



Universidade Federal do Pará
Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca

JEFFERSON WILLIAN SILVEIRA DA CONCEIÇÃO

**Interações tróficas entre os organismos aquáticos das corredeiras do baixo
rio Xingu, Amazônia, Brasil**

Belém/PA
2020

JEFFERSON WILLIAN SILVEIRA DA CONCEIÇÃO

**Interações tróficas entre os organismos aquáticos das corredeiras do baixo
rio Xingu, Amazônia, Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Costa Andrade.

Co-orientador: Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo.

Belém/PA
2020

JEFFERSON WILLIAN SILVEIRA DA CONCEIÇÃO

**Interações tróficas entre os organismos aquáticos das corredeiras do baixo rio Xingu, Amazônia,
Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

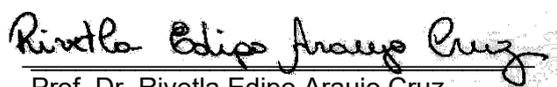
Orientador:

Prof. Dr. Marcelo Costa Andrade
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Banca examinadora:



Prof. Dr. Miguel Petrere Júnior
Universidade Federal do Pará (Titular)



Prof. Dr. Rivetla Edipo Araujo Cruz
Universidade Federal do Pará (Titular)



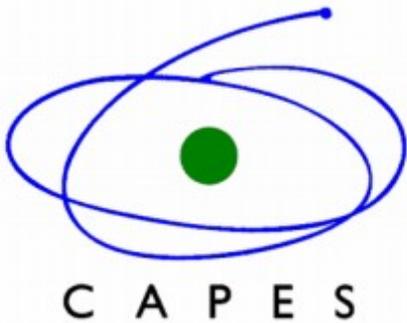
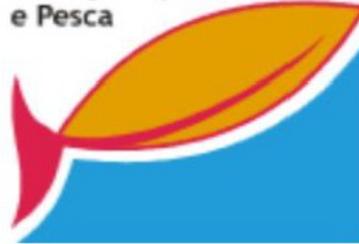
Prof. Dr. Ryan Carlos de Andrades
Universidade Federal do Espírito Santo (Titular)

Belém/PA
2020

INSTITUIÇÕES DE APOIO E FONTE FINANCIADORA



Programa de pós-graduação
Ecologia Aquática
e Pesca



*Aos meus Pais Edioberto e Eliana,
à meus irmãos Elton e Everson.
Pelo amor, exemplo de vida Dedicção e trabalho.
Amo muito vocês!!!*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a DEUS por permitir sonhar, acreditar e realizar esse sonho, por me capacitar e mesmo com todas as dificuldades fazer eu alcançar meus objetivos com êxito durante esses dois anos.

Em especial aos meus Pais Edioberto e Eliana que estiveram do meu lado em todos os momentos, por acreditarem e investirem em meu sonho, aos meus irmãos Elton e Everson pelo incentivo, palavras de força sempre quando eu mais precisei, pelo carinho, dedicação e amor de minha família e todas as pessoas que contribuíram de maneira direta ou indireta por esta etapa em minha vida.

Ao meu orientador e amigo Dr. Marcelo Costa Andrade, por acreditar e fazer deste trabalho um sonho possível, pela paciência em contornar meus erros e me ajudar sempre no que fosse necessário, pela dedicação e engajamento na pesquisa, gratidão pelas oportunidades a mim concedidas para realizar esse estudo, obrigado por todos ensinamentos que contribuíram para dar prosseguimento em minha vida acadêmica e profissional. Agradeço ao meu co-orientador Dr. Tommaso Giarrizzo, pelo incentivo, empenho e dedicação durante o mestrado.

Agradeço ao Mario Alejandro Zuluaga Gómez, por sua contribuição e dedicação nos dados da pesquisa e dicas para a elaboração deste estudo. aos meus amigos do Grupo de Ecologia Aquática e pesca, Oliver, Carine, Fabíola, Rory, Tamyris, Lucio, Fabio, Juliana, Gleyce, Aline, Carol, Eglê, Thaize, Arthur, Leo, Paulo por toda ajuda, compreensão, convivência e momentos de alegrias compartilhados.

A todos professores do Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca (NEAP), que sempre demonstraram interesse nos projetos de cada aluno, orientando de forma eficaz e priorizando a qualidade na pesquisa. Ao laboratório de isótopos estáveis e a todos colaboradores que deram uma força nas amostras e aplicação das análises isotópicas.

A todos meus amigos e companheiros de infância “River Conjunto Maguary” pela convivência, risos, pelas sólidas amizades e dos momentos inesquecíveis compartilhados. Obrigado a todos vocês que estiveram ao meu lado nos momentos difíceis, pelas palavras de incentivo e força.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo

A todos que tornaram possível esta conquista, obrigado!!!

O amigo que eu encontrei me surpreendeu Quando todos me deixaram Ele me acolheu E
sarou minhas feridas, das algemas me livrou , Lhe falei do meu dilema e Ele me escutou,
Quem nesse mundo amor tão grande pode ter, De entregar a própria vida sem temer?
Quem pode ser melhor amigo que O Senhor, Que pelo servo a própria vida renunciou?
Obrigado pela vitória senhor, Para sua honra e glória

O amigo – Sergio Lopes.

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
INTRODUÇÃO.....	12
OBJETIVOS.....	15
GERAL.....	15
ESPECÍFICOS.....	15
MATERIAL E MÉTODOS.....	16
RESULTADOS.....	20
DISCUSSÃO.....	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	32

RESUMO

Tendo em vista que o comportamento alimentar é relacionado à disponibilidade de fontes primárias, pode-se mensurar a contribuição das fontes a partir da composição dos tecidos dos seus consumidores. Desse modo, a análise de isótopos estáveis surge como uma ferramenta eficaz para inferir resultados acurados no diagnóstico de padrões tróficos dos organismos. Em especial, os isótopos do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) têm ajudado a elucidar as relações tróficas para diversos grupos taxonômicos, e contribuir na avaliação dos impactos ambientais de empreendimentos, como por exemplo, a construção de usinas hidrelétricas (UHE), responsáveis das principais alterações na estrutura trófica das comunidades aquáticas. O presente estudo determinou a estrutura trófica dos organismos das corredeiras da Volta Grande do rio Xingu na fase anterior à operação da UHE Belo Monte concluída no ano de 2016. Com base em coletas realizadas no ano de 2012, consumidores de diferentes grupos taxonômicos e três principais fontes primárias, classificadas em plantas C3, plantas C4 e microfítobentos, fizeram parte das análises. As coletas foram realizadas durante o período hidrológico de seca em julho de 2012, em ambientes encachoeirados na região conhecida como Volta Grande do rio Xingu. As amostras de tecido muscular dos peixes e fontes foram devidamente secas em estufa à 60 °C, maceradas, posteriormente pesadas e compactadas em cápsulas de estanho e analisadas quanto aos isótopos estáveis do carbono e nitrogênio, onde os valores da contribuição das potenciais fontes de alimento, foram determinadas por intermédio de um modelo de mistura Bayesiano na plataforma R com o pacote mixSIAR. Os resultados contribuíram para a identificação das interações entre os recursos tróficos e os peixes no ambiente ainda inalterado pelo empreendimento hidrelétrico, servindo portanto como um estudo referência do fluxo de energia e estrutura trófica nas corredeiras do rio Xingu. Além disso, o estudo demonstrou como as fontes autotróficas sustentam o aporte energético para a cadeia trófica e, portanto, são essenciais na tomada de decisões ao traçar estratégias para a conservação dos ecossistemas encachoeirados.

Palavras-chave: isótopos estáveis, teias alimentares, fontes primárias, ambiente lótico.

ABSTRACT

The food behavior is close related to the availability of primary sources, which can be measured by the contribution of the sources based in the composition of the consumers' tissues. Thus, the stable isotopes analysis emerges as an effective tool inferring accurate results in the diagnosis of trophic patterns of organisms. In particular, the isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) have been supporting to elucidate the trophic relationships for several taxonomic groups, and contribute to the assessment of the environmental impacts, such as the construction of hydroelectric power plants (HPP), which is responsible for the main changes in the trophic structure of aquatic communities. The present study determined the trophic structure of the organisms in rapids zones of the Volta Grande of the Xingu River prior to the operation of the Belo Monte HPP concluded in 2016. Based on samples collected in 2012, consumers from different taxonomic groups and three main primary sources (classified as C3 plants, C4 plants and microfitobents) composed the analyzes. The samples were carried out during the hydrological dry season in July 2012, in the rapids zones of the region known as Volta Grande of the Xingu River. The muscle tissue samples from fish and sources were properly dried in an oven at 60 °C, macerated, then weighed and compacted in tin capsules for stable carbon and nitrogen isotopes analyzis, where the contribution values of potential sources, were determined using a Bayesian mix model on the R platform with the mixSIAR package. The results contributed to the identification of the interactions between trophic sources and consumers in the environment still unaltered by the HPP, thus serving as a reference study of the energy flow and trophic structure in the rapids of the Xingu River. In addition, the study demonstrated how autotrophic sources support the energy supply to the trophic chain and, therefore, are essential in decision-making when designing strategies for the conservation of rapid ecosystems.

Keywords: stable isotopes, food webs, primary sources, lotic environment

INTRODUÇÃO

Os tensores de origem antrópica estão causando mudanças aceleradas na estrutura das comunidades aquáticas, alterando a heterogeneidade das interações ecológicas das espécies que habitam o ecossistema (Saunders *et al.*, 2002; Barletta *et al.*, 2010; Baskaya *et al.*, 2011; Sroczynska *et al.*, 2020). Estudos sobre ecologia trófica de comunidades são fundamentais para a compreensão da dinâmica e manutenção de espécies aquáticas, principalmente devido a grande complexidade existente nas interações tróficas (Correa & Winemiller, 2018). Desta forma, a descrição dos mecanismos que controlam o funcionamento geral dos ecossistemas, torna-se essencial na implementação de ações que favoreceram a conservação dos recursos naturais, assim como a compreensão da estabilidade e a persistência de um dado ecossistema (Vinagre *et al.*, 2018; Sroczynska *et al.*, 2020).

As interações ecológicas das cadeias tróficas aliadas ao uso de técnicas, tais convencionais como a análise dos conteúdos estomacais, revelam de maneira direta os recursos alimentares dos organismos (Manetta & Benedito-Cecilio, 2003). No entanto, essa metodologia não reflete a sua importância como fonte de energia, os itens dos conteúdos gástricos são os alimentos menos digeríveis e revelam apenas uma fotografia do que o organismo ingeriu até o momento de sua captura (Forsberg *et al.*, 1993; Tood *et al.*, 1997; Bentshead *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2019). Por outro lado, análises dos isótopos estáveis dos organismos proporcionam avaliações precisas sobre a assimilação das fontes alimentares e sobre as importâncias das fontes primárias dentro de uma cadeia trófica, e constituem a técnica mais eficiente na avaliação das interações tróficas nas redes alimentares nos ecossistemas (Vander-Zanden *et al.*, 1997; Sroczynska *et al.*, 2020).

