

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS  
NATURAIS

Variação espacial da comunidade de zooplâncton no igarapé São Francisco,  
Rio Branco, Acre

RONNILDA MARIA GONÇALVES ARAUJO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS  
NATURAIS

Variação espacial da comunidade de zooplâncton no igarapé São Francisco,  
Rio Branco, Acre

RONNILDA MARIA GONÇALVES ARAUJO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.  
Orientador: Prof. Dr. André Ricardo Ghidini.

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS  
NATURAIS

Variação espacial da comunidade de zooplâncton no igarapé São Francisco,  
Rio Branco, Acre

RONNILDA MARIA GONÇALVES ARAUJO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 26 de julho de 2019 pela banca examinadora:

  
Dr. André Ricardo Ghislini  
Universidade Federal do Acre, Professor, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza  
Orientador

  
Dra. Eliete dos Santos Souza  
Universidade Federal do Acre, Professor, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza  
Examinador interno

  
Dr. Bruno Machado Leão  
Universidade Federal do Amazonas, Instituto de Ciências Biológicas/ICB  
Examinador externo

\_\_\_\_\_  
Dr. Sheila Cardoso da Silva  
Universidade Federal do Acre, Professor Visitante, Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia e Manejo de Recursos Naturais  
Examinador suplente

RIO BRANCO-AC, BRASIL

JULHO DE 2019

A663v Araújo, Ronilda Maria Gonçalves, 1983 -  
Variação espacial da comunidade de zooplâncton no igarapé São Francisco,  
Rio Branco, Acre / Ronilda Maria Gonçalves Araújo; orientador: Dr. André  
Ricardo Ghidini. – 2019.  
76 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós-  
graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Rio Branco, 2019.  
Inclui referências bibliográficas e apêndices.

1. Heterogeneidade. 2. Estações. 3. Padrões. I. Ghidini, André Ricardo  
(orientador). II. Título.

CDD: 574.501

---

Bibliotecária: Nádia Batista Vieira CRB-11º/882.

#### REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ARAUJO, R. M. G. (2019). Variação espacial da comunidade de zooplâncton no igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-AC, 76p.

#### CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Ronilda Maria Gonçalves Araujo

GRAU: Mestre

Concedo à Universidade Federal do Acre-UFAC permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.

---

Ronilda Maria Gonçalves Araujo  
Endereço eletrônico: ronnilda\_bio@yahoo.com.br

Por que eu só preciso de pés livres, de mãos  
dadas e olhos abertos.  
(Guimarães Rosa).

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus, por ser essencial em minha vida;

Aos meus queridos pais (José Ribamar Araújo e Maria Francisca Gonçalves) pelo amor incondicional, conselhos, orações e apoio em meio a distância;

Aos meus irmãos e demais familiares pelo incentivo e conselhos;

Ao meu orientador, Prof. Dr. André Ricardo Ghidini, pela orientação, pelo apoio, atenção, carinho, confiança, paciência; pela oportunidade de me fazer “pensar grande” ao conhecer e admirar a microecologia, pelos preciosos ensinamentos e por acreditar desde o princípio no meu potencial;

Aos amigos João Antônio Rodrigues, Allana Ariane Alencar e Ricardo Plácido pelo apoio em campo, longas conversas, passeios, momentos vivenciados e amizade sincera;

A amiga Ângela Flores, pela receptividade no Acre;

A família Louzada Serafim e a Igreja Presbiteriana de Urupá/RO pelo carinho, incentivo e pelas orações;

Aos colegas de laboratório Sidney Nascimento, Guilherme Cabral e Ronaldo Souza pela companhia e ajuda nas coletas;

Aos queridos voluntários do Lablimno pelo companheirismo, momentos de descontração e por serem amorosos;

Aos colegas Dr. Fabiano Corrêa, Dr. Felipe Martelo e Ms. Francisco Salatiel Clemente pela ajuda com as análises estatísticas desta pesquisa;

As Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eliete dos Santos Sousa pela ajuda nas análises químicas e Maria Rosélia Marques Lopes por ceder o Laboratório de Limnologia para as análises;

A Unidade de Tecnologia de Alimentos (Utal/UFAC) pela ajuda nas análises microbiológicas, em especial ao Técnico em laboratório Osmar da Silva Torres e ao Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade Federal de São Paulo/USP-Campus Piracicaba-SP pelas análises químicas;

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES)-Código de Financiamento 001;

Ao Governo do Estado de Rondônia pela concessão do afastamento trabalhista;

A Universidade Federal do Acre e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais e seus funcionários e pesquisadores pelo apoio;

Por fim, a todos que de certo modo contribuíram com a realização desse trabalho.

## SUMÁRIO

Introdução Geral .....	1
Referências Bibliográficas Gerais .....	2
ARTIGO 1.....	4
RESUMO .....	4
ABSTRACT.....	5
INTRODUÇÃO.....	6
MATERIAL E MÉTODOS .....	7
Área de estudo .....	7
Coleta de dados .....	8
Análise de dados.....	9
RESULTADOS .....	10
DISCUSSÃO.....	15
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21
ARTIGO 2.....	33
RESUMO .....	33
INTRODUÇÃO.....	35
MATERIAL E MÉTODOS .....	37
Área de estudo .....	37
Coleta de dados .....	38
Análise de dados .....	39
RESULTADOS .....	40
DISCUSSÃO.....	45
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52
Conclusões Gerais.....	59
APÊNDICES .....	60

## INTRODUÇÃO GERAL

Ambientes aquáticos lóticos, sobretudo os igarapés, têm sido apontados como importantes ecossistemas no estudo dos mecanismos responsáveis pelos padrões de riqueza e diversidade, em decorrência de suas peculiaridades (Chaparro *et al.*, 2014), como por exemplo, estarem suscetíveis aos regimes de chuvas, possuírem variações na velocidade da correnteza, terem capacidade de conectar-se ao sistema terrestre realizando trocas entre as áreas de inundação e o canal do igarapé, modelar o fluxo de energia e a ciclagem de nutrientes, e promover alterações na abundância, composição e diversidade das comunidades bióticas, criando uma heterogeneidade estrutural (Wantzen *et al.*, 2011).

Apesar desses ambientes serem organizados em espaços hierárquicos e geomorfológicos distintos, sofrerem modificações ao longo do tempo e espaço (Furley and Perônico, 2015) e apresentarem características individuais, pouca ênfase tem sido dada a igarapés como habitats diferenciados que contribuem para originar e manter a diversidade aquática na Amazônia.

A bacia amazônica contém uma complexa rede hidrográfica, com grandes canais fluviais e várzeas contendo numerosos subsistemas interligados, incluindo lagos, zonas úmidas vegetadas (áreas inundadas ocupadas por uma mistura de macrófitas herbáceas e vegetação lenhosa), paranás (canais de conexão) e igarapés (riachos de terras altas locais), formando o maior sistema fluvial do mundo com uma extensa bacia de drenagem de (Richey *et al.*, 1990). A conectividade que estes sistemas possuem e a troca de material ocorrente são fortemente afetados pela direção do fluxo de água e a contribuição relativa de diferentes materiais, que dependem da área de captação e do pulso de inundação (a variação anual do nível da água) (Bonnet *et al.*, 2017).

Dentre as comunidades influenciadas pelas alterações ocorridas nos igarapés está a comunidade zooplanctônica (Vaz *et al.*, 2017), importantes na transferência de energia nos ecossistemas aquáticos e bioindicadores de ambientes, desempenham funções no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (Payne, 1986; Payne, 2013), podem controlar a densidade da comunidade fitoplanctônica, servir de alimento para os peixes, transferir energia na cadeia trófica e manter o equilíbrio do ambiente aquático (Almeida *et al.*, 2010; Forsberg and Pimentel, 2017).

Os estudos com esta comunidade (Sterza *et al.*, 2002; Lânsac- Tôha *et al.*, 2004; Serafim-Júnior *et al.*, 2005) têm mostrado que as modificações ocorridas no ambiente



promovem influências na composição, abundância e distribuição destes organismos. A distribuição do zooplâncton está intrinsecamente relacionada com a disponibilidade de nutrientes e a hidrodinâmica (Guenther *et al.*, 2008). Portanto, a variação dos parâmetros físico-químicos e biológicos interfere na composição e abundância do zooplâncton, que se modificam de acordo com as alterações no ambiente, uma vez que a distribuição espacial do zooplâncton é determinada principalmente pela variação dos nutrientes essa variação ocorre sempre no sentido nascente – foz.

Diante disso, essa dissertação avaliou a variação espacial da composição, abundância e diversidade da comunidade zooplanctônica no igarapé São Francisco, Rio Branco/AC, em relação às variáveis limnológicas e a estrutura do ambiente. O primeiro estudo caracterizou o igarapé São Francisco/AC, por meio da composição e riqueza de espécies de zooplâncton, uma vez que os sistemas fluviais realizam intensas trocas de energia entre o ambiente aquático e o terrestre devido as alterações na estrutura do sistema (ambiente). O segundo estudo avaliou, os padrões de abundância e variação da comunidade zooplanctônica e as relações destes padrões com os fatores ambientais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

- Bonnet MP, Pinel S, Garnier J, Bois J, Boaventura R, Seyler PG, and Motta Marques, D, 2017. Amazonian floodplain water balance based on modelling and analyses of hydrologic and electrical conductivity data. *Hydrological processes* 31:1702–1718.
- Chaparro G, Fontanarrosa MS, Schiaffino MR, Pinto PD, and O'Farrell I, 2014. Seasonal-dependence in the responses of biological communities to flood pulses in warm temperate floodplain lakes: implications for the "alternative stable states" model. *Aquatic Sciences* 76:579-59.
- Almeida VLS, Melo JM, Paranaguá MN, Larrazabal ME and Melão MGG, 2010. O Zooplâncton de Água Doce e seu Estudo em Reservatórios do Nordeste do Brasil. In: NA Moura, EL Araújo, MC Bittencourt-Oliveira, RMM Pimentel e UP Albuquerque (Orgs.). *Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, Ecologia e Manejo* 6:441-475.
- Furley TH, Perônico C, 2015. Guia técnico de monitoramento dos efeitos ambientais em corpos hídricos. *Instituto Aplysia* 1:73.

- Guenther M, Gonzalez RE, Carvalho WF, Rezende CE, Mugrabe G, Valentin JL, 2008. Plankton trophic structure and particulate organic carbon production during a coastal downwelling-upwelling cycle. *Marine Ecology Progress Series* 54:109-119.
- Lansac-Tôha FA, Bonecker CC and VELHO LFM, 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: SM Thomaz, AA Agostinho e NS Hahn (Eds.) *The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Blackhuys Publishers 1:145-190.
- Payne AI, 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. John-Wiley & Sons. 301pp.
- Payne RJ, 2013. Seven reasons why protists make useful bioindicators. *Acta Protozoologica* 52:105-113.
- Richey JE, Hedges JI, Devol A H, Quay PD, Victoria R, Martinelli L and Forsberg BR, 1990. Biogeochemistry of carbon in the Amazon River. *Limnology and Oceanography* 35:352–371.
- Forsberg BR, Melack JM, Richey JE, Pimentel TP, 2017. Regional and seasonal variability in planktonic photosynthesis and planktonic community respiration in Amazon floodplain lakes. *Hydrobiologia* 800:187–206.
- Serafim-Júnior M, Ghidini AR, Perbiche-Neves G and Brito L, 2005. Comunidade Zooplanctônica. In C. V. Andreoli and C. Carneiro (Eds.) *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Sanepar: 409-434 pp.
- Sterza JM, Suzuki MS and Taouil A, 2002. Resposta do zooplâncton à adição de nutrientes inorgânicos (N e P) em mesocosmos na lagoa do Açú, Campos dos Goytacazes/São João da Barra, RJ. *Acta Limnolinologica Brasiliensia* 14:87-94.
- Wantzen KM, Fellerhoff C and Voss M, 2011. Isotope ecology of foodwebs in the pantanal. In: W. J. Junk, C. J. Silva, and C. N. Cunha (Eds.) *The Pantanal: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a Large*. Pensoft Publishers: 597-616 pp.
- Vaz AA, Vaz AA, Pelizari GP, Biagioni RC and Smith WS, 2017. A Biota Aquática em um Riacho Tropical e suas Relações com Fatores Ambientais. *Revista Biodiversidade Brasileira ICMBio*. 7:55-68.

## Artigo 1

### Composição e riqueza do zooplâncton no Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre\*

Ronnilda Maria Gonçalves Araujo<sup>1,3</sup>, André Ricardo Ghidini<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre (UFAC), Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

<sup>2</sup>Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, UFAC, Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

<sup>3</sup>ronnilda\_bio@yahoo.com.br

\*Conforme normas do periódico [Journal Limnology] (Apêndice 1)

## Resumo

Variações nas características físicas de igarapés, desempenham importante papel na determinação e estruturação do zooplâncton, apresentando relação direta com o fluxo ou a descarga do ambiente. Igarapés possuem diversas interações ecológicas o que contribuem para a manutenção da biodiversidade da fauna de invertebrados, devido à sua capacidade de conexão com outros tributários maiores de diferente composição química. Pouco se conhece sobre essas relações em sistemas tropicais e menos ainda em corpos d'água de menores proporções. O estudo caracterizou o igarapé São Francisco/AC, por meio da composição e riqueza de espécies de zooplâncton. O estudo foi realizado nos meses de julho, agosto e setembro de 2018, medindo-se as variáveis limnológicas, coleta do zooplâncton e aplicação de protocolo de avaliação rápida em ambientes em seis estações de coleta, obtendo-se dados qualitativos e quantitativos. Um total 136 táxons foram registrados, distribuídos em 22 famílias, pertencentes a quatro grupos taxonômicos distintos: Cladocera, Copepoda, Rotifera e Testacea, sendo a maioria (82 espécies) Testacea. Quando considerada a frequência de ocorrência, nas estações, 75% das espécies foram consideradas raras, 15% acessórias e 10% constantes. Foram observadas diferenças quanto à composição da fauna zooplanctônica nas estações relativamente próximas e em ambientes com menor grau de antropização registrou-se maior riqueza, enquanto que em locais com maior grau de antropização registrou-se poucas espécies com dominância de grupos específicos. Partindo da importância funcional do zooplâncton nos ecossistemas dulcícolas, compreender as variações e padrões de riqueza pode contribuir para o entendimento das relações ecológicas, de biodiversidade e funcionamento do ecossistema.

**Palavras-chave:** Ecossistemas, Vegetação Ripária, Interações Ecológicas, Biodiversidade, Comunidade.

## **Composition and wealth of the zooplankton in the Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre \***

### **Abstract**

Variations in the physical characteristics of “igarapés” play an important role in the determination and structuring of zooplankton, with direct relation with the flow or discharge of the environment. Igarapés have several ecological interactions which contributes to the maintenance of the biodiversity of the invertebrate fauna due to their capacity to connect with other tributaries of different chemical composition, but little is known about these relationships in tropical systems and even less in water bodies of smaller proportions. This study aimed to characterize the composition and species richness of zooplankton at São Francisco / AC stream. The study was carried out in July, August and September of 2018, measuring the limnological variables, zooplankton sampling and application of rapid environmental evaluation protocol at six collection stations, obtaining qualitative and quantitative data. A total of 136 taxa were recorded, distributed in 22 families, belonging to four distinct taxonomic groups: Cladocera, Copepoda, Rotifera and Testacea, the majority (82 species) being Testacea. When considered the frequency of occurrence, in the stations 75% of the species were considered rare, 15% accessory and 10% constant. Differences were observed in the composition of zooplankton fauna in the relatively close stations, and in environments with a lower degree of anthropization, greater richness was recorded, whereas in places with a higher degree of anthropization few species with dominance of specific groups were recorded. Understanding the diversity and richness patterns of zooplankton in freshwater ecosystems can contribute to the understanding of ecological, biodiversity and ecosystem relations.

**Key words:** Ecosystems, Riparian vegetation, Ecological Interactions, Biodiversity, Community.

## Introdução

Alguns fatores bióticos são importantes para a fauna de invertebrados fluviais cujos atributos possuem direta relação ao fluxo ou à descarga do ambiente. O período de baixa vazão (seca), a “estação de crescimento”, constitui um cenário hidrológico de condições ambientais mais favoráveis para o estabelecimento dos organismos, caracterizando uma menor transferência a jusante e menor diluição. Durante a seca, com menor conectividade, todos os corpos aquáticos recuperam sua individualidade, incluindo habitats, características e biota (Ward and Tockner 2001). Os efeitos para as comunidades podem ser complexos, pois há uma diminuição no recrutamento de organismos e as restrições físicas são reduzidas.

Embora considere-se que as assembleias de invertebrados fluviais são impulsionadas por uma mistura de fatores abióticos e bióticos (Rossetti *et al.*, 2009), Lair (2006) reforça que os fatores abióticos como condições físicas da descarga, sedimentos em suspensão, velocidade de corrente e tempo de residência da água possuem papel determinante na estruturação das assembleias.

Em analogia, a Amazônia é caracterizada por rios tropicais com grandes descargas e por corpos d’água de menores descargas compondo uma rede fluvial de cursos d’água. O pulso hidrológico é umas das forças que regula as comunidades (Junk, 1983), e se as interações bióticas forem afetadas por essa dinâmica, a baixa vazão torna-se um momento propício para as interações.

Para os cursos d’águas de menor proporção, conhecidos regionalmente como igarapés, além das interações abióticas e bióticas, as pressões sobre as áreas de vegetação e o uso inadequado do solo tem sido um fator determinante para o equilíbrio ecológico e a perda de biodiversidade (Fearnside, 2006). As alterações devido aos processos de urbanização ocorrentes nos grandes centros urbanos e o aumento brusco no volume devido ao regime de precipitação são frequentes, impactando os estudos de diversidade de invertebrados nestes ambientes (Poff *et al.*, 2006).

Por contar com uma fauna altamente diversificada, serem influenciados pela floresta adjacente e possuírem capacidade de conexão com outros tributários maiores de diferentes características, estes ecossistemas oferecem um grande leque de oportunidades ecológicas contribuindo para a manutenção da biodiversidade da fauna de vertebrados e invertebrados (Oertli *et al.*, 2002), e dentre essa fauna diversificada encontra-se o zooplâncton.

Nos ecossistemas aquáticos, a comunidade zooplanctônica é caracterizada como um agrupamento heterogêneo de populações pertencentes aos grupos dos Crustacea (Cladocera

e Copepoda Cyclopoida e Calanoida), dos Rotifera e Protista Testacea (Matsumura-Tundisi and Tundisi, 2003) e que desempenha importante papel na manutenção dos ecossistemas aquáticos, atuando diretamente no fluxo e na ciclagem de nutrientes (Paranhos *et al.*, 2013).

A composição e a distribuição do zooplâncton dulcícola está relacionada a diversos fatores ambientais, destacando-se a velocidade da corrente e o tipo de substrato (Burdis and Hoxmeier, 2011; Naiman, 1987). Variações nas características físicas de igarapés, incluindo a estrutura do canal e diversidade de microhabitats, desempenham um papel importante na determinação da estrutura do zooplâncton (Stark *et al.*, 2017). Entretanto, pouco se conhece sobre essas relações em rios tropicais, e menos ainda em igarapés amazônicos, uma vez que estes estão suscetíveis a crescentes impactos oriundos dos processos de urbanização.

Considerando que a fauna destes ambientes é altamente diversificada e que estudos sobre a ecologia de zooplâncton têm aumentado nas últimas décadas, poucos estudos foram realizados na bacia amazônica em escala local em igarapés, sobretudo com variação do zooplâncton, de modo a determinar de que maneira as ações humanas podem modificar as bacias hidrográficas, promovendo alterações na biodiversidade e no ecossistema (Ding *et al.*, 2016).

Assim, desenvolvemos o presente estudo sobre a comunidade de zooplâncton no igarapé São Francisco/AC, com o objetivo de determinar a composição e riqueza de espécies, relacionando com as características do igarapé. Foi testada a seguinte hipótese: (i) a composição e a riqueza apresentam variações espaciais significativas ao longo dos pontos amostrados. Esta expectativa é devido ao fato de que habitats distintos apresentam comunidades e composição de espécies expressivamente distintas (Oliveira, 2007; Paggi, 2014), uma vez que os sistemas fluviais realizam intensas trocas de energia entre o ambiente aquático e o terrestre devido as alterações na estrutura do sistema (ambiente).

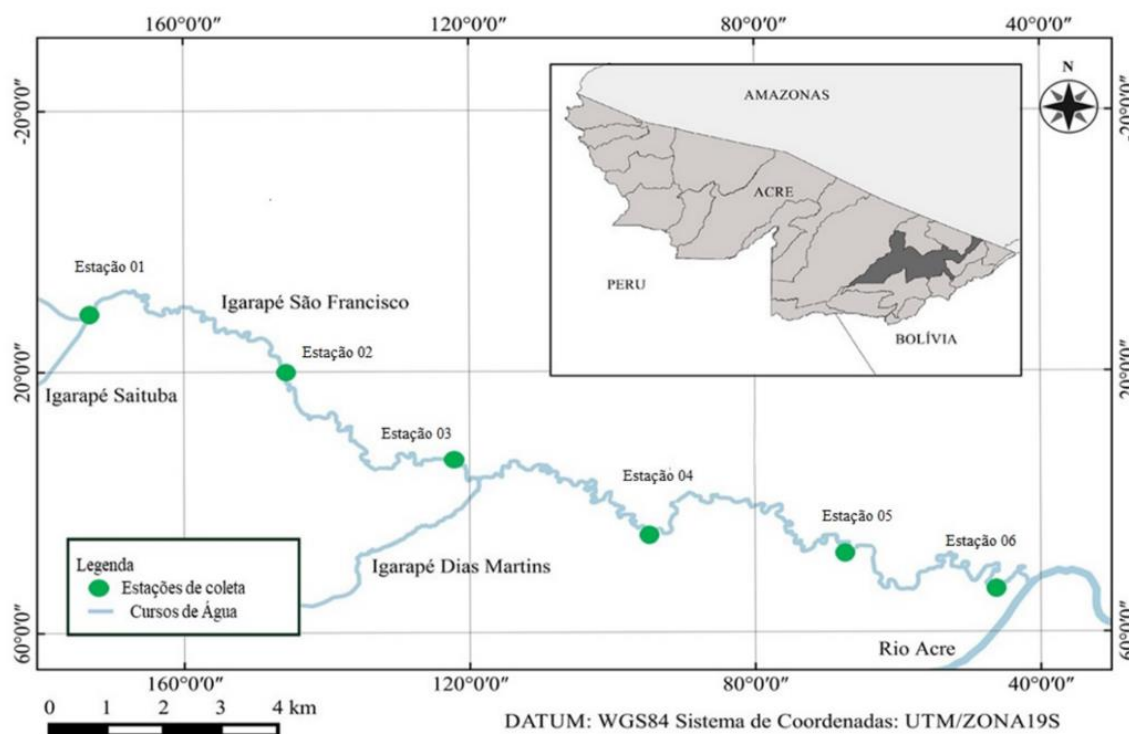
## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

A sub-bacia do igarapé São Francisco está situada no sudoeste da Amazônia, na porção oeste do município de Rio Branco, AC (Figura 1), entre as coordenadas 68° 10' WG e 09° 55'S e 68° 00'WG e 10° 00'S, abrange os municípios de Rio Branco e Bujari, com percurso de 54,5 km e densidade de drenagem de 1,37 km<sup>2</sup> (Santi *et al.*, 2012). De acordo com Duarte (2015) o clima do estado do Acre é do tipo equatorial, quente e úmido, com dois períodos climáticos bem caracterizados: estação chuvosa, estendendo-se de novembro a

março e estação seca, estendendo-se de abril a outubro. A temperatura média é de 26,2 °C e a média anual de pluviosidade é de 1935 mm (INMET, 2019).

