



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA
RECURSOS AMAZÔNICOS

RAFAEL HINNAH

**COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DE TRÊS AFLUENTES DO RIO URUBU,
MÉDIO AMAZONAS, BRASIL**

Itacoatiara/AM
2020

RAFAEL HINNAH

**COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DE TRÊS AFLUENTES DO RIO URUBU,
MÉDIO AMAZONAS, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas como requisito para a obtenção do título de mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Agrobioenergia, análise e manejo de recursos amazônicos.

Orientador: Prof. Dr. Erico Luís Hoshiba
Takahashi

Itacoatiara/AM
2020

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

H663c Hinnah, Rafael
Composição da ictiofauna de três afluentes do rio Urubu, Médio Amazonas, Brasil / Rafael Hinnah. 2020
127 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Erico Luís Hoshiba Takahashi
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Comunidade de peixes. 2. Riqueza de espécies. 3. Distribuição de peixes. 4. Apetrecho de coleta. 5. Captura de peixe. I. Takahashi, Erico Luís Hoshiba II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

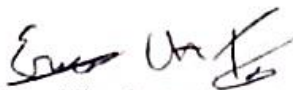
Rafael Hinnah

Composição da Ictiofauna de três afluentes do Rio Urubu,
Médio Amazonas, Brasil.

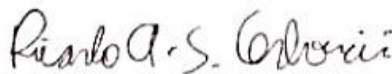
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como parte do requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Recursos Amazônicos.

Aprovado(a) em 03 de março de 2020.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Érico Luís Hoshiba Takahashi (PPGCTRA) (Presidente)
Universidade Federal do Amazonas



Prof. Dr. Ricardo Augusto Serpa Cerboncini (UEA)
Universidade Federal do Amazonas



Prof. Dr. Lourivaldo Klemann Júnior (PPGCTRA)
Universidade Federal do Amazonas

Dedico a realização deste trabalho a meus pais, Ayrton e Erica Hinnah e aos meus irmãos Tiago e Luciano, com os quais gostaria de passar mais tempo e a minha esposa Sullenn que me acompanha a muitos anos.

AGRADECIMENTOS

À deus que permitiu a conclusão de mais esta etapa na minha vida;

À meus pais pelo apoio incondicional durante e vida toda, com apoio, cuidados, incentivo moral e financeiro;

À minha esposa que me acompanha a tanto tempo e que sempre que necessário se faz presente, me incentivando, apoiando e ajudando;

Ao professor Dr^o Érico por todas as orientações, dicas, paciência, disponibilidade e auxílio enorme na realização das atividades;

Ao Sidney pelo ânimo, disposição e coragem para ajudar a executar as coletas extremamente complicadas e difíceis;

À Dr^a Rafaela pelos inúmeros auxílios, dicas e por todas as horas de trabalho empregadas na realização de várias atividades necessárias para realização desse mestrado;

Ao grande amigo Wagner, pela disponibilização de equipamentos sempre que solicitado, permitindo assim a execução das coletas de campo;

Ao Prof. Me. Bruno que quando solicitado colaborou de forma significativa;

As amigas que ganhei durante o mestrado, Rayanna e Rayane, as quais ajudaram nas etapas realizadas de laboratório e forneceram dicas valiosas;

As amigas Camila e Mariana que se dispuseram a ajudar durante a realização das coletas;

À Mil Madeiras Preciosas representada pelo Marcos que gentilmente sempre se colocaram à disposição, cedendo espaço e informações para realização das atividades desse mestrado;

À UFAM, ao ICET, a CAPES e o PPGCTRA por tornarem possível a execução deste trabalho;

Aos professores doutores do ICET, Welma, Isabel, Santiago, Gustavo e da UEA, Louri e Ricardo que se disponibilizaram a participarem da banca da disciplina de Seminários, da qualificação e da dissertação de modo a contribuírem para evolução do trabalho;

Ao INPA e a Victoria disponíveis para identificação e depósito das espécies de peixes;

E a toda a comunidade ribeirinha ao longo dos corpos d'água estudados, que sempre nos atenderam com cordialidade e em algumas ocasiões nos cederam espaço para execução das atividades de campo.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I

