



MIRELLA BISSO ALONSO

**ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES
DE UM RIO EM CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA**

LAVRAS-MG

2019

MIRELLA BISSO ALONSO

**ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DE UM RIO EM
CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA**

Monografia apresentada à
Universidade Federal de Lavras, como parte
das exigências do Curso de Ciências
Biológicas, para obtenção do título de
Licenciado.

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador
Me. Débora Reis de Carvalho
Coorientadora

LAVRAS-MG

2019

AGRADECIMENTOS

A Deus, autor e consumidor da minha fé, por ter me concedido todas as condições necessárias para que eu pudesse concretizar este sonho.

Aos meus pais, Maria Helena e Adilson, por terem me criado com tanto carinho e amor e por me sustentarem com as suas orações.

Aos meus irmãos, Maraísa, Marlon e Mariana, por serem os melhores irmãos do mundo, por todo apoio, força e companheirismo.

Aos meus cunhados, Eulino e Alfredo, por todos os conselhos ao longo dessa minha jornada.

Aos meus sobrinhos, Eulino Tércio e Michel, por me ensinarem o amor todos os dias, o amor sem hipocrisia, o doar-se sem querer receber nada em troca.

Ao Gilson, meu companheiro, por todo apoio, carinho, confiança e conselhos. Obrigada por me ajudar a controlar as minhas emoções e por fazer os meus dias ainda mais coloridos.

Aos meus avós Maria Roma, Faustino (*in memorian*), Maria Conceição (*in memorian*) e Mário (*in memorian*) por todo amor. Em especial, a minha vizinha Roma, não tenha palavras para descrever o tamanho da minha gratidão e do meu amor pela senhora.

As minhas famílias, Alonso e Coelho, por sempre torcerem por mim e por todos os momentos maravilhosos que compartilhamos juntos.

Aos meus amigos, por sempre estarem comigo. Em especial aos amigos que a UFLA me deu, Bruna, Marina, Bianca e Leitão, obrigada por terem feito a minha graduação mais leve.

Ao professor, Paulo, por toda orientação, paciência e disponibilidade em ajudar. Obrigada por tudo, Paulo. Sou muito grata pelo privilégio de ter sido orientada por você.

A Débora, por toda orientação, ensinamento e paciência. Débora, a minha formação não teria sido a mesma sem você, obrigada por tudo.

Ao laboratório de ecologia de peixes por terem me acolhido tão bem.

Ao Diego e a Alessandra pela disponibilidade para compor a minha banca.

À UFLA, especialmente ao departamento de Biologia, pela oportunidade.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de iniciação científica.

MUITO OBRIGADA!

“Porque Dele, e por meio Dele, e para Ele são todas as coisas. A Ele, pois, a glória eternamente. Amém.” Romanos 11.36

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou o que era antes.” Martin Luther King.

RESUMO

Ambientes considerados condições de referência são aqueles onde a presença de ações humanas é mínima ou inexistente. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a estrutura trófica de peixes de um rio em condições de referência utilizando os isótopos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Foram realizadas amostragens em dois pontos no rio Cipó, um dos principais afluentes da bacia do rio das Velhas, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. Para obtenção da composição isotópica de Nitrogênio e de Carbono foram realizadas coletas de peixes e dos recursos alimentares disponíveis. Os peixes foram classificados em guildas tróficas de acordo com a literatura. *Myleus micans* (uma espécie herbívora), foi a espécie que ocupou o nível trófico mais alto (mais enriquecida em $\delta^{15}\text{N}$), o que levanta a suspeita de que ela seja uma espécie migradora de curta distância (ou que tenha uma grande área de vida) e pode estar se alimentando em locais fora do rio Cipó que apresentam recursos mais enriquecidos em $\delta^{15}\text{N}$. Os peixes detritívoros foram os que mais apresentaram variação no eixo do $\delta^{13}\text{C}$, o que sugere que nem todas as espécies se alimentam do mesmo recurso (detritos). Com exceção dos peixes herbívoros e dos detritívoros, a amplitude e sobreposição dos nichos isotópicos das demais guildas correspondem ao esperado em uma teia trófica. A composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ variou entre guildas tróficas, apesar de grande variação intraguilda também ser observada. Os detritívoros foram os peixes que apresentaram maior variação intraguilda na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ ($\cong -35$ a -22%). Os peixes onívoros e herbívoros, além de apresentarem grande variação na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ ($\cong -29$ a -18% e $\cong -25$ a -16% , respectivamente), também apresentaram variação no $\delta^{15}\text{N}$ ($\cong 7$ a 23% e $\cong 9$ a 23% , respectivamente). Para algumas guildas foi observado padrão de similaridade na dieta das espécies ao se comparar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Concluímos que a caracterização de ambientes aquáticos considerados como condições de referências é útil para propor estratégias de recuperação de ambientes perturbados pelas atividades humanas, pois o primeiro passo para recuperar determinado local impactado é conhecer a sua condição natural.

Palavras-chave: Teia trófica. Ictiofauna. Isótopos estáveis. Carbono. Nitrogênio

Sumário

Introdução.....	2
Metodologia.....	3
Área de estudo.....	3
Amostragem de peixes.....	4
Amostragem de recursos alimentares.....	5
Análise de dados.....	6
Análise isotópica.....	6
Análises estatísticas.....	6
Resultados.....	7
Discussão.....	15
Referências.....	18

Introdução

Atividades provenientes de ações antropogênicas, como industrialização, mudanças no uso do solo e urbanização, constituem grandes ameaças aos ecossistemas aquáticos (MARTINS et al., 2017). Tais atividades podem alterar a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (FELD; HERING, 2007; LIGEIRO et al., 2013), bem como promover alterações na biota (BAUMGARTNER; ROBINSON, 2016; VANDER LAAN et al., 2013). Ambientes aquáticos impactados pelas atividades antrópicas podem apresentar uma redução de guildas tróficas e um aumento na quantidade de espécies generalistas, uma vez que tais atividades podem promover mudanças na qualidade de água (como alterações nas concentrações de fósforo e nitrogênio) e na disponibilidade de recursos alimentares (ALEXANDRE; ESTEVES; MOURA E MELO, 2010; BONATO; DELARIVA; DA SILVA, 2012; CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; ESTEVES; ALEXANDRE, 2011; KARR, 1981).

A descrição das relações tróficas é fundamental na realização de vários estudos ecológicos (VANDER ZANDEN; CABANA; RASMUSSEN, 1997). A teia alimentar é utilizada para representar a estrutura trófica e as relações alimentares existentes em uma determinada comunidade (VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1999). Portanto, através da descrição das relações tróficas em uma teia alimentar é possível traçar o fluxo de matéria e energia através dos ecossistemas, detectando as ligações tróficas dentro de um grupo de consumidores (SANTOS, 2009), além de estabelecer uma estrutura trófica comparável com outros sistemas (JEPSEN; WINEMILLER, 2002; SANTOS, 2009).

Em muitos estudos sobre a ecologia trófica de peixes, as espécies são classificadas em guildas, que agrupa as espécies que utilizam o mesmo grupo de recursos alimentares de uma forma semelhante (ADAMS, 1985; LUCZKOVICH et al., 2002; SIMBERLOFF; DAYAN, 1991). O padrão geral comumente observado em uma teia trófica em ambientes aquáticos corresponde as espécies detritívoras, algívoras e herbívoras próximas a base da cadeia alimentar, as espécies onívoras e invertívoras em níveis intermediários e as espécies piscívoras ocupando o topo da cadeia (ANDERSON; CABANA, 2007; COHEN; NEWMAN, 1985; JEPSEN; WINEMILLER, 2002). Espécies parasitas, quando presentes em uma comunidade, podem atingir o nível trófico mais alto (ARIAS-GONZÁLEZ; MORAND, 2006).

A análise de isótopos estáveis é uma ferramenta que auxilia a compreensão da estrutura e do funcionamento de teias alimentares e do fluxo de energia em ecossistemas aquáticos (CUCHEROUSSET et al., 2012; DAVIS et al., 2012; PETERSON; FRY, 1987; RYBCZYNSKI et al., 2008; VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 2001). A análise isotópica proporciona dados a respeito das relações tróficas embasada em um longo período de tempo bem como a dieta assimilada (CUCHEROUSSET et al., 2012; DAVIS et al., 2012; HESSLEIN; HALLARD; RAMLAL, 1993; RYBCZYNSKI et al., 2008;). Os isótopos estáveis mais utilizados em estudos ecológicos de ecossistemas aquáticos são os de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) (CUCHEROUSSET et al., 2012; MANETTA; BENEDITO-CECILIO, 2003), os quais tem sido amplamente utilizados para avaliar diferentes impactos antrópicos sobre a estrutura trófica de ambientes aquáticos (BAETA et al., 2017; CASTRO et al., 2016; de CARVALHO et al., 2017; LÓPEZ-RASGADO et al., 2016). Em estudos de ecologia trófica de peixes, a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ de seus tecidos é comparada com a composição isotópica dos recursos utilizados em sua dieta, uma vez que os componentes de uma teia alimentar refletem a composição isotópica de carbono das suas fontes alimentares (FRY; SHERR, 1984). O $\delta^{13}\text{C}$ dos recursos é refletido ao longo da teia alimentar, apresentando um pequeno enriquecimento de 0.2 a 1.0‰ a cada nível trófico (McCUTHAN et al., 2003). Através da transferência conservativa do $\delta^{13}\text{C}$ é possível identificar os diferentes recursos que compõem uma teia trófica de um ecossistema onde as fontes

alimentares apresentam distintos valores em suas composições isotópicas (DENIRO; EPSTEIN, 1978; FRY; SHERR, 1984). A composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$, por sua vez, é fracionada consistentemente ao longo da teia trófica, com uma variação substancial no enriquecimento de acordo com as guildas tróficas. Geralmente, consumidores com dieta baseada em invertebrados apresentam enriquecimento de $+1.4 \pm 0.21\%$, consumidores com dieta alta em proteína (como predadores/piscívoros) apresentam um enriquecimento de $+3.3 \pm 0.26\%$, e consumidores com dieta herbívora (algas e plantas) apresentam um enriquecimento de $+2.2 \pm 0.30\%$ por nível trófico. Para consumidores detritívoros e onívoros, por sua vez, pode-se considerar um enriquecimento médio de $+2.3 \pm 0.18\%$, uma vez que consomem uma mistura de material vegetal e animal (McCUTHAN et al., 2003).