A formação geológica e geomorfológica são indicadores de rios de águas brancas, com grande concentração de material sólido em suspensão, oriundos dos processos hidroerosivo da corrente sobre as margens (Santi *et al.*, 2012).



**FIGURA 1.** Localização e distribuição das estações de coleta ao longo do igarapé São Francisco localizado em Rio Branco, Acre

#### *Coleta de dados*

O estudo foi realizado mensalmente, no período de julho a setembro de 2018, medindo-se as variáveis limnológicas e coleta do zooplâncton na região litorânea e limnética de forma aleatória (várias posições) do igarapé, em seis estações de coleta (Figura 1) nas coordenadas geográficas especificadas no apêndice 1. Os arrastos do zooplâncton e a coleta de amostras de água para análise físico-química foram realizadas em três horários (6h, 12h e às 18h) devido às variações que podem ocorrer ao longo do dia (Lampert, 1989).

A caracterização das estações amostrais foi realizada por meio de protocolo de avaliação da integridade ambiental (Calisto *et al.*, 2002) e seguiu a dinâmica da sua nascente à foz, com ou sem intensidade de interferência humana (Figura 1) em um trecho de 54 km, sendo que as estações de coletas situaram-se no alto, baixo e médio curso do igarapé e estiveram distribuídas da seguinte forma: duas estações (E1 e E2) no alto curso situadas

próximas a nascente (área rural), duas no médio curso (E3 e E4) pertencentes a área urbana e duas no baixo curso (E5 e E6) localizadas na parte urbana e próximas à foz (Apêndice 1). As estações de localização urbana caracterizam-se por possuírem pouca influência de cobertura vegetal (faixa estreita de vegetação remanescentes), leito coberto por areia com pequenos bancos de liteira e contribuição de afluente e efluentes domésticos e industriais (Lima *et al.*, 2012). As estações de ordem rural caracterizam-se como ambientes com maior integridade ambiental com presença de faixa mediana de vegetação ripária, leito coberto por bancos de liteira fina e grossa, sem influência de efluentes e com contribuição de afluentes (Lima *et al.*, 2012).

Os pontos estudados apresentam, de uma maneira geral, cursos estreitos, profundidades relativamente baixas e margens bastante íngremes podendo atingir até 5m de altura. Um conjunto de variáveis limnológicas e ambientais foram coletadas simultaneamente (profundidade, transparência, largura, vazão, cobertura vegetal, substrato de fundo, complexidade do habitat submersos e não submersos, sinuosidade do canal e bancos de liteiras) a fim de caracterizar as estações amostrais, por meio de protocolo (Calisto *et al.*, 2002).

O protocolo utilizado avalia um conjunto de categorias descritas e pontuadas de 0 a 4 no quadro 1 e 0 a 5 no quadro 2. As pontuações são atribuídas a cada parâmetro com base nas condições de habitats observadas. Um valor final é obtido mediante o somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro independente. As pontuações finais representam o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos analisados, onde de 0 a 40 pontos representa os trechos impactados, 41 a 60 pontos os trechos alterados e acima de 61, trechos naturais. Alguns fatores como a cor e oleosidade foram retiradas do protocolo a fim de facilitar a aplicação do mesmo.

Para o zooplâncton foram realizados arrastos horizontais e verticais para a composição das amostras qualitativas enquanto que cada amostra quantitativa foi obtida em rede de plâncton (malha de 50  $\mu\text{m}$ ), com auxílio de balde graduado sendo filtrados 200 L de água e os organismos preservados em formaldeído 4%, tamponado com carbonato de cálcio. As amostras foram analisadas e depositadas no laboratório de Limnologia da Universidade Federal do Acre/Rio Branco. A composição e densidade zooplanctônica foi determinada a partir de câmara de contagem de Sedgewick-Rafter, por meio de microscópio óptico e através de subamostragens de 6 mL com pipeta Hensen-Stempel enquanto que a identificação dos organismos foi realizada através de literatura especializada. A densidade dos organismos foi expressa em indivíduos/ $\text{m}^{-3}$ .



### *Análises de dados*

A frequência de ocorrência (Fo%) das espécies foi calculada considerando a relação do número de amostras em que o organismo foi identificado e o número total de amostras coletadas, e classificadas de acordo com o índice de constância de Dajoz (1973). Foram consideradas as seguintes categorias de classificação constantes ( $> 50\%$ ), acessórias ( $25 \leq 50\%$ ) e acidentais ( $\leq 25\%$ ). Os índices de diversidade específica de Shannon (H') e a equitabilidade (J) foram calculados a partir do índice de Shannon (H'/H Max.), segundo Zar (1984).

Realizou-se um teste não paramétrico para verificar se houve diferença significativa ou não na riqueza entre as áreas amostradas. O teste escolhido foi o de Kruskal Wallis (Kruskal and Wallis, 1952).

Posteriormente realizou-se uma análise de Valor de Indicação de espécies (Indval) a fim de se determinar quais gêneros ou espécies são capazes de melhor categorizar (medida de bioindicação) o curso do igarapé com diferentes níveis de impacto humano (Dufréne and Legendre, 1997). Este método combina o grau de especificidade de uma determinada espécie para um status ecológico, por exemplo, tipo de habitat e sua fidelidade dentro do status, medida através da sua porcentagem de ocorrência.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2017). Utilizando os pacotes, *indicspecies*, *ggplo2*, *vegan* e as funções *indval*, *vegdist* e *curvacum* (Oksanen et al., 2017).

## **Resultados**

A aplicação do protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats permitiu a identificação de um gradiente de valores relacionados ao estado de conservação do igarapé, apresentando grande variação nos resultados entre as estações de coleta, tanto para os ambientes considerados originalmente como conservados quanto para os impactados. As estações foram categorizadas como natural, alterada e impactada mediante ao somatório de pontuações obtidos por meio dos parâmetros analisados no protocolo (Apêndice 2).

Três das seis estações amostrais foram categorizadas como impactadas (E4, E5 e E6) por apresentarem valores baixos nos parâmetros analisados (0-40) e possuírem características bem definidas como: instabilidade na margem, acentuada sinuosidade do canal, extensas alterações das margens (erosão), estreita faixa ( $< 1,5\text{m}$ ) ou ausência de

vegetação ripária, presença de substrato de fundo arenoso e ausência de habitats diversificados. As estações (E2 e E3) categorizadas como ambientes alterados, apresentaram valores intermediários de pontuação (41-60), demonstrando moderada sinuosidade do canal e alterações ao longo do seu curso, faixa de vegetação ripária < 30% de vegetação nativa e desflorestamento parcial, e habitats pouco diversificados (presença de remansos e troncos). A estação que apresentou valores maiores que 60 (E1) categorizada como natural, apresentou características distintas em relação as demais estações, sendo essas características bem perceptíveis: moderada sinuosidade do canal, margem estável (mínima evidencia de erosão), vegetação ripária > 50% de vegetação nativa e diversidade de habitats (troncos, remansos e folhiço).

A comunidade zooplancônica esteve representada por 136 táxons, distribuídos em 22 famílias, pertencentes a quatro grupos taxonômicos distintos: Cladocera, Copepoda, Rotifera Testacea (Apêndice II). Destes, Testacea e Rotifera foram os grupos de maior representatividade, com 82 e 34 táxons respectivamente, Cladocera e Copepoda os de menor representatividade com 17 e 03 táxons registrados (Tabela 1).

Cladocera foram representados por 6 famílias (Chydoridae, Daphnidae, Ilyocriptidae, Macrothricidae, Moinidae, Sididae), sendo *Moina micrura* (17%), *Diaphanosoma birgei* (20%), *Diaphanosoma spinulosum* (15%) e *Ovalona glabra* (12%) as espécies mais frequentes nas amostras. Copepoda adultos representaram menos de 5% da riqueza sendo encontradas as espécies *Thermocyclops minutus*, *Argyrodiaptomus furcatus* e *Paracyclops cf. chiltoni*.

Rotifera estiveram representados por 34 espécies distribuídas em 8 famílias (Bdelloidea, Brachionidae, Filinidae, Keratellidae, Lecanidae, Lepadellidae, Proalidae e Testudinellidae). Duas famílias contribuíram significativamente para a riqueza das espécies: Brachionidae, com 19 espécies (50%) e Bdelloidea (30%). Os Testacea, que neste estudo apresentaram maior riqueza de espécies (82), estiveram distribuídas em 8 famílias (Arcellidae, Centropyxidae, Diffflugidae, Euglyphidae, Lesquereusidae, Netzeliidae, Phryganellidae e Trigonopyxidae). As famílias Arcellidae, Centropyxidae e Netzeliidae, se fizeram presentes em todos os pontos amostrados. As maiores frequências foram observadas para as famílias Arcellidae (30%), Difflogiidae (26,12%), Netzeliidae (22,5%).

**Tabela 1.** Riqueza de espécies (S) por grupos do zooplâncton no igarapé São Francisco nos meses de julho/2018 a setembro/2018.

	<b>Julho</b>	<b>Agosto</b>	<b>Setembro</b>
<b>Cladocera</b>	09	14	15
<b>Copepoda</b>	01	02	03
<b>Rotifera</b>	25	28	27
<b>Testacea</b>	50	58	63

Em relação a composição e riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica de forma geral, Copepoda representou (2%), Cladocera (13%), Rotifera (24%) e Testacea (61%) (Tabela 1). Dentre a riqueza de grupos nas estações e meses de amostragem, houve predomínio do filo Protista, nos meses e estações de sequência do estudo, seguida de Rotifera, Cladocera e Copepoda, três dos quatro grupos estudados apresentaram uma maior riqueza de espécies no mês de setembro nas estações E1, E2 e E3 (Copepoda, Cladocera e Testacea), com exceção para as estações E4, E5 e E6 que apresentaram suas maiores riquezas no mês de agosto (Tabela 2).

**Tabela 2.** Riqueza diversidade e equitabilidade de espécies (S) do zooplâncton entre os pontos amostrais, durante os meses de julho/2018 a setembro/2018.

	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>	<b>E6</b>
<b>Julho</b>	44	42	44	36	31	28
<b>Agosto</b>	52	55	58	45	40	30
<b>Setembro</b>	74	62	60	42	33	29
<b>Shannon_H</b>	3,02	2,91	2,78	2,61	2,71	2,38
<b>Equitabilidade_J</b>	0,87	0,85	0,87	0,86	0,80	0,81

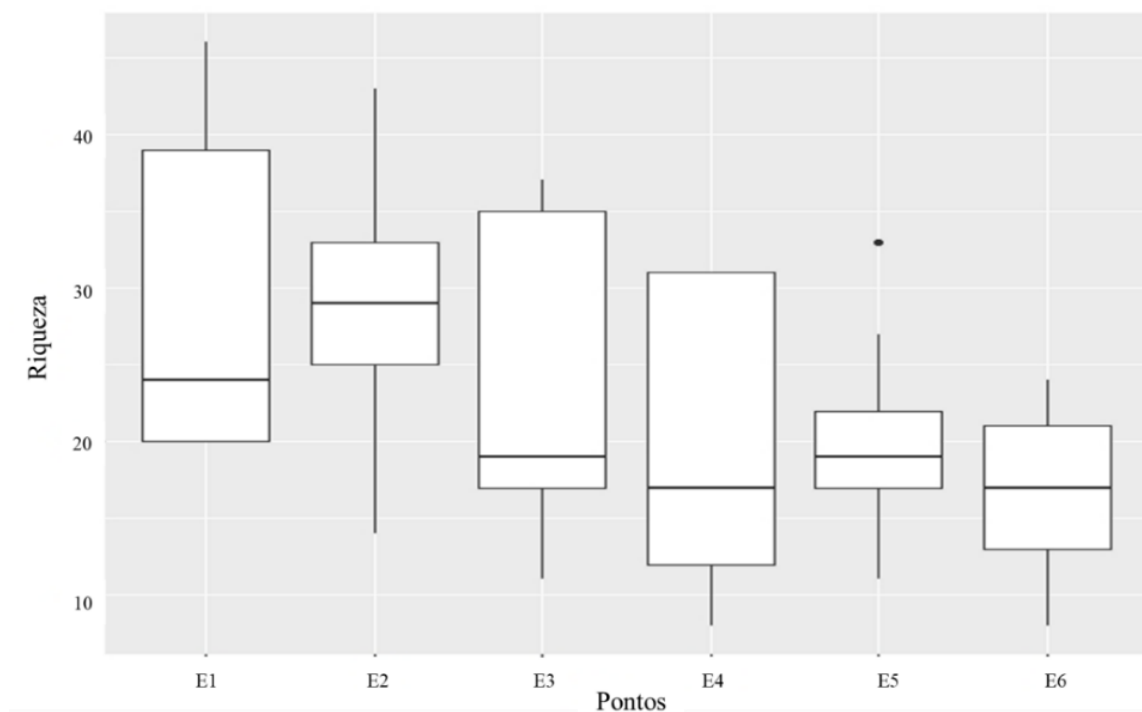
Alguns táxons foram registrados em todos os ambientes, como as formas juvenis de Copepoda (náuplios e copepoditos), *Arcella megastoma*, *Centropyxis aculeata*, *Netzelia gramem*, *Diaphanosoma birgei*, *Moina micrura* e *Thermocyclops minutus*. Houve diferença na composição e riqueza de espécies entre os pontos estudados, em destaque para as estações E1 e E2.

Quando considerada a frequência de ocorrência, nas estações amostradas, 75% das espécies descritas foram consideradas raras, 15% acessórias e 10% constantes (Apêndice 3). Registrou-se a presença de larva de Chaoboridae nas estações E1, E2, E4 e E5, e das espécies de macrófitas aquáticas *Lemna minuta*, *Ludwigia leptocarpa* e *Heteranthera reniformis* nas estações E2 e E5.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener, apresentou valor médio de 2,84, os valores médios de diversidade foram similares entre as estações de amostragem, sendo registrado o maior valor na estação E1 com 3,02 bits. ind<sup>-1</sup>, sendo caracterizada como média diversidade e a menor na estação E6 com 2,38 bits. ind<sup>-1</sup>, caracterizada como baixa diversidade. A distribuição (equidade) dos táxons nos pontos e nos meses amostrados manteve-se uniforme, visto que os valores obtidos para esse dado estiveram acima de 0,5 (Tabela 2).

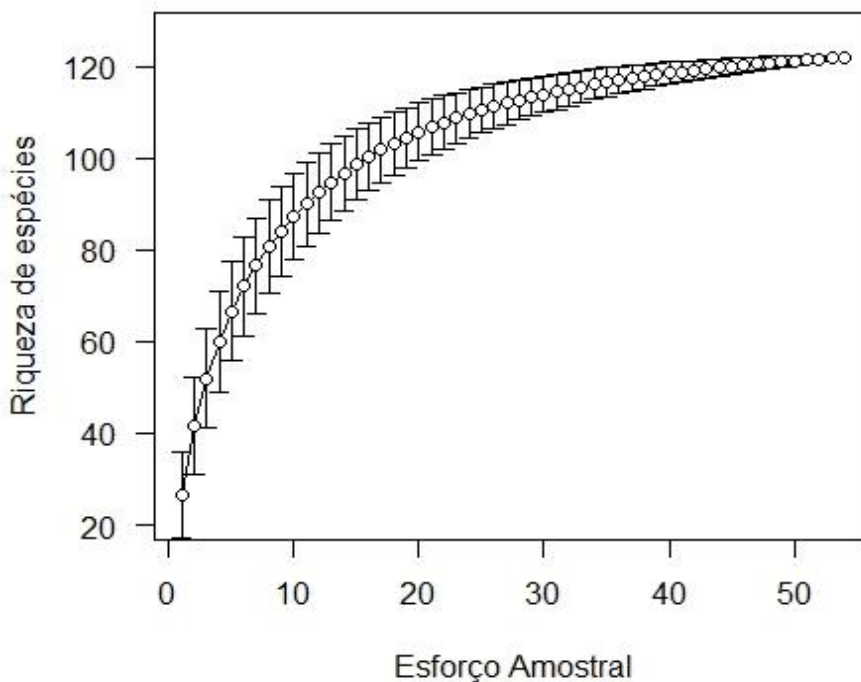
Analisando a riqueza entre as estações, observou-se que a maior média de espécies foi registrada na E1 no mês de Set/18 e a menor média na E6 no mês de Jul/18. Foram observadas diferenças significativas na variação da riqueza de espécies entre os meses e estações por meio do teste de Kruskal Wallis (G<sub>1</sub> = 5, p-value = 0.018) (Figura 2).

A composição de espécies diferiu-se entre os grupos, meses e estações de estudo. Observou-se um declínio no número de espécies nas estações em relação ao impacto humano, ou seja, em todas as estações, as áreas mais conservadas apresentaram as maiores riquezas que as áreas impactada. As maiores riquezas foram observadas nas estações E1 e E3 e as menores nas estações E5 e E6.



**Figura 2:** Boxplot da riqueza entre os pontos amostrais (Kruskal Wallis)

A curva de acúmulo de espécies por amostragem, chegou próxima à assíntota. Estimativas de riqueza taxonômica podem apresentar informações fundamentais para a compreensão de diversos ecossistemas (Bomfim *et al.*, 2015). A curva de espécies indicou que a amostragem foi suficiente para a comunidade zooplanctônica pelo tamanho da área amostrada. Para os grupos estudados é provável que ocorram mais espécies na localidade, em relação às estações e tempo de estudo, e percebe-se que existe uma tendência a estabilização da riqueza, sendo necessários mais estudos para inferir se tal padrão se mantém no período de chuva, que para a região é bem marcado com duas estações definidas: período de chuvas, de novembro a março e período de seca, de maio a setembro e os meses de abril e outubro são considerados de transição (Marengo and Nobre, 2009; França and Mendonça, 2016) e com índice pluviométrico em torno de 1935 mm (INMET, 2019).



**Figura 3.** Curva de acumulação de espécies de espécies zooplanctônica no período de jul/set de 2018, no igarapé São Francisco, Rio Branco, AC

O resultado do teste de Valor de Indicação (IndVal), que testou a especificidade de uma determinada espécie para as estações de amostragem, medida por meio de sua porcentagem de ocorrência, mostrou que as espécies apresentaram uma tendência por determinados ambientes. A análise de espécies indicadoras (IndVal) mostrou que os taxa mais importantes separando as estações de estudo foram *Arcella dentata* (IV = 0.702;  $p = 0.01$ ; R=1), *Lecane curvicornis* (IV = 0.677;  $p = 0.000$ ; R=1), *Arcella rota* (IV = 0.667;  $p =$

0.001; R=1), *Lesquereusia spiralis* (IV = 0.658; p = 0.001; R=1), *Centropyxis marsupiformis* (IV = 0.640; p = 0.004; R=1), *Diffflugia scalpellum* (IV = 0.577; p = 0.019; R=1), *Lesquereusia globulosa* (IV = 0.577; p = 0.021; R=1) e *Arcella gandalfi* (IV = 0.577; p = 0.024; R=1) para a estação E1, na estação E2 a espécie *Brachionus quadridentatus* var. *brevispina* (IV = 0.577; p = 0.018; R=2) foi a mais indicada, na estação 3 *Diffflugia lithofila* (IV = 0.633; p = 0.010; R=3), *Diffflugia distenda* (IV = 0.577; p = 0.020; R=3), *Netzelia mulanensis* (IV = 0.577; p = 0.020; R=3) e para a estação 4 *Arcella artocrea* (IV = 0.548; p = 0.020; R=3) e *Brachionus mirus* (IV = 0.667; p = 0.003; R=4). De forma geral para a estação E1 foi evidenciado a ocorrência de oito espécies indicadoras, apenas uma para a estação E2, três espécies para a estação E3 e duas espécies para a estação E4, as estações E5 e E6 não evidenciaram espécies indicadoras.

## Discussão

A avaliação das características ambientais por meio de protocolo de avaliação rápida evidenciou que a estação (E1) localizada mais próxima à nascente permanece com pouca interferência nas características naturais, tendo seus habitats ainda preservados e com alta diversidade. Nas estações (E2 e E3) que apresentaram valores categorizados como “alterado”, observou-se intensa pressão de atividade antrópica (campos e pastagens), lançamento de efluentes, desflorestamento parcial e pouca diversificação de habitats. Nas estações (E4, E5 e E6) categorizadas como “impactadas”, foi possível perceber que as alterações decorrentes do processo de urbanização, aqui mais intensas chegando à ausência de vegetação ripária, lançamento de efluentes domésticos e industriais e instabilidade das margens, propiciou habitats com menor diversidade.

De forma geral as características do igarapé São Francisco são correspondentes a águas levemente ácidas a neutras, demonstrando baixa variabilidade do potencial hidrogeniônico. Quanto à condutividade elétrica, observou-se valores elevados. Considerando que a condutividade elétrica reflete a concentração de íons em solução (Wetzel and Likens, 1991), é possível que possa ter ocorrido concentrações de sais solúveis na água, devido ao nível fluviométrico ser mais baixo nessa época. Valores similares aos observados neste estudo foram relatados no Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, sendo um rio caracterizado como de água de baixa qualidade, com fortes atividades antrópicas naquele

local (Blume *et al.*, 2010) por Santi *et al.*, 2012 no próprio igarapé São Francisco quando avaliou a variabilidade espacial dos parâmetros indicadores de qualidade ambiental.

O oxigênio dissolvido variou de 0,4 a 5,00 mg/L. Nas estações de localização urbana os valores mínimos de oxigênio dissolvido foram similares aos de Santi *et al.*, 2012, os valores máximos de oxigênio dissolvido observados no estudo podem ser comparados aos de Keppeler (2013b) ao comparar dois ecossistemas lacustres no sudoeste da Amazônia.

Os valores de diversidade e equitabilidade revelaram que, para a área, a comunidade zooplancônica do igarapé São Francisco constituiu-se em um grupo com alta diversidade de espécies, esses valores podem ser comparados com Borges and Pedrozo (2009). Com alta dominância de espécies raras e baixa equitabilidade. Os resultados encontrados são semelhantes aos de Bonfim (2015) no rio Paraná e Silva (2015) no rio Madeira.

A distribuição dos táxons nas estações e nos meses amostrados se manteve uniforme de forma que Copepoda, Cladocera e Testacea ocorreram com maior frequência nas E1 e E2 em setembro e rotíferos nas E4 e E5 em agosto. Com poucas espécies apresentando moderada dominância e um alto número de espécies raras e esporádicas.

Três espécies para o grupo dos Copepoda foram registradas, sendo *Thermocyclops minutus* e *Paracyclops* cf. *chiltoni* da família Cyclopidae (Cyclopoida) e *Argyrodiaptomus furcatus* da família Diaptomidae (Calanoida). *T. minutus* com ocorrência em todos os meses e estações do estudo enquanto *P. chiltoni* contou com apenas um registro no mês de setembro na estação E1. A espécie *A. furcatus* ocorreu nos meses de agosto e setembro, sua frequência de ocorrência foi maior nas estações localizadas na zona urbana, não havendo registro da espécie para a estação E2. As formas larvais (copepoditos e náuplios) foram bem expressivas para todos os meses, horários e estações de coletas. Os Copepoda seguiram um padrão de distribuição distinto entre as ordens registradas, Cyclopoida ocorreu em maior frequência nas estações a montante do igarapé e Calanoida nas estações a jusante do igarapé. As mudanças na estrutura da paisagem podem ter contribuído para que estas espécies disponham de tal contribuição (Maia-Barbosa *et al.*, 2003), de modo que *A. furcatus* ocorreu nas estações mais impactadas e *T. minutus* em todas as estações.

A comunidade de Copepoda foi caracterizada por baixa diversidade e equitabilidade de espécies durante o período de estudo (estação seca), o que ocorre possivelmente em virtude da redução do aporte de água dos demais tributários, modificações de habitats ocasionado pela expansão urbana (Nogueira *et al.*, 2001), a eutrofização de ambientes límnicos e outras pressões ambientais antrópicas, que podem deslocar algumas espécies, alterando suas distribuições originais (Matsumura-Tundisi and Tundisi, 2003). As ordens

Cyclopoida, Calanoida possuem diferentes nichos e adaptações às condições ambientais para ocupar e persistir em determinados habitats (Dole-Oliver *et al.*, 2000), a ponto que a abundância relativa dos dois grupos pode ser utilizada como indicador ambiental (Tundisi *et al.*, 1988; Matsumura-Tundisi and Tundisi, 2003).