Isótopos estáveis são marcadores biogeoquímicos naturais, muito utilizados em estudos do ciclo da matéria e energia do ambiente (Pinnegar & Polunin, 1999). As assinaturas isotópicas do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$), particularmente, expressam padrões mais evidentes na determinação das potenciais fontes alimentares dentro da cadeia trófica (Vander-Zanden *et al.*, 2001). Isso porque diferenças na assinatura do isótopo do carbono das fontes se refletirão nas assinaturas dos consumidores (Philippsen & Benedito, 2013). Já o enriquecimento da assinatura isotópica nitrogênio entre as fontes e os seus consumidores refletirá em mudanças verticais no posicionamento trófico das cadeias alimentares (Glibert *et al.*, 2018). Neste sentido, esse método auxilia na compreensão das relações existentes nos ecossistemas, pois diferentes

fontes terrestres e aquáticas definem o nicho isotópico, que é equivalente ao nicho trófico dos organismos no meio onde vivem (Pereira, 2001).

Análises de isótopos estáveis têm se mostrado uma eficiente ferramenta na compreensão do fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos, pois permitem quantificar o compartilhamento dos recursos dentro da cadeia trófica (Carroll *et al.*, 2019). É assim como pode-se entender hoje que os organismos de corredeiras, apresentam adaptações tróficas exclusivas para a vida no ambiente lótico, com uma estrutura trófica complexa devido ao diverso aporte de fontes alóctones e autóctones (Zuluaga-Gómez *et al.*, 2016). O ecossistema de corredeira (característicos de alguns rios da região Amazônica), suporta comunidades aquáticas típicas com elevado grau de endemismo, geralmente sensíveis a grandes modificações hidrológicas (Carmargo *et al.*, 2015). Nesse sentido, a preservação da integridade dos rios amazônicos ganha evidência, pois são palco frequente de implantações de projetos que proporcionam grandes modificações ambientais, como as UHEs (Winemiller *et al.*, 2016).

As (UHEs), surgem como uma opção vantajosa de produção de energia (Costa, 2005). No entanto, esses projetos são alvos de diversas críticas do ponto de vista ambiental, pois provocam alterações negativas nos ambientes encachoeirados, como por exemplo as corredeiras do rio Xingu, ameaçadas pela UHE Belo Monte (Fitzgerald *et al.*, 2018). As UHEs interferem no fluxo natural das águas dos rios, alterando as funções ecológicas do sistema aquático, ameaçando a estrutura trófica no ecossistema (Inatomi & Udaeta, 2012).

O rio Xingu é um dos principais afluentes de águas claras do baixo Amazonas. Sua heterogeneidade geomorfológica contribui para a manutenção de uma cadeia trófica exclusiva dos ecossistemas encachoeirados (Andrade *et al.*, 2019). Neste sentido, é importante explorar estas interações tróficas para se discutir os efeitos ecológicos posteriores à implantação da UHE Belo Monte (Winemiller *et al.*, 2016). Agora, esses ecossistemas apresentam condições hidrológicas alteradas devido o barramento do Xingu, especialmente no trecho do rio conhecido como Volta Grande, local de ampla área de corredeiras no período de águas baixas do rio (Sabaj-Pérez, 2015). O presente estudo pretende fornecer informações ecológicas cruciais sobre as teias alimentares no ambiente de corredeira do rio Xingu prévio à operação da barragem, oferecendo subsídios para o seu monitoramento e conservação.

O presente estudo determinou a estrutura isotópica das teias alimentares nas corredeiras da Volta Grande do rio Xingu em momento prévio à construção da UHE Belo Monte em 2016. Com base em coletas realizadas no ano de 2012, o estudo avaliou a incorporação de três fontes tróficas a partir das variações de isotópos do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, estimado o posicionamento trófico dos consumidores (peixes e invertebrados), servido assim como um linha base sobre a estrutura da cadeia trófica destes consumidores. Além disso, o estudo fornece informações ecológicas cruciais, evidenciando a diversidade trófica das comunidades relacionadas com a amplitude de nicho trófico dos organismos, demonstrando a complexidade das interações tróficas nas corredeiras do rio Xingu e a relação de assimilação das fontes primárias pelos consumidores, referentes a um ambiente não afetado pela ação antrópica, oferecendo subsídios para o monitoramento e a conservação do mesmo.

OBJETIVOS

GERAL

Determinar a estrutura trófica das teias alimentares nas corredeiras da Volta Grande do rio Xingu como estudo referência do ambiente inalterado referente ao momento prévio a fase de operação da UHE Belo Monte.

ESPECÍFICOS

- 1- Determinar a composição isotópica das fontes tróficas a partir das variações do isótopo do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e a variação vertical na cadeia trófica a partir do isótopo do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$);
- 2- Estimar o posicionamento trófico dos consumidores nas corredeiras do rio Xingu através de análises isotópicas do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$;
- 3- Mensurar as assimilações das principais fontes primárias pelos consumidores no ambiente de corredeiras;
- 4- Elaborar uma linha base sobre a estrutura da cadeia trófica dos consumidores baseada nas assimilações das fontes primárias.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado no rio Xingu, um dos principais afluentes do rio Amazonas. O rio Xingu se origina na região da Serra do Roncador, no Brasil Mato Grosso, percorrendo 2.050 km em direção norte até a sua confluência com o rio Amazonas em Estado do Pará no Brasil. O Xingu drena em 500.000 km² de área do Escudo Brasileiro, uma formação geológica antiga que confere ao rio suas características de águas oligotróficas, baixa condutividade, alta transparência (Zuluaga-Gómez *et al.*, 2016). Estas condições fazem que o rio Xingu seja um dos principais afluentes de águas claras do baixo rio Amazonas (Andrade *et al.*, 2019). Formado por diversos cursos d'água, este abrange cerca de 21 municípios no estado do Pará (Camargo *et al.*, 2004). Observa-se no trecho médio do rio Xingu, uma sinuosa região com inúmeros corredeiras, conhecida como Volta Grande do Xingu (Zuluaga-Gómez *et al.*, 2016). É o trecho onde encontra-se os ambientes lóticos do rio, conhecidos como as cachoeiras e corredeiras (Fitzgerald *et al.*, 2018).

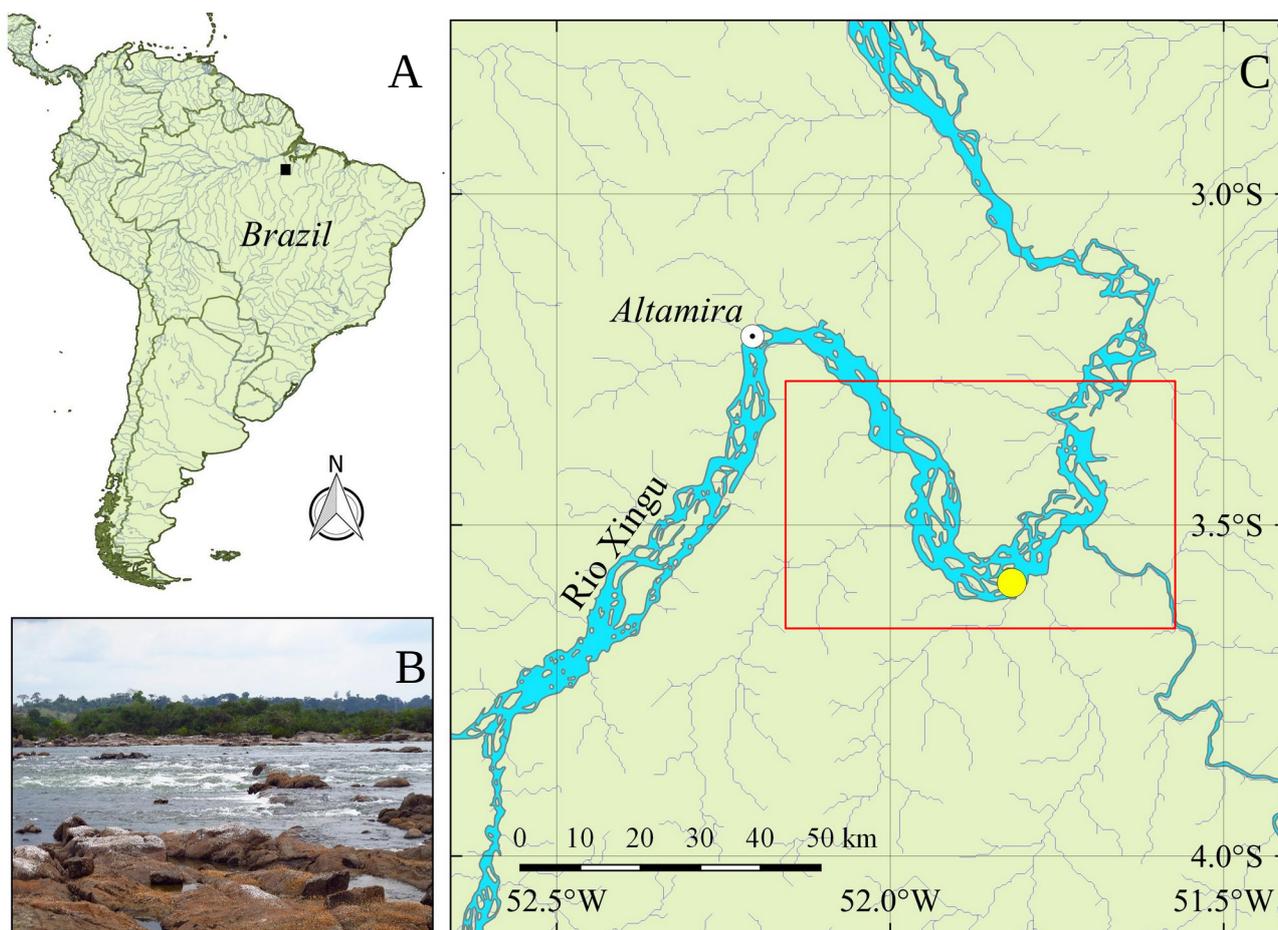


Figura 1: Localização da área de estudo no rio Xingu, Pará, Brasil. (A) Localização da área na América do sul; (B) Corredeiras no rio Xingu na área Paquiçamba; e (C) Área de estudo nas corredeiras do Paquiçamba na Volta Grande do rio Xingu.

COLETA E PROCEDIMENTO DAS AMOSTRAS

As amostras de peixes e invertebrados nas corredeiras da Volta Grande (*i.e.*) e das três principais fontes tróficas primárias (plantas C3/C4 e comunidade do microfítobentos) foram coletadas numa área de 24 km² ao longo de um segmento de aproximadamente 10 km na localidade chamada de Paquiçamba, trecho que atualmente apresenta condições hidrológicas alteradas com uma vazão regulada pela UHE Belo Monte (Figura 1). As coletas foram realizadas durante a seca julho de 2012, quando ocorrem mudanças na paisagem principalmente com a exposição das corredeiras. Para as análises isotópicas uma fração de músculo foi coletada da região dorsal direita dos peixes, devido ao baixo teor de lipídios e carbonatos inorgânicos (Philippsen & Benedito, 2013). Foram selecionados apenas indivíduos adultos e com classes de tamanho similar com o intuito de se evitar potenciais variações isotópicas devido a diferenças ontogenéticas.