Um fator importante para melhor compreender os efeitos das atividades antropogênicas sobre os ecossistemas aquáticos é estimar o estado biológico de um ecossistema onde a presença de atividade humana é mínima ou inexistente (MARTINS et al., 2017), denominado condições de referência. A descrição de condições de referência é amplamente utilizada em monitoramentos de qualidade de água (BOULEAU; PONT, 2015; BUSS et al., 2015; DAVIES et al., 2010; PARDO et al., 2012; REYNOLDS et al., 1997). Nesta abordagem, são considerados como locais de referência os ambientes aquáticos que não são afetados pelos impactos provenientes das ações antrópicas ou o ambiente que apresenta a melhor condição disponível em uma região (FEIO et al., 2007). Entre os principais aspectos a serem avaliados em locais com condições de referência estão a estrutura trófica e o funcionamento dos ecossistemas.

Assim, o estudo de aspectos relacionados às relações tróficas e fluxo de energia em condições de referência é fundamental para a melhor avaliação dos impactos de atividades humanas sobre o funcionamento dos ecossistemas, especialmente em bacias impactadas. Neste contexto, o rio Cipó representa uma excelente oportunidade de estudo. Este rio, que tem sua nascente localizada no Parque Nacional da Serra do Cipó, é conservado em toda a sua extensão, apresentando condições próximas às originais (ALVES; POMPEU, 2005) e é considerado como referência para ambientes aquáticos de ótima qualidade devido a presença de muitos riachos e nascentes pouco afetados pelas atividades humanas (CBH RIO DAS VELHAS, 2016). Portanto, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a estrutura trófica da comunidade de peixes deste rio em condições de referência utilizando isótopos estáveis. Testamos as seguintes hipóteses: 1) a teia trófica de um rio de referência exibirá uma estrutura trófica típica, com peixes piscívoros e parasitas ocupando os níveis tróficos mais altos, peixes invertívoros e onívoros ocupando níveis tróficos intermediários e os peixes herbívoros, algívoros e detritívoros ocupando o nível trófico inferior aos demais; 2) a composição isotópica de ^{13}C e ^{15}N irá variar entre guildas tróficas, uma vez que os peixes consomem recursos diferentes (variação no $\delta^{13}\text{C}$) e ocupam diferentes níveis tróficos (variação no $\delta^{15}\text{N}$); e 3) peixes classificados na mesma guilda trófica apresentam $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ similares, uma vez que utilizam os mesmos recursos. Espera-se que a caracterização de um rio em condições de referência contribua para a tomada de decisões de programas de biomonitoramento de ambientes aquáticos impactados pelas atividades antrópicas.

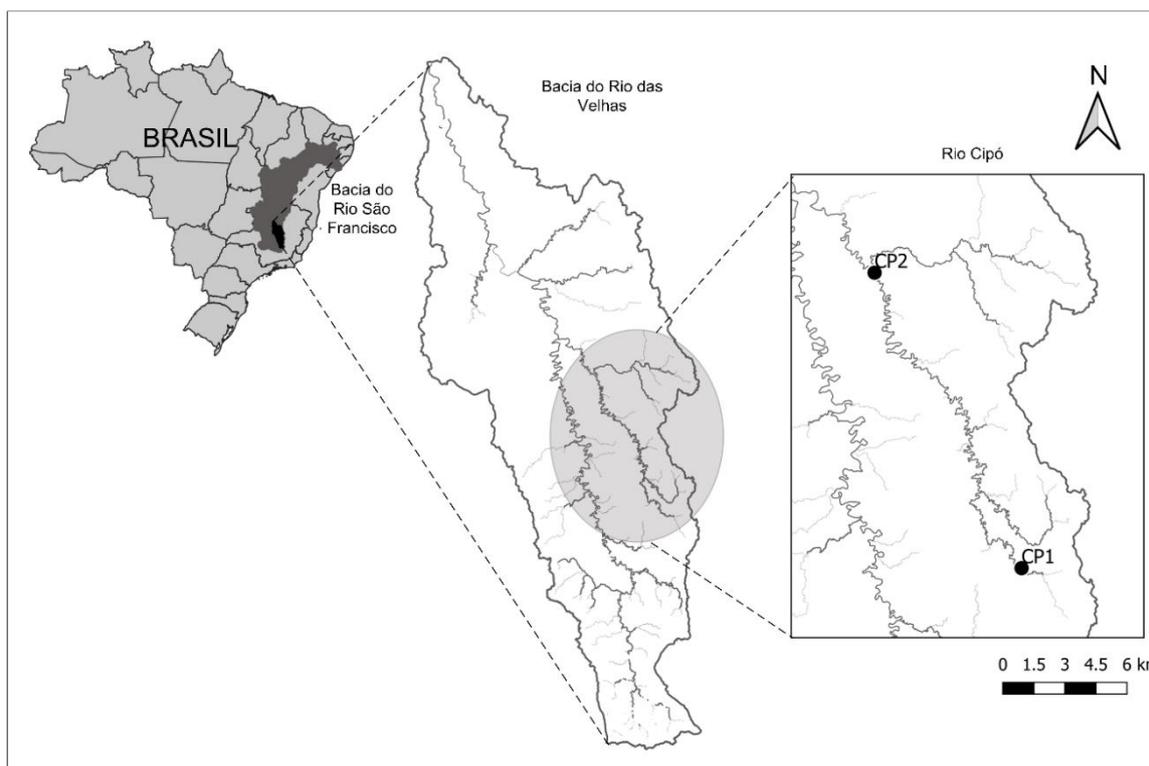
Metodologia

Área de estudo

O presente estudo foi realizado no rio Cipó, um dos principais afluentes da bacia do rio das Velhas, o afluente em maior extensão do rio São Francisco, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. O rio Cipó nasce no encontro dos ribeirões Mascate e Gavião, ambos no interior do Parque Nacional da Serra do Cipó (PNSC), e deságua no rio Paraúna, no município de Presidente Juscelino, possuindo cerca de 250 km de extensão (CBH Rio das Velhas, 2016). Foram realizadas amostragens em dois pontos no rio Cipó. Um dos

pontos amostrados (CP 1) está localizado a jusante do Parque Nacional da Serra do Cipó e possui água de excelente qualidade, fria, transparente e corrente ($18^{\circ} 21' 11''$ S; $43^{\circ} 39' 16''$ W) (ALVES; POMPEU, 2010). O outro ponto (CP 2) está localizado próximo a confluência com o rio Paraúna, onde o rio escoava sobre grandes lajes, com poções e corredeiras alternadas ($18^{\circ} 41' 04''$ S; $43^{\circ} 59' 18''$ W) (ALVES; POMPEU, 2010). Os campos rupestres predominam a vegetação do PNSC (VIEIRA; SANTOS; ALVES, 2005), mas também são encontrados outros tipos de vegetação como, por exemplo, matas de galeria, estas ocorrem junto aos diversos cursos d'água (VIEIRA; SANTOS; ALVES, 2005). Grandes altitudes (800 – 1670m) caracterizam a região da Serra do Cipó (VIEIRA; SANTOS; ALVES, 2005) (Figura 1).

Figura 1. Pontos de amostragem no rio Cipó (CP1: Cipó 1; CP2: Cipó 2.)



Amostragem de peixes

Foram realizadas duas coletas de peixes em cada ponto amostral, sendo uma na estação seca (Julho de 2015) e outra na estação chuvosa (Outubro de 2015). Exemplos de todas as espécies de peixes encontradas no rio Cipó foram capturados através de redes de emalhar de malhas 3.0 a 16.0 cm entre nós opostos, além de tarrafas, redes de arrasto e peneiras. Cinco indivíduos de cada espécie foram selecionados para a análise de isótopos estáveis (sempre que possível).

Indivíduos de tamanhos maiores tiveram parte do seu tecido muscular retirado em campo e, os indivíduos menores (< 2 cm), foram selecionados inteiros, tendo somente o seu trato digestório retirado. As amostras foram mantidas em gelo em campo e posteriormente foram congeladas para evitar a decomposição do material. Em laboratório, as amostras foram liofilizadas por 24 horas, moídas a pó fino e homogêneo com o auxílio de almofariz e pilão e armazenadas em tubos do tipo *Ependorff* para posterior encaminhamento para laboratório especializado em análise isotópica. Exemplos extras de todas as espécies coletadas foram tombados na coleção ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CI-UFLA). Todas as espécies de peixes coletadas foram classificadas em guildas tróficas de acordo com a literatura (Tabela 1).

Tabela 1: Espécies de peixes amostradas no Rio Cipó, MG, e classificadas em guildas tróficas de acordo com a literatura (citadas na coluna “Referência”). (* informação da própria espécie/ ** informação do gênero).

Espécies	Guilda trófica	Referência
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lutken, 1875)	Piscívoro*	ALVIM; PERET, 2004
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Onívoro*	VILELLA; BECKER; HARTZ, 2002
<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	Onívoro*	MANNA; REZENDE; MAZZONI, 2012
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	Onívoro*	CORRÊA, 2011
<i>Brycon orthotaenia</i> (Gunther, 1864)	Herbívoro*	POMPEU; GODINHO, 2003
<i>Bryconamericus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	Onívoro*	LUZ-AGOSTINHO et al., 2006
<i>Characidium zebra</i> (Eigenmann, 1909)	Invertívoro*	COSTA-PEREIRA; DA ROSA; DE RESENDE, 2012
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> (Kullander, 1983)	Invertívoro*	POMPEU; GODINHO, 2003
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Invertívoro*	GANDINI et al., 2012
<i>Harttia longipinna</i> (Langeani et al, 2001)	Detritívoro**	MAZZONI et al., 2010
<i>Homodiaetus</i> sp.	Parasita**	MALABARBA et al, 2013
<i>Hoplias intermedius</i> (Gunther, 1864)	Piscívoro**	REYNA, 2018
<i>Hypostomus francisci</i> (Lukten, 1874)	Detritívoro**	GANDINI et al., 2012
<i>Hypostomus margaritifera</i> (Regan, 1908)	Detritívoro*	GANDINI et al., 2012
<i>Hypostomus</i> sp.	Detritívoro*	MELO; MACHADO; PINTO-SILVA, 2004
<i>Lepidocharax bursini</i> (Ferreira et al, 2011)	Invertívoro*	REYNA, 2018
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> (Garavello & Britski, 1987)	Invertívoro*	GANDINI et al., 2012
<i>Leporinus marcgravii</i> (Lukten, 1875)	Invertívoro**	GANDINI et al., 2012
<i>Leporinus reinhardti</i> (Lukten, 1875)	Onívoro**	DURÃES; POMPEU; GODINHO, 2001
<i>Leporinus taeniatus</i> (Lukten, 1875)	Herbívoro*	POMPEU; GODINHO, 2003
<i>Myleus micans</i> (Lukten, 1875)	Herbívoro*	POMPEU; GODINHO, 2003
<i>Pareiorharphis mutuca</i> (Oliveira & Oyakawa, 1999)	Detritívoro**	DIAS; FIALHO, 2011
<i>Phalloceros uai</i> (Lucinda, 2008)	Onívoro**	CORRÊA, 2011
<i>Piabina argentea</i> (Reinhardt, 1867)	Onívoro*	LUZ-AGOSTINHO et al., 2006
<i>Pimelodus fur</i> (Lukten, 1874)	Invertívoro*	RODRIGUES, 2013
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	Onívoro*	FERNANDES, 2011
<i>Serrapinus piaba</i> (Lukten, 1875)	Algívoro*	POMPEU; GODINHO, 2003
<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1874)	Detritívoro*	MELO; MACHADO; PINTO-SILVA, 2004

