et al., 2003), e permitem traçar fluxos de energia (Giovanini et al., 2016), sendo essenciais em estudos ecológicos (Vander Zanden et al., 1997; Albrecht et al., 2021). Em ambientes amplamente degradados, a ecologia trófica pode sofrer diversas alterações, como variação na composição das guildas tróficas e nas principais fontes de carbono que sustentam as comunidades aquáticas (Carvalho et al., 2020). Dentre as formas de caracterizar a estrutura trófica de ecossistemas aquáticos, os isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) vem se mostrando uma ferramenta promissora e cada vez mais utilizada em estudos ecológicos (Vander Zanden et al., 1999). O $\delta^{13}\text{C}$ presente na matéria orgânica é assimilado pelos peixes ao longo de sua vida, fornecendo informações detalhadas e robustas a respeito da dieta desses organismos (McMahon et al., 2010; Carvalho et al., 2019). Para o nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), por outro lado, há um fracionamento próximo a 3‰ de um nível trófico para o outro, permitindo uma estimativa da posição trófica ocupada por cada indivíduo (Fry et al., 1991; MacNeil et al., 2006). Portanto, isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são amplamente utilizados em estudos de ecologia trófica aquática (Santos et al., 2009; Bastos et al., 2016) e juntos, podem ser utilizados para reconstruir teias tróficas de determinado ambiente.

Os isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram utilizados como ferramenta por Alonso e colaboradores (2020) com o intuito de caracterizar a estrutura trófica de um outro rio em condição de referência, o rio Cipó, localizado na bacia do Rio das Velhas, na qual sofre com impactos, majoritariamente, referentes aos processo de urbanização, como esgotos domésticos e atividades industriais (Polignano et al., 2001) de uma região metropolitana com 4.5 milhões de habitantes. Apesar de pertencerem a diferentes bacias hidrográficas, o Rio Santo Antônio e o Rio Cipó possuem grande similaridade e estão a apenas 70 km de distância um do outro. Ambos estão inseridos na Serra do Espinhaço, apresentam a mesma formação geológica e são considerados rios de referência para bacias hidrográficas degradadas que estão inseridos.

O principal objetivo deste trabalho foi determinar a estrutura trófica da assembleia de peixes do Rio Santo Antônio, através da utilização de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Para isso, buscou-se: i) descrever a ecologia trófica das espécies presentes no Rio Santo Antônio, analisando o nicho e a posição trófica ocupada pelas espécies de peixes deste rio; ii) identificar os recursos alimentares que sustentam a assembleia de peixes do Rio Santo Antônio; iii) comparar nossos resultados com os resultados obtidos por Alonso et. al (2020), no intuito de avaliar se há similaridade na estrutura trófica de rios em condição de referência

de duas bacias distintas. Espera-se, com esse estudo, obter informações importantes acerca das condições isotópicas desse rio de referência, além de levantar aspectos da ecologia trófica de espécies endêmicas e ameaçadas, como *Henochilus wheatlandii*.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Rio Santo Antônio, localizado no estado de Minas Gerais, Brasil, que corresponde a 15,12% do território da bacia do Rio Doce, possuindo aproximadamente 10.390 km² de área total (Vieira et al., 2006) (Figura 1). Sua nascente está localizada na Serra do Espinhaço, mais precisamente na Serra Tromba D'Anta, no município Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais e percorre em torno de 280 km² até desaguar no Rio Doce, no município de Naque. Ao todo, 29 municípios são banhados pelo rio Santo Antônio, sendo 23 deles com sede na bacia (IGAM, 2010). A Mata Atlântica, bioma mais ameaçado do planeta (Branco et al., 2021) é predominante na bacia do rio Santo Antônio, representando aproximadamente 87% de sua área, seguido pelo Cerrado, que representa apenas 13% (Ferreira et al., 2021). Na região, também há a presença de uma vegetação endêmica da Serra do Espinhaço, denominada Refúgio Vegetacional, local com predominância de campos rupestres e campos de altitude quartzíticos (Vasconcelos et al., 2014). A bacia do rio Santo Antônio possui os rios do Peixe, Preto do Itambé, Guanhões e Tanque como seus principais afluentes (Vieira et al., 2006; IGAM, 2010; Reis et al., 2019), sendo também considerada uma das áreas mais diversificadas do Brasil em relação a ictiofauna (Dos Santos et al., 2021).

A bacia do Rio Santo Antônio (assim como a bacia do Rio Cipó, Alonso et al., 2020) apresenta, predominantemente, rochas geologicamente antigas, denominadas rochas quartzíticas Proterozóicas (Valente et al., 2009). A bacia está inserida em um dos mais importantes divisores hidrográficos da região centro-sul de Minas Gerais (Dos Santos et al., 2021), a Serra do Espinhaço, que drena para as bacias do rio São Francisco e do rio Doce (ICMBIO, 2009). O rio Santo Antônio apresenta elevada condição ambiental, com boa usabilidade e cobertura do solo (Maciel et al., 2017), qualidade física e química da água, alta biodiversidade (Vieira et al., 2006) e presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Está localizado em uma região que não foi afetada pelos rejeitos do rompimento da barragem de minério do Fundão, sendo considerado por muitos um rio de referência para a bacia do Rio Doce (Costa et al. 1998; Drummond et al. 2005; Vieira et al., 2006; Siqueira et al., 2019; Coelho et al., 2022). Apesar de sua boa condição ambiental, vale salientar que a

bacia sofre algumas interferências antrópicas, como a influência da Usina Hidrelétrica (UHE) Salto Grande, localizada no trecho médio-alto do rio Santo Antônio e em operação desde 1956.

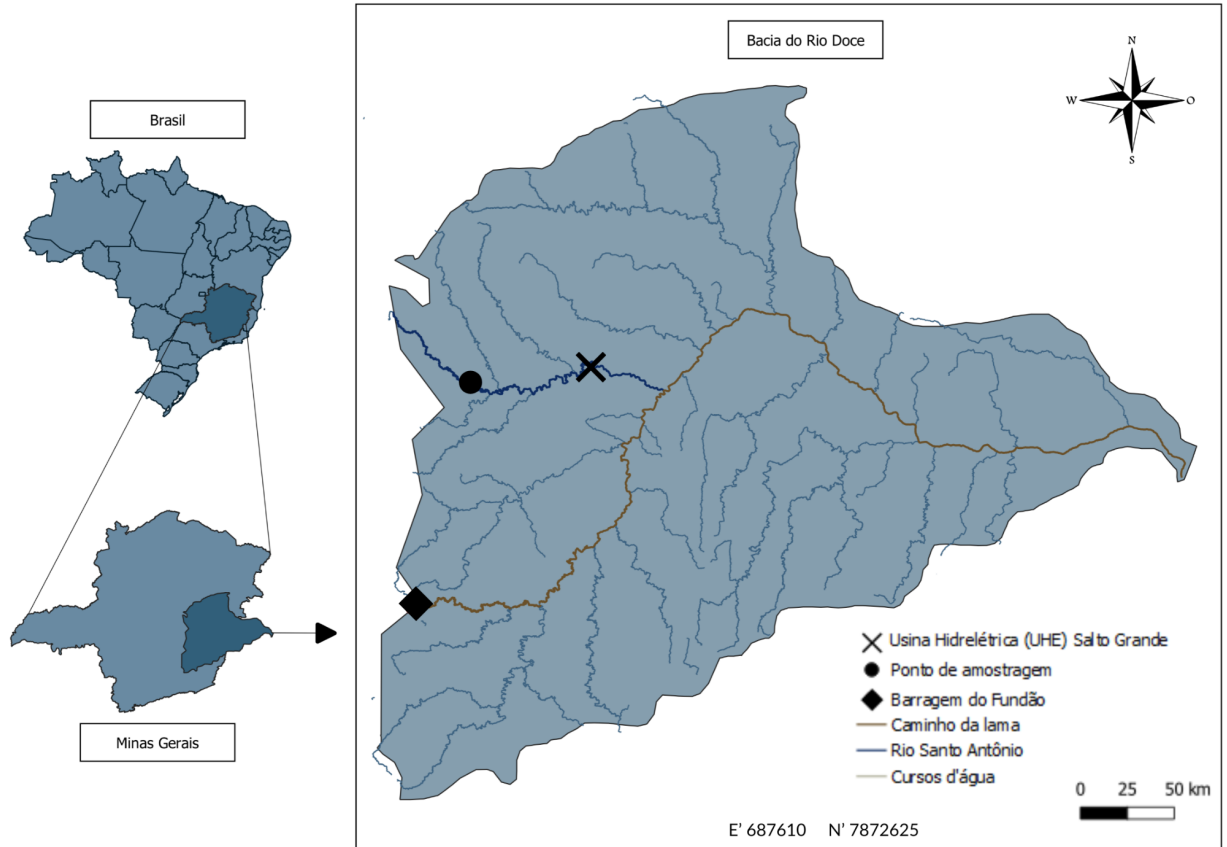


Figura 1 Área de amostragem da bacia do Rio Santo Antônio, Minas Gerais, Brasil.