Considerando o grupo dos Cladocera, a subfamília Aloninae (Chydoridae) apresentou maior riqueza de espécies (8 spp.), sendo os gêneros *Alona* e *Kurzia* com o maior número de representantes (2 spp.). Chydoridae foi a família mais numerosa entre os cladóceros deste estudo, essa família é considerada a maior em número de espécies de acordo com Forró *et al.*, 2008, o sucesso desse grupo pode ser atribuído à uma maior espessura da carapaça e o uso efetivo do pós-abdômen na locomoção, conferindo-lhes melhor adaptação a diferentes habitats (Fryer, 1995; Sousa and Elmoor-Loureiro, 2008) são consideradas espécies adaptadas para a vida bentônica, sua alta ocorrência pode ser justificada a movimentação da água ( Serafim Junior. *et al.*, 2003; Castilho-Noll *et al.*, 2010).

A subfamília Chydorinae teve sua riqueza correlacionada com a proximidade das estações de modo que as estações mais próximas apresentaram riqueza mais semelhantes que estações que se encontravam mais distantes, esse padrão foi observado para os demais grupos também. A grande maioria das espécies ocorreu de forma acidental (111), ou seja, registradas em menos de 25% das amostras.

As espécies *Alona ossiani*, *Chydorus eurynotus*, *Dadaya macrops*, *Ephemeroporus hybridus*, *Euryalona orientalis*, *Kurzia longistrostris*, *Kurzia polypsina*, *Nicsmirnovius cf. incredibilis*, *Alonella cf. dadayi*, *Diaphanosoma birgei*, *Moina micrura* e *Macrothrix elegans* constituem o primeiro registro para a sub-bacia do igarapé São Francisco e estado do Acre.

As espécies de Cladocera mais frequentes foram, *D. birgei*, *D. spinulosum*, *M. micrura*, *O. glabra* e *Ceriodaphnia cornuta*. Sididae foi responsável pela maior frequência de cladóceros, sendo representado por duas espécies, *D. birgei* a espécie mais dominante e *D. spinulosum*, sendo que ambas demonstraram um padrão de coexistência já relatado na comunidade planctônica anteriormente (Lansac-Tôha *et al.*, 1997; Espíndola *et al.*, 1996). *O. glabra* esteve presente em quase todos os pontos amostrados com grande abundância de indivíduos juvenis e com associação a plantas submersas (*L. minuta*) em dois dos seis pontos amostrados. Quanto a família Daphniidae, foi registrada apenas uma espécie (*C. cornuta*) e sua contribuição para a abundância entre os pontos amostrados foi significativa, registrando-se uma marcante presença de indivíduos imaturos e em estações onde havia *L. minuta*, apesar



dessa espécie ser constantemente observada na região limnética (Serafim-Júnior *et al.*, 2003; Lansac-Tôha *et al.*, 2004; Castilho-Noll *et al.*, 2010).

Entre os Cladocera de hábito de vida bentônicos, destacam-se *Ilyocryptus spinifer*, *Chydorus eurynotus*, *Dadaya macrops*, *Ephemeroporus hybridus*, ambos com ocorrência nas estações que apresentaram características de represamento da água (E1 e E2), maior composição de vegetação ripária e bancos de liteiras. Van-Damme *et al.* (2003) associam a morfologia das espécies deste gênero como uma adaptação à vida intersticial em ambientes lóticos, bem como em meio à vegetação, justificando inclusive as frequentes observações destes animais nos mais variados tipos de ambientes.

As espécies *Alona ossiani*, *Alonella dadayi* e *Nicsmirnovius incredibilis* ocorreram de forma acidental com apenas um registro, ambas com ocorrência para outros ambientes amazônicos (Ghidini *et al.*, 2017) e com associação ao sedimento. Essas espécies tiveram sua ocorrência restrita as estações de ordem rural, que apresentaram melhores condições de preservação ambiental. Como consequência o desmatamento pode aumentar a sedimentação e reduzir os insumos de detritos dificultando o habitat das espécies que dependem do sedimento, alterando também a hidrologia e química da água (Cardinale and Poff, 2002), o que pode ter ocasionado a não ocorrência destas espécies nas estações de ordem urbana.

Entre os grupos estudados destaca-se Rotifera com 34 táxons e 8 famílias registradas, sendo que destas 19 espécies eram da família Brachionidae. Rotifera é considerado um dos grupos mais importantes para o zooplâncton de águas continentais, cujas espécies geralmente têm hábito planctônico, levando em consideração que são abundantes nos mais variados ambientes por serem organismos de fácil adaptação às mudanças das condições ambientais, e terem ciclo de vida mais curto (Vieira *et al.*, 2000). Rotifera apresentou sua maior riqueza nas estações de localização urbana, estações estas caracterizadas com ambientes que possuíram maior grau de antropização e homogeneização. À medida que habitats naturais são simplificados e homogeneizados, as populações de espécies especialistas frequentemente declinam ou são extirpadas, enquanto as espécies generalistas tendem a aumentar em abundância (Brejão *et al.*, 2018; Zeni *et al.*, 2017).

Dentre os meses, de estudo, agosto foi o mais expressivo para o grupo dos Rotifera, e as estações 4 e 5 apresentaram maior dominância de espécies, sendo *Platyias quadricornis quadricornis*, *Brachionus plicatilis*, *Brachionus calyciflorus calyciflorus* as mais ocorrentes ao contrário de *Brachionus polyacanthoides*, *Lepadella akrobeles*, *Lepadella patella* que estiveram com menor ocorrência. Esse mesmo padrão foi observado para a Amazônia por Nascimento and Keppeler (2017) na sub-bacia do rio Juruá; Hardy and Keppeler (2004) no

Lago Amapá; Santos *et al.*, 2014 na Reserva Cuniã. Porém o número de espécies encontradas neste estudo pode ser comparado ao de Hardy and Keppeler (2004) no Lago Amapá que encontraram 39 espécies de rotíferos e Lima *et al.* (2012) encontraram 32, no Pantanal/MT.

O maior número de espécies deste estudo foi registrado para Protistas Testacea (tabela 1). A maior riqueza de espécies foi registrada na estação (E1) no mês de setembro, 46 espécies. Neste mês, maiores valores de riqueza foram registrados para Protistas Testacea, Cladocera e Copepoda o que pode estar relacionado com o registro de menores vazões e profundidades das estações estudadas (Thomaz *et al.*, 2007).

A família Diffugiidae, a mais representativa em termo de número de espécies registradas neste trabalho, tem sido destacada por diversos outros estudos desenvolvidos em ambientes aquáticos continentais (Velho *et al.*, 2004; Lansac-Tôha *et al.*, 2009; Alves *et al.*, 2008; Leão *et al.*, 2009), bem como em outros estudos em região litorânea colonizada por macrófitas aquáticas (Dabés and Velho, 2001; Souza, 2005).

Diffugiidae, Arcellidae, Netzeiliidae tiveram os maiores números de representantes. Essas famílias de amebas são consideradas planctônicas em planícies de várzea (Velho *et al.*, 2004; Arrieira *et al.*, 2015a). O gênero *Diffugia* é o gênero mais diverso e comum dentre as amebas testáceas, podendo ocorrer em vários biótopos com variadas formas e tamanhos (Souza, 2005; Lansac-Tôha *et al.*, 2007), sendo sua alta riqueza ligada à sua morfologia esférica (Lansac-Tôha *et al.*, 2014). Resultados semelhantes foram obtidos por Velho *et al.* (2003), que verificaram que a predominância de espécies de amebas testáceas esféricas e hemisféricas estava relacionada à maior capacidade de adaptação a diferentes ambientes. A maior abundância de *A. megastoma*, *C. aculeata*, *N. gramem* pode ser atribuída à compressão da concha, que é considerada uma adaptação desses organismos. Esta característica poderia minimizar sua resistência à água, bem como facilitar a flutuação (Lampert and Somer, 1997).

A heterogeneidade de microhábitats e a disponibilidade de recursos alimentares, podem ser responsáveis pelo aumento da riqueza e diversidade de Testacea (Arrieira, 2011) entre as estações estudadas, permitindo o desenvolvimento de uma comunidade constituída por poucas espécies dominantes e um grande número de espécies raras. Sabe-se que a entrada de nutrientes no ambiente aquático leva a um aumento na produtividade primária do plâncton (Bonecker *et al.* 2013). Consequentemente, esses fatores poderiam promover um aumento na diversidade biológica das comunidades durante a seca (Arrieira *et al.*, 2016), uma vez que a disponibilidade de recursos alimentares é considerada um filtro ambiental predominante na organização das comunidades de zooplâncton.

Entre as espécies raras no estudo podemos destacar *Arcella. catinus*, *Arcella escavata*, *Arcella mitrata*, *Centropyxis aerophila*, *Centropyxis gibba*, *Centropyxis spinona*, *Diffflugia bicôncava*, *Diffflugia Iemani*, *Diffflugia limnética*, *Diffflugia longum*, *Lesquereusia globulosa* e *Netzelia muriformis*. Todas as espécies de amebas testáceas encontradas constituem registro novo para o Estado do Acre, não havendo registro desses organismos para o sudoeste da Amazônia. A riqueza de táxons de amebas testáceas encontrada para o estudo pode ser comparada com Oliveira and Hardoim, (2010); Lansac-Tôha *et al.*, 2014; Arriera *et al.*, 2016 e Picapedra *et al.*, 2017 sendo que na maioria dos estudos com Testacea observou-se baixa riqueza e diversidade de espécies (Leão *et al.*, 2009; Fulone *et al.*, 2005; Laut *et al.*, 2010).

Buscando mensurar a diversidade biológica zooplancônica, os fatores determinantes para sua distribuição e o esforço amostral necessário para avaliações deste grupo, observou-se uma alta riqueza de espécies no igarapé. Além disso, o esforço amostral permitiu inventariar cerca 80% da riqueza estimada, com suficiência amostral para inventariar grande parte da comunidade, porém fica evidente que o aumento de unidades e tempo de amostragem resultaria em uma maior observação de espécies, principalmente das raras. Diante disso, o número de amostras utilizadas neste estudo fornece uma orientação para estratégias de amostragem futuras nesta área de estudo, desta forma é importante analisar o custo/benefício do número amostral e tempo que se deseja utilizar, para que a diversidade de espécies não seja subestimada ou superestimada (Saito *et al.*, 2015).

O fato de que as maiores riquezas foram observada nas estações 1, 2 e 3 em setembro e a menor na estação 6 em agosto pode ser explicada pelas características físicas do ambiente, água com maior tempo de retenção (represamento) beneficiando o estabelecimento de invertebrados devido ao tempo de retenção da água ser maior que nas demais estações e as interações bióticas mais ocorrentes (Sluss and Jack, 2013).

As maiores riquezas de espécies foram registradas nas estações 1 e 2 enquanto as menores nas estações 4, 5, e 6. As estações 1, 2 e 3 possuem margens que apresentam um baixo declive em formato menos íngremes, o que favorece maior acúmulo de serapilheira, de folhas em decomposição e um maior tempo de alagamento do local, enquanto que nas demais estações (4, 5 e 6) o padrão é contrário e as margens que possuem formato de alto declive. Tal fato pode influenciar especialmente o grupo de espécies que habitam ambos os compartimentos (zona da margem e zona de serapilheira) (Cabral, 2015). Trechos de uma determinada extensão em igarapés como maior heterogeneidade ambiental possibilitam o surgimento de novos microhabitats e abre nichos para a acomodação de novas espécies.

As espécies consideradas indicadoras devem fornecer informações sobre o estado do ambiente ou sobre outros grupos taxonômicos. Essas espécies podem responder de maneira distinta as perturbações do ambiente. Determinadas espécies podem ser favorecidas pela degradação (como as espécies denominadas “tramp species”, como *Brachionus mirus* e *Arcella artocrea*) ou serem negativamente influenciadas por ela. Espécies indicadoras podem indicar probabilidade de perturbação ou poluição (espécies tipo exploradoras) ou mostrar respostas a mudanças ambientais (detectoras) (McGeoch, 1998) como é o caso dos gêneros *Brachionus* e *Arcella* já foram utilizados como indicador em estudos comparativos entre áreas no Brasil (Vitorino, 2006; Eichler *et al.*, 2006). Trabalhos como os de Nogueira (2001), Sendacz *et al.* (2006) e Parra *et al.* (2009) têm evidenciado que em ambientes eutróficos verifica-se a predominância de Rotifera. Os Protistas Testacea do gênero *Diffflugia*, *Centropyxis* e *Lesquereusia* foram indicadoras das estações que se localizam a montante e apresentaram maior heterogeneidade ambiental, de acordo com Pereira *et al.*, 2011 e Fulone *et al.*, 2005 esses gêneros predominam em ambientes com maior integridade ambiental, segundo Missawa *et al.*, 2000, os ambientes poluídos exercem uma ação seletiva, caracterizando-se pelo número reduzido de componentes bióticos e a predominância de poucas espécies.

Nos últimos vinte anos tem havido melhora no conhecimento taxonômico do zooplâncton de água doce com ênfase no impacto de sua distribuição e diversidade. Ambientes amazônicos são exemplos de ambientes menos compreendidos, embora exista uma grande riqueza de espécies endêmicas, ainda são poucos os estudos em escala local, com ênfase aos pequenos cursos d'água. Para o presente estudo as diferenças locais observadas para cada estação amostrada foram determinantes na estruturação da comunidade zooplânctônica no igarapé, de forma que a riqueza de alguns grupos respondeu melhor aos fatores de estruturação do ambiente.

A biota aquática é afetada estrutural e funcionalmente por variáveis associadas a fatores físicos, e desta forma, a disponibilização de um indicador dos aspectos físicos, ou mesmo estruturais do habitat, vem contribuir para complementar o elenco de ferramentas que possam ser utilizados no estabelecimento de indicadores de qualidade ambiental. A ausência de índices adequados para a avaliação das condições biológicas e físicas do habitat tem impedido uma avaliação mais realista da integridade biótica em ecossistemas aquáticos.

Altas densidades do zooplâncton sugerem que sua função ecológica, como a ciclagem de nutrientes, está sendo desempenhada porem, altas abundâncias específicas sugerem que alterações ambientais podem estar afetando sua função ecológica. A escassez

de dados sobre os processos *in situ* do zooplâncton fluvial impede as generalizações do papel funcional do zooplâncton fluvial em relação à sua estrutura comunitária. Estudos adicionais sobre os processos ecológicos produziram resultados úteis para unir a estrutura da comunidade observada do zooplâncton com sua função em ambientes lóticos.

### Referências Bibliográficas

- Almeida VLS, Melo JM, Paranaguá MN, Larrazabal ME and Melão MGG, 2010. O Zooplâncton de Água Doce e seu Estudo em Reservatórios do Nordeste do Brasil. In: NA Moura, EL Araújo, MC Bittencourt-Oliveira, RMM Pimentel, UP Albuquerque (Orgs.). Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade. Ecologia e Manejo 6: 441-475.
- Arrieira RL, Alves GM, Schwind LTF, Lansac-Tôha FA. 2015a. Local factors affecting the testate amoeba community (Protozoa: Arcellinida; Euglyphida) in a Neotropical floodplain. *Journal of Limnology* 74:444–452.
- Arrieira RL, Schwind LTF, Bonecker CC and Lansac-Tôha FA, 2016. Temporal dynamics and environmental predictors on the structure of planktonic testate amoebae community in four Neotropical floodplains. *Journal of Freshwater Ecology* 32: 35-47.
- Blume M, Fleck R, Schmitt JL, 2010. Riqueza e composição de filicíneas e licófitas em um hectare de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 8: 336-341.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2005. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da República federativa do Brasil*, Brasília.
- Bomfim FF, Schwind LTF, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, 2015. variação espacial de rotíferos planctônicos: diversidade e riqueza de espécies. *Arquivos do Museu Dinâmico Interdisciplinar* 19:45-56.
- Bonecker CC, Simões NR, Minte-Vera CV, Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Agostinho AA. 2013. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in alluvial valley. *Limnologia* 43:114–121.
- Bonnet M P, Pinel S, Garnier J, Bois J, Boaventura R, Seyler PG, and Motta Marques, D, 2017. Amazonian floodplain water balance based on modelling and analyses of hydrologic and electrical conductivity data. *Hydrological processes* 31:1702–1718.

- Borges, MG. and Pedrozo, CS, 2009. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluvio-metric leve. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 00-00.
- Brejão GL, Hoeinghaus DJ, Pérez-Mayorga M. A., Ferraz, S. F. B., & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology* 32: 860–871.
- Brito, MTS, Nascimento Filho SL, Almeida VLS, Neumann-Leitão S, Melo Junior M, 2017. Zooplankton assemblages under drought period stressors in two reservoirs from semi-arid Brazil. *Fundamental and Applied Limnology* 191: 99-110.
- Burdis RM, Hoxmeier RJH, 2011. Seasonal zooplankton dynamics in main channel and backwater habitats of the Upper Mississippi River. *Hydrobiologia* 667: 69.
- Cabral CR, 2015. Padrões de diversidade  $\alpha$  (alfa) e  $\beta$  (beta) zooplanctônica em lagos tropicais: a importância da estruturação do habitat e da identidade das espécies. Tese de Doutorado-Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- Callisto M, Ferreira W, Moreno P, Goulart MDC and Petrucio M, 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa. Minas Gerais. *Acta Limnologica Brasiliensia* 14: 91-98.
- Cardinale BJ, Palmer MA, Swan CM, Brooks S and Poff NL, 2002. The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology* 83: 412–422.
- Castilho-Noll MSM, Câmara CF, Chicone MF and Shibata ÉH, 2010. Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda; Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica* 10:21-30.
- Chaparro G, Fontanarrosa MS, Schiaffino MR, Pinto PD, and O'Farrell I, 2014. Seasonal-dependence in the responses of biological communities to flood pulses in warm temperate floodplain lakes: implications for the "alternative stable states" model. *Aquatic Sciences* 76: 579-59.
- Colwell R, Coddington J, 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 345: 101-118.
- Ding J, Jiang Y, Liu Q, Hou Z, Liao J, Fu L and Peng Q, 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment* 551: 205-216.

- Dole-Oliver MJ, Galassi DMP, Marmonier P, Creuzé des Châteliers M, 2000. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshwater Biology* 44:63-91
- Dufrêne M, Legendre P, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–66.
- Duarte AF, 2016. Aspectos da climatologia do Acre, Brasil, com base no intervalo 1971-2000. *Revista Brasileira de Meteorologia* 21: 308-317.
- Espíndola EG, Matsumura-Tundisi T, Moreno IH, 1996. Estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa Albuquerque (Pantanal Matogrossense). Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 13–27.
- Franca RR, Mendonça FA, 2016. A pluviosidade na Amazônia meridional: variabilidade e teleconexões extra-regionais. *Revista Franco Brasileira em Geografia* 29p.
- Fearnside PM, 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impacto e controle. *Acta Amazonica* 36: 395-400.
- Forró L, Korovchinsky NM, Kotov AA, Petrusek A, 2008. Global diversity of cladocerans (Crustacea; Cladocera) in freshwaters. *Hydrobiologia* 595: 177-184.
- Fryer G, 1995. Phylogeny and adaptive radiation within the Anomopoda: a preliminary exploration. *Hydrobiologia* 307: 57-68.
- Fulone LJ, Lima AF, Alves GM, Velho LFM, Lansac-Tôha FA, 2005. Composição de amebas testáceas (Protozoa- Rhizopoda) de dois córregos do Estado de São Paulo, incluindo novos registros para o Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27:113-118.
- Ghidini AR, Calixto LS-EF, Brandeira MGS, 2018. Contribuição para o conhecimento da composição e diversidade do zooplâncton de quatro lagos de várzea na região de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. *South American* 5:98-112.
- INMET, 2018. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/portal/> : Acesso em: 04 abr. 2018.
- Junk WJ, 1983. Ecology of swamps on the middle Amazon. In: AJP Gore (Ed). *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. Regional Studies*. Elsevier Scientific Publishing Company 106:269-294.
- Junk WJ, Bayley PB and Sparks RE, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110–127.
- Kruskal WH, Wallis WA, 1952. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47: 583-62.

- Lair N, 2006: A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. – *River Research and Applications* 22: 567–593.
- Lampert W, 1989. Essay Review: The adaptative significance of diel vertical migration of zooplankton. *Functional Ecology* 3: 21-27.
- Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho LFM, Lima AF, 1997. Comunidade zooplancônica. In- EAM Vazzoler, AA Agostinho, NS Hahn. *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e socioeconômicos*, (ed.) Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 117-155 p.
- Lansac-Tôha, F.A., C.C. Bonecker & L.F.M. Velho. 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: SM Thomaz, AA Agostinho, NS Hahn (ed.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*, Backhuys, Leiden, Holanda, 145-190 p.
- Lansac-Tôha FA, Velho LFM, Simões NR, Costa DM, Alves GM, 2014. Structure of the testate Amoebae community in different habitats in a Neotropical Floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 74:181-190.
- Laut LLM, Ferreira DES, Santos VF, Figueiredo AG, Carvalho MA, Machado OF, 2010. Foraminifera, Thecamoebians and Palynomorphs as Hydrodynamic Indicators in Araguari Estuary, Amazonian Coast, Amapá State – Brazil. *Anuário de Geociência* 33:52-65.
- Laut LLM, Martins V, Silva FS, Crapez MAC, Fontana LF, Carvalhal-Gomes SBV, Souza RCCL, 2016. Foraminifera, thecamoebians, and bacterial activity in polluted intertropical and subtropical Brazilian estuarine systems. *Journal of Coastal Research* 32:56–69.
- Leão CJ, Leipnitz II, Ferreira F, 2009. Levantamento da biodiversidade de amebas testáceas em sedimentos de lagoas artificiais de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Bioikos* 23:39-49.
- Lima KDJV, Arcos FO, Serrano ROP, Lima YMS, 2012. Áreas de risco e ocupação urbana: O caso do bairro Raimundo Melo. Rio Branco, Acre – Brasil. *Revista Geonorte* 2: 197-206.
- Maia-Barbosa PM, Eskinazi-Sant'anna EM, Barbosa FAR, 2003. Zooplankton composition and vertical distribution in a tropical, monomictic lake (Dom Helvécio lake, Southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 15: 65-74.



- Marengo JA, Nobre CA, 2009. Clima da região amazônica. In: IFA Cavalcanti (Org.). Tempo e Clima do Brasil. São Paulo: Oficina de Textos 198-212p,
- Martins AAV, Costa RAM, Pereira LCC, 2006. Distribuição espaço-temporal da comunidade zooplanctônica de uma lagoa costeira artificial na região amazônica, Bragança, Pará, Brasil. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais 1: 103-111.
- Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG, 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. Hydrobiologia 504: 215–222
- Matsumura-Tundisi T and Tundisi JG, 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). Hydrobiology Aquatic Biodiversity II 542: 367-378.
- McGeoch MA. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Biological Reviews 73: 181-201.
- Missawa NA, Messias OMS, De-Lamonica-Freire EM, Hardoim EL, 2003. Influência das alterações físicas e químicas provocadas por poluentes orgânicos na estrutura de comunidades de testacea (Protozoa:Rhizopoda) no rio Cuiabá – MT. Caderno de Publicação UNIVAG. 1:93-95.
- Morais Junior CS, Diniz LP, Nascimento filho SL, Silva Brito, MT, Silva A, Moura GJB, Melo Junior m, 2019. Zooplankton associated with phytotelmns and treefrogs in a neotropical forest. Iheringia Série Zoologia (Online) 109:1.
- Naiman RJ, Melillo JM, Lock MA, Ford TE and Reice SR, 1987. Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. Ecology 68:1139-1156.
- Nogueira MG, 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. Hydrobiologia 455: 1-18.
- Oertli B, Joye DA, Castella E, Juiz R, Cambin D, Lachavanne JB, 2002. O tamanho importa? A relação entre a área da lagoa e a biodiversidade. Biological Conservation 104: 59–70.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, O'hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H, 2017. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-0. [https:// CRAN.R-project.org/package=vegan](https://CRAN.R-project.org/package=vegan): Accessed 05/03/2019.