Amostragem de recursos alimentares

Em cada um dos pontos foram coletadas cinco amostras (sempre que possível) de cada um dos seguintes recursos basais: alga filamentosa; perifíton; CPOM (matéria orgânica particulada grossa); FPOM (matéria orgânica particulada fina); matéria em suspensão; gramíneas exóticas; gramíneas nativas; vegetação ripária e bambu.

As amostras de algas, vegetação (vegetação ripária, gramíneas e bambu) e matéria orgânica particulada grossa (CPOM) foram coletadas aleatoriamente em cada ponto amostral e armazenadas em potes plásticos e mantidas congeladas até o processamento em laboratório. Amostras de perifíton foram coletadas através da raspagem de pedras com auxílio de uma escova e foram armazenadas em potes plásticos com água destilada. As amostras de FPOM foram coletadas revolvendo o sedimento do leito de cada ponto amostral e foram armazenadas em potes plásticos. A matéria em suspensão foi coletada através de uma rede de fitoplâncton (45 µm de malha) disposta na coluna d'água por um período de três minutos em cada ponto

amostral. Após a coleta, as amostras líquidas (perifíton, FPOM e material em suspensão) também foram imediatamente congeladas para preservação do material. Em laboratório, as amostras foram filtradas usando um aparelho de filtragem ligado a uma bomba de vácuo, utilizando filtros de fibra de quartzo calcinados (filtros de quartzo Whatman® QMA).

A partir deste pré-tratamento, todas as amostras de recursos foram mantidas em estufa a 60°C por um período mínimo de 48 horas. Posteriormente foram moídas a pó fino e homogêneo com o auxílio de almofariz e pilão e foram armazenadas em tubos do tipo *Eppendorf* para encaminhamento ao laboratório responsável pela análise isotópica.

Análise de dados

Análise isotópica

Um total de 143 indivíduos de 28 espécies de peixes e 250 amostras de recursos basais foram encaminhadas para análise isotópica no Laboratório de Ecologia Isotópica, vinculado ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo-USP, em Piracicaba. Cerca de 2-5 mg de material seco do tecido animal e aproximadamente 5-10 mg de amostras vegetais foram selecionados para análise.

Todas as amostras foram analisadas por razões isotópicas ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) de carbono total e teor de nitrogênio. Para a determinação da razão isotópica foi utilizado um espectrômetro de massa (Continuous-flow - Isotope Ratio Mass Spectrometry - CF-IRMS) com um analisador elementar Carlo Erba (CHN 1110) acoplado ao espectrômetro de massa Delta Plus, da Thermo Scientific. Os resultados foram expressos pela notação delta (δ), em partes por mil (‰), dos padrões internacionais de referência, calculados por meio da fórmula:

$$\delta X = [(R_{amostra}/R_{padr\tilde{a}o}) - 1] \times 10^3$$

onde X é ^{13}C ou ^{15}N e R representa as razões isotópicas $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (BARRIE; PROSSER, 1996).

Análises estatísticas

Para avaliar a estrutura trófica da comunidade de peixes do rio Cipó foi feita a representação gráfica da distribuição de todas espécies e recursos no espaço bi-plot de acordo com as assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio através do pacote MixSIAR (STOCK; SEMMENS, 2016) utilizando o software R. Peixes foram incluídos tanto como consumidores (espécies separadamente) quanto como recursos (todas espécies juntas) devido a presença de peixes piscívoros e parasitas na comunidade. A área de elipse padrão (SEA – Standart Ellipse Area) foi estimada como medida do nicho isotópico ocupado por cada guilda trófica, por representar um proxy da riqueza e uniformidade de recursos consumidos (BEARHOP et al., 2004). A representação gráfica do nicho isotópico foi obtida através do uso do pacote SIBER (Stable Isotope Bayesian Ellipses) no software R (JACKSON et al., 2011).

Para verificar se a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ é diferente entre as guildas tróficas foi realizado teste de Kruskal-Wallis, seguida do respectivo teste post hoc para avaliar quais guildas são diferentes umas das outras. Para se comparar a composição isotópica de cada espécie foram gerados gráficos com a média, desvio padrão e valores máximos e mínimos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Para as espécies em que se foi observada grande variação nas composições isotópicas, foi realizado um teste t para investigar se essa variação pode ter ocorrido entre indivíduos coletados em diferentes estações. Ambas análises foram feitas no programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001).

Para as guildas em que foi observada grande variação das composições isotópicas entre as espécies (nicho isotópico amplo), foi realizada uma análise de partição dos recursos para determinar se existe variação nos recursos consumidos entre peixes de uma mesma guilda. Para esta análise foram considerados somente os recursos sabidamente mais consumidos por cada guilda. Os valores de fracionamento considerados para essa análise foram de $0.4 \pm 1.3\text{‰}$ para o isótopo de carbono e de $2.54 \pm 1.27\text{‰}$ para o isótopo de nitrogênio (POST, 2002; VANDERKLIFT e PONSARD, 2003). A análise de partição foi realizada utilizando o pacote MixSIAR (STOCK; SEMMENS, 2016) utilizando o software R.

Resultados

A espécie herbívora, *Myleus micans*, como ocupante do nível trófico mais alto na comunidade. *Myleus micans* apresentou $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecidos do que as demais espécies (Figura 2, Tabela 2). Entretanto, a composição isotópica dos três indivíduos amostrados desta espécie apresentou grande variação, com um indivíduo apresentando composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ (-24.95‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (9.77‰) muito diferente dos outros dois indivíduos amostrados na estação cheia e no mesmo ponto amostral ($\delta^{13}\text{C}$: -16.32 e -16.69‰ e $\delta^{15}\text{N}$: 23.34 e 21.78‰). Essa grande variação na composição isotópica de *Myleus micans* se refletiu na amplitude do nicho isotópico da guilda “herbívoros”, que apresentou grande variação no eixo x ($\delta^{13}\text{C}$) e y ($\delta^{15}\text{N}$) (Figura 3). A espécie *Homodiaetus* sp., parasita, foi a segunda espécie mais enriquecida em $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 2). Espécies piscívoras, *Acestrorhynchus lacustris* e *Hoplias intermedius* também ocuparam elevados níveis tróficos, assim como a espécie onívora, *Piabarcus stramineus*, e a espécie invertívora, *Pimelodus fur*. As demais espécies herbívoras, onívoras, algívoras e invertívoras ocuparam posições intermediárias na teia trófica.

Os peixes detritívoros foram os que mais apresentaram variação no $\delta^{13}\text{C}$ (Figura 2, Figura 3), o que sugere que nem todas as espécies se alimentam do mesmo recurso. Além disso, apesar da maioria das espécies detritívoras ocuparem os níveis tróficos mais inferiores da teia trófica, as espécies *Hypostomus francisci* e *Hypostomus margaritifer* apresentaram maior enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ comparado as demais espécies detritívoras (9.46‰ e 8.97‰ respectivamente) (Figura 2, Figura 4, Tabela 2). Com exceção dos peixes herbívoros e dos detritívoros, a amplitude e sobreposição dos nichos isotópicos das demais guildas

correspondem ao esperado em uma teia trófica (Figura 3). Parasitas apresentam uma ampla sobreposição com piscívoros e são relativamente mais enriquecidos em $\delta^{15}\text{N}$ em relação as demais guildas tróficas. Peixes onívoros, por consumirem recursos de origem animal e vegetal, também apresentaram grande variação no nicho isotópico, ocupando níveis intermediários na teia trófica. Peixes invertívoros e algívoros também ocuparam níveis tróficos intermediários, sendo que os algívoros apresentaram menor amplitude de nicho, sugerindo uma maior similaridade na dieta dessas espécies.

A composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ variou entre guildas tróficas, apesar de grande variação intra-guilda também ser observada. O $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes parasitas e dos algívoros não diferiu das demais guildas tróficas, assim como o $\delta^{15}\text{N}$ dos algívoros. A composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ dos detritívoros, invertívoros e onívoros foi diferente do $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes herbívoros e piscívoros. A composição isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ dos detritívoros foi diferente das demais guildas tróficas (com exceção dos algívoros que não diferiu de nenhuma guilda). O $\delta^{15}\text{N}$ dos onívoros e dos invertívoros além de ser diferente dos detritívoros, também foi distinta dos herbívoros. Os detritívoros foram os peixes que apresentaram maior variação intraguilda na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ ($\cong -35$ a -22%). Os peixes onívoros e herbívoros, além de apresentarem grande variação na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ ($\cong -29$ a -18% e $\cong -25$ a -16% , respectivamente), também apresentaram variação no $\delta^{15}\text{N}$ ($\cong 7$ a 23% e $\cong 9$ a 23% , respectivamente).

Figura 2. Representação gráfica da estrutura trófica da comunidade de peixes do Rio Cipó de acordo com os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cada espécie e recursos amostrados.