Amostragem

As amostragens do presente projeto foram realizadas em um ponto localizado no Rio Santo Antônio, próximo à cidade de Santo Antônio do Rio Abaixo, Minas Gerais (E' 687610, N' 7872625) (Figura 1). Foi realizada uma campanha de campo na estação seca (entre os meses de agosto e setembro de 2020) para amostragem dos peixes e seus principais recursos alimentares.

Para análise isotópica, padronizou-se a coleta de pelo menos 5 indivíduos de cada espécie de peixe, sempre que possível. A amostragem de peixes foi realizada com dois conjuntos de redes de emalhar de diferentes tamanhos de malhas (15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70 e 80 mm), totalizando 20 redes em cada. As redes de espera foram fixadas na coluna d'água no período noturno por 12 horas, e retiradas ao amanhecer. Além disso, foram também utilizadas redes de arrasto (3 m de comprimento, com malha de 5 mm), peneiras (80 cm de

diâmetro, malha de 1 mm) e tarrafas (malha de 20 mm) por um período de 2h de amostragem. Todos os indivíduos capturados foram anestesiados em solução de Eugenol e passaram pelo processo de identificação, pesagem (g), e medição (mm). Cada indivíduo teve parte do tecido muscular retirado para análise isotópica. As amostras retiradas foram armazenadas em potes plásticos tipo Eppendorf devidamente identificados e mantidas em gelo até seu congelamento em freezers e processamento em laboratório. Além disso, também foi feita a classificação da guilda trófica de todas as espécies amostradas no Rio Santo Antônio através da literatura.

Foi padronizada a coleta de cinco amostras de cada um dos seguintes recursos alimentares: (a) perifíton (biofilme); (b) algas filamentosas; (c) matéria em suspensão; (d) CPOM (matéria orgânica particulada grossa); (e) invertebrados aquáticos (bentos) e (f) invertebrados terrestres. O perifíton (PE) foi coletado realizando a raspagem de pedras com uma pequena escova e armazenado com água destilada em potes plásticos. Amostras de matéria orgânica particulada grossa (CPOM) e algas filamentosas (AL) foram coletadas aleatoriamente no leito do rio. A matéria em suspensão (MS) foi obtida fixando uma rede fitoplanctônica (malha de 45 μm) na coluna de água por um período de 3 minutos. Invertebrados aquáticos/bentos (BE) foram amostrados usando redes tipo Surber e peneiras (80 cm de diâmetro, malha de 1mm) perto das margens, em macrófitas aquáticas, bancos subterrâneos e em corredeiras. Invertebrados terrestres (IT) foram amostrados manualmente em diferentes pontos da mata ciliar e margens dos rios. Após a coleta, todas as amostras foram armazenadas em frascos de plástico e mantidas em gelo até seu congelamento em freezers e processamento em laboratório.

Os procedimentos de coleta, incluindo a amostragem, eutanásia e transporte dos indivíduos coletados foi autorizada pelo Sistema Brasileiro de Informação e Autorização da Biodiversidade (autorização SISBIO número 80532-1), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Ministério do Meio Ambiente (MMA) e pelo comitê de ética da Universidade Federal de Viçosa.

Processamento em laboratório

Em laboratório, as amostras de perifíton e de matéria em suspensão foram filtradas através de filtros de quartzo (Whatman® QMA) usando um aparelho de filtração acoplado a uma bomba à vácuo. Em seguida, as amostras foram secas em estufa a 40 graus Celsius até a estabilização do peso e foram moídas utilizando almofariz e pilão até chegarem à consistência de um pó fino e homogêneo. As demais amostras de recursos alimentares, assim como as amostras de peixes, foram liofilizadas por um período mínimo de 24 horas e posteriormente

também foram moídas até chegarem à consistência de um pó fino e homogêneo. Para análise isotópica, selecionamos cerca de 2-5 mg de material seco do tecido animal e de aproximadamente 5-10 mg para amostras vegetais.

Análise de dados

Um total de 106 amostras foi enviado para análise isotópica, sendo 76 amostras de peixes representando 17 espécies, apresentando 35% de representatividade da ictiofauna que compreende a bacia, 5 amostras de perifiton, 5 amostras de algas filamentosas, 5 amostras de matéria em suspensão, 5 amostras de CPOM (matéria orgânica particulada grossa), 5 amostras de invertebrados aquáticos e 5 amostras de invertebrados terrestres (Tabela 1).

Isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) foram analisados no Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. As amostras foram analisadas quanto às razões isotópicas ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), por meio de um espectrômetro de massas (Continuous flow - Isotope Ratio Mass Spectrometry) com um analisador elementar Carlo Erba (CHN 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Delta Plus (Thermo Scientific). Os resultados foram expressos com a notação delta (δ) partes por mil (‰), seguindo os padrões de referência internacionais para Carbono (Pee Dee Belemnite) e Nitrogênio (Nitrogênio atmosférico), e calculados utilizando a seguinte fórmula:

$$\delta X = [(R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 10^3$$

Sendo $X = ^{13}\text{C}$ ou ^{15}N e R é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (Barrie and Prosser et al., 1996).

Análises estatísticas

Estrutura trófica

Para avaliar a estrutura trófica do Rio Santo Antônio foram construídos gráficos bi-plot através das composições isotópicas dos peixes e recursos (eixo x: $\delta^{13}\text{C}$ e eixo y: $\delta^{15}\text{N}$) utilizando duas abordagens: 1) Valores médios da composição isotópica dos peixes, enquanto os recursos foram representados por valores médios e o desvio padrão. Neste gráfico é possível ter uma dimensão da estrutura trófica e recursos consumidos pela assembleia de peixes; e 2) Composições isotópicas (média e desvio padrão) dos peixes. Neste gráfico

conseguimos avaliar quais espécies apresentam maior variação intraespecífica na alimentação (maior desvio padrão), assim como avaliar quais espécies sobrepõem suas dietas.

Estimamos a posição trófica ocupada por cada espécie por meio do pacote Bayesiano `tRophicPosition` no R (Quezada-Romegialli et al., 2018) optando pelo "modelo completo de duas linhas de base" (em que um modelo de mistura incorpora o $\delta^{13}\text{C}$ permitindo a diferenciação entre duas fontes distintas de nitrogênio). Foram consideradas como linhas de base as amostras de invertebrados aquáticos (baseline 1) e de perifiton (baseline 2). Assumiu-se fracionamento isotópico de acordo com McCutchan et al., (2003) (tecido muscular $\Delta^{15}\text{N}$: $2.9 \pm 0.32\text{‰}$ e $\Delta^{13}\text{C}$: $1.3 \pm 0.3\text{‰}$).

Composição isotópica de recursos e guildas tróficas

Para avaliar se as composições isotópicas de Carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e Nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) dos recursos alimentares e das guildas tróficas são diferentes, foram realizadas análises de variância (ANOVAs), quando as suposições de normalidade e/ou homogeneidade de variância foram atendidas (Shapiro-Wilk e teste de Levene, respectivamente). O teste não paramétrico Kruskal-Wallis foi usado para dados com distribuições não normais. Quando diferenças significativas foram observadas ($p < 0.05$), foram feitas comparações pareadas usando os testes post-hoc de Tukey (distribuição normal) e Wilcoxon (distribuição não normal) para identificar médias significativamente diferentes entre si.

Nichos tróficos (nichos isotópicos)

Os nichos isotópicos (nichos tróficos) ocupados por cada guilda trófica foram estimados utilizando o pacote SIBER (SEA, SEAc expressas em ‰^2) (Jackson et al., 2011). A área de elipse padrão (SEA) representa o espaço de nicho isotópico central e um proxy da riqueza e uniformidade dos recursos consumidos pelos peixes de cada guilda (Bearhop et al., 2004). Uma pequena correção do tamanho da amostra (indicada pela letra "c") foi aplicada à SEA para aumentar a precisão das comparações, permitindo a comparação de nichos de guildas com diferentes tamanhos de amostra. As métricas SEA e SEAc foram calculadas individualmente para cada guilda trófica.