- Oliveira MT, Hardoim EL, 2010. Study of testacean assemblages (Protozoa: Rhizopoda) in touristic waterfall regions of Chapada dos Guimarães National Park, Mato Grosso State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 32: 387-395.
- Parra G, Matias NG, Guerrero F, Boavida MJ, 2009. short term fluctuations of zooplankton abundance during autumn circulation in two reservoirs with contrasting trophic state. *Limnetica* 28: 175-184.
- Paranhos JDN, Almeida VLS, Silva Filho JP, Paranaguá MN, Melo Júnior M and Neumann-Leitão S, 2013. The zooplankton biodiversity of some freshwater environments in Parnaíba basin (Piauí, Northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 73: 441-475.
- Pereira APS, Vasco AN, Britto FB, Júnior AVM, Garcia CAB, Nogueira EMS, 2011. Estudo da diversidade da comunidade tecamebiana (protozoa: rhizopoda) na sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim-SE. *Scientia Plena* 32:387-395
- Pinto AGN, Horbe AMC, Silva MSR, Miranda SAF, Pascoalato D and Santos HMC, 2009. Efeitos da ação antrópica sobre a hidrogeoquímica do rio Negro na orla de Manaus, AM. *Acta Amazônica* 39: 627-638.
- Picapedra PHS, Lansac-Tôha FA, Bialetzki A, 2015. Diel vertical migration and spatial overlap between fish larvae and zooplankton in two tropical lakes, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75:352–361.
- Poff NL, Olden JD, Vieira NKM, Finn DS, Simmons MP and Kondratieff BC, 2006. Functional trait niches of North American lotic insects—Trait-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 730-755.
- R Development Core Team 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna-Austria. 230 p.
- Rossetti G, Viaroli P, Ferrari I, 2009: Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Research and Applications* 25: 814–835.
- Saito VS, Fonseca-Gessner AA, Siqueira T, 2015. How Should Ecologists Define Sampling Effort? The Potential of Procrustes Analysis for Studying Variation in Community Composition. *Biotropica* 47:399–402.
- Santi GM, Furtado CM, Menezes RS and Keppeler EC, 2012. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do

- igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil, *Ecologia aplicada*. UNALM 11: 23-31.
- Santos RM, Negreiros NF, Silva LC, 2014. Composição e biomassa da comunidade zooplancônica no canal Cuniã, bacia do Rio Madeira, Amazônia. *Forum Ambiental da Alta Paulista*. 10:3.
- Sendacz S, Caleffi S, Santos-Soares J, 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 337-350.
- Serafim-Júnior M, Bonecker CC, Rossa DC, Tôha FAL, 2003. Rotifers of the upper Paraná river floodplain: additions to the checklist. *Brazilian Journal of Biology* 63:207-212.
- Siemensma F, 2014. Microworld – world of amoeboid organism. Disponível em [www.arcella.nl](http://www.arcella.nl). Acessado em 2019.
- Silva GS, Sousa ER, Konrad C, Bem CC, Pauli J and Pereira A, 2009. Phosphorus and nitrogen in waters of the Ocoí River sub-basin, Itaipu Reservoir tributary. *Journal Brazilian Chemical Society* 20:15801588.
- Silva LC, 2015. A comunidade zooplancônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: Diferentes abordagens no monitoramento. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 306p.
- Sluss TD, Jack JD, 2013. Ohio River zooplankton growth rates and community assemblages and their relationship to abiotic and biotic factors in navigation dam pools. *River Systems* 21:55–70.
- Sousa, FDR, Elmoor-Loureiro LMA, 2008. Cladóceros fitófilos (Crustácea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, Estado de Goiás. *Biota Neotropica* 8: 159-166.
- Stark J, Lehman R, Crawford L, Enquist BJ, Blonder B, 2017. Does environmental heterogeneity drive functional trait variation? A test in montane and alpine meadows. *Oikos* 126:650-1659.
- Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579:1–13.
- Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Henry R, Rocha O, Hino K, 1988. Comparações do estado trófico de 23 reservatórios do estado de São Paulo: eutrofização e manejo.

- In: JG Tundisi (ed.) *Limnologia e Manejo de Represas*. São Paulo, EESC-USP, CRHEA, ACIESP. Série Monografias em Limnologia, 506p.
- Van Damme K, Chiambeng G, Maiphae S, Dumont HJ, 2003. New species in the rheophilous genus *Nicsmirnovius* Chiambeng & Dumont, 1999 (Branchiopoda: Anomopoda: Chydoridae) and reassignment of *Alona eximia* Kiser, 1948 and *Alonella fitzpatricki* Chien, 1970. *Hydrobiologia* 499:25–49.
- Velho LFM, Bini LM, Lansac-Tôha FA, 2004. Testate amoeba (Rhizopoda) diversity in plankton of the Upper Paraná a River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* 523:103–111.
- Vieira, LJS, Costa SSM, Oliveira CH, Lopes MRM and Silveira M, 2006. Bacia do igarapé São Francisco - Rio Branco (AC): caracterização e impactos antrópicos. In: MA Oliveira (Ed.) *Pesquisa socioparticipativa na Amazônia Ocidental*. EDUFAC: 216-234 p.
- Vieira ACB, Medeiros AMA, Ribeiro LL and Crispim MC, 2011. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23:48-56.
- Ward JV and Tockner K, 2001: Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807–820.
- Wetzel RG, Linkens E, 1991. *Limnological analysis*. Spring-Verlag, 391pp.
- Zar JH, 1984. *Biostatistical analysis*. New Jersey, Prentice Hall, 718pp.
- Zeni, J. O., Hoeninghaus, D. J., & Casatti, L. (2017). Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology* 62: 2026–2038.

## Artigo 2

### **Padrões de abundância e variação do zooplâncton no Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre\***

Ronnilda Maria Gonçalves Araujo<sup>1,3</sup>, André Ricardo Ghidini<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre (UFAC), Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

<sup>2</sup>Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, UFAC, Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

<sup>3</sup>Autor para correspondência: ronnilda\_bio@yahoo.com.br

\*Conforme normas do periódico [Journal Limnology] (Apêndice 1)

#### **Resumo**

A influência da heterogeneidade ambiental sobre a estrutura das comunidades é amplamente abordada na ecologia para explicar a distribuição das espécies. Alterações na paisagem associadas aos diferentes usos da terra tem se tornado a principal ameaça à integridade da estrutura física e química dos igarapés, que na maioria das vezes é o principal determinador da diversidade e abundância de sua fauna. Este estudo pretendeu conhecer os padrões de abundância e variação da comunidade zooplanctônica e as relações destes padrões com os fatores ambientais. O estudo foi realizado na sub-bacia do igarapé São Francisco, pertencente ao estado do Acre, no período de julho a setembro de 2018, medindo-se as variáveis limnológicas e coleta do zooplâncton na região litorânea e limnética em três horários (6h, 12h e às 18h), através de dados qualitativos e quantitativos. Foram registradas 136 espécies, distribuídos em 22 famílias, pertencentes a quatro grupos taxonômicos distintos: Cladocera, Copepoda, Rotifera e Protozoários Testáceos. A abundância, densidade e diversidade de espécies variou entre as estações e meses de estudo. Os grupos zooplanctônicos mais representativos em abundância e densidade foram Copepoda, Rotifera e Cladocera. Observou-se um padrão de distribuição das espécies ao longo do igarapé, à medida que modificava a topografia, a velocidade da corrente e a estrutura da vegetação ripária no seu entorno. Os trechos a montante, apresentaram maior diversidade de espécies, demonstrando que o aumento é decorrente da estruturação e diversificação do habitat.

**Palavras-chave:** Heterogeneidade, Estações, Padrões, Diversidade.

## **Patterns of abundance and zooplankton variation in Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre \***

### **Abstract**

The influence of environmental heterogeneity on the structure of communities is widely discussed in ecology to explain species distribution. Changes in the landscape associated with the different uses of land have become the main threat to the integrity of the physical and chemical structure of the igarapés, which in most cases is the main determinant of the diversity and abundance of its fauna. This study aimed to know the patterns of abundance and variation of the zooplankton community and the relationships of these patterns with the environmental factors. The study was carried out in the sub-basin of the São Francisco river, belonging to the state of Acre, from July to September 2018, measuring the limnological variables and collecting the zooplankton in the littoral and limnetic region in three times of day (6 a.m., 12 and 6 p.m.), obtaining qualitative and quantitative samples. A total of 136 species were recorded, distributed in 22 families, belonging to four distinct taxonomic groups: Cladocera, Copepoda, Rotifera and Protozoa. The abundance, density and diversity of species ranged between stations and months of study. The most representative zooplankton groups in abundance and density were Copepoda, Rotifera and Cladocera. A pattern of species distribution was observed along the igarapé as its topography, stream velocity and riparian vegetation structure in its surroundings were modified. The upstream stations presented a greater diversity of species, showing that the increase is due to the structuring and diversification of the habitat.

**Key words:** Heterogeneity, Seasons, Patterns, Diversity.

## Introdução

O igarapé São Francisco e outros afluentes formam um dos principais sistemas fluviais do sudoeste da Amazônia, região norte do Brasil (Silva, 2013). Essa região caracteriza-se pela predominância de rios, lagos e igarapés, padrões climáticos complexos, abundante precipitação, temperaturas elevadas e baixa amplitude térmica (Coutinho *et al.*, 2018). Como resultado, muitos dos seus afluentes possuem características que vão desde inundações extremas até baixas vazões de água, o que contribui para um alto grau de variação espacial e heterogeneidade dos habitats (Ortega *et al.*, 2018).

Os igarapés são ecossistemas aquáticos extremamente dinâmicos, com complexa interação entre seu ambiente físico e químico e a fauna aquática. Alterações na paisagem associadas aos diferentes usos da terra tem se tornado a principal ameaça à integridade da estrutura física e química do ambiente aquático, que na maioria das vezes é o principal determinante da diversidade e abundância de sua fauna (Silveira, 2004). Um dos objetivos da ecologia é a compreensão das causas e consequências da variação na abundância dos organismos ao longo do tempo e espaço (Stange *et al.*, 2011). Assim, através da correlação dos padrões de distribuição espacial, a dinâmica das comunidades vem sendo estudada (Liebhold *et al.*, 2004) na busca por compreender a relação entre o funcionamento dos ecossistemas e a diversidade biológica, frente os crescentes ameaças à biodiversidade (Gross *et al.*, 2017).

Dentre as principais comunidades aquáticas estão os invertebrados, que ocupam os diversos habitats existentes nos igarapés e apresentam uma grande diversidade, formando um grupo com alto potencial de indicação biológica e que podem ser utilizados em monitoramento nos ambientes aquáticos. O zooplâncton se destaca pela sua sensibilidade a pequenas mudanças ambientais (Negreiros *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2010; Kuczyska-Kippen and Basiska, 2014) e a sua capacidade de resposta a fatores bióticos, como predação e competição (Walsh *et al.*, 2006; Wen *et al.*, 2011), além de apresentar elevada importância na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (Azevedo *et al.*, 2015).

A crescente ameaça à biodiversidade tem incentivado a busca pela compreensão da relação entre a diversidade de organismos e o funcionamento dos ecossistemas (Gross *et al.*, 2017). Mudanças na estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos em diferentes escalas, tanto espaciais como temporais, têm sido utilizadas como indicadoras de qualidade

ambiental, permitindo detectar, analisar e avaliar os impactos ocorridos nos ecossistemas aquáticos (Bonada *et al.*, 2006).

Grande parte dos estudos realizados com zooplâncton tiveram como foco principal a influência das condições ou parâmetros abióticos sobre as comunidades de invertebrados, ficando a compreensão das interações bióticas entre as comunidades restrita a pouco estudos, uma vez que a diversidade de uma comunidade pode ser determinada a partir de processos abióticos e bióticos, de ordem locais e/ou regionais e estar relacionada à escalas onde predominam processos ecológicos e biogeográficos (Whittaker, 1972; Cottenie and De Meester, 2004). O entendimento acerca de quais processos ocorrentes em escalas locais e regionais que podem regular e conduzir a estrutura de uma comunidade, ainda é mal compreendido (Lopes and Caliman, 2008). Dentre os fatores que regem os padrões da diversidade zooplanctônica em igarapés podemos destacar os fatores regionais e locais: os aspectos hidrológicos, a conectividade, a heterogeneidade ambiental e o aporte de nutrientes (Pringle, 2003; Reder *et al.*, 2006; Hickler *et al.* 2012; Carrara *et al.*, 2012)

A influência da heterogeneidade ambiental sobre a estrutura das comunidades é amplamente abordada na ecologia para explicar a distribuição das espécies (Ortega *et al.*, 2018). Ambientes heterogêneos proporcionam maior diversidade de nichos, refletindo na estrutura taxonômica (riqueza e abundância) e funcional (distribuição dos atributos funcionais) (Stark *et al.*, 2017). Ambientes mais heterogêneos com é o caso de igarapés podem comportar um maior número de espécies co-ocorrentes, com atributos funcionais e combinações distintas do que em ambientes homogêneos (Braghin *et al.*, 2018).

Entretanto, pouco se conhece sobre essas relações em rios tropicais, e menos ainda em igarapés amazônicos, uma vez que estes estão suscetíveis aos impactos advindos dos processos de urbanização. Apesar da grande diversidade de ecossistemas dulcícolas presente na Amazônia poucas são as informações disponíveis sobre as comunidades aquáticas, principalmente estudos com a comunidade de invertebrados, considerando que ambientes lóticos são extremamente vulneráveis a impactos ambientais e ainda pouco explorados cientificamente. O conhecimento ecológico sobre a fauna de igarapés é imprescindível para entender a estrutura da comunidade ou para a utilização desses organismos em outros estudos ambientais (Davidson *et al.* 2012).

Partindo deste pressuposto este estudo teve por objetivo conhecer os padrões de abundância e variação da comunidade zooplanctônica e as relações destes padrões com os fatores ambientais. Foi testada a seguinte hipótese: (i) a abundância e diversidade apresentam variações espaciais significativas ao longo dos pontos amostrados; (ii) Existe relação entre

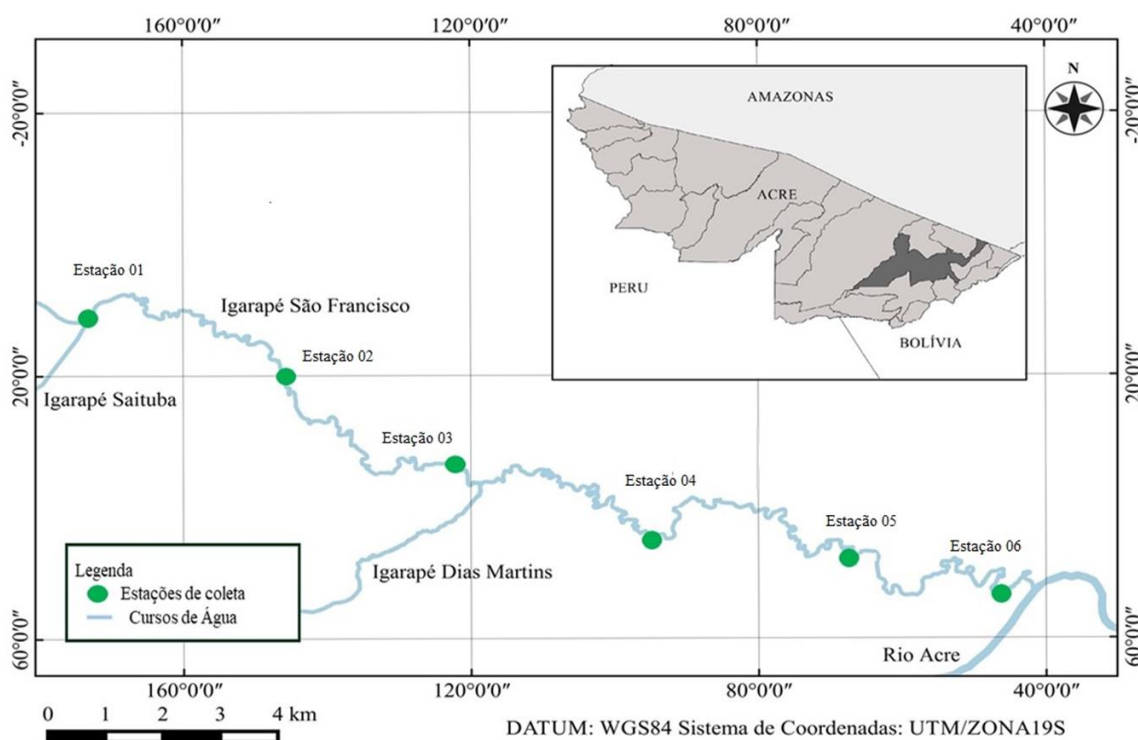


a variação espacial e as variáveis limnológicas. Essa expectativa é esperada devido ao fato de que o efeito de variáveis ambientais na estrutura da comunidade zooplancônica fornece base para a compreensão desse importante nível trófico em escala local nos ecossistemas fluviais.

## Material e Métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado na sub-bacia do igarapé São Francisco, pertencente ao estado do Acre. Localizada na região sudoeste da Amazônia, porção oeste do município de Rio Branco, entre as coordenadas  $68^{\circ} 10' \text{ WG}$  e  $09^{\circ} 55' \text{ S}$  e  $68^{\circ} 00' \text{ WG}$  e  $10^{\circ} 00' \text{ S}$ . Esta sub-bacia é afluente a margem esquerda do rio Acre e componente da Bacia do Rio Purus, ambos pertencentes à Bacia Hidrográfica Amazônica (Figura 1), compreende uma região de  $54,5 \text{ km}^2$  e densidade de drenagem de  $1,37 \text{ km}^2$ , abrange os municípios de Rio Branco e Bujari (Santi *et al.* 2012). O padrão climático é do tipo equatorial, quente e úmido, com dois períodos distintos: estação chuvosa, de novembro a março e estação seca, de abril a outubro, com temperatura média de  $26,2^{\circ}\text{C}$ , a média anual de pluviosidade é de  $1935 \text{ mm}$  (INMET 2019).



**FIGURA 1.** Localização e distribuição das estações de coleta ao longo do igarapé São Francisco localizado em Rio Branco, Acre

A vegetação natural da sub-bacia é representada pelo bioma Floresta amazônica, abrangendo diversas formações fisionômicas. A formação geológica e geomorfológica são indicadores de rios de águas brancas, com grande concentração de material sólido em suspensão, oriundos dos processos hidroerosivo da corrente sobre as margens (Santi *et al.*, 2012).

#### *Coleta de dados*

O estudo foi realizado mensalmente, no período de julho a setembro de 2018, medindo-se as variáveis limnológicas e coleta do zooplâncton na região litorânea e limnética de forma aleatória (várias posições) do igarapé, em seis estações de coleta (Figura 1) nas coordenadas geográficas especificadas no apêndice 1. Os arrastos do zooplâncton e a coleta de amostras de água para análise físico-química foram realizadas em três horários (6h, 12h e às 18h) devido as variações que podem ocorrer ao longo do dia (Lampert, 1989).

Para o zooplâncton foram realizados arrastos horizontais e verticais para a composição das amostras qualitativas enquanto que as amostras quantitativas foram obtidas em rede de plâncton (malhas de 50  $\mu\text{m}$ ), com auxílio de balde graduado, sendo filtrados 200L de água e os organismos preservados em formaldeído 4%, tamponado com carbonato de cálcio. As amostras foram analisadas e depositadas no laboratório de Limnologia da Universidade Federal do Acre/Rio Branco. A composição e densidade zooplânctônica foi determinada a partir de câmara de contagem de Sedgewick-Rafter, por meio de microscópio óptico e através de subamostragens de 6mL com pipeta Hensen-Stempel, a identificação dos organismos foi realizada através de literatura especializada e a densidade dos organismos expressa em indivíduos. $\text{m}^{-3}$ . A contribuição dos diferentes táxons para a abundância total do zooplâncton foi expressa pela abundância relativa (%) de cada táxon na amostragem total.

A caracterização das estações amostrais foi realizada por meio de protocolo de avaliação da integridade ambiental (Calisto *et al.*, 2002) e seguiu a dinâmica da sua nascente à foz, com ou sem intensidade de interferência humana (Figura 1) em um trecho de 54 km, as estações de coletas situaram-se: no alto, baixo e médio curso do igarapé. Distribuídas da seguinte forma: duas estações (E1 e E2) no alto curso que se situam próxima a nascente (área rural), duas no médio curso (E3 e E4) pertencente a área urbana e duas no baixo curso (E5 e E6) localizadas na parte urbana e próximas a foz (Apêndice 1). As estações de localização urbana caracterizam-se por possuírem pouca influência de cobertura vegetal (faixa estreita de vegetação remanescentes), leito coberto por areia com pequenos bancos de liteira e

contribuição de afluentes e efluentes domésticos e industriais. As estações de ordem rural caracterizam-se como ambientes com maior integridade ambiental com presença de faixa mediana de vegetação ripária, leito coberto por bancos de liteira fina e grossa, sem influência de efluentes e com contribuição de afluentes (Lima *et al.*, 2012).

Um conjunto de variáveis limnológicas e ambientais foram coletadas simultaneamente (profundidade, transparência, largura, vazão, cobertura vegetal, substrato de fundo, complexidade do habitat submersos e não submersos, sinuosidade do canal e bancos de liteiras) a fim de caracterizar as estações amostrais, por meio de protocolo de avaliação rápida e serão apresentadas neste capítulo.

Os dados de transparência da água foram obtidos por meio do disco de Secchi; temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica com o auxílio de Medidor Multiparâmetro (AHRM, modelo KR405); turbidez com Turbidímetro (Instrutherm, TD-300). As medidas de vazão através do método do flutuador (Palhares *et al.*, 2007). Foram coletadas também amostras visando os parâmetros: nutrientes (amônia, nitrato, nitrito e fósforo total) e coliformes termotolerantes. As amostras para as análises químicas e biológicas foram coletadas a 30 cm de profundidade na região pelágica, duas amostras por coleta foram tomadas, acondicionadas em frascos de polipropileno de 200 mL e conservadas em caixas de isopor contendo gelo.

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade Federal de São Paulo/USP-Campus Piracicaba-SP por meio de colorimetria visível, em equipamento de análise por injeção em fluxo (do inglês FIA) da marca Foss Tecator, modelo FIASTAR 5000 e as análises dos Coliformes termotolerantes no Laboratório da Unidade de Tecnologia de Alimentos da UFAC, para análise dos Coliformes foi empregada a metodologia dos tubos múltiplos, recomendada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, através da resolução nº 274/200012 (Brasil 2000), que se fundamenta no Standard Methods (APHA, 1995) para estabelecer limites de coliformes fecais em NMP 100 mL<sup>-1</sup>.

#### *Análise de dados*

Os índices de diversidade específica de Shannon (H') e a equitabilidade (J) foram calculados a partir do índice de Shannon (H'/H Max.), segundo Zar (1984). Para determinar a existência de variação entre os dados de abundância e densidade de espécies, utilizou-se um teste de Kruskal Wallis (Kruskal & Wallis, 1952), entre as estações de coleta. Para comparar a densidade de espécies entre as estações amostrais foi realizada uma Análise de

Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). Em seguida, o índice quantitativo de Bray-Curtis foi empregado para gerar a matriz de dissimilaridade aplicado na ordenação. Posteriormente, as estações foram comparadas em relação à composição das espécies zooplanctônicas, através de teste de permutação ADONIS – Permanova (análise de variância utilizando matriz de distância) com 1.000 aleatorizações.