FIGURA 1 – Mapa topográfico da região de Silves e Itacoatiara com os pontos de coleta	28
FIGURA 2 – Regiões de coleta.....	29
FIGURA 3 – Número total de espécies coletadas em cada Ordem nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.	39
FIGURA 4 – Exemplos representativos das espécies de peixes nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.	40
FIGURA 5 – Número total de espécies coletadas em cada Família nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.	42
FIGURA 6 – Duas espécies de peixes do gênero Moenkhausia, possivelmente novas para ciência, capturadas nos rios Anebá e Sanabani, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.....	43
FIGURA 7 – Número de espécies de peixes compartilhadas entre os rios, entre as regiões de coleta e entre as épocas de coleta nos rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.....	44
FIGURA 8 – Curva de acumulação de espécies de peixes nos rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019, considerando o número total de amostragens em cada rio..	44
FIGURA 9 – Diagrama de similaridade das comunidades de peixes dos pontos de coleta, baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, demonstrando o agrupamento baseado na composição de peixes dos pontos de amostragem. Cophen. Corr.: 0,8682. Boot N.: 9999, mostrou não existir distorções significativas no dendrograma obtido.	46
FIGURA 10 – Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, demonstrando o agrupamento baseado na abundância de peixes dos pontos de amostragem. Stress: 0,1025; R ² : Axis 1: 0,8699; Axis 2: 0,0174.....	48

CAPÍTULO II

FIGURA 1 – Mapa de localização da área de estudo.....	86
FIGURA 2 – Regiões de coleta.....	88
FIGURA 3 – Execução da técnica de arrasto.....	89
FIGURA 4 – Aplicação das malhadeiras	90
FIGURA 5 – Armadilhas utilizadas na coleta de peixes.....	91
FIGURA 6 – Exemplos representativos das espécies de peixes coletadas com os três apetrechos de coleta nos três afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019.	100

FIGURA 7 – Compartilhamento de espécies de peixes entre os apetrechos de coleta, nos nove pontos amostrais dos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019.	102
FIGURA 8 – Diagrama de similaridade das comunidades de peixes, baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, demonstrando o agrupamento baseado na composição de peixes dos pontos de amostragem e apetrechos de coleta. Cophen. Corr.: 0,8801. Boot N.: 9999, mostrou não existir distorções significativas no dendrograma obtido.	104
FIGURA 9 – Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis com dados Log10, demonstrando o agrupamento baseado na abundância de peixes dos pontos de amostragem e apetrechos de coleta. Stress: 0,2013; R ² : Axis 1: 0,4906; Axis 2: 0,2038.	106

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

TABELA 1 – Características dos nove pontos de amostragem nas duas coletas realizadas.....	34
TABELA 2 – Lista sistemática de peixes dos rios Anebá, Carú e Sanabani.	35
TABELA 3 – Porcentagem (%) de espécies de peixes em cada ordem, por região de coleta, em relação ao número total de espécies encontradas em cada ponto.	41
TABELA 4 – Abundância de indivíduos e riqueza de espécies de peixes dos pontos de coleta nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.	43
TABELA 5 – Resultados da ANOVA (Rios e Pontos) e Teste T (coletas) para diferenças de riqueza de espécies de peixes nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.....	45
TABELA 6 – Resultados da PERMANOVA (Permutações = 9999, matriz de similaridade de Bray-Curtis) para os fatores ambientais sobre a composição de espécies de peixes nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.....	45

CAPÍTULO II

TABELA 1 – Lista sistemática de peixes por apetrecho de coleta	94
TABELA 2 – Ordens mais representativas em cada apetrecho para abundância de indivíduos e riqueza de espécies nos nove pontos amostrais dos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019.	98
TABELA 3 – Famílias mais representativas em cada apetrecho para abundância de indivíduos e riqueza de espécies nos nove pontos amostrais dos três rios afluentes ao rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019.	99
TABELA 4 – Abundância de indivíduos, número de espécies, famílias e ordens de peixes registrados com cada apetrecho de coleta, na somatória dos nove pontos amostrais dos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019.....	101
TABELA 5 – Resultados do teste Pairwise da ANOSIM (Permutações = 9999, matriz de similaridade de Bray-Curtis) para composição das assembleias de peixes obtidas com os três apetrechos de coleta nos nove pontos dos rios afluentes ao rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro e julho de 2019.....	103
TABELA 6 – Resultados do teste Pairwise da ANOSIM sobre a composição espécies de peixes, (Permutações = 9999, matriz de similaridade de Bray-Curtis) para os três apetrechos de coleta nos nove pontos amostrais dos rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019	103

SUMÁRIO

1.	APRESENTAÇÃO	12
1.1	Justificativa.....	12
1.2	Objetivos	13
1.2.1	<i>Objetivo geral</i>	14
1.2.2	<i>Objetivos específicos</i>	14