Partição de recursos

As principais fontes de carbono assimiladas por cada espécie coletada no Rio Santo Antônio foram determinadas através de modelos bayesianos de mistura isotópica (Moore and Semmens 2008; Parnell et al., 2010), especificamente usando o pacote MixSIAR em R (Stock

and Semmens 2016). A escolha dos recursos alimentares utilizados na análise de partição foi feita através de informações sobre os hábitos alimentares de cada espécie. Portanto, para peixes detritívoros e herbívoros foram considerados os recursos: algas filamentosas, CPOM, material em suspensão e perifiton; para peixes onívoros e invertívoros foram considerados os recursos: algas filamentosas, invertebrados aquáticos, invertebrados terrestres e perifiton; e para peixes piscívoros foram considerados os recursos invertebrados aquáticos, invertebrados terrestres e peixes. Os valores de fracionamento adotados para os consumidores foram 1.3 ± 0.3 ‰ para carbono e 2.9 ± 0.32 ‰ para nitrogênio por nível trófico (McCutchan et al., 2003).

RESULTADOS

Estrutura trófica

Das 17 espécies coletadas no rio Santo Antônio (tabela 1), oito são classificadas como onívoras, representando 47% das espécies. As demais espécies são classificadas como piscívoras (três espécies), detritívoras (três espécies), invertívoras (duas espécies) e herbívoras (uma espécie). Em relação à estrutura trófica da assembleia de peixes no Rio Santo Antônio, a espécie de hábito piscívoro *Hoplias intermedius* se encontra no topo da cadeia alimentar, apresentando valores de $\delta^{15}\text{N}$ enriquecidos, seguida pelo também piscívoro *Oligosarcus solitarius* (Figura 2, Figura 3). Os onívoros encontram-se em uma posição trófica intermediária na cadeia, com exceção de *Astyanax lacustris* e *Brycon opalinus*, que apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais empobrecidos, e ocupam a base da teia trófica juntamente com o herbívoro *Hemichilus wheatlandii* (Figura 2, Figura 3). Peixes das guildas dos detritívoros e invertívoros também ocuparam posições intermediárias na teia trófica da assembleia (Figura 2, Figura 3).

Em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, observa-se que os peixes detritívoros apresentam $\delta^{13}\text{C}$ muito similares entre si, sendo o mesmo observado entre as espécies piscívoras (Figura 2, Tabela 1). O herbívoro *H. wheatlandii* foi a espécie com maior amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ de -14.17 e -19.99‰ (Figura 2, Tabela 1). Em contrapartida, *Astyanax lacustris* parece explorar uma faixa de carbono (-20.72 e -23.77‰) pouco utilizada pelo restante da assembleia de peixes (Figura 2, Tabela 1).

Tabela 1 Média e desvio padrão das composições isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) de cada espécie de peixe (separados em guildas) e recursos alimentares coletados no Rio Santo Antônio, Bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil. N = número de amostras.

Amostras	N	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
		Média	DP	Média	DP
Detritívoros	13	-17,38	0,57	- 11,76	0,58
<i>Delturus carinotus</i> (La Monte, 1933)	3	-17,14	0,38	- 12,66	0,06
<i>Hypostomus luetkeni</i> (Steindachner, 1877)	5	-17,4	0,75	- 11,71	0,2
<i>Parotocinclus</i> sp.	5	-17,5	0,53	- 11,29	0,32
Herbívoros	5	-18,81	3,41	- 10,22	0,68
<i>Henochilus wheatlandii</i> Garman, 1890	5	-18,81	3,41	- 10,22	0,68
Invertívoros	14	-18,72	1,96	- 11,87	0,8
<i>Pachyurus adpersus</i> Steindachner, 1879	8	-19,77	1,8	- 12,14	0,95
<i>Trichomycterus</i> aff. <i>alternatus</i> (Eigenmann 1917)	6	-17,32	1,14	- 11,51	0,33
Onívoros	35	-19,62	1,93	- 11,25	0,98
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	4	-22,3	1,26	- 9,75	0,91
<i>Brycon opalinus</i> (Cuvier, 1819)	6	-17,56	2,36	- 10,17	0,4
<i>Characidium timbuiense</i> Travassos, 1946	3	-20,01	0,31	- 12,03	0,04
<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	4	-17,72	0,92	- 11,55	0,24
<i>Geophagus</i> sp.	7	-19,48	1,29	- 11,83	0,94
<i>Hypomasticus copelandii</i> (Steindachner, 1875)	1	-20,85	-	- 11,78	-
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	5	-20,51	0,63	- 11,52	0,4
<i>Psalidodon</i> sp.	5	-20,29	0,92	- 11,82	0,27
Piscívoros	9	-18,86	0,61	- 13,16	0,98
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	2	-18,89	0,16	- 13,71	0,09
<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther, 1864	4	-18,67	0,82	- 12,62	1,34
<i>Oligosarcus solitarius</i> Menezes, 1987	3	-19,09	0,57	- 13,51	0,26
Recursos	30	-25,7	4,46	- 5,76	2,62
Algas filamentosas	5	-29,27	4,9	- 5,94	2,97
CPOM	5	-30,27	0,95	- 1,96	0,73
Invertebrados terrestres	5	-26,28	3,91	- 6,15	3,78
Invertebrados aquáticos	5	-24,42	1,33	- 7,88	0,67

Material em suspensão	5	-23,41	3,16	-	6,32	0,63
Perifiton	5	-20,58	2,95	-	6,34	0,62

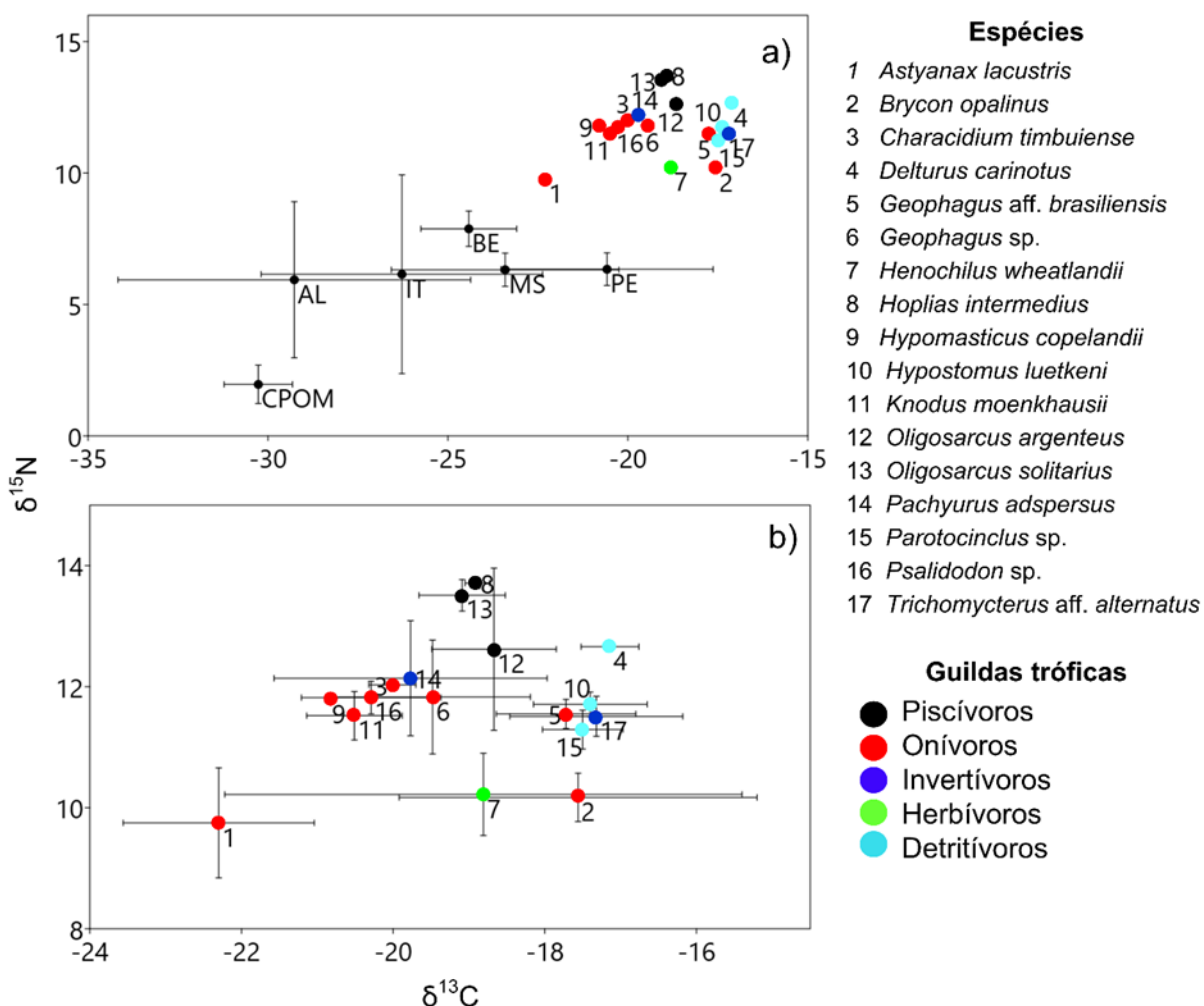


Figura 2 Estrutura trófica da assembleia de peixes do Rio Santo Antônio, com eixo x representando o carbono, e o eixo y representando o nitrogênio, evidenciado em duas abordagens: a) bi-plot construído com os valores médios da composição isotópica dos peixes, enquanto os recursos são representados por valores médios e o desvio padrão; e b) bi-plot representando apenas as composições isotópicas (média e desvio padrão) dos peixes.