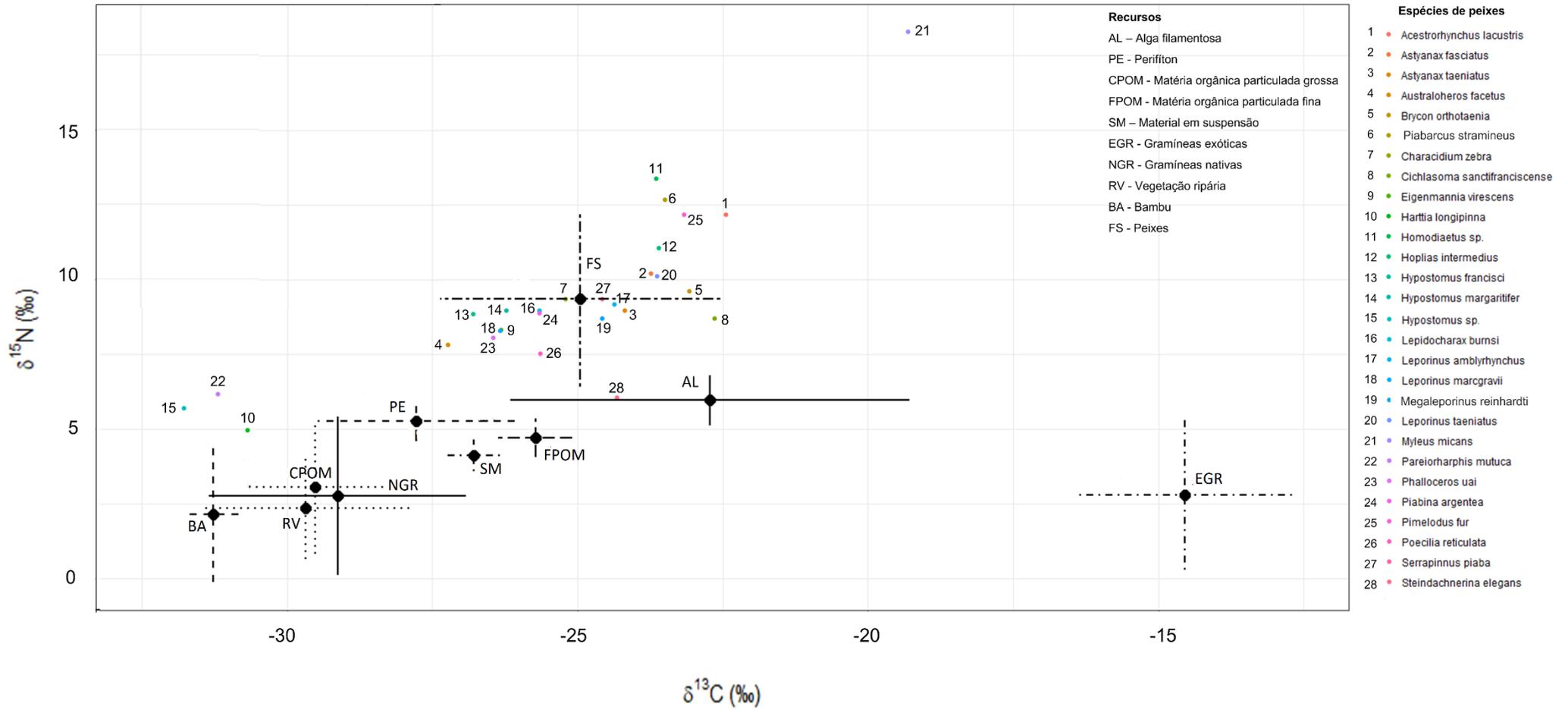
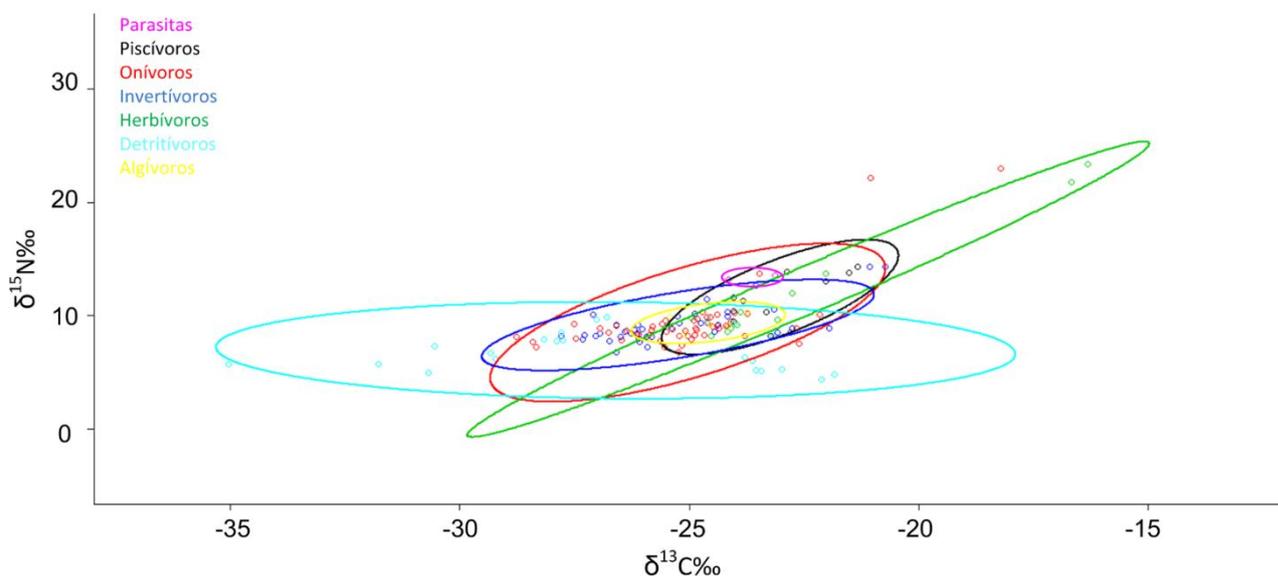


Figura 3. Elipses (calculadas utilizando 95% de intervalo de confiança) representando o nicho isotópico das guildas de peixes amostrados no rio Cipó. Cada ponto representa um indivíduo amostrado.



Para algumas guildas foi observado padrão de similaridade na dieta das espécies ao se comparar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 4). As guildas de peixes algívoros e parasitas foram representadas por apenas uma espécie cada, portanto não apresentam dados de comparação. Entretanto, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da espécie parasita, *Homodiaetus* sp., foi similar aos das espécies piscívoras. A única espécie algívora, *Serrapinnus piaba*, apresentou valores intermediários de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ quando se comparada as demais espécies de outras guildas. As duas espécies piscívoras, *Acestrorhynchus lacustris* e *Hoplias intermedius* também apresentaram $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ similares entre si. Entre os herbívoros, *Brycon orthotaenia* e *Leporinus taeniatus* também parecem se alimentar dos mesmos recursos devido à grande similaridade nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, enquanto *Myleus micans* apresenta maior divergência. Entre os invertívoros também foi se observada pequena variação no $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das espécies, com exceção das espécies *Cichlasoma sanctifranciscense* e *Pimelodus fur* que apresentaram uma maior variação. Entre as espécies onívoras, apesar de se esperar uma maior variação de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies, somente *Piabarcus stramineus* apresentou maior discrepância nas composições isotópicas quando se comparado com as demais espécies. Para essa espécie, destaca-se também o fato de haver uma grande variação intraespecífica nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, com um maior enriquecimento de

nitrogênio ($15.64 \pm 6.54\text{‰}$) e carbono ($-22.19 \pm 2.55\text{‰}$) sendo observado em indivíduos coletados na estação chuvosa comparados aos indivíduos coletados na estação seca ($\delta^{15}\text{N}$: $9.73 \pm 0.43\text{‰}$ e $\delta^{13}\text{C}$: $-24.81 \pm 0.44\text{‰}$) (Tabela 2). Entretanto, não foi observada diferença significativa entre a composição isotópica dos indivíduos de *Piabarcus stramineus* amostrados em cada estação ($\delta^{15}\text{N}$: $t= 2.017$, $p= 0.078$; $\delta^{13}\text{C}$: $t= 2.262$, $p= 0.053$).