Para excluir variáveis multicolineares da análise, foi feita uma correlação de Pearson (Colwell, 2009). Em função dessa correlação, e para evitar problemas de colinearidade nas análises, as variáveis foram reordenadas através de uma Análise de Componentes Principais (PCA) através de uma matriz de correlação.

Os escores do primeiro e segundo componente da PCA foram ajustados em um modelo de regressão linear simples, com os valores de densidade das espécies, a fim de se verificar se os dados limnológicos é um preditor geral dessas variáveis que foram aplicadas na análise de redundância (RDA) juntamente com a variáveis abióticas para cada grupo. A RDA é um método que combina regressão e análises de componentes principais (PCA) para análise conjunta de variáveis bióticas e abióticas. Os dados de densidade das comunidades foram transformados por Hellinger (Legendre e Gallagher 2001) antes de todas as análises, pois este procedimento produz estimativas precisas da porcentagem de variação explicada pelas variáveis preditoras (Peres-Neto et al. 2006), reproduzindo uma matriz de espécies (Hellinger) em função das variáveis abióticas.

No diagrama de ordenação produzido pela RDA, as espécies foram representadas por pontos e as variáveis ambientais por setas que indicam a direção das mudanças de abundância no espaço de ordenação, sendo o comprimento da seta proporcional à sua importância na explicação da variância projetada no eixo. A significância da influência das variáveis sobre os eixos da RDA foi obtida a partir de 999 permutações, definindo a significância para os eixos em conjunto.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2017). Utilizando os pacotes ggplot2, corrplot, Hmisc, data, table, labdsv, factoextra, as funções, adonis, cortest, disponíveis no pacote vegan (Oksanen et al., 2017).

## **Resultados**

Analisando as variáveis ambientais verifica-se que os valores médios registrados para a transparência da água foram menores que 100cm e para a profundidade não foram maiores

que 1,5 m (Tabela 1). A velocidade de corrente registrada no igarapé variou entre 64 a 218 m/s e vazão com valores médios entre 0,4 a 5,7 m<sup>3</sup>/s.

As águas do igarapé São Francisco caracterizaram-se por apresentar um pH levemente ácido a neutro, estando os valores entre 5,0 e 7,5. Os valores de temperatura da água apresentaram médias maiores que 26 °C, os valores médios de fosforo total, que variaram entre 0,08 a 4,44 mg/L e os valores médios de condutividade, que variaram entre 107 a 368  $\mu$ Scm-1, enquanto que os valores médios registrados para o oxigênio dissolvido variaram entre 1,5 a 4,6, registrando-se valores próximos à anoxia em algumas estações, além de elevada carga de sólidos dissolvidos. Destaca-se variações nos parâmetros turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, fósforo total e amônia entre as unidades amostrais.

Os pontos estudados apresentam de forma geral, cursos estreitos e profundidades relativamente baixas (0,83 m). As estações 4, 5 e 6 apresentaram margens bastante íngremes podendo atingir até 5m de altura, enquanto que as demais estações apresentaram menor declividade. Também se registrou, sinuosidade do canal, presença de bancos de liteiras fina e grossa e leito constituído de material arenoso e silte.

As concentrações de DIN (dissolved inorganic nitrogen) observada foram diferentes em relação as estações, sendo as maiores medias observadas nas estações 3 e 4 ambas localizadas na área urbana e no médio curso do igarapé. Os valores mínimos de coliformes termotolerantes foram observados nas estações de ordem rural (3.6 NMP/mL) e os valores máximos foram registrados nas estações de ordem urbana e chegaram a 1600 NMP/mL.

**Tabela 1.** Média e desvio padrão das variáveis físicas e químicas no igarapé São Francisco, entre julho e setembro de 2018, em 6 estações de coletas (CF=Coliformes fecais; Cond= Condutividade, Cl=Cloro; OD= Oxigênio; Profu= Profundidade; Ptotal=Fosforo total; Temp= Temperatura; Transp= Transparência; Turb= Turbidez.

Variáveis	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Amônia (mg/L)	0,26 ± 0,14	15,81 ± 3,44	4,87 ± 3,79	9,78 ± 1,24	13,41 ± 2,41	13,01 ± 3,00
CF (NMP/mL)	18,7 ± 21,24	128,03 ± 166,66	436 ± 387,33	643,33 ± 717,62	603, ± 750	603 ± 750
Cond ( $\mu$ Scm-1)	107,9 ± 18,20	368,78 ± 68,26	195,89 ± 83,28	308,78 ± 108,15	353,22 ± 83,71	341,33 ± 93,37
Cl (mg/L)	1,98 ± 0,58	30,21 ± 6,86	15,92 ± 9,12	18,64 ± 3,47	29,95 ± 3,62	25,57 ± 7,29
Nitrato(mg/L)	0,39 ± 0,29	0,97 ± 0,65	7,95 ± 2,22	3,91 ± 5,19	0,23 ± 0,04	0,30 ± 0,21
Nitrito(mg/L)	0,05 ± 0,0	0,24 ± 0,17	0,69 ± 0,29	0,31 ± 0,27	0,04 ± 0,02	0,15 ± 0,11
OD (mg/L)	2,6 ± 1,34	1,99 ± 1,11	3,45 ± 1,87	1,93 ± 0,87	1,51 ± 0,91	4,67 ± 3,09
pH	6,4 ± 0,78	6,73 ± 0,59	6,48 ± 0,69	6,62 ± 0,72	6,69 ± 0,60	7,00 ± 0,37
Profu(m)	1 ± 0,03	0,35 ± 0,0	0,33 ± 0,06	1,13 ± 0,12	1,42 ± 0,08	1,42 ± 0,08

Ptotal(mg/L)	0,08 ± 0,02	4,44 ± 1,94	0,20 ± 0,03	0,62 ± 0,31	1,81 ± 0,79	2,11 ± 0,95
Temp (°C)	26 ± 1,85	25,71 ± 2,06	25,77 ± 2,14	26,71 ± 2,34	27,46 ± 1,99	27,41 ± 1,84
Transp (cm)	0,7 ± 0,04	0,36 ± 0,06	0,41 ± 0,10	0,44 ± 0,09	0,53 ± 0,05	0,31 ± 0,02
Turb(NTU)	27,6 ± 17,64	19,93 ± 1,17	21,55 ± 6,82	15,05 ± 10,72	14,09 ± 5,50	9,46 ± 5,68
Vazão (m³/s)	2,5 ± 2,84	4,19 ± 1,65	2,34 ± 0,25	0,4 ± 0,10	0,73 ± 0,21	5,07 ± 0,37

Considerando as seis estações amostrais durante os três meses de estudo foram identificados no total 136 táxons, distribuídos em 22 famílias (Anexo I), pertencentes a quatro grupos taxonômicos distintos: Cladocera, Copepoda, Rotifera e Protozoários Testáceos (Amebas testáceas). Destes Cladocera com 17 espécies distribuídas em 6 famílias e Copepoda com três espécies distribuídas em duas famílias, Rotifera com 34 táxons distribuídos em 7 famílias e Protozoários Testáceos 82 espécies distribuídas em 7 famílias. Registrou-se a presença de larva de Chaoboridae nas estações E1, E2, E4 e E5 e das macrófitas aquáticas *Lemna minuta*, *Ludwigia leptocarpa* e *Heteranthera reniformis* nas estações E2 e E5.

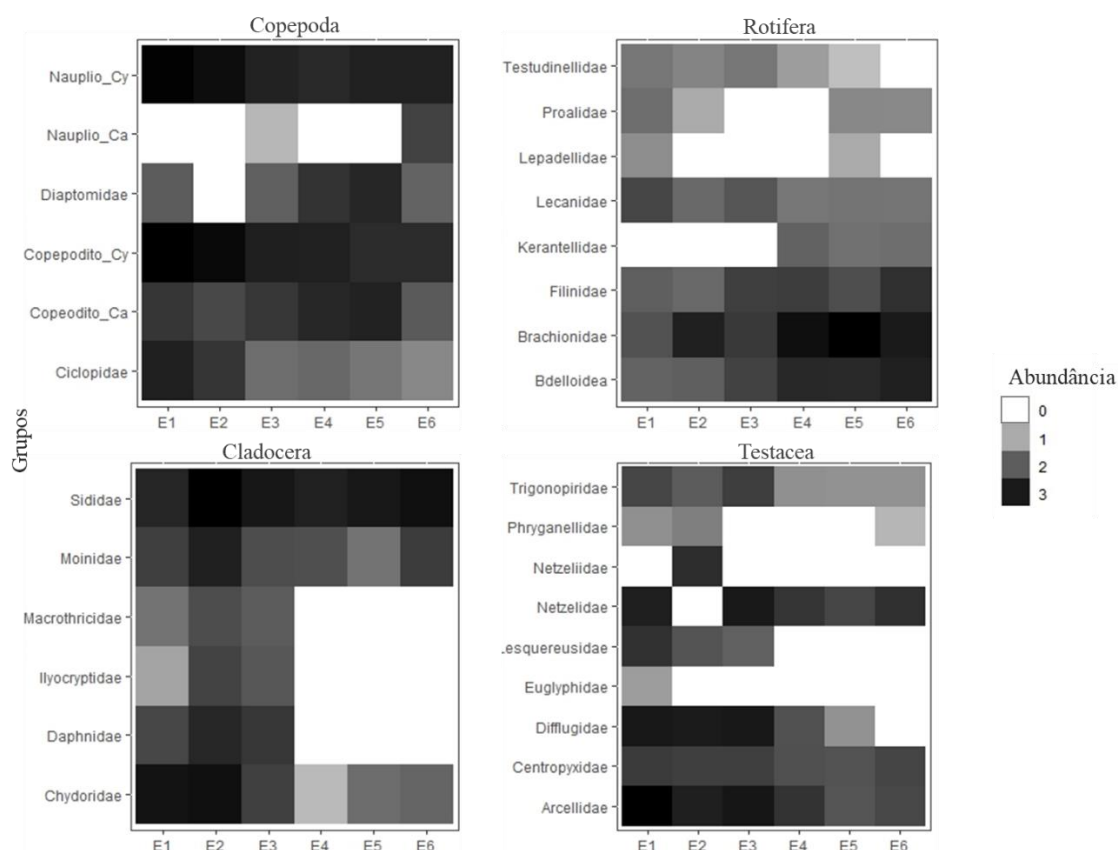
Quanto a abundância, o zooplâncton total foi dominado por Cladocera e Rotifera que corresponderam à cerca de 65% da abundância dos organismos, com destaque para as espécies *Diaphanosoma birgei*, *Diaphanosoma spinulosum*, *Ovalona glabra*, *Moina micrura*, *Brachionus calyciflorus calyciflorus*, *Brachionus Plicatilis*, *Brachionus falcatus*, *Platytias quadricornis quadricornis* e a ordem Bdelloidea.

Adultos de Copepoda representaram 12% da abundância total do zooplâncton, destacando-se as espécies *Thermocyclops Minutus* e *Argyrodiaptomus furcatus*. Os Protozoários Testáceos representaram 23% da abundância total do zooplâncton, com destaque para as espécies *Arcella megastoma*, *Arcella vulgaris*, *Diffflugia urceolata*, *Centropyxis Aculeata*, *Netzelia corona* e *Netzelia gramem*.

Alguns táxons foram registrados em todas as estações, como as formas juvenis de Copepoda (náuplios e copepoditos), *Arcella megastoma*, *Centropyxis aculeata*, *Netzelia gramem*, *Diaphanosoma birgei*, *Moina micrura* e *Thermocyclops minutus*, estas espécies foram dominantes na maioria das estações, e foram registrados com abundâncias relativas maiores que 20%, respectivamente.

As maiores abundâncias de espécies foram registradas em setembro e as menores em julho e entre as estações o padrão de abundância foi similar entre Copepoda, Cladocera e Protozoários testáceos, que apresentaram os maiores valores nas estações E1, E2, E3 e E4, enquanto que Rotifera foram mais abundantes nas estações E5 e E6 (Figura 2).

Para o grupo dos Copepoda foram registradas três espécies, porém apenas duas espécies contribuíram com a abundância total do zooplâncton, sendo elas *Thermocyclops minutus* que apresentou ocorrência em todas as estações e período estudado, *Argyrodiaptomus furcatus* com ocorrência restrita aos meses de agosto e setembro e *Paracyclops chiltoni* com registro apenas na estação E1 em setembro e com poucos exemplares.



**Figura 2.** Abundância de adultos e formas jovens de Copepoda por ordem e de Rotifera, Cladocera e Testacea por família entre as estações amostrais no igarapé São Francisco (Rio Branco, AC).

Entre os Rotifera as espécies *Brachionus calyciflorus calyciflorus*, *Brachionus plicatilis*, *Brachionus falcatus*, *Platytias quadricornis quadricornis* e a ordem Bdelloidea foram as mais abundantes. Testacea os táxons *Arcella brasiliensis*, *Arcella megastoma*, *Arcella vulgaris*, *Netzelia corona* e *Netzelia danubialis* foram os mais representativos (Apêndice 2).

A família Diaptomidae foi mais abundante, porém não em todas as estações de coleta e meses de estudo. Sididae (50%) e Chydoridae (27%) foram as famílias de Cladocera mais abundantes. Para Rotifera, Brachionidae e Filinidae foram as mais representativas nas

estações de localização urbana (Figura 2). Destacou-se também Arcellidae e Netzeiliidae, embora as Amebas testáceas tenham sido menos numerosas.

De forma geral, Copepoda, Cladocera e Testacea foram mais abundantes nas estações E1 e E2 ao contrário de Rotifera, que foram mais representativos nas estações E5 e E6. A densidade total do zooplâncton entre as estações de estudo variou entre 1775 a 6016 indivíduos/m<sup>-3</sup>, com máximas registradas para as estações E1 e E2 (1.065 indivíduos/m<sup>-3</sup> e 1775 indivíduos/m<sup>-3</sup>, respectivamente) e as menores densidades foram observadas nas estações E5 e E6, enquanto que valores intermediários foram observados nas estações E3 e E4 (Apêndice 2). Os valores de densidade seguiram o mesmo padrão da abundância de espécies, com Cladocera, Copepoda, Rotifera e Testacea, com Cladocera predominando. Os maiores valores registrados de Cladocera foram para as espécies *Diaphanosoma birgei* (1775 ind/ m<sup>-3</sup>), *Ovalona glabra* (1412 ind/ m<sup>-3</sup>), *Moina micrura* (1037 ind/ m<sup>-3</sup>) e *Diaphanosoma spinulosum* (783 ind/ m<sup>-3</sup>), destacando-se as estações E1 e E2 (Figura 3).

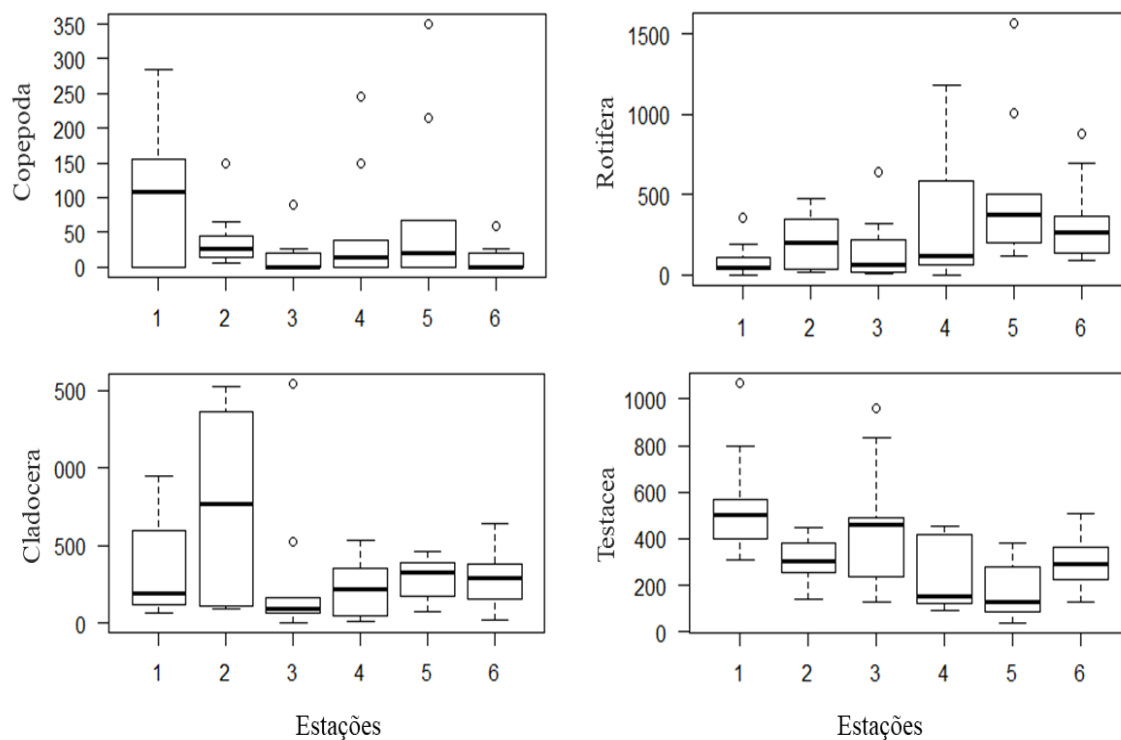
Copepoda tiveram sua densidade representada pelas espécies *Argyrodiaptomus furcatus* e *Thermocyclops minutus*, com a máxima registrada para *A. furcatus* com 991 ind/ m<sup>-3</sup> na estação E5 e *T. minutus* com 849 ind/ m<sup>-3</sup> na estação E1, os valores mínimos registrados para *A. furcatus* foi de 77,77 ind/ m<sup>-3</sup> na estação E6 não havendo registro dessa espécie para a estação E2, para o táxon *T. minutus* os valores mínimos foram 32,4 ind/ m<sup>-3</sup> para a estação E6 e máximos de 849 ind/ m<sup>-3</sup> na estação E1. De forma geral a estação com maiores valores registrados de densidade total foi a estação E1 e os menores valores foram as estações E3 e E6.

Com relação a densidade de Rotifera a ordem Bdelloidea apresentou os maiores valores (1382,96 ind/ m<sup>-3</sup>) juntamente com as espécies *Brachionus falcatus* (946,29 ind/ m<sup>-3</sup>), *Brachionus calyciflorus calyciflorus* (868,51 ind/ m<sup>-3</sup>) e *Platyias quadricornis quadricornis* (1088,88 ind/ m<sup>-3</sup>) que representaram cerca de 45% da densidade total entre os Rotifera. Quanto densidade, entre as estações os valores máximos foram registrados na estação E4 e os mínimos na estação E1, entre os meses que seguiram o estudo, setembro foi mês com os maiores valores observados.

*Arcella brasiliensis* (142,59 ind/ m<sup>-3</sup>), *Netzelia corona* (213,88 ind/ m<sup>-3</sup>) e *Netzelia danubialis* (324 ind/ m<sup>-3</sup>) foram os táxons que apresentaram os maiores valores de densidade para o grupo dos Protistas Testáceos. A densidade para este grupo entre as estações estudadas seguiu a dinâmica dos maiores valores observados na estação 3 (2067,59 ind/ m<sup>-3</sup>) seguida pela estação E1 (1477 ind/ m<sup>-3</sup>) e os menores valores na estação E5 (149 ind/ m<sup>-3</sup>). A maioria



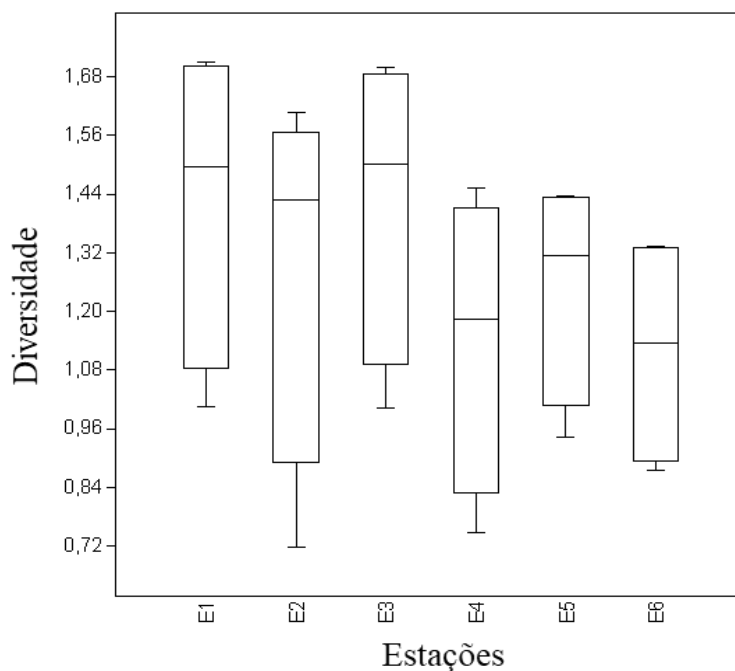
das espécies registradas apresentaram valores mínimos de densidade, consideradas com baixa frequências de ocorrências.



**Figura 3.** Valores registrados para a densidade de zooplâncton entre os grupos nas estações amostrais no igarapé São Francisco (Rio Branco, AC).

A densidade de organismos quando analisada entre as estações, foi maior nas estações 1, 2 e 3 e menor na estação 6. Entre os meses setembro foi o mês com maior registro de densidade dos organismos. As formas jovens de Copepoda, especialmente náuplios da ordem Cyclopoida foram dominantes entre os pontos e corresponderam a mais de 50% da densidade de copépodes nas amostras, porém se considerarmos apenas indivíduos adultos, os Cladocera apresentaram as maiores densidades populacionais (Figura 3).