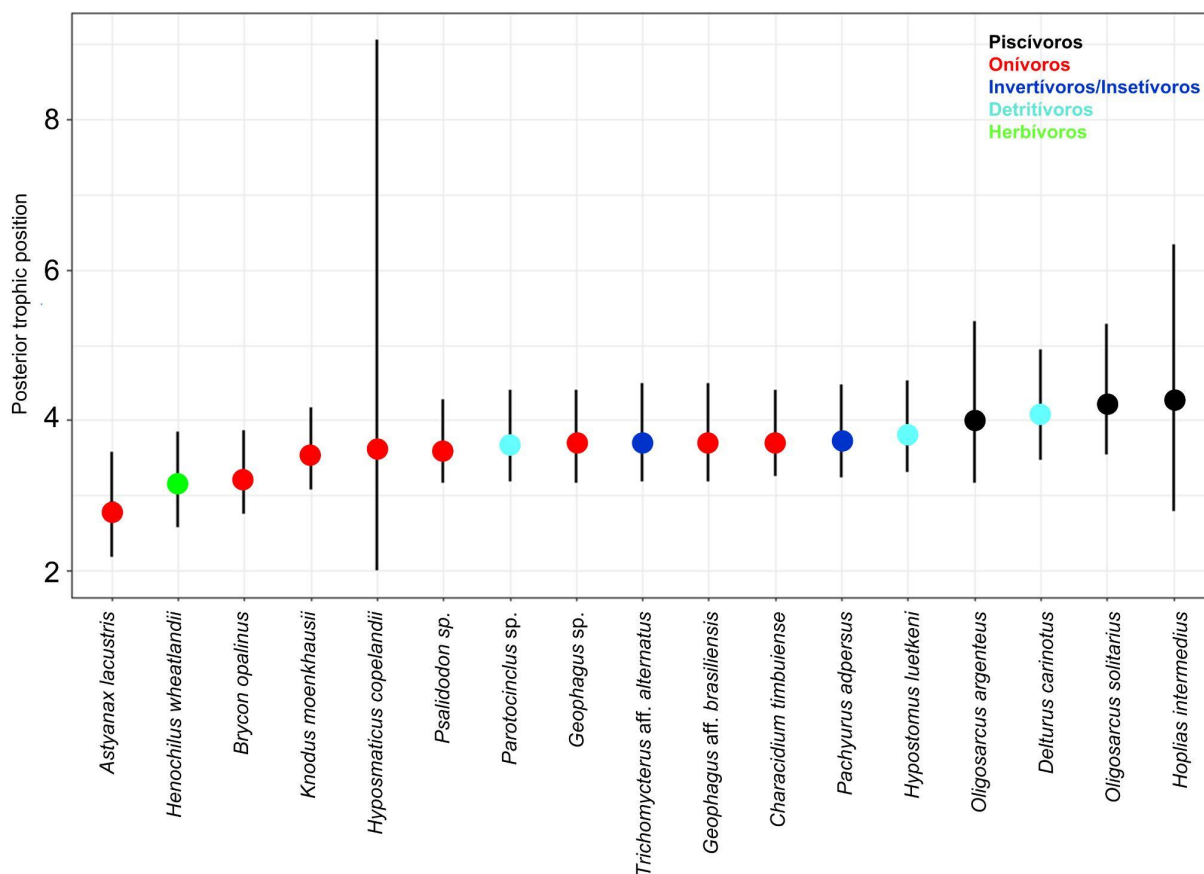


Figura 3 Posições tróficas ocupadas por cada espécie de peixe do Rio Santo Antônio.

Composição isotópica dos recursos e guildas tróficas

Os recursos alimentares apresentaram diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$ (Figura 4a). Perifíton foi o recurso mais enriquecido em $\delta^{13}\text{C}$, enquanto CPOM foi o mais empobrecido. Algas filamentosas foi o recurso com maior variação no $\delta^{13}\text{C}$, enquanto invertebrados aquáticos e CPOM pouco variaram. Assim como os recursos alimentares, as guildas tróficas também variaram em $\delta^{13}\text{C}$, sendo a maior diferença observada entre detritívoros (^{13}C -enriquecidos) e onívoros e piscívoros (^{13}C -empobrecidos) (Figura 4b).

Recursos alimentares (Figura 4c) e guildas tróficas (Figura 4d) também foram diferentes em relação ao $\delta^{15}\text{N}$. Entre os recursos, os invertebrados aquáticos apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ enriquecidos e pequena variação. Valores enriquecidos de $\delta^{15}\text{N}$ também foram observados para algas e invertebrados terrestres, entretanto esses recursos apresentaram alta variabilidade nas composições isotópicas. Assim como para o $\delta^{13}\text{C}$, o CPOM também apresentou as assinaturas mais empobrecidas de $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 4c). Em relação às guildas tróficas, os piscívoros apresentaram assinaturas de $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecidas, enquanto os herbívoros apresentaram os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 4d). Detritívoros, onívoros e

invertívoros apresentaram assinaturas de $\delta^{15}\text{N}$ intermediárias e similares entre si. Destes, a maior variação nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ foi observada para os onívoros (Figura 4d).

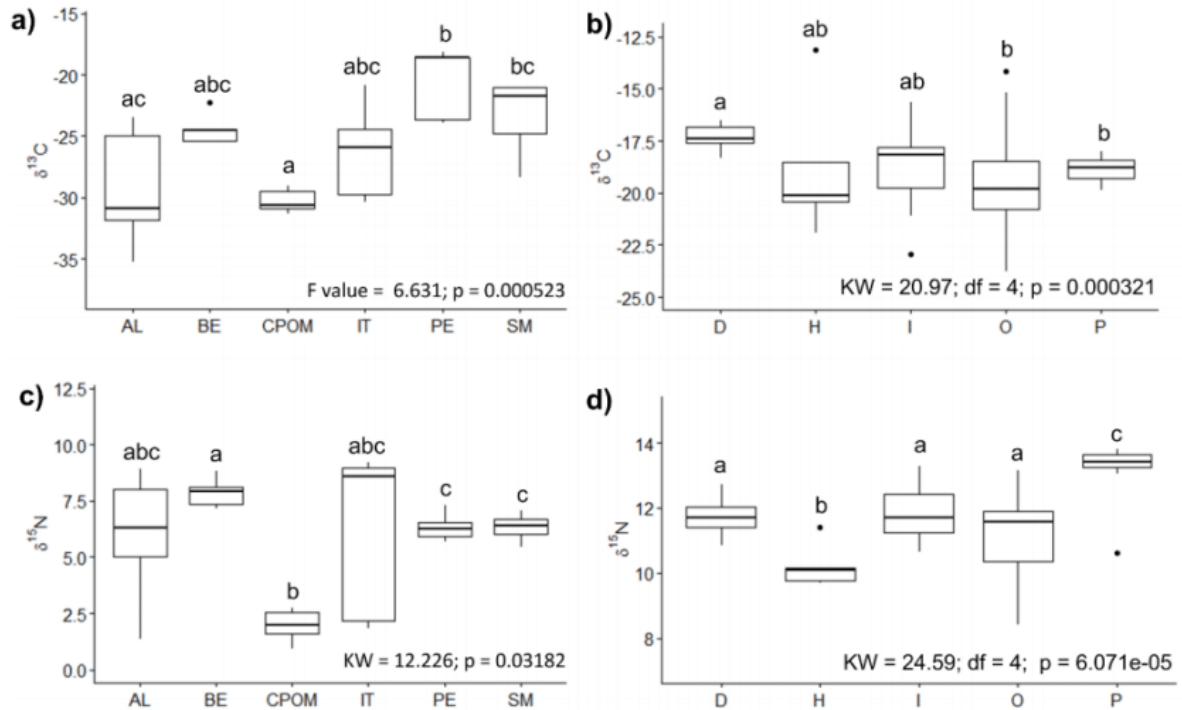


Figura 4 Variação na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ (a e b) e $\delta^{15}\text{N}$ (c e d) dos recursos alimentares (a e c) e guildas tróficas (b e d) coletados no rio Santo Antônio. Boxplots representam os quartis e a mediana dos dados, enquanto as letras indicam diferenças significativas entre amostras de acordo com teste *posthoc*. Recursos: Algas filamentosas (AL), matéria orgânica particulada grossa (CPOM), invertebrados aquáticos (BE), invertebrados terrestres (IT) e material em suspensão (SM). Guildas tróficas: Detritívoros (D), Herbívoros (H), Invertívoros (I), Onívoros (O) e Piscívoros (P).