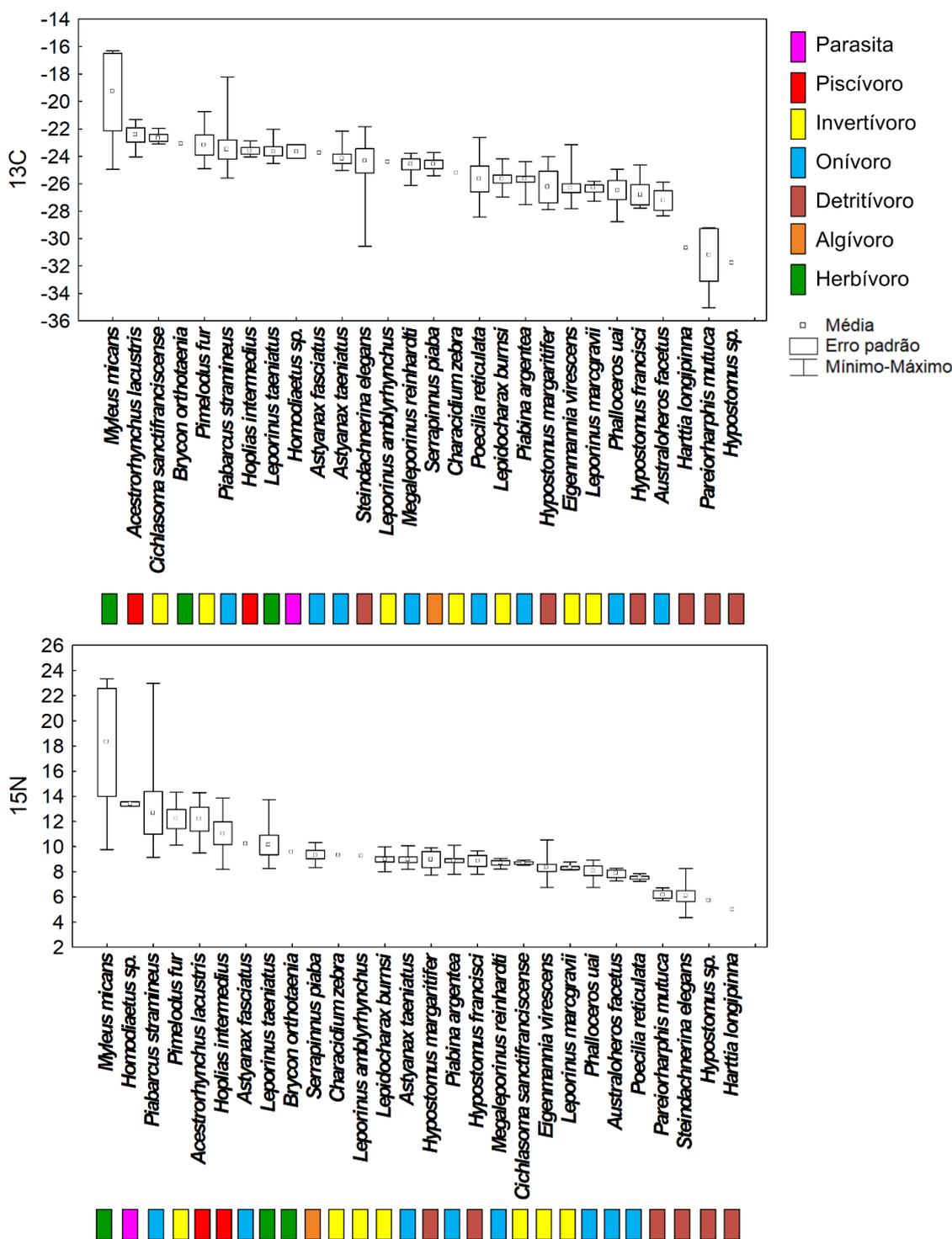
Espécies de peixes classificadas como detritívoras foram as que mais apresentaram variação na composição isotópica, em especial de ^{13}C . As espécies *Harttia longipinna*, *Hypostomus* sp. e *Pareiorharphis mutuca* apresentaram grande similaridade nas composições isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, e foram as espécies mais empobrecidas isotopicamente, tanto em carbono quanto em nitrogênio. As espécies *Hypostomus francisci* e *Hypostomus margaritifer*, também apresentam valores similares de carbono e nitrogênio, sendo as que ocupam os maiores níveis tróficos entre os detritívoros. A espécie *Steindachnerina elegans*, por sua vez, apresenta valores intermediários de $\delta^{15}\text{N}$ quando comparada a outras espécies detritívoras. Em relação ao carbono, *Steindachnerina elegans* apresentou valores mais enriquecidos na estação cheia ($-23.07 \pm 0.72\text{‰}$) e mais empobrecidos na seca ($-29.36 \pm 1.69\text{‰}$) (Figura 4, Table 2). Entretanto não foi possível avaliar estatisticamente se existe diferença devido ao pequeno número de indivíduos amostrados na estação seca (Tabela 2).

Tabela 2 – Número de amostras, valores médios e desvio padrão das composições isotópicas de carbono $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e nitrogênio $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de cada espécie amostrada no Rio Cipó nas estações seca e chuvosa.

Número na figura 1	Espécies/ Guias tróficas	Cheia					Seca				
		N	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		N	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	
	Algívoros						5	9.36	± 0.75	-24.59	± 0.69
27	<i>Serrapinnus piaba</i>						5	9.36	± 0.75	-24.59	± 0.69
	Detritívoros	12	6.42	± 1.71	-24.91	± 3.00	10	7.52	± 1.67	-28.63	± 3.18
10	<i>Harttia longipinna</i>						1	4.97		-30.68	
13	<i>Hypostomus francisci</i>	3	8.67	± 0.95	-27.52	± 0.43	1	9.46		-24.62	
14	<i>Hypostomus margaritifer</i>						3	8.97	± 1.11	-26.23	± 1.99
15	<i>Hypostomus</i> sp.	1	5.72		-31.78						
22	<i>Pareiorharphis mutuca</i>						3	6.19	± 0.51	-31.19	± 3.32
28	<i>Steindachnerina elegans</i>	8	5.67	± 1.21	-23.07	± 0.72	2	7.62	± 0.42	-29.36	± 1.69
	Herbívoros	10	12.62	± 5.50	-22.25	± 3.15	1	9.20		-23.96	
5	<i>Brycon orthotaenia</i>	1	9.63		-23.08						

20	<i>Leporinus taeniatus</i>	6	10.28	±2.19	-23.58	±0.97	1	9.20		-23.96	
21	<i>Myleus micans</i>	3	18.30	±7.43	-19.32	±4.88					
	Invertívoros	26	8.87	±1.29	-25.32	±1.62	14	9.67	±2.09	-25.11	±2.01
7	<i>Characidium zebra</i>						1	9.35		-25.22	
8	<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	4	8.71	±0.21	-22.65	±0.49					
9	<i>Eigenmannia virescens</i>	8	8.45	±1.32	-26.13	±1.43	5	8.11	±0.36	-26.64	±0.42
16	<i>Lepidocharax burnsi</i>	5	8.44	±0.30	-25.93	±0.91	5	9.53	±0.39	-25.38	±0.99
17	<i>Leporinus amblyrhynchus</i>						1	9.19		-24.38	
18	<i>Leporinus marcgravii</i>	5	8.29	±0.27	-26.34	±0.59					
25	<i>Pimelodus fur</i>	4	11.14	±1.17	-24.30	±0.58	2	14.32	±0.00	-20.90	±0.23
	Onívoros	38	9.39	±3.35	-24.91	±2.00	15	9.30	±0.65	-25.34	±0.85
2	<i>Astyanax fasciatus</i>	1	10.21		-23.74						
3	<i>Astyanax taeniatus</i>	9	8.97	±0.65	-24.18	±1.05					
4	<i>Australoheros facetus</i>	3	7.84	±0.52	-27.23	±1.25					
6	<i>Piabarcus stramineus</i>	5	15.64	±6.54	-22.19	±2.55	5	9.73	±0.43	-24.81	±0.44
19	<i>Megaleporinus reinhardti</i>	5	8.71	±0.39	-24.58	±0.90					
23	<i>Phalloceros uai</i>	5	8.08	±0.84	-26.46	±1.52					
24	<i>Piabina argentea</i>	5	8.51	±0.22	-25.81	±0.69	10	9.08	±0.65	-25.60	±0.90
26	<i>Poecilia reticulata</i>	5	7.53	±0.23	-25.64	±2.11					
	Parasitas						2	13.40	±0.26	-23.65	±0.72
11	<i>Homodiaetus</i> sp.						2	13.40	±0.26	-23.65	±0.72
	Piscívoros	9	11.38	±2.03	-23.04	±1.12	1	13.86		-22.87	
1	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	5	12.19	±2.15	-22.44	±1.18					
12	<i>Hoplias intermedius</i>	4	10.36	±1.54	-23.78	±0.38	1	13.86		-22.87	

Figura 4. Variação na composição isotópica de carbono e nitrogênio nas espécies amostradas no rio Cipó



A confirmação de que as espécies classificadas como detritívoras apresentam dietas diferentes foi obtida através da análise de partição dos recursos. Apesar de todas as espécies aparentarem consumir os mesmos recursos basais (algas, perifíton e CPOM)

o que variou entre elas foi a proporção de assimilação. As espécies *Hypostomus* sp., *Pareiorharphis mutuca* e *Harttia longipinna* tiveram a dieta baseada predominantemente em matéria orgânica particulada grossa - CPOM (50, 49, 44%, respectivamente). *Hypostomus francisci* e *Hypostomus margaritifer* consumiram principalmente perifíton (45 e 43%, respectivamente) enquanto *Steindachnerina elegans* consumiu tanto algas (37%) quanto CPOM (38%) (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da análise de partição (MixSIAR) para as espécies detritívoras. AL: algas; CPOM: matéria orgânica particulada grossa; PE: perifíton.

Espécies detritívoras	AL		CPOM		PE	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<i>Harttia longipinna</i>	0.19	0.11	0.44	0.20	0.37	0.22
<i>Hypostomus francisci</i>	0.25	0.20	0.31	0.23	0.45	0.27
<i>Hypostomus margaritifer</i>	0.26	0.21	0.31	0.23	0.43	0.27
<i>Hypostomus</i> sp.	0.14	0.14	0.50	0.28	0.36	0.28
<i>Pareiorharphis mutuca</i>	0.11	0.11	0.49	0.29	0.40	0.30
<i>Steindachnerina elegans</i>	0.37	0.15	0.38	0.15	0.25	0.20

Discussão

O padrão normalmente observado em uma teia trófica, de uma forma geral, foi constatado na ictiofauna do rio Cipó, confirmando a nossa primeira hipótese. Entretanto, *Myleus micans* (uma espécie herbívora) foi a espécie mais enriquecida em nitrogênio. Foi observado variação na composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre guildas tróficas, confirmando a nossa segunda hipótese. Também foi observada ampla variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ das espécies classificadas como detritívoras, explicada pela variação intraguilda na proporção de assimilação dos recursos basais (CPOM, algas e perifíton), rejeitando a nossa terceira hipótese.

A presença de impactos antrópicos em ambientes aquáticos pode influenciar a composição isotópica de organismos aquáticos como algas (FEDERICO et al., 2017; ORLANDI et al., 2016; PEIPOCH; MARTÍ; GACIA, 2012; PASTOR et al., 2014;), perifíton (LEE et al., 2018), macrófitas (PEIPOCH; MARTÍ; GACIA, 2012; PASTOR et al., 2014), macroinvertebrados (BAUMGARTNER; ROBINSON, 2016; CASTRO et al., 2016; MORISSEY et al., 2013) e peixes (ALONSO et al. *no prelo*; CARVALHO et al., 2015; de CARVALHO et al., 2017). As principais alterações são observadas no $\delta^{15}\text{N}$, que é altamente impactado com o aporte de nitrogênio proveniente de fontes antropogênicas (como agricultura, esgoto, pastagens, entre outros) (DAILER et al., 2010; NIKOLENKO et al., 2017). Portanto, em um rio de referência, como o Rio Cipó, era esperado que o $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes não sofresse tais interferências. Apesar dos peixes da maioria das guildas apresentarem composições isotópicas dentro dos valores esperados, dois indivíduos da espécie *Myleus micans* apresentaram $\delta^{15}\text{N}$ muito mais enriquecido do que o usual para uma espécie herbívora. Considerando que ocorre um enriquecimento médio de 3.0‰ entre níveis tróficos em uma teia trófica e que os dois indivíduos apresentaram $\delta^{15}\text{N}$ de 23.34 e 21.78‰, calcula-se que existam pelo menos 5 níveis tróficos entre esses indivíduos e a espécie menos enriquecida em $\delta^{15}\text{N}$, *Harttia longipinna* (4.97‰). Tal hipótese é descartada pelo fato de se tratar de uma espécie herbívora, ou seja, que se alimenta de vegetais e, portanto, ocupa um nível trófico secundário em uma comunidade de peixes. Tal fato que levanta a suspeita de que *Myleus micans* possa ser uma espécie migradora de curta distância (ou uma espécie com grande área de vida), que possivelmente se alimenta em locais fora do rio Cipó, como o rio das Velhas ou o rio Paraúna.