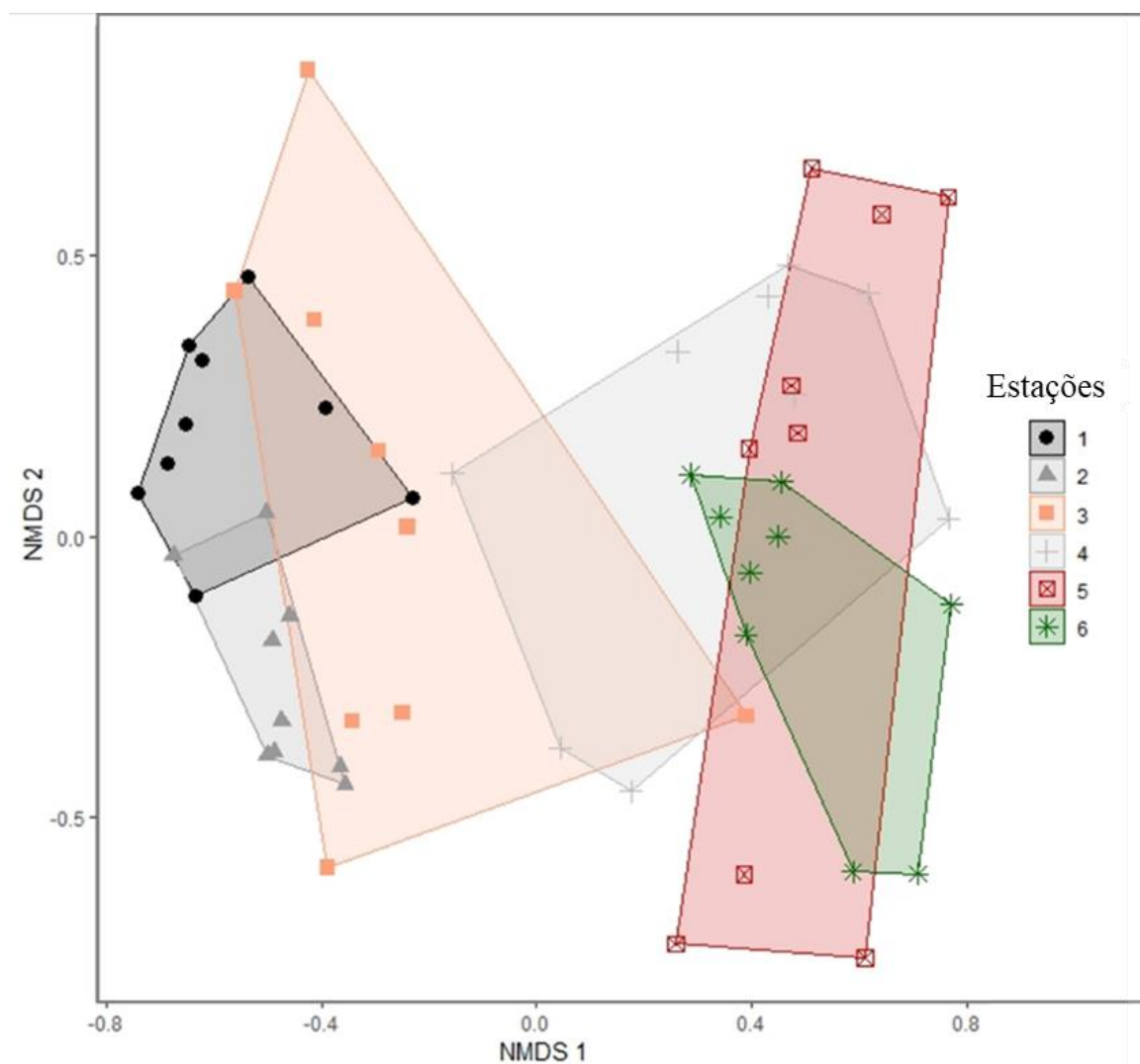
Para o cálculo da diversidade foi utilizado o índice de Diversidade de Shannon-Wiener, os valores registrados variam entre 2,38 e 3,02 bits ind<sup>-1</sup>, sendo os maiores valores observados nas estações 1 e 2 e os menores valores nas estações 4 e 6. Os maiores valores de diversidade de espécies de Cladocera, Copepoda e Testacea foram observados na estação 1 e os menores valores na estação 6. Para Rotifera a estação 5 foi a que apresentou a maior diversidade, enquanto que a menor foi registrada para a estação 1 (Figura 4).



**Figura 4.** Índice de diversidade de espécies (Shannon-Wiener) entre as estações no igarapé São Francisco (Rio Branco, AC) no período de julho a setembro de 2018.

A ordenação da Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), realizada com dados da densidade relativa apresentou (Stress = 0.065). Os dois eixos da ordenação captaram 92,6% da variação na densidade das espécies. Houve diferença significativa na densidade de espécies zooplancônicas entre as estações de estudo (PERMANOVA; PseudoF = 4.19;  $p = 0.000$ ) (Figura 5).

Com base na similaridade de espécies demonstradas a partir da análise de Escalonamento Multidimensional (NMDS) observou-se que houve uma variação na estrutura da comunidade zooplancônica entre as unidades amostrais, estações que se localizaram no alto curso, ou seja próximas a nascente, apresentaram uma maior similaridade de espécies entre si e maior dissimilaridade com as estações do médio e baixo curso (Foz). E1 e E2 foram diferentes de E3, E4, E5 e E6, enquanto que E5 e E6 foram mais semelhantes de E4 e E3, existindo uma sobreposição dos pontos pertencentes às categorias alterados e degradados, sendo corroborado pela análise de similaridade (ANOSIM). A NMDS demonstrou que ocorreu um agrupamento entre a maior parte das unidades amostrais, estações que apresentaram habitats mais diversificados com menor grau de antropização estiveram mais próximas entre si e mais distantes das que apresentaram habitats menos diversificados e maior degradação ambiental, as estações mais diferentes entre si foram as do médio e baixo curso (Figura 5).

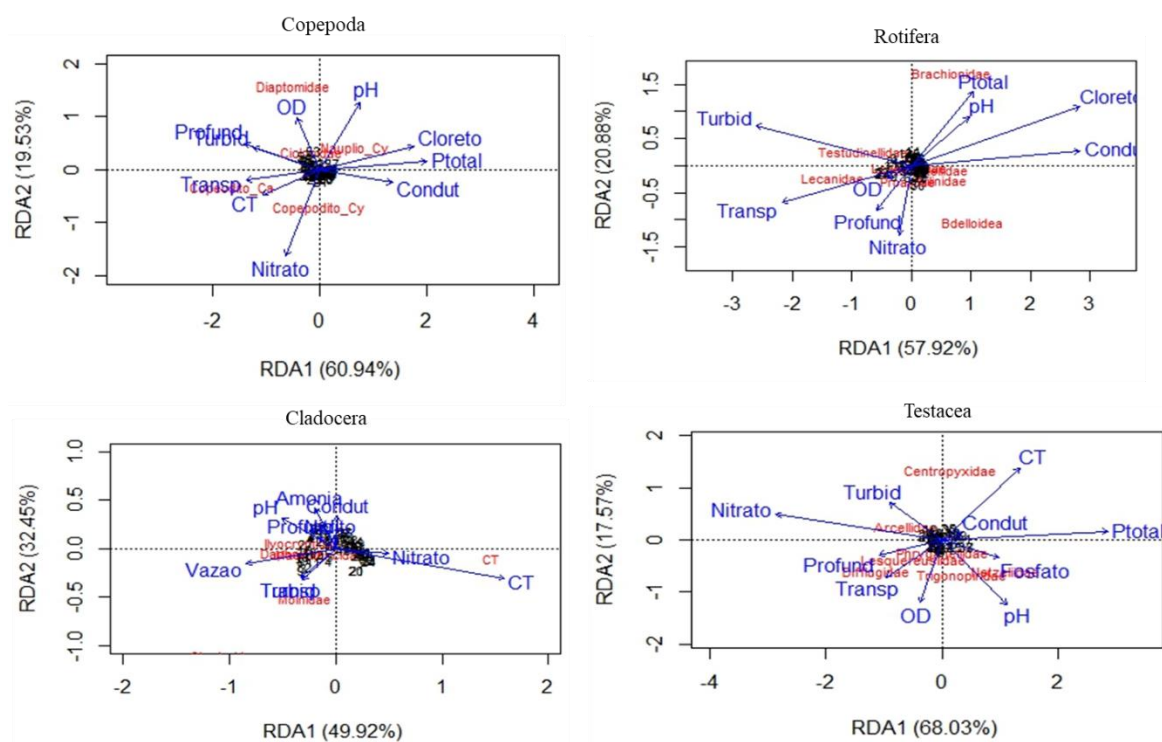


**Figura 5.** Diagrama de ordenação da análise Escalonamento Multidimensional Híbrido (NMDS) referentes aos valores de densidade de Copepoda por ordem e de Rotifera, Cladocera e Testacea por família com as variáveis ambientais.

As variáveis físico-químicas que foram submetidas a Análise de Componentes Principais (PCA), representadas pelo primeiro eixo da PCA (Var 4; Var 6; Var 9; Var 12; Var 13), foram preditoras da riqueza e densidade de zooplâncton. O eixo 1 da PCA explicou 35,8% da variação dos dados e as variáveis mais importantes para sua formação foram a Condutividade elétrica (autovetor = 1.27), Transparência (autovetor= -1.23), Cloreto (autovetor =1.33), Amônia (autovetor =1.33) e Fósforo total (autovetor =1.16). Já o eixo 2 explicou 16.5% e a variável mais importante foi nitrato (autovetor = 1.03) e nitrito (autovetor = 1.03), os dois componentes apresentaram 52.29% de toda variação dos dados (Apêndice

5).

As Análises de Redundância (RDA) utilizando dados de densidade da fauna zooplanctônica e as variáveis ambientais indicaram que o primeiro eixo da PCA foi significativamente relacionado com as ordenações das variáveis ambientais, presença-ausência de espécies como com as ordenações quantitativas para dados de abundância, densidade em número de indivíduos. A fim de melhor representar de forma gráfica a Análise de Redundância foi feita de forma separada para cada um dos quatro grupos observados neste estudo.



**Figura 6.** Diagrama de ordenação da análise de redundância (RDA) para o grupo dos Copepoda, Cladocera, Rotifera e Testacea com as variáveis ambientais do Igarapé São Francisco, Rio Branco, AC: Amônia, CF=Coliformes fecais; Cond= Condutividade, Cl=Cloreto; Nitrato, Nitrito, OD= Oxigênio; Profu= Profundidade; Ptotal=Fósforo total; Temp= Temperatura; Transp= Transparência; Turb= Turbidez, Vazão.

Copepoda de toda a variação encontrada, 34.93% (constrained) dos dados das espécies pode ser explicado (está relacionado) pelo conjunto das variáveis mensuradas. Com dois componentes a variação acumulada foi de 80.47% da variação. Sendo RDA1= 60.94% e RDA2=19.53%. Assim a distribuição das espécies ao longo do gradiente ambiental mostrou que Diaptomidae foi mais abundantes em ambientes com maiores concentrações de oxigênio e maior pH, e Cyclopidae com maiores valores de Amônia, concentração de fósforo e maior condutividade elétrica.

Para Cladocera de toda a variação encontrada, 40.08% (constrained) dos dados das espécies pode ser explicado (está relacionado) pelo conjunto das variáveis mensuradas. Nos dois componentes a variação acumulada foi de 82.37% da variação. Sendo RDA1= 49.92% e RDA2=32.45%. Assim a distribuição ao longo do gradiente ambiental mostrou que a condutividade elétrica, a amônia e pH foram variáveis influenciadoras na distribuição de Sididae, Chydoridae que tiveram sua abundância relacionada a ambientes com maiores vazões e turbidez.

Ente os Rotífera de toda a variação encontrada, 47.08% (constrained) dos dados das espécies pode ser explicado (está relacionado) pelo conjunto das variáveis mensuradas. Com dois componentes a variação acumulada foi de 82.37% da variação. Sendo RDA1= 49.92% e RDA2=32.45%. As variáveis Turbidez, Profundidade, Transparência, Amônia, Vazão, Condutividade elétrica, foram preditoras da abundância dos Rotifera, em relação as variáveis ambientais, a família Brachionidae e Keratellidae estiveram relacionadas as concentrações de amônia e valores de condutividade elétrica, enquanto que a Lesquereusidae as de profundidade, transparência e turbidez.

Entre os Testacea de toda a variação encontrada, 40.49% (constrained) dos dados das espécies pode ser explicado (está relacionado) pelo conjunto das variáveis mensuradas. Com dois componentes a variação acumulada foi de 85.60% da variação. Sendo RDA1= 68.03% e RDA2=17.57%. Entre as amebas testáceas, Trigonopiridae teve sua abundância regulada pelas concentrações de oxigênio dissolvido e pH, Netzeiliidae, Diffugiidae e Lesquereusidae pelas concentrações de cloreto e pela profundidade e transparência, já Arcellidae pelos valores das variáveis turbidez, transparência e nitrato, Centropyxis as concentrações de coliformes termotolerantes.

## **Discussão**

De maneira geral o igarapé São Francisco apresentou velocidade de corrente baixa, pouco variável, sugerindo reduzida influência sobre o fluxo da água dos demais tributários entre o período avaliado. Quanto aos trechos avaliados, há uma tendência de aumento da velocidade de corrente em direção à foz (Lima *et al.*, 2012).

Sobre os parâmetros limnológicos, pôde-se constatar que houve variações na temperatura da água nos pontos e horários de coleta, registrando maiores valores para as estações de ordem urbana ( 1, 2, 3 e 4) e para o mês de setembro chegando a máxima de 30.1

°C e a média 26 °C, confirmando o padrão esperado para o sudoeste da Amazônia com temperaturas médias mensais entre 21 e 33° C, sendo a média em torno de 26°C (Reboita *et al.*, 2018). Dentre os fatores físicos, a temperatura pode alterar a diversidade e densidade dos organismos (Sterza and Fernandes, 2006).

As concentrações de oxigênio variaram de maneira significativa entre os pontos analisados. A menor concentração de oxigênio dissolvido foram registrada para a estação 5 (0,4 mg/L), enquanto que os valores máximos desta variável foram observados na estação 6 (8,7 mg/L), as diferenças observadas na concentração de oxigênio podem ser justificadas devido ao aumento dos compostos orgânicos, sua proximidade com a foz do rio Acre (declividade) que permite maior velocidade de corrente e nutrientes, havendo uma demanda maior por oxigênio dissolvido na água pelos microrganismos aeróbios. Estes valores, próximos da anoxia, foram similares àqueles observados em alguns períodos nos rios da bacia amazônica e da sub-bacia do rio Purus, a qual pertence o igarapé avaliado (Silva *et al.*, 2009) e para estudos já realizados no igarapé São Francisco (Santi *et al.*, 2012), os baixos valores de oxigênio (0,4; 0,6; 0,8 e 1,0) foram correlacionados com altas concentrações de coliformes fecais (400, 900 e 1600). Logo, a redução do O<sub>2</sub> decorreu da grande concentração de bactérias e matéria orgânica oriundas dos esgotos domésticos (Pinto *et al.*, 2009), bem como os demais valores para o tipo de despejo que recebem no período do estudo.

Sabe-se que a entrada excessiva de nutrientes através da descarga de esgoto leva à eutrofização, que provoca florações de algas; e a proliferação de algas pode levar ao esgotamento do oxigênio dissolvido, que é consumido por bactérias durante a decomposição oxidativa da água matéria orgânica produzida pela morte das algas (Sousa *et al.*, 2017).

Assim os valores máximos de coliformes termotolerantes observados para o estudo chegaram a 1600 NMP/mL na estação E6, e os mínimos chegaram a 3,6 NMP/mL na estação E1. Portanto indicando que os locais que apresentaram valores altos de termotolerantes são influenciados por ações antropogênicas em relação as demais estações. Valores próximos destes já foram observados por Santi *et al.*, 2012 no igarapé São Francisco, sendo encontrado valores máximos de 1800 NMP/mL e fora da faixa do recomenda pela Resolução CONAMA. As diferenças observadas nos valores dos coliformes termotolerantes da água resultam de diferenças no tipo de uso da terra e intensidade da atividade humana. Isso se deve ao fato de que a principal fonte de contaminação da água em áreas consideradas urbanas inclui efluentes das estações de tratamento, descarga ilegal de esgoto não tratado de residências ou escoamento superficial (Lenart-Boroń *et al.*, 2017).

A distribuição da abundância individual dos organismos zooplancônicos pode ser avaliada conforme o gradiente espacial, entre os pontos de coleta. Na análise entre as estações avaliadas, ocorreu diminuição no número de organismos nos pontos mais próximos a foz e um aumento nos próximos a cabeceira. Cladocera, Copepoda e Protozoários testáceos seguiram este padrão de distribuição, com exceção para Rotifera que apresentou maior diversidade, riqueza, abundância e densidade nos pontos próximos a foz do igarapé.

A abundância sofreu um aumento nos pontos de ordem rural (floresta) e de maneira bem pronunciada quanto o registrado para a riqueza de espécies no mês de setembro. Como tal acréscimo foi proporcional ao aumento da heterogeneidade ambiental, a densidade de espécies reduziu nos pontos próximos a foz (E5 e E6). Essa desproporção da abundância em relação aos trechos do igarapé pode ser consequência da disponibilidade relativa de recursos alimentares, caracterizando um efeito do tipo “bottom-up” (Begon *et al.*, 1990).

O grupo das estações de ordem urbana (E3, E4, E5 e E6) e o da área rural (E1 e E2) demonstraram dissimilaridade na abundância de espécies de zooplâncton (Figura 5), na análise de PERMANOVA com NMDS. Espécies que habitam áreas com alto índices de alterações ambientais podem estar ausentes em ambientes mais preservados uma vez que não suportariam mudanças de fatores químicos e físicos. Assim ambientes com ou sem alterações na sua integridade física possuem uma diversificada comunidade zooplancônica, com diferentes conjuntos de espécies (Wellborn *et al.*, 1996). Este resultado pode ser igualmente observado ao se comparar os valores de abundância total do zooplâncton com a estrutura do corpo d'água e a estrutura da vegetação ripária, por estarem em estado de conservação ambiental mais próximo do preservado e por localizar-se fora do perímetro urbano.

É importante ressaltar que a assembleia de invertebrados tem o diferencial de responder rapidamente às alterações ambientais, seja por valores de abundância ou de riqueza (Vieira *et al.*, 2011), com ressalva para os copépodes, que devido às suas características reprodutivas tendem a responder mais lentamente (Chaparro *et al.*, 2014), o que foi demonstrado neste estudo com grande percentual de copépodes imaturos (copepoditos e náuplios) contribuindo com mais de 50% densidade total de copépodes. Outro grupo componente do zooplâncton, com baixa representatividade na densidade, porém de grande importância, principalmente em ambientes que sofrem influências do pulso de inundação são os Protozoários testáceos, que são também capazes de responder rapidamente às variações físicas e químicas (Schwind *et al.*, 2013).

Sabe-se que a vegetação adjacente fornece matéria orgânica, de forma contínua, fazendo com que haja uma dependência da entrada de energia para o sistema (Henderson and Walker, 1986), havendo uma necessidade de retenção do material nutricional junto a biota até que este seja processado e incorporado à cadeia trófica (Lima and Zakia, 2000).

Observou-se com os resultados do protocolo proposto por Calisto *et al.* (2002) que conforme a mudança na declividade do corpo d'água no sentido jusante, o volume dos bancos de liteira devido à falta ou substituição da vegetação ripária, principalmente marginais, tornou-se proporcionalmente reduzido e que a retenção pode ter sido dificultada pela maior velocidade da corrente verificada em alguns dos pontos, já que estes estavam localizados próximos à foz na parte urbana da cidade.

A ordenação da comunidade zooplanctônica pela RDA mostrou que os padrões de variação da comunidade foram significativamente relacionados aos padrões de heterogeneidade ambiental observadas nas diferentes estações deste estudo no igarapé. As variáveis preditoras da distribuição e da abundância para ambos os grupos estudados foram: Condutividade elétrica, Profundidade, pH, Turbidez e Transparência.

Para o grupo dos Copepoda, Diaptomidae foi mais abundante em ambientes com maiores temperaturas e Cyclopidae com maiores valores de amônia, concentração de fósforo e condutividade elétrica. Observou-se que a distribuição das espécies ocorreu de forma não aleatória. Locais próximos possuem composição de espécies mais similares, o que pode estar relacionado a capacidade de dispersão (facilitada entre locais menos distantes) e também pela maior similaridade das condições ambientais, onde o fósforo total é conhecido por ser determinante na estruturação da comunidade zooplanctônica (Havel and Shurin, 2004; Wen *et al.*, 2011; Santangelo *et al.*, 2015). Desta forma, observamos que pontos distantes possuem composição de espécies mais diferentes quando comparados a pontos próximos.

Para Cladocera as variáveis preditoras foram: amônia, condutividade elétrica, transparência, vazão e nitrato. Cladocera variou cerca de 48,08% em relação as variáveis mensuradas. Sididae apresentou respostas positivas as variações da condutividade elétrica e amônia, esse fato já foi observado por Darren *et al.* (1996) em lagos no Canadá, enquanto que Chydoridae esteve relacionada aos valores de vazão. A forte influência da vazão sobre a distribuição dos Chydoridae pode ser justificada pela movimentação da água, uma vez que estes podem ser considerados pseudoplanctônicos (Serafim Junior. *et al.*, 2003; Castilho-Noll *et al.*, 2010). Macrothricidae, Ilyocryptidae e Daphnidae apresentaram relação aos valores de nitrogênio, demonstrando suas maiores abundâncias nas estações com elevada presença deste composto. Quanto à qualidade e disponibilidade de nutrientes, o nitrogênio



pode alterar a composição do fitoplâncton, que por sua vez, determinam a composição do zooplâncton (Benndorf *et al.* 2002).

As variáveis turbidez, transparência, profundidade, condutividade elétrica e amônia foram preditoras da abundância dos Rotifera, a variação da comunidade correspondeu a cerca de 48% em relação as variáveis ambientais, sendo Brachionidae e Keratellidae relacionadas às concentrações de amônia e aos altos valores de condutividade elétrica, enquanto que Filinidae foi influenciada pela vazão e Lepadellidae e Bdelloidea pela transparência, turbidez e profundidade. De acordo com Darren *et al.* (1996) as concentrações de amônia tendem a aumentar de acordo com a condutividade elétrica do sistema, possibilitando uma forte relação entre esses dois fatores. Observou-se que os altos valores de condutividade e amônia foram determinantes na distribuição das espécies, uma vez que grupos que estiveram correlacionados as variáveis transparência da água, turbidez e profundidade possuíram relação oposta a condutividade e amônia, estabelecendo restrição da ocorrência e abundância das espécies entre as estações. Os valores de condutividade elétrica foram maiores nas estações de ordem urbana. Esse fato pode ser explicado pela entrada de matéria orgânica proveniente de lançamentos inadequados de efluentes ou pela falta de mata ciliar em alguns pontos da bacia hidrográfica que permite que os íons sejam carregados para o corpo hídrico. Comparando-se os resultados com os estudos realizados por Rocha and Thomaz (2014).

Testacea, Centropyxidae e Arcellidae apresentaram correlação as variáveis turbidez, coliformes termotolerantes e nitrogênio, Trigonopiridae apresentou relação às concentrações de oxigênio dissolvido e ao pH, Netzeiliidae, Diffugiidae e Lesquereusidae correlacionaram-se com os teores de cloreto e os níveis de profundidade, possivelmente as características ambientais como: menor fluxo de água e menor profundidade e com presença de matéria orgânica, especialmente material senescente seriam formas de adaptações destes organismos (Souza, 2008). Em relação as espécies cuja distribuição esteve relacionadas com o pH, o aumento da abundância destas pode ser devido ao acúmulo de matéria orgânica, sendo que as principais fontes naturais de matéria orgânica para os corpos hídricos são oriundas dos produtores primários (autóctones) e da bacia de drenagem (alóctones) (Mash *et al.*, 2004), sendo a fração particulada constituída em grande parte por detritos vegetais a partir do ácido húmico, ou seja da decomposição da matéria orgânica e demais contribuições de efluentes e afluentes (Lamentowicz and Mitchell, 2005).

Os resultados para a RDA durante o período de estudo demonstraram que as variáveis ambientais influenciaram a distribuição de espécies, selecionando aquelas com

características mais similares. Isso promoveu a coexistência de espécies capazes de se adaptar às condições ambientais (Arrieira *et al.*, 2017).

Assim observou-se que a distribuição das espécies no igarapé seguiu um padrão geográfico ao invés de longitudinal (referente à bacia hidrográfica a que pertencem), ou seja, espécies que ocorreram próximas a nascente não ocorreram nas porções intermediárias e a jusante do igarapé (Gráfico 2). Entre os grupos abordados no estudo, Cladocera, Copepoda e Protozoários testáceos tiveram maior ocorrência e diversidade nas estações a montante e Rotifera no sentido a foz do corpo d'água. Estudos como os de Suarez and Petrere Júnior (2003) observaram este mesmo padrão, sugeriram que existe uma diferenciação no uso dos habitats pelas espécies, havendo uma formação de diferentes grupos de espécies co-ocorrentes e que esses grupos são representados por espécies características de riachos e por espécies característicos de trechos de rios.

Com pequenas variações, a distribuição espacial da maioria das espécies da área estudada foi semelhante à encontrada em outros ambientes brasileiros (Negreiros *et al.*, 2010; Ghidini *et al.*, 2018; Picapedra *et al.*, 2019). Esse padrão geral de distribuição do zooplâncton é também indicado por Oliveira, (2007) e Paggi, (2014) que demonstraram que ambientes que mantêm suas características inalteradas possuem maior riqueza e diversidade de organismos.