Nichos tróficos (nichos isotópicos)

É possível observar grande distinção entre os nichos de cada guilda trófica da assembleia de peixes do rio Santo Antônio (Figura 5). Os herbívoros apresentaram o nicho mais amplo, enquanto os detritívoros apresentaram nichos mais estreitos (Figura 5, Tabela 2). A maior sobreposição de nichos foi observada entre os peixes detritívoros e invertívoros, e entre onívoros e invertívoros. Os nichos tróficos de piscívoros e herbívoros não se sobrepuseram com os nichos das demais guildas (Figura 5).

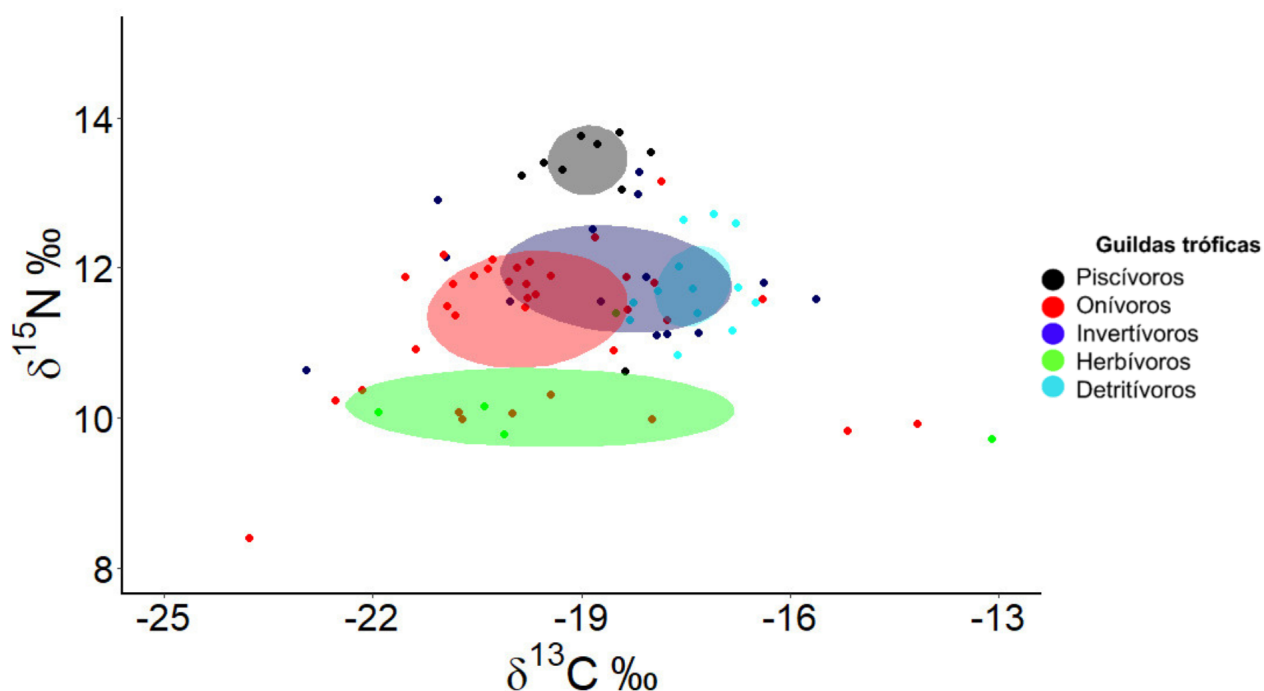


Figura 5 Elipses (standard ellipse area - SEA - calculadas usando intervalo de confiança de 40%) representando o nicho trófico das guildas de peixes amostradas no Rio Santo Antônio, bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

Tabela 2 Área total (TA) e elipses (standard ellipse area - SEA e SEAc - calculadas usando intervalo de confiança de 40%) representando o nicho trófico das guildas de peixes amostradas no Rio Santo Antônio, bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

	Detritívoros	Herbívoros	Invertívoros	Onívoros	Piscívoros
TA	2.20	7.42	11.19	23.54	3.11
SEA	1.03	7.22	4.90	5.92	1.85
SEAc	1.12	9.62	5.31	6.10	2.11

Partição de recursos

Para os detritívoros, o recurso mais importante foi o perifíton (representando mais de 47% da assimilação), seguido por material em suspensão, algas filamentosas, e por último CPOM (Tabela 3). O único representante herbívoro, *H. wheatlandii*, teve sua assimilação baseada principalmente em perifíton, seguido por material em suspensão. Para os invertívoros, nota-se uma semelhança na dieta de *Pachyurus adspersus* e *Trichomycterus aff.*

alternatus, ambos assimilando preferencialmente invertebrados (terrestres e aquáticos) e perifíton (Tabela 3). Os onívoros assimilaram, principalmente, invertebrados aquáticos e perifíton, seguidos por invertebrados terrestres e não apresentaram algas como recurso importante em sua alimentação. Os piscívoros, por sua vez, apresentaram mais de 70% de sua alimentação baseada em peixes, apesar dos invertebrados (principalmente os aquáticos) também estarem presentes na dieta (Tabela 3).

Tabela 3 Resultados da análise de partição (MixSIAR) apresentando a média das proporções dos recursos alimentares assimilados por cada espécie de peixe coletada no Rio Santo Antônio, bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Recursos: Algas filamentosas (AL), matéria orgânica particulada grossa (CPOM), invertebrados aquáticos (BE), invertebrados terrestres (IT) e material em suspensão (SM). Recursos mais assimilados estão representados em negrito.

Guilda	Espécies	AL	CPOM	SM	PE
Detritívoros	<i>Delturus carinotus</i>	0,161	0,094	0,270	0,475
	<i>Hypostomus luetkeni</i>	0,101	0,053	0,223	0,623
	<i>Parotocinclus</i> sp.	0,08	0,051	0,221	0,649
Herbívoros	<i>Henochilus wheatlandii</i>	0,108	0,066	0,315	0,511
	Espécies	AL	BE	IT	PE
Invertívoros	<i>Pachyurus adspersus</i>	0,060	0,501	0,201	0,238
	<i>Trichomycterus</i> aff. <i>alternatus</i>	0,061	0,450	0,200	0,289
Onívoros	<i>Astyanax lacustris</i>	0,112	0,416	0,150	0,322
	<i>Brycon opalinus</i>	0,084	0,372	0,104	0,439
	<i>Characidium timbuiense</i>	0,088	0,412	0,180	0,319
	<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i>	0,054	0,309	0,226	0,412
	<i>Geophagus</i> sp.	0,050	0,409	0,285	0,256

	<i>Hypomasticus copelandii</i>	0,072	0,511	0,194	0,223
	<i>Knodus moenkhausii</i>	0,036	0,609	0,141	0,214
	<i>Psalidodon sp.</i>	0,068	0,485	0,183	0,265
	Espécies		BE	IT	Fish
Piscívoros	<i>Hoplias intermedius</i>	-	0,175	0,094	0,730
	<i>Oligosarcus argenteus</i>	-	0,132	0,097	0,771
	<i>Oligosarcus solitarius</i>	-	0,189	0,077	0,734

DISCUSSÃO

A análise das composições isotópicas dos peixes e recursos do rio Santo Antônio forneceu informações sobre a estrutura trófica da comunidade, assim como os principais recursos que sustentam a assembleia de peixes deste rio em condição de referência. Os resultados aqui apresentados demonstraram diferenças na composição de carbono e nitrogênio tanto entre as guildas tróficas quanto entre os recursos alimentares, evidenciando que diferentes fontes de carbono sustentam as diferentes guildas tróficas, o que conseqüentemente se refletiu em nichos diferenciados para cada guilda trófica. Perifíton e invertebrados aquáticos se caracterizaram como os recursos com maior importância para a maioria das guildas, o que pode ser reflexo da qualidade ambiental do rio Santo Antônio.