O rio das Velhas recebe grandes quantidades de esgoto doméstico e industrial da Região Metropolitana de Belo Horizonte (ALVES; POMPEU, 2010), além de ser impactado por mineração (POMPEU; ALVES, 2005), agricultura (ZELLHUBER; SIQUEIRA, 2007), e pastagens (TARJANO; SECUTTI; MATTOX, 2009). Em quase todos os trechos da calha principal do rio das Velhas, devido ao grande impacto de atividades antropogênicas, os recursos alimentares são enriquecidos em nitrogênio, principalmente os recursos autotróficos, como algas e perifíton (ALONSO et al. *no prelo*; DE CARVALHO et al., 2019). Desta forma, os consumidores destes recursos também exibirão enriquecimento em $\delta^{15}\text{N}$, sem que isso implique em uma mudança no nível trófico ocupado por esses consumidores. Essa hipótese é reforçada pelo fato de

que os dois indivíduos enriquecidos em $\delta^{15}\text{N}$ foram coletados na porção baixa do rio Cipó, que está localizada a cerca de 50 km da foz do rio Paraúna no rio das Velhas.

A composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ destes dois indivíduos também pode ser um fator relevante para reforçar a hipótese de que *Myleus micans* se alimenta no rio das Velhas. O $\delta^{13}\text{C}$ dos dois indivíduos (-16.32 e -16.69‰) foi mais enriquecido em relação aos recursos encontrados no rio Cipó (Figura 1), com exceção das gramíneas exóticas. Entretanto, existe um grande enriquecimento entre o $\delta^{15}\text{N}$ das gramíneas exóticas e os dois indivíduos de *Myleus micans*, o que exclui a hipótese desses dois peixes estarem se alimentando dessas gramíneas coletadas no rio Cipó. Se isso ocorresse, o enriquecimento esperado para peixes herbívoros seria de aproximadamente $2.2 \pm 0.30\text{‰}$ por nível trófico (McCUTHAN et al., 2003) e não de mais de 10‰, como observado. Portanto, o fato de não haver nenhum recurso com $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ similar as composições dos dois peixes, reforça a hipótese de que estes haviam se alimentado em locais que não o rio Cipó.

A amplitude e sobreposição dos nichos tróficos também dizem muito sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos (NAGATA et al., 2015; NEWSOME et al., 2007; NEWSOME et al., 2012). Nichos amplos horizontalmente (eixo x, $\delta^{13}\text{C}$) indicam grande variação no consumo de recursos por peixes de uma mesma guilda trófica, enquanto nichos amplos verticalmente (eixo y, $\delta^{15}\text{N}$) indicam grande variação na posição trófica entre peixes de uma mesma guilda trófica. Enquanto grande sobreposição de nichos indica que, apesar de estarem classificados em guildas tróficas diferentes, os peixes utilizam recursos alimentares similares. As maiores variações nos nichos tróficos foram observadas na guilda dos herbívoros e detritívoros, cada um com explicações diferentes para o padrão observado. A grande amplitude vertical e horizontal no nicho das espécies herbívoras ocorreu principalmente devido aos dois indivíduos de *Myleus micans* altamente enriquecidos em carbono e nitrogênio, como explicado acima.

A guilda de peixes detritívoros também apresentou grande amplitude horizontal no nicho em consequência da grande variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ das espécies. Essa grande variação intraguilda levanta um questionamento sobre a fidelidade da classificação em guildas proveniente de dados da literatura visto que não se é esperado que o $\delta^{13}\text{C}$ de peixes residentes de uma mesma guilda trófica seja tão discrepante. Além disso, “Detritívoro” é uma classificação muito ampla, uma vez que pequenas algas, bactérias, fungos e protozoários podem ser parte integrante da partícula detrítica (ODUM, 1980). Portanto, dentro da guilda dos “detritívoros”, pode-se encontrar peixes com dieta variada, se alimentando de algas, de perifíton (biofilme), bactérias, do detrito propriamente dito, dentre outros. O que torna a classificação confusa e dificulta o entendimento e interpretação do papel de cada espécie dentro de uma teia trófica, e consequentemente, no funcionamento do ecossistema.

Além disso, muitas vezes a mesma espécie acaba sendo classificada em diferentes guildas tróficas. Por exemplo, Mazzoni, Rezende e Manna (2010) e Villares-Junior,

Cardone e Goitein (2016) classificaram as espécies *Hypostomus ancistroides* e *Hypostomus punctatus* como detritívoras, enquanto Lobón-Cerviá, Mazzoni e Rezende (2016) e Uieda, Buzzato e Kikuchi (1997) as identificaram como perifítivora e iliófaga, respectivamente. Essa limitação foi reforçada pelo resultado da análise de partição de recursos, a qual indicou que determinadas espécies detritívoras consomem os mesmos recursos em diferentes proporções. As espécies *Harttia longipinna*, *Hypostomus* sp. e *Pareiorharphis mutuca* apresentaram grande similaridade nas composições isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, e foram as espécies mais empobrecidas isotopicamente provavelmente por consumirem mais detrito propriamente dito (CPOM). Já as espécies *Hypostomus francisci* e *Hypostomus margaritifér*, também apresentaram valores similares de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$, mas ocuparam níveis tróficos mais altos em relação as outras espécies detritívoras, possivelmente devido a maior assimilação do perifíton que é mais enriquecido em $\delta^{15}\text{N}$ em relação ao CPOM (Figura 2). A espécie *Steindachnerina elegans*, por sua vez, além de consumir CPOM, também teve uma considerável assimilação de algas, fato que pode ter refletido nos valores intermediários de $\delta^{15}\text{N}$ quando comparada a outras espécies detritívoras.

A literatura é muito confusa em relação a classificação das espécies detritívoras. Por exemplo, as espécies pertencentes ao gênero *Hypostomus* já foram classificadas como detritívoras (ECHEVARRÍA; GONZÁLEZ, 2018; MAZZONI; REZENDE; MANNA, 2010; QUINTELA et al., 2019; VILLARES-JUNIOR; CARDONE; GOITEIN, 2016;), iliófagas (CATALDO, 2015; DELARIVA; AGOSTINHO, 2001; LOBÓN-CERVIÁ; MAZZONI; REZENDE, 2016), perifítivoras (ABILHOA et al., 2016; CASATTI, 2002; TERESA et al., 2016; UIEDA; FUJIHARA, 2018) e algívoras (ANGERMEIER; KARR, 1983; IBÁÑEZ et al., 2007; LÓPEZ-FERNÁNDEZ; WINEMILLER, 2005). Os Loricariidae são classificados como detritívoros (AGOSTINHO et al., 1997; MAZZONI; REZENDE; MANNA, 2010; VILLARES-JUNIOR; CARDONE; GOITEIN, 2016) e iliófagos (ALBRECHT; SILVEIRA, 2001; GOMIERO; BRAGA, 2005; MAZZONI; REZENDE; MANNA, 2010; VILLARES-JUNIOR; CARDONE; GOITEIN, 2016). Já os Curimatidae, no qual se engloba a espécie *Steindachnerina elegans*, são classificados como detritívoros (GIORA; FIALHO, 2003). Giora e Fialho (2003) encontraram, principalmente, algas nos estômagos de *Steindachnerina brevipinna*. Teixeira e Gurgel (2004) evidenciaram, basicamente, sedimento inorgânico, detrito orgânico e algas nos estômagos de *Steindachnerina notonota*, classificando-a como iliófaga. A análise de isótopos estáveis permitiu separar dois grupos bastante distintos, um grupo aparentemente se alimentou de detrito enquanto o outro se alimentou de perifíton. Por isso, nós recomendamos que, para a bacia do São Francisco, esses dois grupos não sejam agrupados dentro da mesma classificação, uma vez que isotopicamente eles são diferentes e a origem do carbono é distinta. A nossa sugestão é que adotem detritívoro para *Harttia longipinna*, *Hypostomus* sp. e *Pareiorharphis mutuca*, perifítivoro para *Hypostomus francisci* e *Hypostomus margaritifér* e detritívoro/algívoro para *Steindachnerina elegans*.

Conclui-se que a comunidade de peixes do rio Cipó apresenta uma estrutura trófica típica. Entretanto, a presença de espécies migradoras (de longa ou curta distância) ou espécies com grande área de vida, pode comprometer a interpretação dos resultados. Portanto, em estudos utilizando isótopos estáveis é necessário se levar em consideração que a composição isotópica de uma espécie migradora não será influenciada apenas pela composição isotópica dos recursos presentes na área em que os indivíduos foram amostrados, mas também refletirá a composição isotópica dos recursos de outras regiões utilizados pelos mesmos (HANSSON et al., 1997). Desconsiderar esse fato pode levar a conclusões errôneas sobre a estrutura trófica de comunidades aquáticas. Nossos resultados também apontam que a classificação das espécies dentro de guildas tróficas muito amplas (como a guilda dos detritívoros) pode limitar a compreensão do papel de cada espécie na teia trófica da comunidade, já que as espécies podem estar ou assimilando proporções diferentes do mesmo item alimentar ou podem estar utilizando recursos distintos. Vale ressaltar que a generalização da classificação em guildas tróficas pode ser complexa uma vez que muitas espécies de peixes podem mudar suas dietas de acordo com as condições ambientais e/ou disponibilidade de recursos em seus habitats (NOBLE et al., 2007).

Os resultados são importantes para compreender a estrutura e o funcionamento de ecossistemas aquáticos sem a interferência das ações humanas. Atualmente, os nossos ambientes aquáticos têm sido impactados pelas atividades antrópicas (agricultura, pastagens, esgoto doméstico e industrial, entre outras) que comprometem a saúde destes ambientes, podendo ocasionar alterações na disponibilidade de recursos alimentares o que pode provocar diminuição da diversidade de espécies e até mesmo extinção de espécies especialistas (CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR et al., 2011). Os impactos gerados também podem levar a perda de serviços ecossistêmicos que os ambientes aquáticos fornecem ao homem como, por exemplo, o fornecimento de água e alimentos (SCHROTER et al., 2005).