De acordo com Sandercock (1967), a segregação espacial e as diferenças de tamanhos (porte) são os mecanismos básicos que possibilitam a coexistência de espécies e grupos congêneros do zooplâncton. Estas espécies supostamente ocupam nichos ecológicos semelhantes e, portanto, competem por recursos similares. A segregação espacial dos grupos foi bem acentuada no igarapé São Francisco, demonstrando um padrão entre o grupo dos Rotifera e Testacea, os gêneros *Diffugia*, *Lesquereusia* e *Brachionus* não coexistiram entre as estações de estudo. Testacea tiveram maior registro entre as estações 1, 2 e 3, Rotifera nas estações 4, 5 e 6, porém para as espécies congêneras como *Diaphanosoma*, *Kurzia*, *Netzelia*, *Diffugia* e *Centropyxis* não foi possível observar esse padrão de separação, uma vez que cada gênero coexistiu simultaneamente nas estações estudadas, o mesmo não foi válido para Copepoda.

As estações apresentaram diversidade e abundâncias discrepantes entre os grupos, sendo encontrado em nível de riqueza seis vezes mais Rotifera do que Copepoda, porém Copepoda apresentaram maior abundância que Rotifera, mesmo Copepoda apresentando baixa diversidade. A riqueza de Rotifera pode ser favorecida devido ao maior espectro de recursos associados à diferenciação de nichos e alta taxa reprodutiva (Nogrady, 1993;

Andreoli & Carneiro, 2005). Cladocera são favorecidos nesses ambientes pela associação às macrófitas, alimentando-se basicamente de algas e perifíton (Sipaúba-Tavares & Rocha, 2001; Serafim-Júnior., 2003). Por outro lado, Copepoda possuem distribuição geográfica mais restrita por serem mais sensíveis às alterações das variáveis ambientais (Matsumura-Tundisi and Tundisi, 2003), assim os Copepoda estavam em alta abundância ou ausentes em algumas estações estudadas, possivelmente também porque zooplâncton de tamanho maior ficam mais evidentes e vulneráveis a predação, sobretudo de peixes e macroinvertebrados.

Os três grupos zooplanctônicos mais representativos em densidades dos ecossistemas continentais, Copepoda, Rotifera e Cladocera, diferem em suas estratégias adaptativas (Allan, 1976), entre elas o potencial reprodutivo, ciclo de vida, a capacidade competitiva e a estruturação de dispersão e resistência (Gannon and Stemberger, 1978; Dodson *et al.*, 2005; Pedrozo and Rocha, 2005). As diferenças nessas estratégias levam a consequências diretas nas flutuações da abundância e na distribuição espacial de cada grupo e por extensão, no seu potencial de estabelecimento em ambientes, sujeitos a mudanças ambientais.

Em ambientes lóticos, principalmente riachos e córregos, a comunidade zooplanctônica apresenta baixa diversidade e densidade de espécies, havendo o predomínio de grupos que apresentam tamanho reduzido, como Testacea, Rotífera e Cladocera, além de formas imaturas (náuplius) de Copepoda (Serafim-Júnior *et al.* 2006).

O Índice de Diversidade de Shannon revelou que a estação 1 apresentou a maior diversidade. Isto se deve ao fato de que nessa estação de amostragem foi capturado o maior número de espécies acumuladas. Tal fato pode estar associado aos habitats, na sub-bacia do igarapé São Francisco, a maior diversidade no trecho alto e a menor diversidade no trecho médio e baixo (3,4,5 e 6), para Vannote *et al.* (1980) a diversidade biológica em ambientes lóticos é máxima nos trechos médios, os autores sugerem a existência de um gradiente longitudinal entre os ambientes, a qual pode estar relacionado com as barreiras físicas naturais, corredeiras e cachoeiras existentes ao longo do igarapé. Para o estudo percebeu-se a existência de um gradiente, porém os processos de degradação que o sistema vem passando pode ter alterado esse padrão, demonstrando que Copepoda, Cladocera e Testacea tiveram maior diversidade nos trechos altos do curso do igarapé e Rotifera nos trechos médio e baixo.

Os trechos altos, com base nos índices de diversidade calculados, apresentaram uma fauna de zooplâncton com maior diversidade de espécies, mostrando que a diversidade aumenta de acordo com a estruturação e diversificação do habitat ao longo dos igarapés. A distribuição das espécies seguiu um padrão geográfico ao invés de um padrão longitudinal,

com predominância de espécies exclusivas tanto nas nascentes quanto nas porções intermediárias.

Conclui-se que igarapés apresentam uma configuração espacial heterogênea e que a hidrodinâmica é um fator chave estruturador desse ecossistema, a maioria dos estudos aborda a importância de manter essa configuração natural para os atributos das comunidades (riqueza de espécies, abundância entre outros). A menor densidade de organismos esteve associada a menor riqueza de organismos. É recomendado que mais estudos sejam realizados nos ecossistemas aquáticos, essencialmente em igarapés, uma vez que há um grande potencial de biodiversidade ainda não conhecida.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa Demanda Social, nível de mestrado, à Universidade Federal do Acre pela infraestrutura e apoio financeiro parcial e à equipe do Laboratório de Limnologia e Ecologia de Plâncton por todo o apoio na execução dessa pesquisa.

### **Referências Bibliográficas**

- Andreoli, C, Carneiro C, 2005. Gestão Integrada De Mananciais De Abastecimento Eutrofizados. Sanepar: 150pp.
- Allan, JD, 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist* 110:165-80.
- APHA (American Public Health Association), 1995. Standard Methods for the Examination of Water and wastewater. 19a. ed. AWWA, WES. Baltimore, Maryland, USA.
- Arrieira RL, Schwind LTF, Alves GM, Lansac-Tôha FA, 2017. Estudos da biodiversidade de amebas testáceas para estratégias voltadas à preservação: Uma Revisão. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente* 10:567-586.
- Arrieira RL, Schwind LTF, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, 2017. Temporal dynamics and environmental predictors on the structure of planktonic testate amoebae community in four Neotropical floodplains, *Journal of Freshwater Ecology* 32:35-47.

- Azevedo-Santos, VM, Fearnside PM, Oliveira CS, Padial, AA, Pelicice FM, Lima DPJ, Simberloff D, Lovejoy TE, Magalhães, ALB, Orsi ML, Agostinho AA, Esteves FA, Pompeu PS, Laurance WF, Petrere MJ, Mormul RP, Vitule JRS, 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation* 26:1745–1752.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR, 1990. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific, New York, NY.
- Benndorf J, Böing W, Koop J, Neubauer I. 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology* 47: 2282-2295.
- Bomfim S, Bonecker LT, 2015. Variação Espacial de Rotíferos Planctônicos: Diversidade e Riqueza de espécies. *Arquivos do Museu Dinâmico Interdisciplinar* 1:45–56.
- Bonada N, Prat N, Resh VH, Statzner B, 2006. Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology* 51:495-523.
- Braghin LSM, Almeida BAA, Amaral DC, Canella TF, Garcia BCG, Bonecker CC, 2018. Effects of dams decrease zooplankton functional b-diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology* 6:1-10.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2000. Resolução no. 274, de 29 de novembro de 2000. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília.
- Callisto M, Ferreira W, Moreno P, Goulart MDC and Petrucio M, 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa. Minas Gerais. *Acta Limnologica Brasiliensia* 14:91-98.
- Castilho-Noll MSM, Câmara CF, Chicone MF and Shibata ÉH, 2010. Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda; Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica* 10:21-30.
- Chaparro G, Fontanarrosa MS, Schiaffino MR, Pinto PD, and O'Farrell I, 2014. Seasonal-dependence in the responses of biological communities to flood pulses in warm temperate floodplain lakes: implications for the "alternative stable states" model. *Aquatic Sciences* 76:579-59.
- Carrara F, Altermatt F, Rodriguez-Iturbe I, Rinaldo A, 2012. Dendritic connectivity controls biodiversity patterns in experimental metacommunities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:5761–5766.

- Cottenie K, Michels E, Nuytten N, 2013. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology* 84:991-1000.
- Coutinho EC, Lima, AMM, Ribeiro HMC, Gutierrez LACL, Barbosa AJS, Paes GKAA, Bispo CJC, Tavares PA, 2018. Variabilidade climática da precipitação na bacia amazônica brasileira entre 1982 e 2012. *Revista Brasileira de Climatologia* 22:476-500.
- Davidson EA, Araújo AC, Artaxo P, Balch JK, Brown IF, Bustamante MMC, Coe MT, Defries RS, Keller M, Longo M, Munger JW, Schroeder W, Soares-Filho BS, Souza CM, Wofsy SC, 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481:321-328.
- Darren GB, Brian EC, Christine EW, John PS, 1996. The relationship between zooplankton, conductivity and lake-water ionic composition in 111 lakes from the Interior Plateau of British Columbia, Canada. *International Journal of Salt Lake Research* 5:1-15.
- Dodson SI, Lillie RA, Will-Wolf S, 2005. Land Use, Water Chemistry, Aquatic Vegetation, And Zooplankton Community Structure of Shallow Lakes. *Ecological Applications* 15:1191–1198.
- Havel JE, Shurin, JB, 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* 49:1229–1238.
- Hebert, M. P., B. E. Beisner, and R. Maranger. 2016. A meta-analysis of zooplankton functional traits influencing ecosystem function. *Ecology* 97: 1069–1080.
- Henderson PA, Walker I, 1986. On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumazinho. *Journal of Tropical Ecology* 2:1-16.
- Hickler T, Vohland K, Feehan J, Miller PA, Smith B, Costa L, 2012. Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global Ecology and Biogeography* 21:50–63.
- Gannon JE, Stemberger RS, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society* 97:16-35.
- Ghidini AR, Calixto LS-EF, Brandeira MGS, 2018. Contribuição para o conhecimento da composição e diversidade do zooplâncton de quatro lagos de várzea na região de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. *South American* 5:98-112.
- Gross N, Liancourt P, Berdugo M, 2017. Functional trait diversity maximizes ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology and Evolution* 1:1-9.

- INMET. 2019. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/portal/>: Acesso em: 04 abr. 2019.
- Kruskal WH, Wallis WA, 1952. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47:583-62.
- Kuczyska-Kippen N, Basiska A, 2014. Habitats as the most important influencing factor for the rotifer community structure at landscape level. *International Review of Hydrobiology* 99:58–64.
- Lamentowicz M, Mitchel EAD, 2005. The Ecology of Testate Amoebae (Protists) in Sphagnum in North-western Poland in Relation to Peatland Ecology. *Microbial Ecology* 50:48–63.
- Lampert W, 1989. Essay Review: The adaptative significance of diel vertical migration of zooplankton. *Functional Ecology* 3:21-27.
- Legendre P, Gallagher ED, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271–280.
- Leibold MA, Economo EP, Peres-Neto P, 2010. Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. *Ecology Letters* 13:1290–1299.
- Lenart-Boroń A, Wolanin A, Jelonkiewicz, E, 2017. The effect of anthropogenic pressure shown by microbiological and chemical water quality indicators on the main rivers of Podhale, southern Poland. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 12938.
- Lima WP, Zakia MJB, 2000. Hidrologia de matas ciliares. In: RR Rodrigues, HF Leitão-Filho (ed.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP/FAPESP. 2:33-44.
- Lima KDJV, Arcos FO, Serrano ROP, Lima YMS, 2012. Áreas de risco e ocupação urbana: O caso do bairro Raimundo Melo. Rio Branco, Acre – Brasil. *Revista Geonorte* 2: 197-206.
- Lopes PM, Caliman A, 2008. A contribuição de ecossistemas lênticos para o entendimento da importância de processos regionais e locais sobre padrões geográficos de biodiversidade. *Limnotemas* 1-30p.
- Mantovano T, Braghin LSM, Schwind LTF, Tiburcio VG, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, 2019. Zooplankton communities show contrasting productivity variables thresholds in dammed and undammed systems. *Limnetica* 16:1-28.

- Mash H, Westerhoff PK, Baker LA, Nieman RA, Nguyen ML, 2004. Dissolved organic matter in Arizona reservoirs: Assessment of carbonaceous sources, *Global Biogeochemical Cycles* 35:831–843
- Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG, 2003. Calanoida (Copepoda) Species Composition Changes In The Reservoirs Os Sao Paulo State (Brazil) In The Last Twenty Years. *Hydrobiologia* 504:215-222.
- Negreiros, NF, Santos-Wisniewski MJ, Santos RM, Rocha O, 2010. The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Biota Neotropica* 10: 173–182.
- Nogrady T, 1993. Rotifera: Biology, Ecology and Sistematics. The Hauge, Academic Publishing: 142pp.
- Oliveira MT, Hardoim EL, 2010. Study of testacean assemblages (Protozoa: Rhizopoda) in touristic waterfall regions of Chapada dos Guimarães National Park, Mato Grosso State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 32:387-395.
- Ortega JC, Thomaz SM, Bini LM, 2018. Experiments reveal that environmental heterogeneity increases species richness, but they are rarely designed to detect the underlying mechanisms. *Oecologia* 188:11-22.
- Paggi J, Paggi JC, 2014. El zooplacton de los grandes ríos sudamericanos con planicie de inundación. *Revista FABICIB* 18:166-194.
- Palhares JCP, Ramos C, Klein JB, Lima JMM, Muller S, Cestonaro T, 2007. Medição da vazão em rios pelo método do flutuador. *Comunicado Técnico* 1:1-4.
- Pedrozo CS and Rocha O, 2005. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17:445-464.
- Perbiche-Neves G, Boxshall GA, Previattelli D, Nogueira MG, Rocha CEF, 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys* 111:1-111.
- Peres-Neto PR, 2006. A unified strategy for estimating and controlling spatial, temporal and phylogenetic autocorrelation in ecological models. *Oecologia Australis* 10:105-119.
- Picapedra PHS, Lansac-Tôha FA, Bialetzki A, 2015. Diel vertical migration and spatial overlap between fish larvae and zooplankton in two tropical lakes, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75:352–361.



- Pinto AG, Horbe N, Silva AMC, Miranda MSR, Pascoalato SAF, Santos DHMC, 2009. Efeitos da ação antrópica sobre a hidrogeoquímica do rio Negro na orla de Manaus, AM. *Acta Amazonica* 39:627-638.
- Pringle C, 2003. The need for a more predictive understanding of hydrologic connectivity. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 13:467–471.
- Reboita MS, Dias CG, Dutra LMM, Rocha RP, Llopart M, 2018. Previsão Climática Sazonal para o Brasil Obtida Através de Modelos Climáticos Globais e Regional. *Revista Brasileira de Meteorologia* 33:207-224.
- Sousa RC, Pereira LCC, Costa RM, Jiménez JA, 2017. Gestão de praias estuarinas na costa amazônica através da aplicação de índices de capacidade de carga recreacional. *Gestão de Turismo* 59:216-225.
- Reder È, Schu C, Fu L, Milner AM, Conn SC, Brown LE, 2006. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. *Conservation Genetics* 102:373–387.
- Sandercock, GA, 1967. A study of selected mechanisms for the coexistence of *Diatomus* spp. in Clarke Lake, Ontario. *Limnology and Oceanography* 12:97-112.
- Santangelo JM, Lopes PM, Nascimento MO, Fernandes APC, Bartole S, Figueiredo-Barros MP, Leal JFF, Esteves AF, Farjalla VF, Bonecker CC, Bozelli RL, 2015. Community structure of resting egg banks and concordance patterns between dormant and active zooplankters in tropical lakes. *Hydrobiologia* 758:183–195.
- Santi GM, Furtado CM, Menezes RS and Keppeler EC, 2012. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil, *Ecologia aplicada UNALM* 11: 23-31.
- Segovia BT, Pereira DG, Bini LM, Meira BR, Nishida VS, LansacTôha FA, and Velho LFM. 2015. The role of microorganisms in a planktonic food web of a floodplain lake. *Microbiol Ecology* 69:225–233.
- Serafim-Júnior M, Bonecker CC, Rossa DC, Tôha FAL, 2003. Rotifers of the upper Paraná river floodplain: additions to the checklist. *Brazilian Journal of Biology* 63:207-212.
- Serafim-Júnior M, Perbiche-Neves G, Brito L, Ghidini AR, 2006. Zooplâncton do rio Itajaí-Acú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. *Estudos de Biologia* 28:41-50.

- Silva LS, França CASSM, 2013. SIG como ferramenta de mapeamento das formas de uso e ocupação do solo na APA Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR/INPE: 4723-4730p.
- Silveira MP, 2004. Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios. Jaguariúna, SP. Embrapa: Documentos – 36. Disponível em: < [http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos\\_36.pdf](http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_36.pdf) >. Acesso em março de 2019
- Sipaúba-Tavares, LH, Rocha O, 2001. Produção De Plâncton (Fitoplâncton E Zooplâncton) Para Alimentação De Organismos Aquáticos. São Carlos: Editora Rima: 106pp.
- Sousa FDR, Elmoor-Loureiro LM, 2008. Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. *Biota Neotropica* 8:159-166.
- Suárez YR, Petreire Júnior M, 2003. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum Animal Sciences* 25:364-367.
- Stange EE, Ayres MP and Bess JA, 2011. Concordant population dynamics of Lepidoptera herbivores in a forest ecosystem. *Ecography* 34:772–779.
- Stark J, Lehman R, Crawford L, Brian J. Enquist BB, 2017. Does environmental heterogeneity drive functional trait variation? A test in montane and alpine meadows. *Oikos* 126:1650-1659.
- Sterza JM, Fernandes LL, 2006. Zooplankton Community of the Vitória Bay estuarine system (Southeastern Brazil). Characterization during a three-year study. *Brazilian Journal of Oceanography* 54:95-105.
- Schwind LTF, Arrieira RL, Dias JD, Simões NR, Bonecker CC, Lansac-Tôha FA. 2016. The structure of planktonic communities of testate amoebae (Arcellinida and Euglyphida) in three environments of the Upper Parana River basin, *Brazilian Journal of Biology* 75:78–89.
- Vannote RL, Minshall WG, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE, 1980. The river continuum concept. *Can. Journal of Fish Aquatic Science* 37:130–37
- Vieira ACB, Medeiros AMA, Ribeiro LL and Crispim MC, 2011. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different

- nutrients (N and P) concentration ranges. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23:48-56.
- Walsh JR, Carpenter SR, Vander Zanden MJ, 2016. Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:4081-4085.
- Wang S, Xie P, Geng H, 2010. The relative importance of physicochemical factors and crustacean zooplankton as determinants of rotifer density and species distribution in lakes adjacent to the Yangtze River, China. *Limnologica* 40:1-7.
- Wellborn GA, Skelly DK, Werner EE, 1996. Mechanisms Creating Community Structure Across A Freshwater Habitat Gradient. *Annual Review of Ecological Systematics* 27:337-363.
- Wen XL, Xi YL, Qian FP, Zhang G, Xiang XL, 2011. Comparative analysis of rotifer community structure in five subtropical shallow lakes in East China: Role of physical and chemical conditions. *Hydrobiologia* 661:303-316.
- Whittaker RH, 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Journal of the International Association for Plant Taxonomy* 21:213-251.
- Zar JH, 1984. *Biostatistical analysis*. New Jersey, Prentice Hall: 718pp.

### **Conclusões gerais**

A comunidade zooplanctônica foi representada por 136 espécies, sendo que a riqueza, abundância e densidade diferiu-se entre as estações. A estação 1 apresentou maior diversidade, em contraste com a estação 6, onde os menores valores deste atributo ecológico foram registrados. Foram observadas diferenças quanto à composição da fauna zooplanctônica em estações relativamente próximas e em ambientes com menor grau de antropização foi observada uma maior riqueza de espécies, enquanto em locais com maior grau de impacto antrópico foi registrada a dominância de grupos específicos. Considerando o importante papel funcional que as espécies zooplanctônicas exercem nos ecossistemas dulcícolas, como transferência de energia, produtividade secundária e ciclagem de nutrientes, compreender sobre as variações e padrões de abundância dessa comunidade pode contribuir para o entendimento das relações ecológica e de biodiversidade e funcionamento do ecossistema. O enfoque abordado nessa dissertação oferece um panorama geral sobre a riqueza, distribuição, abundância e densidade de espécies e as diferentes configurações

espaciais ocupada pelas mesmas. Faz-se necessário esforços para preservar a heterogeneidade espacial dos igarapés, uma vez que ambientes mais heterogêneos, como rios e igarapés podem ser eficientes em manter a diversidade e o estado original do funcionamento do ecossistema. A manutenção de ambientes sem grandes interferências humanas pode contribuir com espécies menos ocorrentes. Os integrantes das comunidades aquáticas apresentam diversas estratégias de vida, desempenhando funções distintas na manutenção do sistema como um todo. Processos que interferem na configuração natural destes ecossistemas, causam mudanças na heterogeneidade espacial do corpo d'água, como consequência a redução da riqueza e aumento da abundância de algumas espécies devido as adaptações. Igarapés devem ser áreas consideradas como prioritárias para conservação, evitando processos como homogeneização, que podem acarretar em alterações das funções ecossistêmicas, como a diminuição da produtividade secundária e alteração na ciclagem de nutrientes. Além disso, reafirmamos que manter os processos naturais ao longo do tempo, é importante para o incremento e controle da diversidade zooplanctônica, e conseqüentemente, para manutenção das funções ecossistêmicas desempenhadas por essa comunidade.

## APÊNDICES

**Apêndice 1.** Localização das Estações Amostrais na sub-bacia hidrográfica do igarapé São Francisco Rio Branco, AC.

<b>Estação amostral</b>	<b>Localização</b>	<b>Coordenada/Geográfica (SW)</b>
EA1	Rural	9°57'27.03"S; 67°46'48.85"O
EA2	Rural	9°57'8.57"S; 67°48'16.98"O
EA3	Urbano	9°57'4.51"S; 67°50'21.22"O
EA4	Urbano	9°56'20.51"S; 67°52'11.46"O
EA5	Urbano	9°55'31.48"S; 67°53'51.99"O
EA6	Urbano	9°54'32.66"S; 67°55'31.43"O

**Apêndice 2.** Pontuação total aferida as estações I a VI localizados no igarapé São Francisco, Rio Branco, AC.

<b>Estações</b>	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>	<b>E6</b>
<b>Natural (&gt; 60)</b>	68	-	-	-	-	-

<b>Alterado (41-60)</b>	-	60	45	-	-	-
<b>Impactado (0-40)</b>	-	-	-	23	25	21

**Apêndice 3.** Táxons presente no Igarapé São Francisco. Frequência de ocorrência = n° de amostras em que o táxon esteve presente / pelo total de amostras.