No que se refere à estrutura trófica, os onívoros caracterizam-se pela guilda mais abundante do rio Santo Antônio, representando quase 50% das espécies coletadas. Este resultado contradiz com o esperado em um rio condição de referência, visto que espécies de hábito generalista são mais abundantes em locais com baixa qualidade ambiental (Karr, 1981), devido ao caráter trófico oportunista destas espécies, fato que pode ser alterado devido ao aumento do esforço amostral, com a inclusão de mais espécies para as análises. Outros fatores a serem considerados é que a classificação em guildas tróficas, feita com base na literatura, pode ser muito complexa devido a diversos fatores, como: 1) mudança na dieta das espécies de acordo com as condições bióticas e abióticas do ambiente em que estão inseridos; 2) disponibilidade dos recursos (Bennemann et al. 2005; Noble et al. 2007); 3) variações na dieta de acordo com o estágio de desenvolvimento/ontogenético (Abelha et al. 2001), dentre outros.

Em ecossistemas aquáticos continentais, os piscívoros caracterizam-se por serem predadores de topo de cadeia (Nowlin et al., 2006; Bozza et al., 2010), o que foi observado na assembleia de peixes do rio Santo Antônio. Onívoros e invertívoros ocuparam posições intermediárias, com exceção dos onívoros *Astyanax lacustris* e *Brycon opalinus*, que se encontram na base da teia trófica, juntamente com o herbívoro *Henochilus wheatlandii*. Uma das possíveis explicações para *Astyanax lacustris* é a sua tendência à herbivoria, o que também foi observado por Silva e colaboradores (2012) em um estudo realizado na lagoa do Piató. Além disso, em nosso estudo observamos que a espécie apresentou uma dieta diferente do restante da assembleia, tendo como principal recurso alimentar o CPOM.

Nosso estudo trouxe também importantes informações sobre duas espécies de importância ecológica capturadas no Rio Santo Antônio, *B. opalinus* e *H. wheatlandii*, ambas criticamente ameaçadas de extinção e sendo a última endêmica do Rio Santo Antônio (Vieira et al. 2006; ICMBio/MMA, 2018; Siqueira et al. 2019). *Brycon opalinus* e *H. wheatlandii* apresentaram hábitos alimentares e posições tróficas similares, com uma grande amplitude de carbono e menor amplitude de nitrogênio. Nosso estudo demonstrou que o *H. wheatlandii* possui uma dieta baseada em perifíton e material em suspensão, resultado que destaca-se quando levamos em consideração o cenário de contaminação do rio Doce por rejeito minerário. Até então, o único trabalho existente sobre a dieta de *H. wheatlandii* indicava uma dieta baseada em insetos e matéria vegetal (Vieira e Alves, 2001). Em relação ao gênero *Brycon*, há uma controvérsia na literatura no que diz respeito a sua dieta, onde alguns autores o classificam como onívoro e outros como herbívoro, o que pode ser explicado devido às variações ontogenéticas, que indicam uma tendência a herbivoria à medida que a espécie cresce (Gomiero et al., 2006). No caso de *B. opalinus*, foi observado um nível trófico inferior em comparação com a maioria dos demais onívoros da assembleia, o que reforça a possível tendência à herbivoria. Diversos estudos vêm relatando a importância dos alimentos de origem vegetal na composição da dieta do gênero *Brycon* (Menezes, 1969; Knöpell, 1970; Goulding, 1980; Borges, 1986; Leite, 2004), reforçando ainda mais a importância de matas ciliares para o hábito alimentar do gênero como principal fornecedora de energia (Jean et al., 2009).

Para *H. wheatlandii* fica evidente a carência de informações em relação a sua ecologia e hábitos alimentares. Essa espécie, encontrada apenas no Rio Santo Antônio, foi redescoberta por Vieira et al., em 1996 depois de uma lacuna de aproximadamente 100 anos sem aparecer em registros científicos devido a prováveis problemas de amostragem (Vieira et al., 2001). O gênero *Brycon*, por sua vez, possui distribuição desde o México até a bacia do rio da Prata

(Lima et al., 2000; Gomiero et al., 2006). Devido à restrição geográfica de *H. wheatlandii* e ausência de estudos de ambas as espécies, pouco se sabe sobre seus hábitos alimentares, o que aumenta a importância dos dados apresentados em nosso trabalho.

Ao contrário do observado por Alonso e colaboradores (2020), rio em referência para o Rio das Velhas, no qual realizaram 2 coletas (estação seca e estação chuvosa), totalizando 143 indivíduos representando 28 espécies de peixes, foi observado que os detritívoros ocuparam posições tróficas elevadas. Algumas explicações para esse padrão observado, incluem: 1) Falta de consistência na classificação das guildas tróficas na literatura, com a mesma espécie frequentemente classificada em guildas tróficas diferentes; 2) consumo de detrito enriquecido em ^{15}N devido a decomposição; 3) modificações espaciais e sazonais na oferta de recursos (Abelha et al., 2001) etc.

Em nosso estudo, destaca-se então que, por exceção dos detritívoros (que usualmente ocupam a base da teia trófica), o rio Santo Antônio possui uma estrutura trófica típica (piscívoros ocupando os níveis tróficos mais altos, invertívoros e onívoros ocupando níveis intermediários e herbívoros ocupando níveis tróficos inferiores). Além disso, observou-se uma clara distinção entre os nichos, o que pode ser explicado pelas espécies nativas que, por evoluírem juntas no mesmo ambiente, desenvolveram especializações alimentares que fazem com que as mesmas evitem a competição por recursos (Baltz & Moyle et al., 1984; Brown et al., 1995). Além disso, habitats mais produtivos oferecem maior disponibilidade e diversificação de recursos, resultando no aumento nas especializações alimentares e de nicho, o que possibilita o desenvolvimento de assembleias complexas (Giller et al., 1984). Em comparação aos resultados do estudo de Alonso et al., (2020), o qual avaliou a estrutura trófica de outro rio em condição de referência, observamos que o Rio Santo Antônio apresenta uma estrutura trófica mais organizada em relação a posição trófica das guildas, além de apresentar menor sobreposição de nichos, o que sugere que rios em condição de referência podem apresentar estruturas tróficas distintas, mesmo estando localizados em regiões geográficas similares.

Em relação aos nichos tróficos, observou-se que os herbívoros apresentam nichos isotópicos mais amplos, o que demonstra uma menor seletividade alimentar, enquanto os detritívoros apresentaram nichos mais estreitos, indicando uma alimentação baseada em uma gama específica de recursos. Vale ressaltar que apenas uma espécie foi classificada como herbívoro (*Henochilus wheatlandii*) e, portanto, toda variação no nicho dos herbívoros reflete a variação na dieta dessa espécie, a qual pode ter ocorrido ou pelo fato dessa espécie consumir uma variedade maior de recursos alimentares, ou pelo fato do recurso consumido por ela

(como o perifíton) variar bastante sua composição de $\delta^{13}\text{C}$. A segunda é reforçada pelo fato de que o perifíton (responsável por mais de 50% da assimilação desta espécie) apresentou considerável variação nas composições de $\delta^{13}\text{C}$ nas cinco amostras coletadas (de -23.9 a -18.1 ‰).

A diferenciação e maior enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ de nichos dos piscívoros reforça a posição de topo de cadeia ocupada por peixes desta guilda, o que já era esperado, uma vez que se alimentam de outros peixes. Também observamos grande sobreposição de nichos entre os peixes detritívoros e invertívoros e também entre os onívoros e invertívoros. A sobreposição entre onívoros e invertívoros pode ser interpretada como o compartilhamento de recursos alimentares, resultado já esperado, uma vez que peixes onívoros possuem uma dieta baseada tanto em itens animais, quanto vegetais (da Silva et al., 2007). O mesmo pode ser observado para a sobreposição entre detritívoros e invertívoros, uma vez que o detrito é um recurso dinâmico e heterogêneo, e inclui formas de matéria orgânica não viva, incluindo diferentes tipos de tecidos vegetais e animais, além de micróbios (Pereira et al., 2010; Guareschi et al. 2012).

O grau de degradação e variabilidade nas condições ambientais dos ecossistemas aquáticos têm forte influência na determinação dos recursos alimentares disponíveis (Luiz et al., 1998). Dentre os recursos amostrados, perifíton e invertebrados aquáticos destacaram-se como os mais importantes para a maioria das guildas da assembleia de peixes. Tanto a comunidade perifítica quanto os invertebrados aquáticos caracterizam-se como bioindicadores, devido sua sensibilidade e baixa tolerância às variações ambientais (Tundisi et al., 2008; López-López et al., 2015). Diversos autores salientam a importância do perifíton como bioindicador ambiental (Santos et al., 2018; de Carvalho et al., 2020), principalmente para rios (Watanabe, 1990). Vem sendo enfatizado a importância dos invertebrados bentônicos como sendo um dos mais utilizados para avaliação ambiental em ecossistemas aquáticos (Abílio et al. 2007). Sob uma visão ecossistêmica, estes resultados destacam-se quando se considera o viés de conservação, podendo servir como auxílio nas estratégias de projetos de ambientes já conservados ou através do manejo de áreas degradadas, próximas a esses ambientes.