Portanto, a descrição de ambientes aquáticos em condições de referência é importante para propor estratégias de recuperação de ambientes aquáticos perturbados pelo homem, pois o primeiro passo para recuperar determinado local impactado é conhecer a sua condição natural. Também são necessários esforços para a preservação destes ambientes considerados como referência antes que os impactos gerados pelas ações humanas atinjam estes locais.

Referências

ABILHOA, V., et al. Use of food resources and resource partitioning among five syntopic species of *Hypostomus* (Teleostei: Loricariidae) in an Atlantic Forest river in southern Brazil. **Zoologia** (Curitiba), 33(6). 2016. doi:10.1590/s1984-4689zool-20160062.

ADAMS, J. The Definition and Interpretation of Guild Structure in Ecological Communities. **The Journal of Animal Ecology**, 54(1), 43. 1985. doi:10.2307/4619.

- AGOSTINHO, A. A., et al. Estrutura trófica. In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Eds). A planície de inundação do alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem/Nupelia. 1997.
- ALBRECHT, M. P.; SILVEIRA, C. M. Alimentação de *Loricariichthys anus* (Teleostei; Loricariidae) nas lagoas Marcelino e Peixoto, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 13, no. 1, p. 79-85. 2001.
- ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; DE MOURA e MELLO, M. A. M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, 641: 97 – 114. 2010. doi: 10.1007/s10750-009-0060-y.
- ALVES, C. B. M.; Pompeu P. S. A fauna de peixes da Bacia do Rio das Velhas no final do século XX. In: Alves C. B. M.; Pompeu P. S. (Org.) Peixes do Rio das Velhas: passado e presente. Belo Horizonte, ARGUMENTVM. cap. 3, p. 167-189. 2010.
- ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. Historical changes in the Rio das Velhas fish fauna-Brazil. In **American Fisheries Society Symposium**, 45, p. 587-602. 2005.
- ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(2), 195–202. 2004. doi: 10.1590/S1519-69842004000200003
- ANDERSON, C.; CABANA, G. Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. **Journal of the North American Benthological Society**, 26(2), 273–285. 2007. doi: 10.1899/0887-3593(2007)26[273:ettpoa]2.0.co;2
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, 9(2), 117–135. 1983. doi:10.1007/bf00690857.
- ARIAS-GONZÁLEZ, J. E.; MORAND, S. (2006). Trophic functioning with parasites: a new insight for ecosystem analysis. **Marine Ecology Progress Series**, 320, 43 – 53. 2006. doi: 10.3354/meps320043
- BAETA, A., et al. Use of stable isotope ratios of fish larvae as indicators to assess diets and patterns of anthropogenic nitrogen pollution in estuarine ecosystems. **Ecological Indicators**, 83, 112–121. 2017. doi:10.1016/j.ecolind.2017.07.062
- BAUMGARTNER, S. D.; ROBINSON, C. T. Changes in macroinvertebrate trophic structure along a land-use gradient within a lowland stream network. **Aquatic Sciences**, 79(2), 407–418. 2016. doi: 10.1007/s00027-016-0506-z
- BEARHOP, S., et al. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal of Animal Ecology**, 73: 1007–1012. 2004. doi: 10.1111/j.0021-8790.2004.00861.x

BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; DA SILVA, J. C. Diet and trophic guilds of fishes assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, 29 (1): 27 – 38. 2012. doi: 10.1590/S1984-46702012000100004

BOULEAU, G.; PONT, D. Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive. **Environmental Science & Policy**, 47, 32–41. 2015. doi: 10.1016/j.envsci.2014.10.012

BUSS, D. F., et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental Monitoring and Assessment** 187, 4132. 2015. doi: 10.1007/s10661-014-4132-8

CARVALHO, D. R., et al. Isotopic variation in five species of stream fishes under the influence of different land uses. **Journal of Fish Biology**, 87, 559 – 578. 2015. doi: 10.1111/jfb.12734

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, 2(2), 1–14. 2002. doi:10.1590/s1676-06032002000200012.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, 623(1), 173–189. 2008. doi:10.1007/s10750-008-9656-x

CASTRO, D. M., et al. Land Use Influences Niche Size and the Assimilation of Resources by Benthic Macroinvertebrates in Tropical Headwater Streams. **PLOS ONE**, 11(3), e0150527. 2016. doi:10.1371/journal.pone.0150527

CATALDO, D. Trophic Relationships of *Limnoperna Fortunei* with Adult Fishes. **Limnoperna Fortunei**, 231–248. 2015. doi:10.1007/978-3-319-13494-9_13.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, 9(4), 222–228. 2011. doi:10.1890/080216.

COHEN, J. E.; NEWMAN, C. M. A Stochastic Theory of Community Food Webs: I. Models and Aggregated Data. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 224(1237), 421–448. 1985. doi:10.1098/rspb.1985.0042

CORRÊA, F. Estrutura trófica da assembleia de peixes numa área de banhado do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS). p. 73. Dissertação (Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2011.

COSTA-PEREIRA, R.; DA ROSA, F. R.; DE RESENDE, E. K. Estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da porção oeste da bacia do Alto Paraná. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, p. 25. 2012.

CUCHEROUSSET, J., et al. Using stable isotope analyses to determine the ecological effects of non-native fishes. **Fisheries Management and Ecology**, 19, 111 – 119. 2012. doi: 10.1111/j.1365-2400.2011.00824.x

DAILER, M. L., et al. Using $\delta^{15}\text{N}$ values in algal tissue to map locations and potential sources of anthropogenic nutrient inputs on the island of Maui, Hawai'i, USA. **Marine Pollution Bulletin**, 60(5), 655–671. 2010. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.12.021.

DAVIES, P. E., (2010). The Sustainable Rivers Audit: assessing river ecosystem health in the Murray–Darling Basin, Australia. **Marine and Freshwater Research**, 61, 764–777. 2010. doi: 10.1071/MF09043

DAVIS, A. M., et al. Gut content and stable isotope analyses provide complementary understanding of ontogenetic dietary shifts and trophic relationships among fishes in a tropical river. **Freshwater Biology**, 57, 2156 – 2172. 2012. doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02858.x

DE CARVALHO, D. R., et al. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. **Hydrobiologia**, 795(1), 199–217. 2017. doi:10.1007/s10750-017-3130-6

DE CARVALHO, D. R., et al. Trophic responses to aquatic pollution of native and exotic livebearer fishes. **Science of The Total Environment**. 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.092

DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, 58, 832 – 847. 2001. doi: 10.1006/jfbi.2000.1499.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 42(5), 495–506. 1978. doi:10.1016/0016-7037(78)90199-0

DIAS, T. S.; FIALHO, C. B. Comparative dietary analysis of *Eurycheilichthys pantherinus* and *Pareiorhaphis hystrix*: two Loricariidae species (Ostariophysi, Siluriformes) from *Campos Sulinos* biome, southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, 101(1-2), 49–55. 2011. doi:10.1590/s0073-47212011000100006

DURÃES, R.; POMPEU, P. S.; GODINHO, A. L. Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no sudeste do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*. 90:183 – 191. 2001.

ECHEVARRÍA, G.; GONZÁLEZ, N. Fish taxonomic and functional diversity in mesohabitats of the river Kakada, Caura National Park, Venezuela. **Nature Conservation Research**, 3, 21 – 39. 2018. doi: 10.24189/ncr.2018.048.

ESTEVES, K. E.; ALEXANDRE, C. V. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. **International Review of Hydrobiology**, 96(3), 296–317. 2011. doi:10.1002/iroh.201111297

FEDERICO, F., et al. Epilithon $\delta^{15}\text{N}$ signatures indicate the origins of nitrogen loading and its seasonal dynamics in a volcanic Lake. **Ecological Indicators**, 79, 19 – 27. 2017. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.04.007

FEIO, M. J., et al. A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). **Hydrobiologia**, 589, 55–68. 2007. doi: 10.1007/s10750-006-0720-0

FELD, C. K.; HERING, D. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. **Freshwater Biology**, 52(7), 1380–1399. 2007. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x

FERNANDES, U. L. Ecologia trófica de quatro espécies de peixes de um rio no semiárido, pentecoste – Ceará. p. 77. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

FRY, B.; SHERR, E. B. $\delta^{13}\text{C}$ Measurements as Indicators of Carbon Flow in Marine and Freshwater Ecosystems. **Ecological Studies**, 196–229. 1989. doi:10.1007/978-1-4612-3498-2_12

GANDINI, C. V., et al. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 102(1), 56–61. 2012. doi:10.1590/s0073-47212012000100008

GIORA, J.; FIALHO, C. B. Biologia alimentar de *Steindachnerina Brevipinna* (Characiformes, Curimatidae) do rio Ibicuí-mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série zoologia**, 93(3), 277 – 281. 2003. doi: 10.1590/S0073-47212003000300007.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Uso do grau de preferência alimentar para a caracterização da alimentação de peixes na APA de São Pedro e Analândia. **Acta Scientiarum – Biological Sciences**, 27(3), 265 – 270. 2005. doi: 10.4025/actascibiols.v27i3.1337.

HANSSON, S., et al. The stable nitrogen isotope ratio as marker of food-web interactions and fish migration. **Ecology**, 78(7), 2249–2257. 1997. doi:10.1890/0012-9658(1997)078[2249:tsnira]2.0.co;2

HESSLEIN, R. H.; HALLARD, K. A.; RAMLAL, P. Replacement of Sulfur, Carbon, and Nitrogen in Tissue of Growing Broad Whitefish (*Coregonus nasus*) in Response to a Change in Diet Traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 50(10), 2071–2076. 1993. doi:10.1139/f93-230

IBAÑEZ, C., et al. Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian Amazon. **Aquatic Living Resources**, 20(2), 131–142. 2007. doi:10.1051/alr:2007024.