Além dos peixes, amostras de invertebrados aquáticos, tais como crustáceos e insetos nos estágios larvais e adultos foram coletadas, onde pelo menos três amostras de cada invertebrado foram coletadas de

acordo com as condições permitidas, bem como amostras de microfítobentos foram coletadas com auxílio de uma peneira de 45- μ m filtrados em 200 l de água, separando-o do fitoplâncton e partículas grandes.

Três principais fontes tróficas primárias e predominantes nas corredeiras foram coletadas: plantas C3 (plantas vasculares terrestres - alóctones), plantas C4 (plantas aquáticas - autóctones), e comunidade de microfítobentos (fitoplâncton, fitoperifiton e matéria orgânica particulada - autóctones).

ANÁLISE DOS DADOS

Análises dos isótopos do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) foram realizadas no Laboratório de Química Analítica do Instituto de Ecologia da Universidade da Geórgia (EUA). Neste local as amostras foram queimadas num analisador elementar, Carlo Erba CHN, e os gases resultantes (CO_2 e N_2) foram analisados com um espectrofotômetro de massa, Finnigan Delta C. As assinaturas isotópicas foram expressas em notação delta (δ) para averiguar os padrões de variação isotópica de fontes tróficas primárias/consumidores e delimitadas como partes por mil (‰) em relação a uma amostra padrão de acordo com a seguinte, fórmula:

$$\delta X = [(R_{\text{Amostra}}/R_{\text{Padrão}}) - 1] * 10^3$$

Onde δX indica a assinatura isotópica da amostra, R_{Amostra} e $R_{\text{Padrão}}$, representam respectivamente as relações associadas aos isótopos estáveis ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) na amostra e amostra padrão (Jackson *et al.*, 2013).

Para avaliar a variação isotópica, foram gerados gráficos de dispersão de valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. A posição trófica (TP) das espécies estudadas foram calculadas seguindo a fórmula proposta por Jackson *et al.* (2013).

$$\text{TP} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{Consumidor}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{Fonte}})/2,54] + 1$$

Onde $\delta^{15}\text{N}_{\text{Consumidor}}$ é assinatura isotópica do consumidor e $\delta^{15}\text{N}_{\text{Fonte}}$ foi a média das três fontes tróficas primárias, e 2,54 como denominador é fracionamento trófico médio entre níveis tróficos, e 1 representa um nível trófico acima das fontes tróficas primárias (Jackson *et al.*, 2013).

A contribuição das diferentes fontes primárias de carbono para os distintos consumidores foi estimada através de modelo de mistura Bayesiano com o pacote mixSIAR versão 3.1.10 na plataforma estatística R (R Development Core Team, 2019).

Para avaliar a similaridade na assimilação das fontes tróficas primárias pelos consumidores, uma análise de Cluster foi realizada com base nas variações médias da assimilação de cada fonte pelos consu-

midores. Deste modo, com o intuito de ilustrar de forma quantitativa a diversidade trófica dentro da rede alimentar, utilizamos métricas baseadas no espaço de nicho trófico, no qual é possível estimar a posição das espécies estudadas dentro da estrutura das cadeias. Além disso esta metodologia proporciona o entendimento da extensão da redundância trófica, por se trata de medidas calculadas a partir de valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos diversos organismos para as espécies dentro de uma comunidade.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ *Range* (NR), indicam a estrutura trófica dos organismos de acordo com posição vertical dentro da cadeia alimentar, ou seja, a razão entre $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecido e $\delta^{15}\text{N}$ empobrecido, esses valores representam os níveis tróficos das espécies, bem como demonstram o grau de diversidade trófica dentro das assembleias. O $\delta^{13}\text{C}$ *Range* (CR) representa a distância entre as espécies, por intermédio dos seus respectivos valores máximos e mínimos de $\delta^{13}\text{C}$, indicando o nicho isotópico e sua diversificação na teia alimentar. A área total (TA) revela o espaço que abrange todas as comunidades, são de maneira geral o nicho trófico ocupado que permite inferir a extensão global da diversidade trófica analisada.

A distância média do centroide (CD) é a métrica que expressa a distância euclidiana das espécies em relação ao valor médio $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, indicando um grau médio da diversidade presente nas interações tróficas, sendo uma medida de espaçamento entre as organismos. Por sua vez, a distância média do vizinho mais próximo (NND) é a medida que proporciona averiguar o grau da densidade total de cada espécie dentro do espaço bi-plot. O desvio padrão da distância do vizinho mais próximo (SDNND), representa uma medida uniforme das espécies, sugerindo que valores inferiores desta métrica indica uma maior abarangência de nicho trófico dentro da teia alimentar. Desta forma, podemos ilustrar a influência do nicho trófico e redundância das espécies dentro das variações métricas de todo o espaço isotópico, gerando uma visão mais sistematizada da estrutura geral das comunidades deste ecossistema.

RESULTADOS

O estudo avaliou, de forma geral, as assinaturas de isótopos de carbono $\delta^{13}\text{C}$ e nitrogênio $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores mais abundantes presentes nas corredeiras na Volta Grande do rio Xingu. As assembleias de peixes analisados foram compostas por 32 espécies, pertencentes a cinco ordens e 11 famílias, num total de 94 indivíduos. Da mesma maneira, amostras dos macroinvertebrados foram compostas por 18 espécies compreendendo 15 ordens e 15 famílias (Tabela 1). A composição de espécies analisadas apresentaram faixa entre os -36,17 aos -18,97 nas assinaturas do $\delta^{13}\text{C}$ e entre os 05,07 aos 12,68 nas assinaturas do $\delta^{15}\text{N}$. Na tabela 1 apresenta-se as espécies coletadas, o número de indivíduos por amostra e as médias das assinaturas isotópicas registradas.

Tabela 1 Número de indivíduos (N), categoria trófica, média e respectivo desvio padrão (DP) do comprimento padrão = mm (CP) dos tamanhos dos táxons analisados, posição trófica (TP) e valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores associados aos ambientes de corredeiras do rio Xingu.

Consumidor (Ordem/Família/Espécie)	N	CP Média±DP	TP Média±DP	$\delta^{13}\text{C}$ Média±DP	$\delta^{15}\text{N}$ Média±DP
Peixes					
Characiformes					
Anostomidae					
<i>Hypomasticus julii</i>	4	153,5±11,2	3,6±0,2	-24,2±1,3	11,1±0,4
<i>Leporinus aff. fasciatus</i>	5	191,6±53,1	3,5±0,1	-30,1±1,1	10,9±0,4
Bryconidae					
<i>Brycon falcatus</i>	6	136,8±46,4	3,1±0,3	-26,6±0,3	10,1±0,8
<i>Brycon sp. "adiposa hialina"</i>	4	96,8±7,0	3,5±0,1	-26,7±0,5	11,0±0,1
Ctenoluciidae					
<i>Boulengerella cuvieri</i>	2	365,0±91,9	3,7±0,02	-27,8±2,0	11,5±0,05
Hemiodontidae					
<i>Hemiodus cf. vorderwinkleri</i>	4	121,3±10,3	3,4±0,2	-21,7±1,9	10,6±0,5
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus nigricans</i>	4	233,3±33,7	3,0±0,1	-24,4±1,0	9,7±0,4
Serrasalminidae					
<i>Myleus setiger</i>	3	100,0±5,3	3,4±0,2	-30,9±1,9	10,6±0,5
<i>Myloplus arnoldi</i>	2	68,0±17,0	2,6±0,1	-20,7±1,0	8,6±0,3
<i>Myloplus schomburgkii</i>	1	140,0	2,5	-28,1	8,3
<i>Ossubtus xinguense</i>	3	164,3±36,7	3,5±0,3	-27±2,1	11±0,7
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1	198,0	4,1	-25,6	12,6
<i>Tometes kranponhah</i>	3	285,0±80,5	2,9±0,2	-32,5±3,7	9,3±0,4
Perciformes					
Cichlidae					
<i>Cichla melaniae</i>	2	206,5±75,7	3,7±0,5	-25,1±4,5	11,5±1,3
<i>Crenicichla lugubris</i>	2	185,5±77,1	3,9±0,4	-24,7±3,4	11,9±1,0
<i>Geophagus argyrostictus</i>	6	137,3±24,5	3,3±0,1	-27,6±1,0	10,4±0,2
<i>Retroculus xinguensis</i>	2	235,5±24,7	3,5±0,1	-29,5±0,04	10,9±0,1
<i>Teleocichla preta</i>	3	100,0±31,2	3,6±0,2	-26,6±1,9	11,3±0,4
<i>Teleocichla sp.2</i>	2	35,0±7,1	3,3±0,2	-21,0±2,3	10,5±0,4

Consumidor (Ordem/Família/Espécie)	N	CP Média±DP	TP Média±DP	δ ¹³ C Média±DP	δ ¹⁵ N Média±DP
Rajiformes					
Potamotrygonidae					
<i>Potamotrygon leopoldi</i>	4	285,0±170,6	3,7±0,2	-27,2±1,2	11,6±0,5
Siluriformes					
Loricariidae					
<i>Ancistrus ranunculus</i>	4	96,5±18,0	3,2±0,1	-29,5±2,7	10,1±0,3
<i>Aphanotorulus emarginata</i>	4	255,3±51,9	2,9±0,3	-20,4±1,9	9,4±0,8
<i>Baryancistrus chrysolomus</i>	4	123,3±2,5	2,7±0,1	-30,0±0,2	9,0±0,3
<i>Baryancistrus sp. "bola azul"</i>	4	210,0±18,3	2,9±0,02	-23,5±1,9	9,4±0,1
<i>Baryancistrus xanthellus</i>	3	117,7±36,7	3,3±0,1	-26,0±2,6	10,5±0,2
<i>Harttia duriventris</i>	2	176,5±58,7	2,9±0,2	-21,4±2,2	9,5±0,5
<i>Peckoltia feldbergae</i>	2	94,0±1,4	3,3±0,1	-27,1±0,2	10,5±0,4
<i>Scobinancistrus pariolispos</i>	1	272,0	3,6	-31,0	11,2
Pimelodidae					
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	1	555,0	4,0	-28,0	12,2
<i>Pseudopimelodus cf. bufonius</i>	1	132,0	3,9	-28,5	12,0
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	1	500,0	3,9	-27,7	12,1
Synbranchiformes					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i>	4	240,3±84,4	3,6±0,3	-30,2±1,7	11,2±0,7
Invertebrados					
Decapoda					
Pseudothelphusidae					
<i>Kinsleya cf. ytupora</i>	6	-	3,2±0,03	-28,8±0,5	10,1±0,1
Diptera					
Chironomidae					
<i>Chironomidae sp.</i>	2	-	2,2±0,1	-27,4±0,4	7,8±0,1
Ephemeroptera					
Leptophlebiidae					
<i>Leptophlebiidae sp.1</i>	3	-	1,6±0,03	-28,3±0,2	6,1±0,1
Formicidae					
Formicidae sp.					
<i>Formicidae sp.</i>	3	-	1,3±0,2	-27,5±0,7	5,4±0,5
Gastropoda					
Pleuroceridae					
<i>Doryssa spp.</i>	23	-	1,9±0,1	-30,6±0,6	7,0±0,3
Hemiptera					
Enicocephalidae					
<i>Enicocephalidae sp.</i>	3	-	3,3±0,1	-27,2±0,1	10,5±0,1
Hirudinea					
Hirudinea					
<i>Hirudinea sp.</i>	3	-	3,1±0,2	-21,3±1	10,0±0,6
Lepidoptera					
Crambidae					
<i>Petrophila sp.</i>	3	-	2,3±0,4	-24±2,4	7,8±1
Megaloptera					
Chauliodes					
<i>Chauliodes sp.</i>	6	-	2,1±0,1	-29,0±2,3	7,5±0,2
Odonata					
Libellulidae					
<i>Brechmorhoga sp.</i>	3	-	1,9±0,1	-26,9±1,0	6,9±0,4
Plecoptera					