Dessa forma, sendo o rio Santo Antônio um rio de referência, as composições isotópicas dos recursos amostrados podem refletir a qualidade ambiental local. Entretanto, o CPOM (folhiço), que é um recurso intimamente relacionado com a integridade da mata ciliar (Bortolin Bruno et al. 2014), apresentou pequena importância como recurso alimentar para a assembleia de peixes do Rio Santo Antônio, sugerindo que, ou a abundância desses recursos

está comprometida, ou os peixes optam por se alimentar por recursos mais nutritivos e de mais rápida assimilação, como já observado em outros rios e riachos (Abelha et al. 2001). Alonso et al. (2020), ao avaliar os recursos mais importantes para os peixes do Rio Cipó, observou que os detritívoros se alimentam basicamente de CPOM e material em suspensão, o que foi diferente do que observamos para a mesma guilda no Rio Santo Antônio, demonstrando as particularidades em relação a estrutura trófica entre o rio Cipó e o rio Santo Antônio.

CONCLUSÃO

Através dos nossos resultados foi possível caracterizar a estrutura trófica e avaliar o fluxo de carbono de um rio em condição de referência na bacia do Rio Doce, a qual ainda sofre as consequências daquele que é considerado por muitos, como o pior desastre ambiental ocorrido no Brasil. Este é o primeiro trabalho caracterizando a estrutura trófica do rio Santo Antônio, que apesar de sua importância, ainda carece de estudos mais aprofundados. Vimos que o rio Santo Antônio possui uma estrutura trófica bem organizada, nichos de guildas tróficas delimitados, e com espécies importantes, como *H. wheatlandii* e *B. opalinus* ocupando posições tróficas distintas das demais espécies. Nossos resultados também destacam a importância do perifiton e invertebrados aquáticos para manutenção da assembleia de peixes, os quais têm sua disponibilidade e abundância relacionados com a qualidade ambiental da bacia. Nossos resultados se diferenciam em vários aspectos dos resultados de Alonso et al. (2020), sugerindo que mesmo bacias próximas geograficamente apresentam suas particularidades no que se diz respeito a estrutura trófica e fluxo de carbono nas comunidades aquáticas. Portanto, estudos em outros rios em condição de referência devem ser encorajados, considerando a importância que tais rios possuem para as bacias nas quais estão inseridos, como na melhoria da qualidade de água e na manutenção da fauna aquática. A descrição e o consequente entendimento da dinâmica trófica da assembleia de peixes podem ser utilizados na orientação de estratégias que visem a conservação da ictiofauna (Alonso et. al 2020), principalmente em se tratando de rios inseridos em bacias fortemente impactadas e que possuem elevada importância na manutenção da fauna de peixes, como é o Rio Santo Antônio para a bacia do Rio Doce.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. n. 1983, p. 425–434, 2001.
- ABÍLIO, J. F. P. et al. Macroinvertebrados bioindicadores na caatinga. *Oecol. Bras.*, v. 11, n. 3, p. 397–409, 2007.
- AGRA, J.; CALLISTO, M.; LIGEIRO, R. Condições De Referência Em Riachos Tropicais: Bases Para Monitoramento E. *Anais do VIII CBUC (Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação)*, 2015.
- ALBRECHT, M. P. Isótopos Estáveis E Outras Ferramentas Em Estudos Tróficos De Peixes Em Riachos Tropicais. *Oecologia Australis*, v. 25, n. 02, p. 283–300, 2021.
- ALONSO, M. B. Trophic structure of a fish assemblage in a reference condition river located in a polluted watershed. *Environmental Biology of Fishes*, v. 103, n. 11, p. 1437–1452, 2020.
- ANDRADES, R. et al. Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 154, n. March, p. 111073, 2020.
- Barrie A, Prosser SJ. Mass spectrometry of soils. In: mass spectrometry of soils. Marcel Dekker, Inc., p 536, 1996.
- Baltz, D. M. & Moyle, P. B. (1984). Segregation by species and size classes of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, and Sacramento sucker, *Catostomus occidentalis*, in three California streams. *Environmental Biology of Fishes* 10, 101-110.
- BENNEMANN, S. T.; GEALH, A. M.; ORSI, M. L.; SOUZA, L. M. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 95, n. 3, p. 247-254, 2005.
- Bearhop S, Adams CE, Waldron S, et al (2004) Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J Anim Ecol* 73:1007–1012. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00861.x>
- BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. 2004. Amostragem em Limnologia. Rima, São Carlos–SP 346 p.
- Borges, G. A. 1986. Ecologia de três espécies do gênero *Brycon* Muller & Troschel, 844 (Pisces-Characidae), no rio Negro Amazonas, com ênfase na caracterização taxonômica e alimentação. Dissertação de Mestrado INPA/FUA, Manaus. 150p.
- BORTOLIN BRUNO, H.; CARLOS SANTOS NAGY, S.; BICUDO ROBERTO HERNANDES, L. Práticas de Recuperação de Mata Ciliar em Bacias Hidrográficas, 2014. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/142881/000867513.pdf?sequence=1>>

Bozza, A. N. e Hanh, N. S. (2010). Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. *Biota Neotropica*, 10(3): 217-226.

BASTOS, R. F. USO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE CARBONO (^{12}C , ^{13}C) E NITROGÊNIO (^{14}N , ^{15}N) COMO INDICADORES DO FLUXO DE MATÉRIA E ESTRUTURA TRÓFICA EM AMBIENTES AQUÁTICOS: PROPOSTAS METODOLÓGICAS PARA A SUPERAÇÃO DE PRESSUPOSTOS E LIMITAÇÕES DE TÉCNICAS ANALÍTICAS. [s.l: s.n.].

BRANCO, A. F. V. C. Avaliação da perda da biodiversidade na Mata Atlântica. *Ciência Florestal*, 2021.

BROWN, J.H. (1995). *Macroecology*. University of Chicago Press: Chicago

CARVALHO, D. R. et al. Stable isotopes and stomach content analyses indicate omnivorous habits and opportunistic feeding behavior of an invasive fish. 2019.

CARVALHO, D. R. et al. Using $\delta^{15}\text{N}$ of periphyton and fish to evaluate spatial and seasonal variation of anthropogenic nitrogen inputs in a polluted Brazilian river basin. *Ecological Indicators*, v. 115, n. September 2019, p. 106372, 2020.

COELHO, A. C. S. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E COMPARAÇÃO ENTRE AS BACIAS DO RIO PIRANGA E RIO SANTO ANTÔNIO APÓS O ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO, MARIANA-MG. 2022.

COSTA, M. R. C. et al. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 94 p, 1998.

DRUMMOND, G. M. et al. Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação. 2ª. Ed., Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. 222p, 2005.

DA SILVA, E. L.; FUGI, R.; HAHN, N. S. Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 29, n. 4, p. 387–394, 2007.

DODDS, W. K.; OAKES, R. M. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. *Limnology and Oceanography: Methods*, v. 2, n. 10, p. 333–341, 2004.

DOS SANTOS, S. A.; DE BRITTO, M. R. The ichthyofauna of a poorly known area in the middle- southern Espinhaço mountain range, state of Minas Gerais, Brazil: diagnostics and identification keys. 2021.

FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza e Conservação*, v. 14, n. 2, p. 35–45, 2016.

FERNANDES, U. L.; CRISTINA, E.; OLIVEIRA, C. DE. O Perifiton Como Indicador Da Qualidade Ambiental Em Um Reservatório No Município De Crato, Ceará. XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, p. 7p, 2008.

FERREIRA, F. L. V. Time series trends of streamflow and rainfall in the Santo Antônio River basin, Brazil. 2021.

FRY, B. Stable Isotope Diagrams of Freshwater Food Webs. 1991.

GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de Resíduos Vegetais, Matéria Orgânica Leve, Estoques de Carbono e Nitrogênio e Fósforo Remanescente Sob Diferentes Sistemas de Manejo no Cerrado Goiano. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, v. 36, n. 3, p. 909–920, 2012.

Giller, P.S. 1984. *Community Structure and the Niche*. Chapman and Hall, London/New York. 176pp.

GIOVANINI, R. M. B. Uso de isótopos estáveis (C, N, S) no estudo de relações tróficas de peixes: variação ao longo de gradientes espaciais e salinos. p. 98, 2016.