Acidentais	Acessórias	Constantes
(≤ 25%)	(25 ≥ 50%)	(> 50%)

Familia	Espécie	Dajoz (%)
<b>Chydoridae</b>	<i>Alona</i> cf.	5,6
	<i>Alona ossiani</i> (Sinev, 1998)	8,3
	<i>Alonella</i> cf. <i>dadayi</i> (Birge, 1910)	0,9
	<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	21,3
	<i>Dadaya macrops</i> (Daday, 1898)	18,5
	<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	17,6
	<i>Euryalona orientalis</i> (Daday 1898)	3,7
	<i>Kurzia longistrostris</i> (Daday, 1898)	6,5
	<i>Kurzia polyspina</i> (Hudec, 2000)	13,0
	<i>Nicsmirnovius</i> cf. <i>incredibilis</i> (Smirnov, 1984)	0,9
	<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	57,4
<b>Daphnidae</b>	<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886)	23,1
<b>Ilyocryptidae</b>	<i>Ilyocryptus spinefer</i> (Herrick, 1882)	18,5
<b>Macrothricidade</b>	<i>Macrotrix elegans</i> (Sars, 1901)	10,2
<b>Moinidae</b>	<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	70,4
<b>Sididae</b>	<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	84,3
	<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Herbst, 1967)	63,9
<b>Ciclopidae</b>	<i>Thermocyclops minutus</i> (Reid, 1989)	1,9
	<i>Paracyclops</i> cf. <i>chiltoni</i> (Thomson, 1883)	61,1
<b>Diaptomidae</b>	<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	28,7
<b>Bdelloidea</b>	Bdelloida (Hudson, 1884)	74,1
<b>Brachionidae</b>	<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	40,7
	<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	14,8
	<i>Brachionus dimidiatus</i> (Bryce, 1931)	16,7
	<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1914)	7,4
	<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	31,5
	<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	12,0
	<i>Brachionus mirus</i> var. <i>augustus</i> (Koste, 1972)	3,7
	<i>Brachionus mirus</i> var. <i>reductus</i> (Koste, 1972)	0,9

	<i>Brachionus patulus patulus</i> (Müller, 1786)	29,6
	<i>Brachionus patulus</i> var. <i>macracanthus</i> (Daday, 1905)	2,8
	<i>Brachionus plicatilis</i> (Muller, 1786)	50,0
	<i>Brachionus polyacanthoides</i> ( Berzins, 1943)	0,9
	<i>Brachionus polyacanthus</i> ( Ehrenberg, 1834)	4,6
	<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	25,9
	<i>Brachionus quadridentatus</i> var. <i>brevispina</i> (Ehrenberg, 1832)	3,7
	<i>Brachionus urceolaris</i> (Muller, 1773)	27,8
	<i>Brachionus urceolaris</i> var. <i>nilsoni</i> (Ahlstrom, 1940)	2,8
	<i>Brachionus urceolaris</i> var. <i>rubens</i> (Ehrenberg, 1838)	3,7
	<i>Platyias quadricornis quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	63,0
<b>Filinidae</b>	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	35,2
	<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	33,3
	<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	27,8
<b>Keratellidae</b>	<i>Keratella lenzi lenzi</i> (Hauer, 1953)	6,5
	<i>Keratella tropica tropica</i> (Apstei, 1907)	22,2
<b>Lecanidae</b>	<i>Lecane luna</i> (O. F. Muller, 1776)	24,1
	<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	16,7
	<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	9,3
	<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	50,9
<b>Lepadellidae</b>	<i>Lepadella patella</i> (Lucks, 1912)	1,9
	<i>Lepadella akrobeles</i> (Myers, 1934)	1,9
	<i>Lepadella</i> sp	2,8
<b>Proalidae</b>	<i>Proales</i> sp	9,3
<b>Testudinellidae</b>	<i>Testudinella patina</i> (Herman, 1783)	31,5
<b>Arcellidae</b>	<i>Arcella artocrea</i> (Leydi, 1876)	5,6
	<i>Arcella brasiliensis</i> (Cunha, 1913)	34,3
	<i>Arcella catinus</i> (Penard, 1890)	1,9
	<i>Arcella crenulata</i> (Deflandre, 1928)	8,3
	<i>Arcella dentata</i> (Ehrenberg, 1830)	16,7
	<i>Arcella discoide</i> ( Ehrenberg, 1843)	36,1
	<i>Arcella excavata</i> (Cunningham, 1919)	0,9
	<i>Arcella formosa</i> (Nicholls, 2005)	1,9
	<i>Arcella gandalfi</i> (Féres et al, 2016)	10,2
	<i>Arcella hemisphaerica</i> (Perty, 1852)	0,9
	<i>Arcella hemisphaerica undulata</i> ( Deflandre, 1928)	15,7
	<i>Arcella megastoma</i> (Penard, 1902)	5,6
	<i>Arcella mitrata</i> (Leidy, 1876)	63,9
	<i>Arcella roduntata aplanata</i> (Deflandre, 1928)	0,9
	<i>Arcella rota</i> (Daday, 1905)	3,7
	<i>Arcella vulgaris</i> (Ehrenberg, 1830)	8,3
	<i>Arcella vulgaris undulata</i> ( Deflandre, 1928)	55,6
	<i>Arcella vulgaris wailesi</i> ( Deflandre, 1928)	19,4
<b>Centropyxidae</b>	<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1838)	3,7
	<i>Centropyxis aerophila</i> (Deflandre, 1929)	52,8

	<i>Centropyxis carinata</i> (Chardez, 1964)	1,9
	<i>Centropyxis discoides</i> (Penard, 1902)	3,7
	<i>Centropyxis ecomis</i> (Ehrenberg, 1841)	5,6
	<i>Centropyxis gibba</i> (Deflandre, 1929)	1,9
	<i>Centropyxis hemisphaerica</i> (Barnard, 1875)	3,9
	<i>Centropyxis marsupiformis</i> (Wallich, 1864)	0,9
	<i>Centropyxis spinosa</i> (Cash, 1905)	0,9
	<i>Centropyxis sylvatica</i> (Deflandre, 1929)	4,6
<b>Diffugiidae</b>	<i>Diffugia acutissima</i> (Deflandre, 1931)	0,9
	<i>Diffugia biconcava</i> (Ertl, 1965)	1,9
	<i>Diffugia bidens</i> (Penard, 1902)	5,6
	<i>Diffugia campreolata</i> (Pénard, 1902)	1,9
	<i>Diffugia cylindrus</i> (Thomas, 1953)	5,6
	<i>Diffugia diafana</i> (Vucetich, 1987)	25,9
	<i>Diffugia distenda</i> (Ogden, 1983)	15,7
	<i>Diffugia hiraethogii</i> (Ogden, 1983)	3,7
	<i>Diffugia labiosa</i> (Wailes, 1919)	7,4
	<i>Diffugia lemani</i> (Blanc, 1892)	5,6
	<i>Diffugia limnetica</i> (Levander, 1900)	8,3
	<i>Diffugia lithofila</i> (Penard, 1902)	0,9
	<i>Diffugia lithoplites</i> (Penard, 1902)	26,9
	<i>Diffugia lobostoma</i> (Leidy, 1879)	1,9
	<i>Diffugia longum</i> (Chardez, 1987)	3,7
	<i>Diffugia lucida</i> (Penard, 1890)	0,9
	<i>Diffugia mamilaris</i> (Pénard, 1899)	21,3
	<i>Diffugia oblonga</i> (Ehrenberg, 1838)	25,9
	<i>Diffugia pyriformis</i> (Perty, 1849)	12,0
	<i>Diffugia rubescens</i> (Penard, 1891)	20,4
	<i>Diffugia scalpellum</i> (Penard, 1899)	1,9
	<i>Diffugia schizocaulis</i> (Stepanek, 1952)	5,6
	<i>Diffugia sinuata</i> (Gauthier-Lièvre et Thomas, 1958)	0,9
	<i>Diffugia smilion</i> (Thomas, 1953)	7,4
	<i>Diffugia</i> sp1	0,9
	<i>Diffugia urceolata</i> (Carter, 1864)	2,8
	<i>Diffugia varians</i> (Penard, 1902)	49,1
	<i>Diffugia venusta</i> (Penard, 1902)	0,9
	<i>Pontigulasia</i> cf. <i>bigibbosan</i> (Pénard, 1902)	2,8
	<i>Protocucurbitella coroniformis</i> (Gauthier-Lièvre & Thomas, 1960)	0,9
<b>Euglyphidae</b>	<i>Euglypha strigosa</i> (Ehrenberg, 1871)	0,9
<b>Lesquereusiidae</b>	<i>Lesquereusia epistomium</i> (Ehrenberg, Butschli, 1880)	3,7
	<i>Lesquereusia globulosa</i> (Gauthier-Lièvre & Thomas, 19590)	2,8
	<i>Lesquereusia mimetica</i> (Penard, 1911)	14,8
	<i>Lesquereusia modesta</i> (Rhumbler, 1895)	21,3
	<i>Lesquereusia modesta minima</i> (Van Oye, 1953)	0,9
	<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)	3,7

	<i>Lesquereusia spiralis caudata</i> (Playfair, 1917)	16,7
<b>Netzeiliidae</b>	<i>Netzelia corona</i> (Wallich, 1864)	69,4
	<i>Netzelia danubialis</i> (Zivkovich, 1975)	27,8
	<i>Netzelia gramen</i> (Penard, 1902)	57,4
	<i>Netzelia mitrata</i> (Chardez, 1987)	18,5
	<i>Netzelia mulanensis</i> (Yang et al. 2005)	2,8
	<i>Netzelia muriformis</i> (Gauthier-Lièvre et Thomas, 1958)	2,8
	<i>Netzelia oviformis</i> (Cash, 1909)	21,3
	<i>Netzelia tuberculata</i> (Wallich, 1864)	26,9
	<i>Netzelia wailesi</i> (Ogden, 1980)	13,0
<b>Phryganellidae</b>	<i>Phryganella hemisphaerica</i> (Penard, 1902)	4,6
<b>Trigonopyridae</b>	<i>Cyclopyxis acmodonta</i> (Nicholls, 2005)	17,5
	<i>Cyclopyxis aplanata</i> (Penard, 1911)	11,1
	<i>Cyclopyxis impressa</i> (Daday, 1905)	2,8
	<i>Cyclopyxis intermedia</i> (Kufferath, 1932)	14,8
	<i>Cyclopyxis lithostoma</i> (Bonnet, 1974)	4,6
	<i>Cyclopyxis sp1</i>	1,9
<b>Calanoida</b>	Copepodito fêmea	26,9
	Copepodito macho	14,8
	Náuplio	38,9
<b>Cyclopoida</b>	Copepodito fêmea	95,4
	Copepodito macho	88,9
	Náuplio	87,0

**Apêndice 4.** Abundância relativa (AR) e Densidade de táxons indivíduos/ m<sup>-3</sup> (DE) presente no Igarapé São Francisco.

Familia	Espécie	AR (%)	DE (ind/ m <sup>-3</sup> )
<b>Chydoridae</b>	<i>Alona</i> cf.	0,6	55,1
	<i>Alona ossiani</i> (Sinev, 1998)	0,4	14,6
	<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	2,3	36,0
	<i>Dadaya macrops</i> (Daday, 1898)	4,9	100,0
	<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	1,5	35,6
	<i>Euryalona orientalis</i> (Daday 1898)	0,5	17,8
	<i>Kurzia longistrotris</i> (Daday, 1898)	0,5	42,1
	<i>Kurzia polyspina</i> (Hudec, 2000)	4,7	97,2
	<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	17,4	78,9
<b>Daphnidae</b>	<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886)	8,5	120,3
<b>Ilyocryptidae</b>	<i>Ilyocryptus spinefer</i> (Herrick, 1882)	3,4	35,9
<b>Macrothricidade</b>	<i>Macrotrix elegans</i> (Sars, 1901)	3,7	57,6
<b>Moinidae</b>	<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	17,3	57,2
<b>Sididae</b>	<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	54,1	125,1

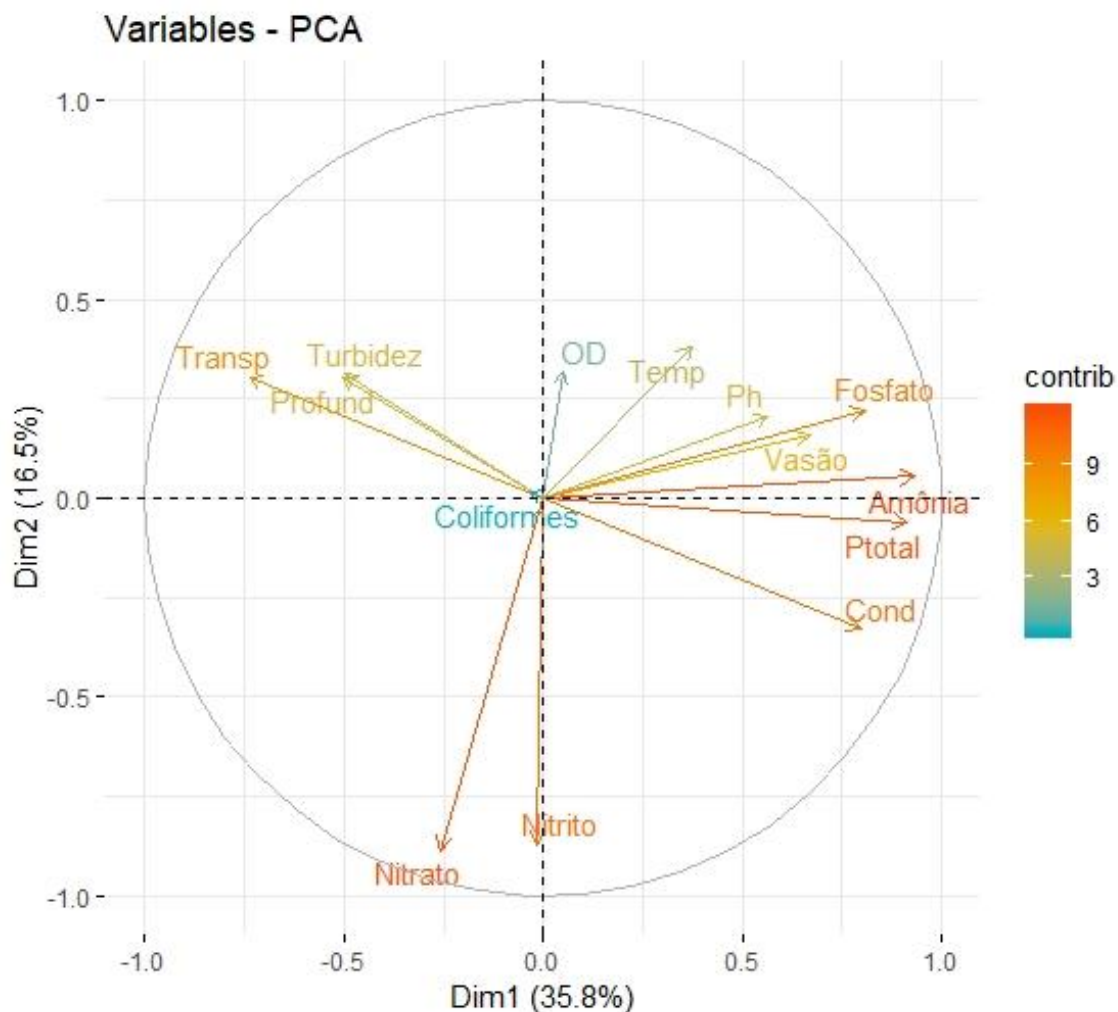


	<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Herbst, 1967 )	19,5	266,1
<b>Ciclopidae</b>	<i>Thermocyclops minutus</i> (Reid, 1989)	11,4	50,8
<b>Diaptomidae</b>	<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	14,5	98,4
<b>Bdelloidea</b>	Bdelloida (Hudson, 1884)	47,7	113,6
<b>Brachionidae</b>	<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	18,8	94,3
	<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	2,1	31,5
	<i>Brachionus dimidiatus</i> (Bryce, 1931)	7,2	62,8
	<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1914)	1,5	23,1
	<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	20,3	106,8
	<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	3,7	83,0
	<i>Brachionus mirus</i> var. <i>augustus</i> (Koste, 1972)	1,2	32,4
	<i>Brachionus patulus patulus</i> (Müller, 1786)	3,5	25,2
	<i>Brachionus patulus</i> var. <i>macracanthus</i> (Daday, 1905)	0,3	13,0
	<i>Brachionus plicatilis</i> (Muller, 1786)	23,6	79,4
	<i>Brachionus polyacanthoides</i> (Berzins, 1943)	0,1	13,0
	<i>Brachionus polyacanthus</i> (Ehrenberg, 1834)	0,4	10,4
	<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	5,0	29,9
	<i>Brachionus quadridentatus</i> var. <i>brevispina</i> (Ehrenberg, 1832)	0,3	13,0
	<i>Brachionus urceolaris</i> (Muller, 1773)	9,3	62,8
	<i>Brachionus urceolaris</i> var. <i>nilsoni</i> (Ahlstrom, 1940)	0,3	13,0
	<i>Brachionus urceolaris</i> var. <i>rubens</i> (Ehrenberg, 1838)	1,7	48,6
	<i>Platyias quadricornis quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	14,0	47,4
<b>Filiniidae</b>	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	12,3	57,3
	<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	6,1	32,9
	<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	5,3	32,9
<b>Keratellidae</b>	<i>Keratella lenzi lenzi</i> (Hauer, 1953)	0,9	13,9
	<i>Keratella tropica tropica</i> (Apstei, 1907)	2,1	12,6
<b>Lecanidae</b>	<i>Lecane luna</i> (O. F. Muller, 1776)	1,1	27,2
	<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	1,4	25,1
	<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	1,3	18,7
	<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	4,3	20,8
	<i>Lepadella akrobes</i> (Myers, 1934)	0,1	6,5
	<i>Lepadella</i> sp	0,2	16,2
<b>Proalidae</b>	<i>Proales</i> sp	1,1	14,4
<b>Testudinellidae</b>	<i>Testudinella patina</i> (Herman, 1783)	1,7	12,6
<b>Arcellidae</b>	<i>Arcella artocrea</i> (Leydi, 1876)	1,2	28,5
	<i>Arcella brasiliensis</i> (Cunha, 1913)	4,1	21,4
	<i>Arcella crenulata</i> (Deflandre, 1928)	0,7	13,0
	<i>Arcella dentata</i> (Ehrenberg, 1830)	2,9	36,5
	<i>Arcella discoide</i> (Ehrenberg, 1843)	1,8	15,6
	<i>Arcella formosa</i> (Nicholls, 2005)	0,1	6,5
	<i>Arcella gandalfi</i> (Féres et al, 2016)	1,4	26,9
	<i>Arcella hemisphaerica</i> (Perty, 1852)	1,5	18,7
	<i>Arcella hemisphaerica undulata</i> ( Deflandre, 1928)	0,7	13,0
	<i>Arcella megastoma</i> (Penard, 1902)	10,1	38,9

	<i>Arcella rota</i> (Daday, 1905)	0,4	14,6
	<i>Arcella vulgaris</i> (Ehrenberg, 1830)	5,5	22,3
	<i>Arcella vulgaris undulata</i> (Deflandre, 1928)	3,0	65,9
	<i>Arcella vulgaris wailesi</i> (Deflandre, 1928)	0,3	15,1
<b>Centropyxidae</b>	<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1838)	4,9	18,0
	<i>Centropyxis carinata</i> (Chardez, 1964)	0,4	9,7
	<i>Centropyxis discoides</i> (Penard, 1902)	0,7	14,3
	<i>Centropyxis ecomis</i> (Ehrenberg, 1841)	3,0	18,3
	<i>Centropyxis marsupiformis</i> (Wallich, 1864)	0,6	29,2
	<i>Centropyxis spinosa</i> (Cash, 1905)	0,1	13,0
	<i>Centropyxis sylvatica</i> (Deflandre, 1929)	0,1	6,5
<b>Diffugiidae</b>	<i>Diffugia acutissima</i> (Deflandre, 1931)	0,3	11,3
	<i>Diffugia bidens</i> (Penard, 1902)	0,1	6,5
	<i>Diffugia campreolata</i> (Pénard, 1902)	1,7	15,1
	<i>Diffugia cylindrus</i> (Thomas, 1953)	0,9	16,7
	<i>Diffugia diafana</i> (Vucetich, 1987)	0,2	10,8
	<i>Diffugia distenda</i> (Ogden, 1983)	1,3	34,0
	<i>Diffugia hiraethogii</i> (Ogden, 1983)	0,2	16,2
	<i>Diffugia labiosa</i> (Wailes, 1919)	1,3	29,2
	<i>Diffugia lithofila</i> (Penard, 1902)	1,5	18,1
	<i>Diffugia lithoplites</i> (Penard, 1902)	0,0	0,0
	<i>Diffugia lobostoma</i> (Leidy, 1879)	0,7	21,1
	<i>Diffugia longum</i> (Chardez, 1987)	0,0	0,0
	<i>Diffugia lucida</i> (Penard, 1890)	1,7	23,0
	<i>Diffugia mamilaris</i> (Pénard, 1899)	1,5	14,4
	<i>Diffugia oblonga</i> (Ehrenberg, 1838)	0,2	6,5
	<i>Diffugia pyriformis</i> (Perty, 1849)	1,3	22,7
	<i>Diffugia scalpellum</i> (Penard, 1899)	0,2	16,2
	<i>Diffugia sinuata</i> (Gauthier-Lièvre et Thomas, 1958)	0,4	14,6
	<i>Diffugia smilion</i> (Thomas, 1953)	0,1	13,0
	<i>Diffugia urceolata</i> (Carter, 1864)	7,3	35,3
	<i>Diffugia varians</i> (Penard, 1902)	0,1	13,0
	<i>Pontigulasia cf. bigibbosan</i> (Pénard, 1902)	0,1	13,0
	<i>Protocucurbitella coroniformis</i> (Gauthier-Lièvre & Thomas, 1960)	0,9	14,8
<b>Lesquereusiidae</b>	<i>Lesquereusia epistomium</i> (Ehrenberg, Butschli, 1880)	0,2	13,0
	<i>Lesquereusia globulosa</i> (Gauthier-Lièvre & Thomas, 19590)	0,3	15,1
	<i>Lesquereusia mimetica</i> (Penard, 1911)	0,5	8,9
	<i>Lesquereusia modesta</i> (Rhumbler, 1895)	1,5	13,4
	<i>Lesquereusia modesta minima</i> (Van Oye, 1953)	0,1	13,0
	<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)	1,1	9,7
	<i>Lesquereusia spiralis caudata</i> (Playfair, 1917)	0,1	16,6
<b>Netzeliiidae</b>	<i>Netzelia corona</i> (Wallich, 1864)	9,0	28,9
	<i>Netzelia danubialis</i> (Zivkovich, 1975)	5,1	42,6
	<i>Netzelia gramen</i> (Penard, 1902)	8,9	50,3
	<i>Netzelia mitrata</i> (Chardez, 1987)	0,6	11,9

	<i>Netzelia mulanensis</i> (Yang et al. 2005)	0,3	10,8
	<i>Netzelia oviformis</i> (Cash, 1909)	1,0	18,5
	<i>Netzelia tuberculata</i> (Wallich, 1864)	3,1	31,2
	<i>Netzelia wailesi</i> (Ogden, 1980)	1,8	6,5
<b>Phryganellidae</b>	<i>Phryganella hemisphaerica</i> (Penard, 1902)	0,2	25,9
<b>Trigonopiridae</b>	<i>Cyclopyxis acmodonta</i> (Nicholls, 2005)	2,3	13,0
	<i>Cyclopyxis aplanata</i> (Penard, 1911)	0,7	34,0
	<i>Cyclopyxis impressa</i> (Daday, 1905)	0,2	7,8
	<i>Cyclopyxis intermedia</i> (Kufferath, 1932)	1,7	13,0
	<i>Cyclopyxis lithostoma</i> (Bonnet, 1974)	0,1	22,7
	<i>Cyclopyxis sp1</i>	0,3	6,5
<b>Calanoida</b>	Copepodito fêmea	7,1	55,3
	Copepodito macho	1,5	36,3
	Náuplio	17,8	76,3
<b>Cyclopoida</b>	Copepodito fêmea	52,2	122,6
	Copepodito macho	20,6	55,7
	Náuplio	31,6	81,4

**Apêndice 5.** Diagrama de ordenação da análise dos componentes principais (PCA) com as variáveis ambientais do igarapé São Francisco (Rio Branco, AC): CF=Coliformes fecais; Cond= Condutividade, Cl-Cloro; OD= Oxigênio; Profu= Profundidade; Ptotal=Fosforo total; Temp= Temperatura; Transp= Transparência; Turb= Turbidez.



**Apêndice 6.** Informações e link para as normas de publicação do periódico científico escolhido para submissão do primeiro artigo proveniente desta dissertação

Nome da revista: Journal Limnology.

ISSN Online: 1723-8633.

Editora: Page Press.

Fator de Impacto (2017): 1.277.

Classificação Qualis/Capes em Biodiversidade: B1.

Link para acesso às normas da revista (instruções para autores):

<https://www.jlimnol.it/index.php/jlimnol>