Consumidor (Ordem/Família/Espécie)	N	CP Média±DP	TP Média±DP	$\delta^{13}\text{C}$ Média±DP	$\delta^{15}\text{N}$ Média±DP
Perlidae					
<i>Perlidae sp.</i>	2	-	2,9±0,01	-27,7±0,3	9,5±0,03
Porifera					
Porifera					
<i>Porifera sp.</i>	6	-	2,8±0,3	-31,6±0,4	9,2±0,7
Simuliidae					
Simulium					
<i>Simulium sp.1</i>	7	-	1,6±0,1	-30,2±0,6	6,2±0,3
<i>Simulium sp.2</i>	4	-	1,6±0,02	-29,6±0,1	6±0,04
Trichoptera					
Hydropsychidae					
<i>Macronema sp.</i>	3	-	1,9±0,02	-28,8±0,1	7,0±0,05
<i>Smicridea sp.</i>	3	-	2,2±0,04	-25,9±0,2	7,7±0,1
<i>Synoestropsis sp.</i>	9	-	2,5±0,02	-29,0±0,6	8,3±0,1
Zooplankton					
<i>Zooplankton</i>	3	-	1,4±0,1	-26,2±0,1	5,7±0,3

No presente estudo foram analisados modelos de mistura entre os consumidores e as três principais fontes de energia das corredeiras do rio Xingu. De forma geral pode se detectar uma alta contribuição do conjunto do microfítobentos e para alguns indivíduos em particular apresentaram maior assimilação das plantas C3 e C4 (Figura 2). Através da porcentagem de assimilação das fontes por espécie foi feita uma *cluster*, e com a análise de *simprof teste*, foi possível detectar, seis grupos distintos formados, que apresentam similaridade nas contribuições das três fontes autotróficas. Os grupos são os seguintes: **a)** *Baryancistrus chrysolomus*, *Baryancistrus xanthellus*, *Hemiodus vorderwinkleri*, *Hypomasticus julii*, *Myloplus arnoldi*, *Prochilodus nigricans*, *Teleocichla sp.2* **b)** *Aphanotorulus emarginata*, *Brycon falcatus*, *Brycon sp. adiposa hialina*, *Geophagus argyrostictus*, *Harttia duriventris*, *Ossubtus xinguense*, *Peckoltia feldbergae* **c)** *Ancistrus ranunculus*, *Tometes kranponhah* **d)** *Boulengerella cuvieri*, *Cichla melaniae*, *Crenicichla lugubris*, *Leporinus aff. fasciatus*, *Myleus setiger*, *Phractocephalus hemiliopterus*, *Porifera*, *Potamotrygon leopoldi*, *Pseudopimelodus bufonius*, *Pseudoplatystoma punctifer*, *Retroculus xinguensis*, *Scobinancistrus pariolispos*, *Serrasalmus rhombeus*, *Synbranchus marmoratus*, *Teleocichla preta*, **e)** Artropodos aquáticos (Aquatic arthropods), Invertebrados aquáticos (Aquatic invertebrate), *Baryancistrus sp. bola azul*, *Myloplus schomburgkii*, **f)** *Mollusca*, Artrópodes terrestres (Terrestrial arthropod), *Zooplankton*. Assim, conclui-se que há uma forte relação entre os grupos (e), (f) e (c) com fontes de origem alóctone como as plantas C3 que em sua maioria se situam nas margem próximas dos remansos; os grupos (a) e (b) apresentaram forte relação com as fontes C4 de origem autóctone, na sua maioria plantas da família Podostemaceae (macrofitas aquáticas características dos ambientes de corredeira).

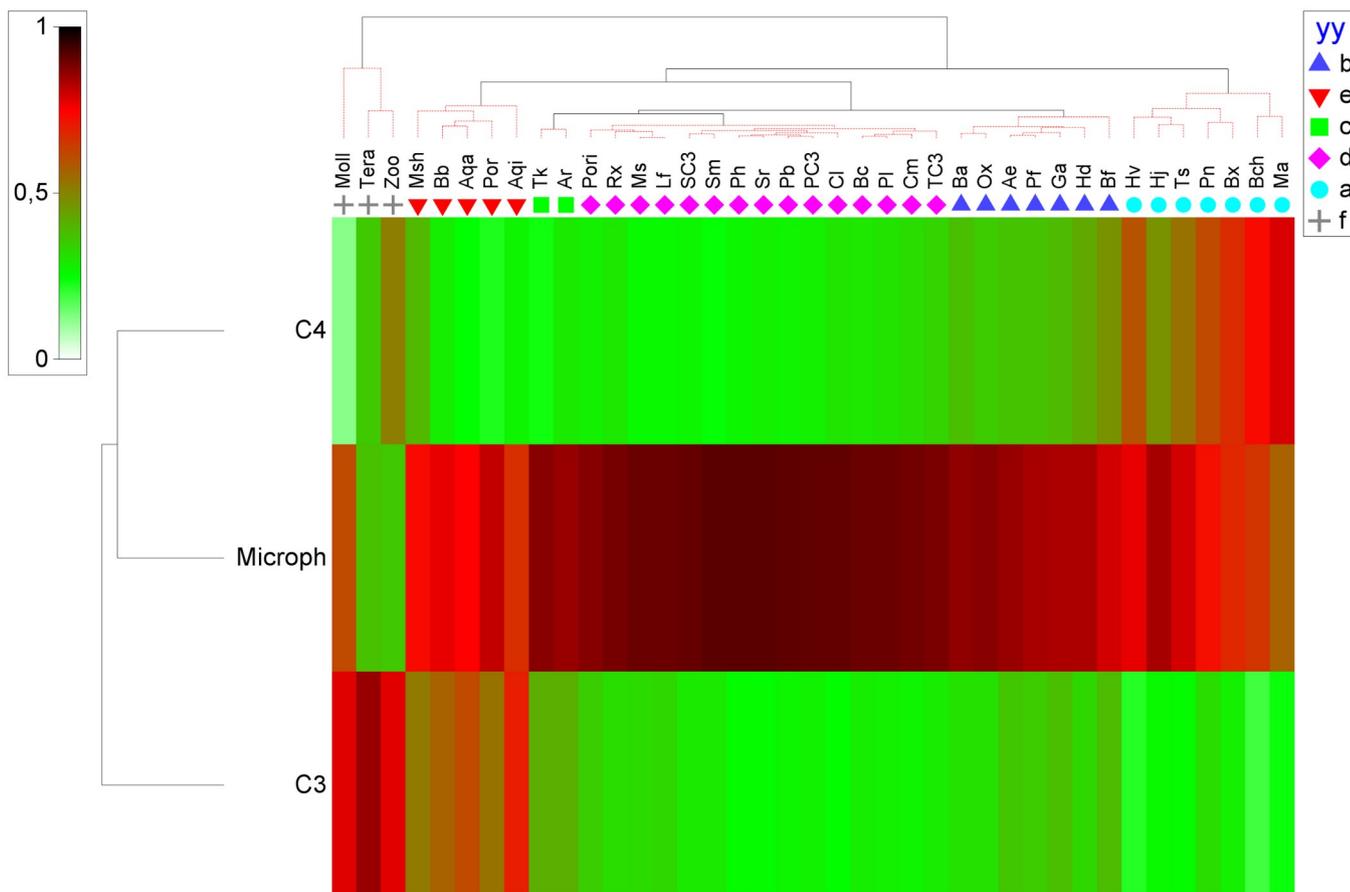


Figura 2 Análise de cluster com a assimilação das fontes de produção primária. O simprof test detectou seis grupos tróficos de consumidores de acordo com a similaridade na assimilação das três principais fontes autóctonas de cada consumidor.

O grupo (a) formado na sua maioria por espécies consideradas iliófagas com maior contribuição de fontes como as plantas C4 e o microfitobentos, as duas fontes de origem autóctone. Em contraste, o grupo “f” formado por artrópodes terrestres, moluscos e zooplâncton apresentou maior contribuição das fontes associadas as plantas C3 (de margem) de origem alóctone. O grupo (e) apresentou contribuições altas tanto para plantas C3 com para o microfitobentos. Este grupo está formado pela maioria dos invertebrados aquáticos e os artrópodes aquáticos, e duas espécies de peixes *Baryancistrus sp. bola azul* (iliófago) e *Myloplus schomburgkii* (herbívoros). Finalmente, os grupos (c) e (d) apresentaram uma forte relação com o microfitobentos, o grupo (c) formado por duas espécies de peixe *Ancistrus ranuculus* (iliófago) e *Tometes kranponhah* (onívoro); o grupo (d) com a maioria das espécies pode ser considerado um grupo intermediário que aproveita fortemente os recursos autóctones com o microfitobentos (Tabela 2 e Figura 3).