GOMIERO, L. M.; BRIANI, D. C.; GIASSON, L. O. M. Vertebrados consumidos por *Brycon opalinus* (Pisces, Characidae) em rios do Parque Estadual da Serra do Mar, SP. *Biota Neotropica*, v. 6, n. 3, p. 2–6, 2006.

Goulding, M. 1980. *The Fishes and the forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press. Berkeley, California. 280p.

ICMBIO. Parque Nacional Da Serra Do Cipó Área De Proteção Ambiental. p. 102, 2009.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos Santo Antônio PARH Santo Antônio. 2010. Disponível em: http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PARH_Santo_Antonio.pdf. Acesso: 20 de maio de 2022.

JACKSON, A. L. et al. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J Anim Ecol* 80:595–602, 2011.

JANKOWSKY, M. et al. Peixes E Pesca Na Bacia Do Rio Doce, Uma Análise Bibliométrica. *Brazilian Journal of Production Engineering - BJPE*, p. 14–40, 2021.

JEAN, P.; SANTOS, C.; UFU, E. Biodiversidade e Conservação Biodiversidade e Conservação. *Ecologia*, v. 17, n. 2, p. 1–16, 2009.

Jepsen, D. B. and Winemiller, K. O. 2002. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. – *Oikos* 96: 46 – 55.

Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21- 27.

Knöppel, H. A. 1970. Food of central Amazonian fishes. Contribution to the nutrient ecology of Amazonian rain-forest streams. *Amazoniana* 2 (3):257-352.

LATINI, A. et al. Atualização e análise da distribuição do andirá (*Henochilus wheatlandii* Garman, 1980) na Bacia do Rio Santo Antônio, MG. VI Simpósio Brasileiro sobre pequenas e médias centrais hidrelétricas, p. 1–20, 2008.

LEITE, R. G. A alimentação de juvenis de matrinxã, *Brycon amazonicum* (Pisces, Characidae), em áreas inundadas da Ilha de Marchantaria, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 34, n. 4, p. 661–664, 2004.

LIMA, F.C.T. & CASTRO, R.M.C. 2000. *Brycon* vermelha, a new species of characid fish from the rio Mucuri, a coastal river of eastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 11(2):155-162.

Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI – Peixes / -- 1. ed. -- Brasília, DF : ICMBio/MMA, 2018.

LOPES, L. M. N. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. *Sinapse Múltipla*, v. 5, n. 1, p. 1–14, 2016.

LOPES DOS SANTOS, G. et al. Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. *Forest Ecology and Management*, v. 482, n. August 2020, 2021.

López-López, E., Sedeño-Díaz, J.E. (2015). Biological Indicators of Water Quality: The Role of Fish and Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality. In: Armon, R., Hänninen, O. (eds) *Environmental Indicators*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_37

LUIZ, E. A. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná, 1998.

Noble RAA, Cowx IG, Goffaux D, Kestemont P (2007) Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fish Manag Ecol* 14:381–392

Nowlin, W. H., R. W. Drenner, K. R. Guckenberger, M. A. Lauden, G. T. Alonso, E. F. Joseph, & J. L. Smith. 2006. Gape limitation, prey size refuges and top-down impacts of piscivorous largemouth bass in shallow pond ecosystem. *Hydrobiologia* 563:357-369.

MACIEL, A. L. et al. Uso conflitante da terra nas áreas de preservação permanente ao longo dos rios da bacia do Rio Santo Antônio - MG utilizando. p. 1–8, 2017.

MACNEIL, M. A.; DROUILLARD, K. G.; FISK, A. T. Variable uptake and elimination of stable nitrogen isotopes between tissues in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 63, n. 2, p. 345–353, 2006.

Menezes, N. A. 1969. The food of *Brycon* and three closely related genera of the tribe Acestrorhynchini. *Papeis Avulsos de Zoologia*. SP. 22 (20):217-223.

McCutchan JH, Lewis WM, Kendall C, McGrath CC (2003) Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102:378–390. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12098.x>

MCMAHON, K. W. et al. Carbon isotope fractionation of amino acids in fish muscle reflects biosynthesis and isotopic routing from dietary protein. *Journal of Animal Ecology*, v. 79, n. 5, p. 1132–1141, 2010.

Moore JW, Semmens BX (2008) Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecol Lett* 11:470–480. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01163.x>

OLIVEIRA, A. C. B. DE. Isótopos Estáveis de C e de N como Indicadores Qualitativo e Quantitativo da Dieta do Tambaqui (*Colossoma macropomum*) da Amazônia Central. [s.l: s.n.], 2003.

Parnell AC, Inger R, Bearhop S, Jackson AL (2010) Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PLoS One* 5:e9672. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009672>

PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; BEUTLER, S.J. & TORRES, J.L.R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. *Pesq. Agropec. Bras.*, 45:508-514, 2010.

Pilger, T. J., Gido, K. B. & Propst, D. L. (2010). Diet and trophic niche overlap of native and nonnative fishes in the Gila River, USA: implications for native fish conservation. *Ecology of Freshwater Fish* 19, 300–321.

POLIGNANO, M.V.; POLIGNANO, A.H.; LISBOA, A.L.; ALVES, A.T.G.M.; MACHADO, T.M.M.; PINHEIRO, A.L.D.; AMORIM, A. Uma viagem ao projeto Manuelzão e à bacia do Rio das Velhas – Manuelzão vai à Escola. Belo Horizonte: Coleção Revitalizar, 2001.

QUEZADA-ROMEGIALLI, C. tRophicPosition: calculating trophic position for multiple species. 2018.

REIS, G. B. et al. Proposta De Enquadramento De Corpos Hídricos Em Classes De Uso Na Bacia Hidrográfica Do Rio Santo Antônio (Mg). *Nativa*, v. 7, n. 2, p. 189, 2019.

Sánchez, L.E., Alger, K., Alonso, L., Barbosa, F., Brito, M.C.W., Laureano, F.V., May, P., Roeser, H., Kakabadse, Y., (2018). Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão. O caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. Relatório Temático no 1 do Painel do Rio Doce. Gland, Suíça: UICN.

SANTOS, F. DE A. Estrutura trófica de peixes do Lago Grande, Manacapuru, AM com base nos isótopos estáveis de C e N. [s.l: s.n.], 2009.

SANTOS, M. Comunidade de diatomáceas como bioindicador da qualidade da água. *CAPTAR*, v. 7, p. 69–78, 2018.

SANTOS, S. A. DOS. The ichthyofauna of a poorly known area in the middle-southern Espinhaço mountain range, state of Minas Gerais, Brazil: diagnostics and identification keys. 2021.

- SILVA, D. A. DA. Ecologia alimentar de *Astyanax lacustris* (Osteichthyes: Characidae) na Lagoa do Piató, Assu, Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista Biota Amazonia*, 2012.
- SIQUEIRA, H. DE O. Estudos na conservação de espécies de peixes do rio Santo Antônio, Bacia do rio Doce. Instituto de Biociências, v. Master, p. 45, 2019.
- STOCK, B. C., SEMMENS, B. X. *MixSiar GUI User Manual*. 2016.
- STODDARD, J. L. et al. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications*, v. 16, n. 4, p. 1267–1276, 2006.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017.
- TUNDISI, José G.; TUNDISI, Takako M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- VALENTE, E. L. *Relações Solo-Vegetação no Parque Nacional da Serra Do Cipó, Espinhaço Meridional, Minas Gerais*. [s.l.: s.n.], 2009.
- VANDER ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 54, n. 5, p. 1142–1158, 1997.
- VANDER ZANDEN, M. J.; CASSELMAN, J. M.; RASMUSSEN, J. B. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, v. 401, n. 6752, p. 464–467, 1999.
- VASCONCELOS, V. V. Campos de Altitude: Campos Rupestres e Aplicação da Lei da Mata Atlântica: estudo prospectivo para o estado de Minas Gerais. *Boletim Geográfico*, v. 32, n. 2, p. 110–133, 2014.
- VIEIRA, F. A ictiofauna do rio Santo Antônio, bacia do rio Doce, MG: proposta de conservação. p. 101, 2006.
- VIEIRA, F. Rediscovery and first record of *Henochilus wheatlandii* (Teleostei: Characiformes) a rare neotropical fish, in rio Doce basin of southeastern Brazil. 2000.
- VIEIRA, C. E. D. Ecotoxicological impacts of the Fundão dam failure in freshwater fish community: Metal bioaccumulation, biochemical, genetic and histopathological effects. 2022.
- VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, v. 467, n. 7315, p. 555–561, 2010.
- WATANABE, T. Perifiton: comparação de metodologias para caracterizar o nível de poluição das águas. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 3, p. 593-615, 1990.
- Zambrano, L., Valiente, E. & Vander Zanden, M. J. (2010). Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions* 12, 3061–3069.