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. doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01806.x PMID: 21401589

- JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O. (2002). Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. **Oikos**, 96, 46-55. 2002. doi: 10.2307/3547276
- KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, 6(6), 21–27. 1981. doi: 10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2
- LEE, K. Y., et al. Tracing anthropogenic inputs in stream food webs with stable carbon and nitrogen isotope systematics along an agricultural gradient. **PLOS ONE**, 13(7): e:0200312. 2018. doi: 10.1371/journal.pone.0200312
- LIGEIRO, R., et al. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators** 25, 45–57. 2013. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.09.004
- LOBÓN-CERVIÁ, J.; MAZZONI, R.; REZENDE, C. F. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. **Journal of Fish Biology**, 89(1), 50 – 64. 2016. doi: 10.1111/jfb.12973.
- LÓPEZ-FERNÁNDEZ, H.; WINEMILLER, K. O. Status of *Dionda diaboli* and report of established populations of exotic fish species in lower San Felipe Creek, Val Verde Country, Texas. **The Southwestern Naturalist**, 50(2), 246–251. 2005. doi:10.1894/0038-4909(2005)050[0246:soddar]2.0.co;2.
- LÓPEZ-RASGADO, F. J., et al. Variation in isotopic trophic structure and fish diversity in mangrove systems subject to different levels of habitat modification in the Gulf of California, Mexico. **Bulletin of Marine Science**, 92(4), 399–422. 2016. doi:10.5343/bms.2015.1100
- LUCZOVICH, J. J., et al. Determining the trophic guilds of fishes and macroinvertebrates in a seagrass food web. **Estuaries**, 25, 1143 – 1163. 2002. doi: 10.2307/1353159
- LUZ-AGOSTINHO, K. D. G., et al. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 4(1), 61 – 68. 2006. doi: 10.1590/S1679-62252006000100005
- MALABARBA, L. R., et al. Peixes, p. 145 – 186. In: Fauna e flora da reserva biológica do Lami José Lutzenberger, Porto Alegre, p. 306. 2013.
- MANETTA, G. I.; CECILIO, E. B. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 25(1). 2003. doi:10.4025/actascibiolsci.v25i1.2090
- MANNA, L. R.; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. (2012). Plasticity in the diet of *Astyanax taeniatus* in a coastal stream from south-east Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 72(4), 919 – 928. 2012. doi: 10.1590/S1519-69842012000500020

- MARTINS, I., et al. Regionalisation is key to establishing reference conditions for neotropical savanna streams. **Marine and Freshwater Research**, 69(1), 82. 2017. doi: 10.1071/MF16381
- MAZZONI, R., et al. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 100(2), 162–168. 2010. doi:10.1590/s0073-47212010000200012
- MAZZONI, R.; REZENDE, C. F.; MANNA, L. R. Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a coastal stream from Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70(3), 569 – 574. 2010. doi: 10.1590/S1519-69842010000300013.
- McCUTCHAN, J. H., et al. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos** 102: 378–390. 2003. doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12098.x
- MELO, C. E.; DE MACHADO, F. de A.; PINTO-SILVA, V. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. **Neotropical Ichthyology**, 2(1), 37–44. 2004. doi:10.1590/s1679-62252004000100006
- MORISSEY, C. A., et al. Stable isotopes as indicators of wastewater effects on the macroinvertebrates of urban rivers. **Hydrobiologia**, 700(1), 231–244. 2012. doi:10.1007/s10750-012-1233-7
- NAGATA, R., et al. Food web characterization based on $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ reveals isotopic niche partitioning between fish and jellyfish in a relatively pristine ecosystem. **Marine Ecology Progress Series**, 519, 13–27. 2015. doi:10.3354/meps11071
- NEWSOME, S. D., et al. A niche for isotopic ecology. **Front Ecol Environ**, 5(8), 429 – 436. 2007. doi: 10.1890/060150.01
- NEWSOME, S. D., et al. Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level. **Journal of Mammalogy**, 93(2), 329–341. 2012. doi:10.1644/11-mamm-s-187.1
- NIKOLENKO, O., et al. Isotopic composition of nitrogen species in groundwater under agricultural areas: A review. **Science of The Total Environment**, 621, 1415–1432. 2017. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.086.
- NOBLE, R. A. A., et al. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. **Fisheries Management and Ecology**, 14(6), 381–392. 2007. doi:10.1111/j.1365-2400.2007.00575.x
- ODUM, E. P. The Status of three ecosystem-level hypotheses regarding salt marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling, and detritus-based food chains. **Estuarine Perspectives**, 485–495. 1980. doi:10.1016/b978-0-12-404060-1.50045-9

ORLANDI, L., et al. The effects of nitrogen pollutants on the isotopic signal ($\delta^{15}\text{N}$) of *Ulva lactuca*: Microcosm experiments. **Marine Pollution Bulletin**, 115(1-2), 429–435. 2016. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.12.051

PARDO, I., et al. The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. **The Science of the Total Environment**, 420, 33–42. 2012. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.01.026

PASTOR, A., et al. Temporal Variability of Nitrogen Stable Isotopes in Primary Uptake Compartments in Four Streams Differing in Human Impacts. **Environmental Science & Technology**, 48(12), 6612–6619. 2014. doi:10.1021/es405493k

PEIPOCH, M.; MARTÍ, E.; GACIA, E. Variability in $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance of basal resources in fluvial ecosystems: a meta-analysis. **Freshwater Science**, 31(3), 1003–1015. 2012. doi:10.1899/11-157.1

PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 18(1), 293–320. 1987. doi: 10.1146/annurev.es.18.110187.001453

POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. **American Fisheries Society**, 47, 11 – 22. 2005.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. (2003). Dieta e estrutura trófica das comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco, p. 183-194. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (org.). *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte: PUC Minas, p. 468.

POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology** 83: 703–718. 2002. doi: 10.1890/00129658(2002)083[0703%3AUSITET]2.0.CO%3B2

QUINTELA, F. M., et al. High arsenic and low lead concentrations in fish and reptiles from Taim wetlands, a Ramsar site in southern Brazil. **Science of the Total Environment**, 660, 1004 – 1014. 2019. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.031.

REYNA, S. S. V. Aspectos ecológicos da ictiofauna de riachos de um sistema de veredas. p. 100. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras. 2018.

REYNOLDSON, T. B., et al. The Reference Condition: A Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water-Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, 16(4), 833–852. 1997. doi: 10.2307/1468175

RODRIGUES, D. Ecologia trófica das principais espécies de peixes do Rio Paraíba do Sul na área de influência do Aproveitamento Hidrelétrico Simplício durante o período pré-represamento. p. 91. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada ao Manejo e

Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2013.

RYBCZYUNKS, S. M., et al. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotopes and gut contents analyses. **Ecology of Freshwater Fish**, 17: 199 – 2006. 2008. doi: 10.1111/j.1600-0633.2007.00289.x

SANTOS, F. de A. Estrutura trófica de peixes do Lago Grande, Manacapuru, AM com base nos isótopos estáveis de C e N. p. 68. Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2009.

SCHROTER, D., et al. Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. **Science**, 310(5752), 1333–1337. 2005. doi:10.1126/science.1115233.

SIMBERLOFF, D.; DAYAN, T. The Guild Concept and the Structure of Ecological Communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 22(1), 115–143. 1991. doi: 10.1146/annurev.es.22.110191.000555

STOCK, B.; SEMMENS, B. MixSIAR GUI user manual. Version 3.1 1–59. 2016. doi: 10.5281/zenodo.47719

TEIXEIRA, J. L. A.; GURGEL, H. C. B. Dinâmica da nutrição e alimentação natural de *Steindachnerina notonota* (Miranda-Ribeiro, 1937) (Pisces, Curimatidae), Açude de Riacho da Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista brasileira de zociências**, 6(1), 19 – 28. 2004.

TERESA, F. B., et al. Environmental constraints structuring fish assemblages in riffles: evidences from a tropical stream. **Neotropical Ichthyology**, 14(3). 2016. doi:10.1590/1982-0224-20150185.

TRAJANO, E.; SECUTTI, S.; MATTPX, G. M. T. Epigean and subterranean ichthyofauna in Cordisburgo karst area, eastern Brazil. **Biota Neotropica**, 9(3), 277–281. 2009. doi:10.1590/s1676-06032009000300026

UIEDA, V. S.; FUJIHARA, C. Y. Structure of the ichthyofauna of adventitious streams in the South Pantanal. **Iheringia, Série Zoologia**, 108: e2018019. 2018. doi: 10.1590/1678-4766e2018019.

UIEDA, V.S.; BUZZATO, P.; KIKYCHI, R.M. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra no sudeste do Brasil. **An. Acad. Bras. Cienc.**, 69:243-252. 1997.

VANDER LAAN, J. J., et al. Linking land use, in-stream stressors, and biological condition to infer causes of regional ecological impairment in streams. **Freshwater Science**, 32(3), 801–820. 2013. doi: 10.1899/12-186.1

VANDER ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. **Limnology and Oceanography**, 46(8), 2061 – 2066. 2001. doi: 10.2307/3069075

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**, 54(5), 1142–1158. 1997. doi:10.1139/f97-016

VANDERKLIFT, M. A.; PONSARD, S. Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. **Oecologia** 136, 169–182. 2003. doi: 10.1007/s00442-003-1270-z

VIEIRA, F.; SANTOS, G. B.; ALVES, C. B. M. A ictiofauna da Serra do Cipó e áreas adjacentes. **Lundiana**, 6 (supplement): 77- 87. 2005.

VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. Diet of Astyanax species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. **Brazilian archives of biology and technology**, 45(2), 223 – 232. 2002. doi: 10.1590/S1516-89132002000200015

VILLARES-JUNIOR, G. A.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Comparative feeding ecology of four syntopic Hypostomus species in a Brazilian southeastern river. **Brazilian Journal of Biology**, 76(3), 692–699. 2016. doi:10.1590/1519-6984.00915.

ZANDEN, M. J. V.; RASMUSSEN, J. B. Primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. **Ecology**, 80(4), 1395–1404. 1999. doi:10.1890/0012-9658(1999)080[1395:pccana]2.0.co;2

ZELHUBER, A.; SIQUEIRA, R. Rio São Francisco em descaminho: degradação e revitalização. **Revista Críticas de Humanidades**, 227, 3 – 24. 2007. doi: 10.25247/2447-861X.2007.n227.p3%20-%2024

Referências eletrônicas

CBH RIO DAS VELHAS. Revista Rio das Velhas: A bacia do rio Cipó e a sua importância para a qualidade das águas do rio das Velhas. 2016. Disponível em: <http://cbhvelhas.org.br/noticias/a-bacia-do-rio-cipo-e-a-sua-importancia-para%E2%80%A8a-qualidade-das-aguas-do-rio-das-velhas/> Acesso em: 2 de maio de 2019.