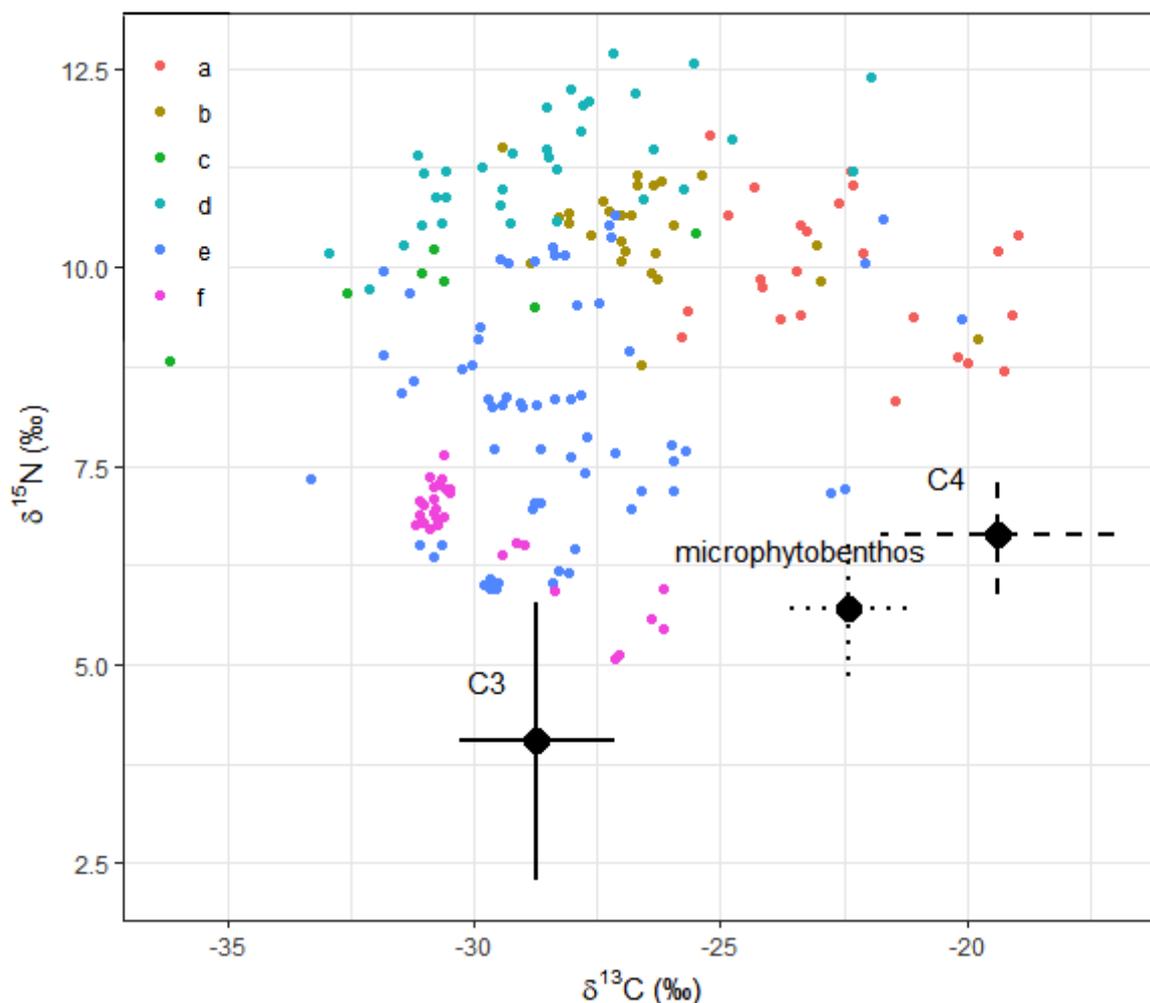


Figura 3 Distribuição das assinaturas isotópicas dos consumidores da Volta Grande do rio Xingu. C3: Plantas enriquecidas $\delta^{13}\text{C}$; C4: Plantas empobrecidas $\delta^{13}\text{C}$; Microphytobenthos. Grupos: a) *Baryancistrus chrysolomus*, *Baryancistrus xanthellus*, *Hemiodus vorderwinkleri*, *Hypomasticus julii*, *Myloplus arnoldi*, *Prochilodus nigricans*, *Teleocichla sp.2* b) *Aphanotorulus emarginata*, *Brycon falcatus*, *Brycon sp. adiposa hialina*, *Geophagus argyrostictus*, *Harttia duriventris*, *Ossubtus xinguense*, *Peckoltia feldbergae* c) *Ancistrus ranunculoides*, *Tometes kranponhah* d) *Boulengerella cuvieri*, *Cichla melaniae*, *Crenicichla lugubris*, *Leporinus aff. fasciatus*, *Myleus setiger*, *Phractocephalus hemiliopterus*, Porifera, *Potamotrygon leopoldi*, *Pseudopimelodus bufonius*, *Pseudoplatystoma punctifer*, *Retroculus xinguensis*, *Scobinancistrus pariolispos*, *Serrasalmus rhombeus*, *Synbranchus marmoratus*, *Teleocichla preta*, e) Artropodos aquáticos (Aquatic arthropods), Invertebrados aquáticos (Aquatic invertebrate), *Baryancistrus sp. bola azul*, *Myloplus schomburgkii*, f) *Mollusca*, Artrópodes terrestres (Terrestrial arthropod), *Zooplankton*.

Tabela 2 Valores médios e desvio padrão (DP) das contribuições individuais das três fontes primárias em Consumidores (peixes e invertebrados) associados aos ambientes de corredeiras do rio Xingu.

	C3	C4	Microfitobentos
Consumidor(Ordem/Família/Espécie)	Média±DP (2,5%–9,75%)	Média±DP (2,5%–9,75%)	Média±DP (2,5%–9,75%)
Peixes			
Characiformes			
Anostomidae			
<i>Hypomasticus julii</i>	0,21±0,06 (0,10–0,35)	0,37±0,14 (0,06–0,61)	0,42±0,11 (0,24–0,68)
<i>Leporinus aff. fasciatus</i>	0,47±0,07 (0,34–0,61)	0,07±0,05 (0,01–0,18)	0,46±0,07 (0,32–0,60)

Bryconidae				
<i>Brycon falcatus</i>	0,46±0,06 (0,34–0,59)	0,21±0,09 (0,04–0,37)	0,33±0,08 (0,19–0,50)	
<i>Brycon sp. "adiposa hialina"</i>	0,34±0,07 (0,21–0,49)	0,21±0,11 (0,02–0,43)	0,45±0,10 (0,27–0,66)	
Ctenoluciidae				
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0,35±0,09 (0,18–0,54)	0,15±0,10 (0,01–0,38)	0,51±0,11 (0,30–0,72)	
Hemiodontidae				
<i>Hemiodus cf. vorderwinkleri</i>	0,15±0,05 (0,06–0,27)	0,59±0,13 (0,28–0,80)	0,26±0,10 (0,11–0,52)	
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus nigricans</i>	0,39±0,07 (0,27–0,53)	0,41±0,10 (0,18–0,59)	0,20±0,08 (0,07–0,39)	
Serrasalminidae				
<i>Myleus setiger</i>	0,52±0,08 (0,37–0,68)	0,06±0,04 (0,01–0,17)	0,42±0,08 (0,27–0,57)	
<i>Myloplus arnoldi</i>	0,36±0,07 (0,24–0,50)	0,58±0,11 (0,28–0,73)	0,07±0,08 (0,01–0,30)	
<i>Myloplus schomburgkii</i>	0,74±0,12 (0,50–0,95)	0,12±0,09 (0,01–0,35)	0,14±0,09 (0,02–0,36)	
<i>Ossubtus xinguense</i>	0,37±0,08 (0,24–0,54)	0,16±0,10 (0,02–0,39)	0,46±0,10 (0,28–0,66)	
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0,18±0,11 (0,04–0,43)	0,16±0,13 (0,01–0,47)	0,66±0,15 (0,35–0,90)	
<i>Tometes kranponhah</i>	0,66±0,07 (0,52–0,81)	0,04±0,03 (0,01–0,11)	0,30±0,07 (0,16–0,44)	
Perciformes				
Cichlidae				
<i>Cichla melaniae</i>	0,37±0,13 (0,14–0,70)	0,11±0,08 (0,01–0,32)	0,52±0,15 (0,21–0,79)	
<i>Crenicichla lugubris</i>	0,18±0,08 (0,06–0,35)	0,21±0,14 (0,02–0,51)	0,61±0,14 (0,35–0,86)	
<i>Geophagus argyrostictus</i>	0,44±0,07 (0,32–0,58)	0,16±0,08 (0,02–0,33)	0,40±0,08 (0,25–0,55)	
<i>Retroculus xinguensis</i>	0,46±0,09 (0,29–0,66)	0,10±0,07 (0,01–0,28)	0,44±0,10 (0,26–0,62)	
<i>Teleocichla preta</i>	0,31±0,08 (0,17–0,48)	0,19±0,11 (0,02–0,42)	0,50±0,11 (0,31–0,72)	
<i>Teleocichla sp.2</i>	0,16±0,07 (0,05–0,33)	0,57±0,20 (0,08–0,86)	0,28±0,16 (0,07–0,68)	
Rajiformes				
Potamotrygonidae				
<i>Potamotrygon leopoldi</i>	0,30±0,07 (0,17–0,45)	0,17±0,10 (0,02–0,38)	0,53±0,10 (0,35–0,73)	
Siluriformes				
Loricariidae				
<i>Ancistrus ranunculus</i>	0,56±0,07 (0,42–0,71)	0,07±0,05 (0,01–0,19)	0,37±0,08 (0,23–0,52)	
<i>Aphanotorulus emarginata</i>	0,27±0,07 (0,15–0,44)	0,60±0,15 (0,15–0,81)	0,13±0,11 (0,02–0,48)	
<i>Baryancistrus chrysolomus</i>	0,24±0,05 (0,15–0,35)	0,68±0,09 (0,48–0,82)	0,08±0,06 (0,01–0,23)	
<i>Baryancistrus sp. "bola azul"</i>	0,70±0,08 (0,56–0,86)	0,07±0,04 (0,01–0,17)	0,24±0,07 (0,10–0,38)	
<i>Baryancistrus xanthellus</i>	0,35±0,06 (0,24–0,48)	0,52±0,10 (0,31–0,69)	0,14±0,07 (0,03–0,29)	
<i>Harttia duriventris</i>	0,37±0,08 (0,23–0,54)	0,24±0,13 (0,03–0,49)	0,39±0,11 (0,20–0,61)	
<i>Peckoltia feldbergae</i>	0,45±0,10 (0,28–0,66)	0,18±0,11 (0,02–0,41)	0,38±0,11 (0,18–0,59)	
<i>Scobinancistrus pariolispos</i>	0,47±0,12 (0,25–0,73)	0,10±0,07 (0,01–0,28)	0,44±0,12 (0,20–0,65)	
Pimelodidae				
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	0,29±0,12 (0,10–0,57)	0,15±0,11 (0,01–0,41)	0,57±0,14 (0,29–0,82)	
<i>Pseudopimelodus cf. bufonius</i>	0,32±0,12 (0,12–0,58)	0,14±0,11 (0,01–0,40)	0,54±0,13 (0,29–0,78)	
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	0,29±0,12 (0,10–0,58)	0,15±0,11 (0,01–0,42)	0,56±0,14 (0,29–0,82)	
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0,46±0,07 (0,32–0,60)	0,07±0,05 (0,01–0,18)	0,48±0,08 (0,33–0,63)	
Invertebrados				
Decapoda				
Pseudothelphusidae				
<i>Kinsleya cf. ytupora</i>	0,52±0,07 (0,39–0,65)	0,11±0,06 (0,01–0,25)	0,38±0,07 (0,24–0,52)	
Diptera				
Chironomidae				
<i>Chironomidae sp.</i>	0,54±0,10 (0,26–0,70)	0,28±0,10 (0,13–0,53)	0,18±0,07 (0,05–0,31)	
Ephemeroptera				
Leptophlebiidae				
<i>Leptophlebiidae sp.1</i>	0,74±0,09 (0,52–0,85)	0,16±0,05 (0,09–0,28)	0,10±0,06 (0,02–0,24)	