CAPÍTULO I

1.	INTRODUÇÃO	19
2.	MATERIAL E MÉTODOS	26
2.1	Área de estudo	26
2.2	Coleta de dados.....	27
2.2.1	<i>Métodos de coleta</i>	30
2.2.2	<i>Amostras coletadas</i>	31
2.3	Análise dos dados	31
3.	RESULTADOS	34
4.	DISCUSSÃO	34
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60
	REFERÊNCIAS	61

CAPÍTULO II

1.	INTRODUÇÃO	78
2.	MATERIAL E MÉTODOS	84
2.1	Área de estudo	84
2.2	Coleta de dados.....	84
2.2.1	<i>Pontos de amostragem</i>	85
2.2.2	<i>Métodos de coleta</i>	88
2.2.3	<i>Amostras coletadas</i>	91
2.3	Análise dos dados.....	92
3.	RESULTADOS	94
4.	DISCUSSÃO	107
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	117
	REFERÊNCIAS	118

1. APRESENTAÇÃO

Esta dissertação foi dividida em três etapas. Inicialmente é feita essa apresentação onde são fornecidas informações sobre as divisões do trabalho, suas justificativas e objetivos. Em sequência, seguem os dois capítulos resultantes do trabalho de pesquisa realizado por Rafael Hinnah no mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos (PPGCTRA) do Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia (ICET) da Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

A escolha desse formato de apresentação foi feita visando tornar a leitura mais clara e objetiva pela divisão dos tópicos abordados no presente trabalho. Os dados que originaram a elaboração de ambos os capítulos são provenientes das mesmas coletas de informações, diferenciando para cada situação as variáveis estudadas. Dessa maneira boa parte da metodologia empregada em cada capítulo coincide.

Cada capítulo está dividido conforme as normas de redação de dissertação do regimento geral da pós-graduação da UFAM, sendo compreendida por Resumo, Abstract, Materiais e métodos, Resultados, Discussões, Considerações finais e Referências bibliográficas. Os itens Justificativas e Objetivos contemplam todo estudo.

O primeiro capítulo aborda a caracterização da ictiofauna de três rios de pequeno porte afluentes do rio Urubu, no município de Silves/AM, avaliando e comparando as diferenças na estrutura da comunidade de peixes entre cada rio, a distribuição longitudinal da fauna de peixes nestes três rios e as mudanças sazonais na composição de espécies entre os períodos de coleta.

No segundo capítulo o objeto da discussão são as diferenças da composição de espécies de peixes e as variações de riqueza e de diversidade obtidas com a utilização de diferentes métodos de captura de peixes em três regiões distintas dos rios Anebá, Carú e Sanabani.

1.1 Justificativa

Nas últimas décadas vem ocorrendo um aumento da população urbana, bem como dos processos industriais a ela atrelados, tais acontecimentos geram aumento da poluição no meio ambiente, especialmente em ambientes aquáticos. Fatores como ausência de mata ripária, despejos de efluentes e agrotóxicos e alterações dos habitats tendem a acelerar o estresse desses ambientes, exercendo uma profunda e negativa influência no ecossistema, podendo causar variações na distribuição espaço-temporal e na estruturação das assembleias de peixes desses ambientes (COPATTI *et al.*, 2009).

O estudo sobre a diversidade da ictiofauna de um determinado ecossistema, em especial a compreensão dos padrões de variação dos atributos da comunidade, são de fundamental importância para entender as possíveis alterações causadas pelos impactos ambientais de ações antrópicas e para avaliações do estado de conservação dos sistemas ecológicos. A avaliação da rica diversidade amazônica é negativamente afetada pelo conhecimento incompleto da bioecologia e sistemática dos principais táxons (ALMEIDA, 2010).

O entendimento dos padrões de diversidade observado em ambientes naturais constituem na base para propostas de conservação. Esta investigação serve como registro da biodiversidade de peixes das bacias hidrográficas dos rios Anebá, Carú e Sanabani, fornecendo informações que podem ser usadas para estabelecer estratégias de manejo adequadas e exploração racional desses locais, visando a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade dos ambientes estudados, já que os ecossistemas aquáticos da região sofrem pressão pela expansão e ocupação humana e exploração dos recursos naturais, mas possuem poucos estudos dos ecossistemas e organismos aquáticos do seu entorno.

Como fator relevante do projeto, ressalta-se que não existem estudos, nem dados sobre a fauna de peixes nas regiões dos corpos d'água estudados. Estas microbacias apresentam características bem distintas comparadas as grandes calhas que já foram estudadas assim como pequenos igarapés e lagos onde se realizam a maioria dos estudos similares no Amazonas, fornecendo assim informações sobre alguns aspectos populacionais de peixes em locais distintos de diferentes rios da região.