Formicidae				
Formicidae sp.				
<i>Formicidae sp.</i>	0,90±0,06 (0,76–0,99)	0,07±0,05 (0,01–0,20)	0,03±0,02 (0,01–0,09)	
Gastropoda				
Pleuroceridae				
<i>Doryssa spp.</i>	0,90±0,04 (0,82–0,98)	0,03±0,02 (0,01–0,07)	0,07±0,04 (0,01–0,15)	
Hemiptera				
Enicocephalidae				
<i>Enicocephalidae sp.</i>	0,23±0,07 (0,09–0,37)	0,43±0,21 (0,11–0,81)	0,35±0,23 (0,01–0,64)	
Hirudinea				
Hirudinea				
<i>Hirudinea sp.</i>	0,08±0,05 (0,02–0,24)	0,72±0,09 (0,52–0,86)	0,20±0,10 (0,04–0,40)	
Lepidoptera				
Crambidae				
<i>Petrophila sp.</i>	0,33±0,14 (0,04–0,47)	0,53±0,08 (0,41–0,72)	0,15±0,08 (0,03–0,32)	
Megaloptera				
Chauliodes				
<i>Chauliodes sp.</i>	0,62±0,06 (0,45–0,71)	0,17±0,11 (0,04–0,41)	0,21±0,08 (0,06–0,33)	
Odonata				
Libellulidae				
<i>Brechmorhoga sp.</i>	0,57±0,13 (0,22–0,70)	0,29±0,09 (0,18–0,52)	0,15±0,06 (0,06–0,29)	
Plecoptera				
Perlidae				
<i>Perlidae sp.</i>	0,36±0,09 (0,18–0,53)	0,34±0,18 (0,08–0,70)	0,30±0,18 (0,01–0,54)	
Porifera				
Porifera				
<i>Porifera sp.</i>	0,67±0,06 (0,56–0,79)	0,04±0,02 (0,01–0,09)	0,29±0,06 (0,18–0,41)	
Simuliidae				
Simulium				
<i>Simulium sp.1</i>	0,85±0,04 (0,77–0,92)	0,03±0,02 (0,01–0,08)	0,12±0,04 (0,06–0,19)	
<i>Simulium sp.2</i>	0,84±0,04 (0,76–0,92)	0,06±0,03 (0,02–0,11)	0,10±0,03 (0,04–0,16)	
Trichoptera				
Hydropsychidae				
<i>Macronema sp.</i>	0,71±0,06 (0,58–0,83)	0,15±0,05 (0,06–0,28)	0,15±0,05 (0,05–0,24)	
<i>Smicridea sp.</i>	0,46±0,10 (0,19–0,58)	0,38±0,08 (0,26–0,59)	0,16±0,05 (0,07–0,26)	
<i>Synoestropsis sp.</i>	0,60±0,09 (0,48–0,77)	0,18±0,08 (0,06–0,33)	0,22±0,15 (0,01–0,39)	
Zooplankton				
<i>Zooplankton</i>	0,86±0,08 (0,68–0,98)	0,10±0,08 (0,01–0,29)	0,03±0,03 (0,01–0,10)	

Os valores no posicionamento trófico das espécies do conjunto de corredeiras variou entre os 1,2 a 4,2. Pode-se notar que o grupo (a) com espécies consideradas iliófagas apresenta valores intermediários no posicionamento trófico com uma faixa entre 2,5 e 3,8 separados dos grupos “b”, “c” e “d” com valores muito semelhantes que flutuam entre 2,7–3,8 / 2,7–3,3 / 3,1–4,2 respectivamente. O grupo “c” com um faixa mais ampla no posicionamento trófico (1,6 – 3,4) se separa dos demais. Além disso pode ser considerado uns dos grupos intermediários pela sua composição de espécies. Finalmente, o grupo “f” é o grupo basal com uma faixa no posicionamento trófico entre 1,2 e 2,2.

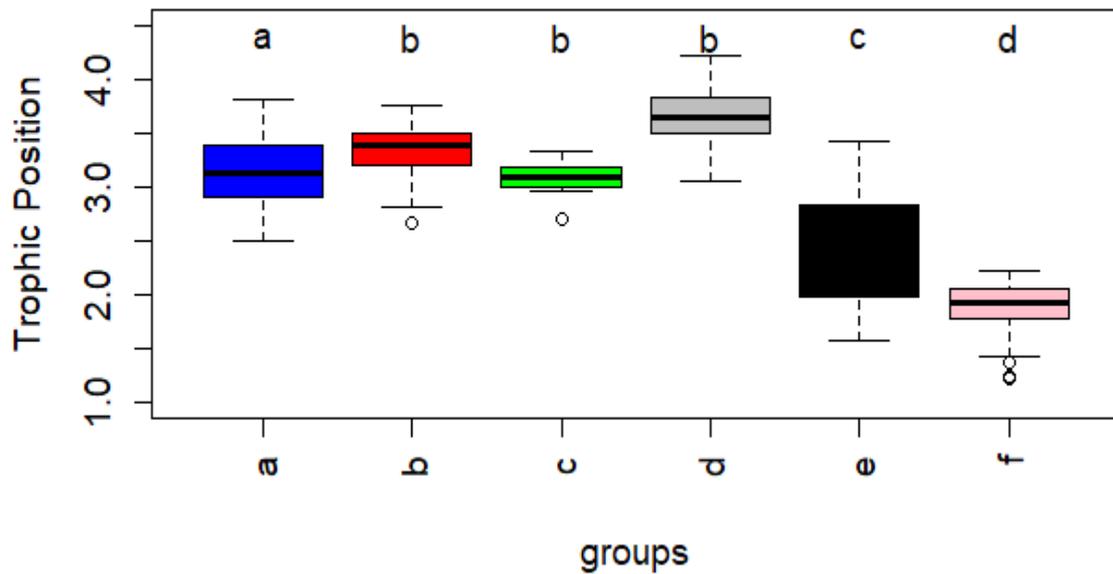


Figura 4 Posicionamento trófico (Trophic position) dos grupos avaliados no rio Xingu. Grupos (groups) a) azul b) vermelho c) verde d) cinza e) preto f) rosa. As letras da parte superior são os grupos significativamente distintos de acordo com o teste a posteriori de Dunn (a,b,c,d).

Espécies do grupo “a” em sua maioria “iliófagos” que englobam espécies tais como *Hypomasticus julii* e *Baryancistrus xanthellus*, foram os peixes com maior variação com relação aos valores de TP dentro deste grupo. Por outro lado do mesmo grupo “a”, peixes considerados como onívoros, tais como *Myloplus arnoldi* apresentaram valores médios de TP menos elevados, assim como *Baryancistrus chrysolomus* (considerada iliófagas), obtiveram valores mais baixos de TP (Figura 2). *Serrasalmus rhombeus* e *Crenicichla lugubris* (consideradas carnívoros) são os organismos com valores mais elevados de TP dentro da cadeia trófica caracterizando espécies topo de cadeia neste ecossistema de corredeiras, estas espécies estão associadas ao grupo “d”.

Em contrapartida, organismos denominados “f”, indicam espécies, com valores baixos de TP, como por exemplo *Tometes kranponhah* e *Baryancistrus* sp. "bola azul claro" ambos com média de 2,9 em sua posição trófica. Grupos basais como pode-se considerar o grupo “f” são fonte importante de energia alóctona tanto pela sua assinatura isotópica associada a plantas C3 como por seu posicionamento trófico menos elevado, considerando-se uma entrada de energia direta no sistema.

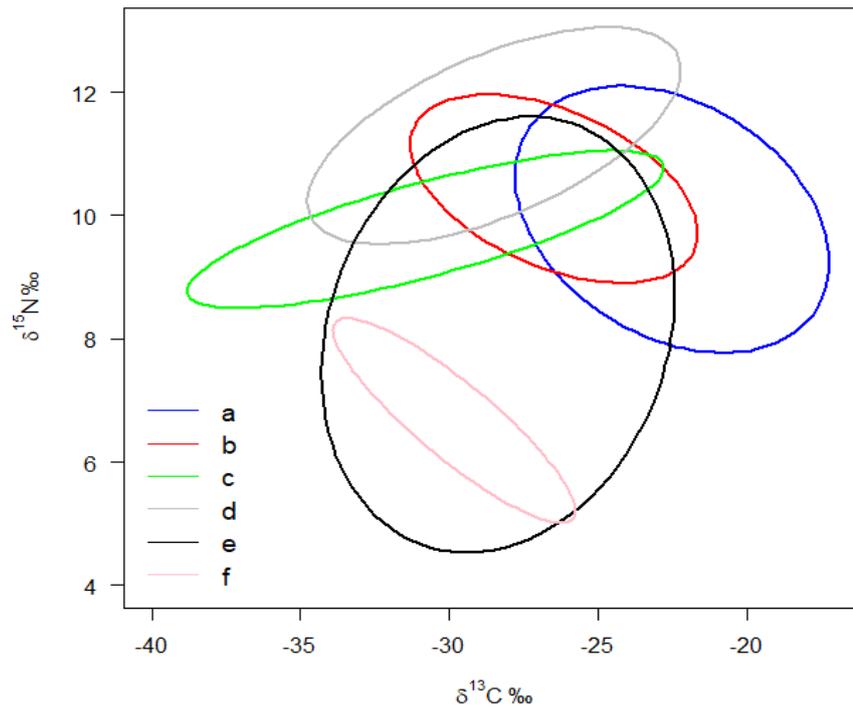


Figura 5 Elipses Bayeseanas estandardizadas dos grupos formados com as espécies de consumidores das corredeiras do rio Xingu.

A diversidade trófica destes grupos de organismos está diretamente relacionada aos recursos disponíveis neste tipo de ambiente e ao nicho trófico das espécies nesta cadeia trófica. Neste sentido, é possível inferir a diversidade das comunidades por meio da assinatura do $\delta^{13}\text{C}$. Os grupos de organismos com maior amplitude na sua assinatura de $\delta^{13}\text{C}$, indicam aumento na diversidade trófica associada as fontes basais, ou seja, têm maior oportunidade de uso de diferentes fontes de energia. Por outro lado, a amplitude nas assinaturas do $\delta^{15}\text{N}$, indicam a variação observada entre os níveis tróficos. Assim como se pode encontrar nas métricas para os grupos formados por espécies do rio Xingu, o grupo com maior área ou amplitude de nicho é o grupo “e” com um valor de TA: 44,20‰ e SEAc: 10,97‰, e o grupo com menor amplitude de nicho o grupo “f” com TA:5,34‰ e SEAc:1,71‰.

O grupo “d” apresentou a maior amplitude de no carbono CR: 7,36 e no nitrogenio NR:2,82. De igual forma o mesmo grupo apresentou a maior diversidade trófica CD: 2,01, em contraste o grupo que apresentou o menor valor foi o grupo “e” com CD: 1,42. O grupo “c” registrou a maior plasticidade trófica MNND: 3,09 e o grupo “b” o melhor redundancia trófica SDNND: 1,59.

Tabela 3 Métricas SIBER dos diferentes grupos formados com as espécies de consumidores das corredeiras do rio Xingu. TA: área de amplitude de nicho, SEA: elipses estandardizadas, SEAc: elipses estandardizadas corrigida, NR: amplitude no nitrogênio, CR: amplitude no carbono, TA: área total, CD: diversidade funcional, MNND: plasticidade trófica, SDNND: redundância trófica.

	a	b	c	d	e	f
TA	16,1149	14,2545	5,5488	17,6375	44,2061	5,3485
SEA	5,6657	3,4184	3,2998	4,5955	10,8055	1,6534
SEAc	5,9232	3,5609	3,9598	4,7438	10,9718	1,7147
	a	b	c	d	e	f
NR	2,5320	1,5660	0,7682	2,8270	1,5958	1,6020
CR	3,9617	6,2455	3,0020	7,3690	3,7235	4,3603
TA	6,1393	3,0432	0,1099	8,4950	1,7875	1,4699
CD	1,7113	1,4532	1,5494	2,0165	1,4275	1,8161
MNND	0,9246	1,1063	3,0988	0,6184	0,8700	2,0298
SDNND	0,2504	1,5941	0,3043	0,3011	0,6467	1,2548

DISCUSSÃO

A bacia Amazônica abriga uma vasta variedade biológica, que por sua vez é fundamental para a manutenção dos serviços ecológicos da região (Marinelli *et al.*, 2011). Tais serviços são complexos, oriundos da elevada diversidade de espécies de plantas e animais, refletindo nas interações tróficas entre os organismos (Correa & Winemiller, 2018; Glibert *et al.*, 2018). Por intermédio de análises isotópicas é possível inferir resultados precisos no diagnóstico de padrões tróficos dos organismos (Andrade *et al.*, 2019; Pettersson *et al.*, 2020; Sroczynska *et al.*, 2020).

Estudos isotópicos, principalmente dos isótopos do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) têm ajudado a elucidar as relações tróficas para diversos grupos taxonômicos (Pereira, 2001), caracterizando condições ambientais inalteradas e/ou de período posterior a alterações ambientais (Zuluaga-Gómez *et al.*, 2016). Análises isotópicas possibilitam discussões de assuntos relacionados a sustentabilidade ambiental, principalmente na preservação de espécies e da integridade dos rios amazônicos, pois são palco frequente de implantações de projetos, como a construção de usinas hidrelétricas (UHEs) (Fitzgerald *et al.*, 2018). Estes empreendimentos interferem no fluxo dos rios e ameaçam a estrutura trófica das comunidades aquáticas (Inatomi & Udaeta, 2012).

No presente estudo ilustra-se o funcionamento e a complexidade da cadeia trófica no ambiente de corredeiras da Volta Grande do rio Xingu no momento onde o ambiente ainda estava inalterado por um grande empreendimento que mudou o fluxo natural do rio. Complementar ao estudo de Zuluaga-Gómez *et*

al. (2016), onde foram exploradas as interações tróficas de quatro famílias de peixes mais abundantes nas corredeiras do rio Xingu, os autores encontraram grande diversidade trófica e funcional nesses ambientes únicos, as corredeiras. Nesta dissertação consideramos a teia alimentar incorporando um maior número de grupos taxonômicos como consumidores. Assim avaliamos os padrões tróficos com os grupos considerados basais (invertebrados aquáticos e terrestres de margem de rio).

No presente trabalho foi apresentada uma variação em assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$, dentro de uma faixa de $-36,17\text{‰}$ a $-18,97\text{‰}$ $\delta^{13}\text{C}$ para os peixes de ambientes de corredeira. Estes valores encontram-se dentro das amplitudes esperadas para ambientes neotropicais (Jepsen & Winemiller, 2007; Lujan *et al.*, 2011 e Lujan *et al.*, 2012; Montaña & Winemiller, 2013). As assinaturas isotópicas de nitrogênio apresentaram uma amplitude variando de $05,07\text{‰}$ aos $12,68\text{‰}$ o que concorda com os resultados amplamente reportados nos ecossistemas neotropicais, especialmente os amazônicos (Jepsen & Winemiller 2007; Harrod *et al.*, 2010; Doucette *et al.*, 2011; Lujan *et al.*, 2011; Arcagni *et al.*, 2012; Lujan *et al.*, 2012; Montaña & Winemiller, 2013; Koshino *et al.*, 2013). Zuluaga-Gómez *et al.*, (2016) reportou amplitude mais curta, mas nesse trabalho não foram consideradas as assinaturas de espécies basais com os invertebrados aquáticos e terrestres.

As fontes autotróficas apresentaram assinaturas isotópicas que variaram de $-32,88 \text{‰}$ a $-18,28 \text{‰}$, no carbono, dados que são comuns nos ecossistemas de água doce (Manetta & Benedito-Cecilio, 2003; Fry, 2005; Jepsen & Winemiller, 2007). A exemplo de Soto *et al.* (2019), a importância das três fontes tróficas avaliadas neste estudo, enfatiza que estas são responsáveis pelo sustento da teia trófica aquática tropical. Neste sentido, podemos indicar que a proporção da contribuição de determinada fonte (terrestre/aquática), está relacionada com a necessidade energética específica de cada grupo trófico em questão. Desta maneira, entendemos que as assembleias de peixes e invertebrados são dependentes das fontes alóctones e autóctones, sendo fundamentais para o funcionamento geral das teias alimentares. Vinagre *et al.* (2015, 2018, 2019) sustentam esta ideia nas comunidades aquáticas em ambientes costeiros, no qual as relações tróficas associadas as fontes autotróficas estabelecem a complexidade do sistema. As corredeiras do rio Xingu apresentam então uma mistura de fontes de origem alóctone e autóctone que são usadas pelas comunidades aquáticas de forma discriminada. Mesmo assim, é bem explorado que fontes de origem autóctone como o microfitobentos são responsáveis principalmente pelo sustento da cadeia trófica em ecossistemas encachoeirados (Zuluaga-Gómez *et al.*, 2016).

Os indivíduos da biota aquática, mesmo aqueles que têm uma relação muito forte com as fontes de origem autóctone, usam o ecossistema adaptados nas mudanças hidro climatológicas. É assim que plantas autóctones e alóctones associadas a comunidade fitoplanctônica, indicam o principal aporte energético para a fauna aquática, visto que, organismos de grupos como macroinvertebrados destacaram-se pela notória assimilação de plantas do tipo C3 e ao decorrer da estrutura da cadeia as demais fontes contribuem uniformemente para os respectivos grupos, estas associações podem mudar mesmo com as mudanças no ambiente (Petterson *et al.*, 2020).

Em ecossistemas aquáticos, os organismos podem alterar seu comportamento alimentar de acordo com o tipo de fonte disponível (plasticidade trófica), ou mesmo podem apresentar um alta preferência por algumas fontes de energia (redundância trófica) (Layman *et al.*, 2007; Jackson *et al.*, 2013). Esses dois atributos das comunidades num ecossistema aquático fornecem uma ideia do grau de perturbação no ecossistema pelas atividades antrópicas. Sendo assim, o sistema do rio Xingu apresenta então um alto grau de sensibilidade frente às mudanças associadas ao pulso de inundação, pois foi evidente a baixa diversidade trófica e plasticidade trófica nos grupos analisados.

As métricas anteriormente abordadas, são o resultado de análises do nicho isotópico (equivalente do nicho trófico; Jackson *et al.*, 2013) no rio Xingu os grupos formados com mais consumidores basais apresentam também maior nicho trófico. Segundo East *et al.* (2017) ambientes menos danificados apresentam maiores amplitudes de nicho trófico e conseqüentemente uma riqueza de espécies mais elevada, o que sugere que em próximos trabalhos com abordagens semelhantes no mesmo sistema o principal reflexo de perturbação no ecossistema é a diminuição o a desagregação dos nichos descritos na linha de base.

Os dados obtidos permitem entender o histórico de vida de peixes e a sobreposição de nicho, isto é reforçado no estudo de Bearhop *et al.* (2004), no qual é possível compreender as relações de qualidade funcional e redundância trófica, partindo do princípio que os organismos podem exercer funções similares dentro da teia alimentar, fundamentais em casos de redução de riqueza de espécies (Lemoine *et al.*, 2019). Estas informações ajudam na compreensão que tais fontes, contribuem de maneira positiva na produtividade de peixes e invertebrados, ou seja, as fontes autotróficas estão diretamente associadas à abundância e diversidade de organismos (DeLong *et al.*, 2016). Sendo assim, possíveis modificações ambientais podem comprometer toda a estrutura trófica neste ecossistema, pois muitos recursos

alimentares são exclusivos para a subsistência desses organismos. O conhecimento dessas interações ecológicas se faz oportuno para adotar medidas de conservação e monitoramento ambiental.

Entender como o ecossistema reage as alterações é essencial para estabelecer estratégias de restauração e integridade de rios, pois a conservação dos recursos naturais, fornece subsídios importantes na manutenção das fontes autotróficas, principalmente em uma região como a Amazônia (Oberdorf *et al*, 2019), influenciada por impactos provenientes de grandes empreendimentos (UHEs) (Fearnside, 2015). Enfatizamos a necessidade de mais estudos que ajudem na compreensão da complexidade das teias alimentares, principalmente em outros ecossistemas que possuem abordagem restrita do seu funcionamento geral, certamente novas investigações nesta linha de pesquisa, que contribuirão para esclarecer a dinâmica do fluxo de energia na natureza, visto que os recursos ecológicos proporcionados pelos ambientes aquáticos, permitem a continuidade dos serviços ecossistêmicos, beneficiando as comunidades aquáticas como um todo e as demais áreas no âmbito social.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, M. C., Fitzgerald, D. B., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., & Giarrizzo, T. (2019). Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. *Hydrobiologia*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3838-y>
- Barletta, M.; A. Jaureguizar; C. Baigun; N. Fontoura; A. Agostinho; V. Almeida-Val; A. Val; R. Torres; L. Jimenes-Segura; T. Giarrizzo; N. Fabre; V. Batista; C. Lasso; D. Taphorn; M. Costa; P. Chaves; J. Vieira; M. Correa (2010) Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*. (76) 2118–2176 pp.
- Baskaya, S.; E. Baskaya; A. Sari (2011) The principal negative environmental impacts of small hydropower plants in Turkey *African Journal of Agricultural Research*. (6). 3284-3290 pp.
- Bearhop S, Adans E, C, Waldron S, Fuller A. R, Macleode H. (2004) Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 73, 1007–1012
- Benstead J.; J. March; B. Fry; K. Ewel; C. Pringle (2006) Testing isosource: stable isotope analysis of a tropical Fishery with diverse organic matter sources *Ecology*, (87). 326–333 pp.
- Camargo, M., Giarrizzo, T., & V. J. Isaac (2004). Review of the geographic distribution of fish fauna of the

Xingu river Basin, Brazil, 123–147

- Camargo, M., Giarrizzo, T., & V. J. Isaac (2015). Population and biological parameters of selected fish species from the middle Xingu River, Amazon Basin [Parâmetros biológicos e populacionais de peixes do meio Rio Xingu, Bacia Amazônica]. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3), S112–S124. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01914BM>
- Carroll, H.M., Houston, D.D., Ankerstjerne, S. & A.D. Wanamaker Jr. (2019) Using light stable isotopes to assess stream food web ecology in a general ecology laboratory course, *Journal of Biological Education*, DOI: 10.1080/00219266.2019.1707263
- Correa, S. B., & Winemiller, K. (2018). Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia*, 186(4), 1069–1078. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4093-7>
- Correa, S. B., & Winemiller, K. (2018). Terrestrial–aquatic trophic linkages support fish production in a tropical oligotrophic river. *Oecologia*, 186(4), 1069–1078. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4093-7>
- Costa, R. C. (2005). Hidroelétricas de grande escala em ecossistemas amazônicos : a Volta Grande do Xingu. Comunicação apresentada ao GT Energia e meio ambiente, do primeiro encontro nacional da ANPPAS - Associação Nacional de Pós graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, Idaiatuba, SP, maio de 2002. 12p. Disponível em www.anppas.org.br
- Delong, M. D., & Thoms, M. C. (2016). Changes in the trophic status of fish feeding guilds in response to flow modification. *J Geophys Res G Biogeosciences*. 121(3):949-964. doi:10.1002/2015JG003249
- East, J. L., Wilcut, C., & Pease, A. A. (2017). Aquatic food-web structure along a salinized dryland river. *Freshw Biol.*:62(4):681-694. doi:10.1111/fwb.12893
- Fearnside, P. M. (2015) Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio*. 2015;44(5):426-439. doi:10.1007/s13280-015-0642-z
- Fitzgerald, D. B., Sabaj Pérez, M. H., Sousa, L. M., Gonçalves, A. P., Rapp Py-Daniel, L., Lujan, N. K., ... Lundberg, J. G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation*, 222(August 2017), 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.002>
- Forsberg, B.; C. Araujo-Lima; L. Martinelli; R. Vitoria, J. Bonassi (1993) Autotrophic carbon source for fish of the central Amazon. *Ecol.*, (74). 643-652 pp.
- Fry, B. (2005) Stable Isotope Ecology. Department of Oceanography and Coastal Sciences Coastal Ecology Institute School of the Coast and Environment., p. 361.

- Glibert, P. M., Middelburg, J. J., McClelland, J. W., & Jake Vander Zanden, M. (2018). Stable isotope tracers: Enriching our perspectives and questions on sources, fates, rates, and pathways of major elements in aquatic systems. *Limnology and Oceanography*, Ino.11087. <https://doi.org/10.1002/lno.11087>
- Goulart, E. ; et al. (2000). Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, 22(2), 445–453. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v22i0.2963>
- Inatomi, T. A. H., & Udaeta, M. E. M. (2012). Análise dos Impactos Ambientais na produção de Energia dentro do Planejamento Integrado De Recursos. *Departamento de Engenharia de Construção Civil- Escola Politécnica- Universidade de São Paulo*, 1(1), 14.
- Jackson, A. T., Adite, A., Roach, K. A., & Winemiller, K. O. (2013). Fish assemblages of an African river floodplain: A test of alternative models of community structure. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(2), 295–306. <https://doi.org/10.1111/eff.12026>
- Jepsen, D., Winemiller, K. (2007) Basin geochemistry and isotopic ratios of fishes and basal production sources in four neotropical rivers. *Ecological Freshwater Fish*, v.16, p. 267 - 281.
- Layman, C. A., D. A. Arrington, C. G. Montaña & D. M. Post (2007). Can stable isotope ratios provide for communitywide measures of trophic structure? *Ecology* 88: 42–48.
- Lemoine M, Moens T, Vafeiadou AM, Bezerra LAV, Lana P. (2019) Resource utilization of puffer fish in a subtropical bay as revealed by stable isotope analysis and food web modeling. *Mar Ecol Prog Ser*. 2019;626:161-175. doi:10.3354/meps13045
- Manetta, G. I., & Benedito-Cecilio, E. (2003). Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: Uma síntese. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 25(1), 121–129. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i1.2090>
- Marinelli, A. L., Monteiro, M. R., & Ambrósio, J. D. (2011). Desenvolvimento de Compósitos Poliméricos com Fibras Vegetais Naturais da Biodiversidade: Uma Contribuição para a Sustentabilidade Amazônica. *El Mundo*, pp. 92–99. <https://doi.org/10.1590/S0104-14282008000200005>
- Oberdorff T, Dias MS, Jézéquel C, et al. (2019) Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. *Sci Adv*.5(9):1-10. doi:10.1126/sciadv.aav8681
- Patterson, W. F. III., J. P. Chanton, D. J. Hollander, E. A. Goddard, B. K. Barnett, and J. H. Tarnecki (2020) The utility of stable and radioisotopes in fish tissues as biogeochemical tracers of marine oil spill food web effects. In *Scenarios and Responses to Future Deep Oil Spills* (eds. Murawski, S. A. et al.) 219–238 (Springer International Publishing). https://doi.org/10.1007/978-3-030-12963-7_13

- Patterson, W.F.; J. P. Chanton, D. J. Hollander, E. A. Goddard, B. K. Barnett, J. H. Tarnecki (2020) The Utility of Stable and Radioisotopes in Fish Tissues as Biogeochemical Tracers of Marine Oil Spill Food Web Effects in: Murawski, S. A.; C. H. Ainsworth, S. Gilbert, D. J. Hollander, C. B. Paris, M. Schlüter, D. L. Wetzel. In Scenarios and Responses to Future Deep Oil Spills. Springer Nature Switzerland. DOI <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12963-7>
- Pereira, A. L. (2001). Isótopos estáveis em estudos ecológicos : métodos , aplicações e perspectivas. *Converter*, 13(1–2), 16–27. Retrieved from <http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias/article/view/303>
- Philippson, J. S., & Benedito, E. (2013). Fator de discriminação na ecologia trófica de peixes: Uma revisão sobre as fontes de variação e os métodos de obtenção. *Oecologia Australis*, 17(2), 15–26. <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.03>
- Pinnegar, J. K., & Polunin, N. V. C. (1999). Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fishes tissues: implications for the study of trophic interactions, 225–231. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1999.00301.x>
- R Development Core Team (2019) R: A Language and Environment for Statistical Computing, <http://www.r-project.org/>.
- Sabaj Pérez, M. (2015). Where the Xingu Bends and Will Soon Break. *American Scientist*, 103(6), 395. <https://doi.org/10.1511/2015.117.395>
- Saunders, D. L.; J. J. Meeuwig; A. C. Vincent (2002) Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation Conservation Biology, Pages., (16). 30–41 pp.
- Soto, D. X., Decru, E., Snoeks, J., Verheyen, E., Van de Walle, L. Bamps, J., Mambo, T., & S. Bouillon (2019) Terrestrial contributions to Afrotropical aquatic food webs: The Congo River case. *Ecol Evol.* 1-12. doi:10.1002/ece3.5594
- Sroczyńska, K.; T. J. Williamson, M. Claro; J. A. González-Pérez, P. Range, T. Boski, L. Chícharo (2020) Food web structure of three Mediterranean stream reaches along a gradient of anthropogenic impact. *Hydrobiologia* 847:2357–2375 pp.
- Tood, S.; P Ostrom; J. Lien; J. Abarrajo (1997) Use of biopsy sample of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) skin for stable ($\delta^{13}\text{C}$) determination. *J. northw. Atl. Sci.*, (22) 71-76 pp.

- Vander Zanden, M. J. & Rasmussen J. B. (2001). 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. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2061>
- Vander Zanden, M. J., Cabana, G., & Rasmussen, J. B. (1997). 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. <https://doi.org/10.1139/cjfas-54-5-1142>
- Vinagre, C., Madeira, C., Dias, M., Narciso, L., Mendonça, V. (2019) Reliance of coastal intertidal food webs on river input – Current and future perspectives. *Ecol Indic.* 2019;101(March 2018):632-639. doi:10.1016/j.ecolind.2019.01.064
- Vinagre, C., Mendonça, V., Flores, A. A. V, Baeta, A., & Marques, J. C. (2018) Complex food webs of tropical intertidal rocky shores (SE Brazil) – An isotopic perspective. *Ecol Indic.* 2018;95(March):485-491. doi:10.1016/j.ecolind.2018.07.065
- Vinagre, C., Mendonça, V., Flores, A. A. V., Baeta, A., & Marques, J. C. (2018). Complex food webs of tropical intertidal rocky shores (SE Brazil) – An isotopic perspective. *Ecological Indicators*, 95(March), 485–491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018-07.065>
- Vinagre, C., Mendonça, V., Narciso, L., & Madeira, C. (2015) Food web of the intertidal rocky shore of the west Portuguese coast - Determined by stable isotope analysis. *Mar Environ Res.* 2015;110:53-60. doi:10.1016/j.marenvres.2015.07.016
- Winemiller, K. O., P. B. McIntyre, L. Castello, E. FluetChouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I. G. Baird, W. Darwall, N. K. Lujan, I. Harrison, M. L. J. Stiassny, R. A. M. Silvano, D. B. Fitzgerald, F. M. Pelicice, A. A. Agostinho, L. C. Gomes, J. S. Albert, E. Baran, J. Petrere M., C. Zarfl, M. Mulligan, J. P. Sullivan, C. C. Arantes, L. M. Sousa, A. A. Koning, D. J. Hoeinghaus, M. Sabaj, J. G. Lundberg, J. Armbruster, M. L. Thieme, P. Petry, J. Zuanon, G. T. Vilara, J. Snoeks, C. Ou, W. Rainboth, C. S. Pavanelli, A. Akama, A. van Soesbergen, & L. Saenz (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351:128–129
- Zuluaga-Gómez, M. A., Fitzgerald, D. B., Giarrizzo, T., & Winemiller, K. O. (2016). Morphologic and trophic diversity of fish assemblages in rapids of the Xingu River, a major Amazon tributary and region of endemism. *Environmental Biology of Fishes*, 99(8–9), 647–658. <https://doi.org/10.1007/s10641-016-0506-9>.