Outro fator relevante é identificação dos efeitos da utilização de diferentes meios de coleta de peixes na obtenção de dados relacionados a fauna de peixes em rios de pequeno porte na região do médio Amazonas, pois grande parte dos estudos relacionados a área são realizados em locais ou países diferentes, ou utilizam somente um método de captura de peixes. Desta maneira o estudo pode fornecer informações importantes para obtenção de dados mais significativos em trabalhos futuros de levantamento de ictiofauna em locais com características semelhantes, já que estes se fazem muito necessários a região devido a quantidade estimada de espécies de peixes ainda não reconhecidas.

1.2 Objetivos

Neste tópico são explanados os principais objetivos da presente Dissertação de Mestrado.

1.2.1 Objetivo geral

Considerando a falta de informações em vários locais da região Amazônica, o presente trabalho objetiva estudar a composição e distribuição das espécies de peixes ao longo dos rios Anebá, Carú e Sanabani, de modo a caracterizar sua distribuição longitudinal em diferentes períodos do ciclo sazonal. A hipótese a ser testada, fundamenta-se que devam existir diferenças na estrutura da comunidade de peixes, em decorrência das variações espaciais e sazonais.

1.2.2 Objetivos específicos

- a) Comparar a riqueza, composição e abundância de peixes entre os três rios e as três regiões distintas de cada rio e entre os dois períodos hidrológicos de coleta.
- b) Verificar e comparar a eficiência relativa de três metodologias de coleta, rede de arrasto, armadilhas e malhadeiras, em relação à riqueza e composição de espécies, abundância de capturas e diversidade de Shannon.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M.C. **Composição, abundância e pesca da ictiofauna como indicadores do estado de conservação de dois lagos de várzea no baixo rio Amazonas (Brasil)**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.
- COPATTI, C.E., ZANINI, L.G., VALENTE, A. Ictiofauna da microbacia do rio Jaguari - Jaguari/RS. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 2, p. 613-619, 2009.

CAPÍTULO I

DISTRIBUIÇÃO LONGITUDINAL DA ICTIOFAUNA DE TRÊS AFLUENTES DO RIO URUBU, MÉDIO AMAZONAS, BRASIL

RESUMO

A bacia amazônica é a maior bacia hidrográfica do mundo, apresentando a maior e mais diversificada fauna de peixes de água doce. Porém, devido ao seu complexo sistema fluvial e a quantidade relativamente pequena de estudos realizados em suas águas, principalmente em bacias de drenagem de rios de água preta, várias espécies ainda não são conhecidas pela ciência e sua fauna ainda não é totalmente definida. Elementos estruturais do ambiente, fatores físico-químicos da água e a variação temporal estruturam as assembleias de peixes interferindo na dinâmica populacional das espécies. Espera-se um gradiente longitudinal positivo de riqueza e abundância de peixes ao longo dos rios, assim como alterações na composição de suas assembleias em diferentes épocas e entre diferentes corpos d'água. Considerando a falta de informações em vários locais da Amazônia, este trabalho objetiva avaliar a composição e distribuição das espécies de peixes ao longo dos rios Anebá, Carú e Sanabani, caracterizando sua distribuição longitudinal em dois períodos do ciclo sazonal (enchente e cheia), através de duas coletas em três áreas distintas de cada rio, utilizando rede de arrasto, armadilhas e malhadeiras. Em cada unidade amostral foram determinados os valores de riqueza de espécies, sendo comparada através de análise de variância (ANOVA) e Teste T Student. Visando resumir os padrões de similaridade da assembleia de peixes em relação aos locais de amostragem a composição e a abundância foram avaliadas através de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e por análise de Cluster, utilizando o índice quantitativo de Bray-Curtis como medida de semelhança. Testes de Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) foram aplicados para verificar a existência de diferenças significativas ($p < 0,05$) na composição da ictiofauna entre os três rios, entre as regiões de cada rio e entre os períodos de coleta. Os resultados apresentam 147 espécies de peixes, distribuídas em 35 famílias e 10 ordens, sendo as ordens predominantes Characiformes, Siluriformes e Cichliformes, tendo como famílias mais representativas Characidae e Cichlidae. As espécies mais abundantes foram compostas por indivíduos de pequeno porte (*Hemigrammus analis*, *Hemigrammus levis*, *Hemigrammus melanochrous*, *Anchoviella guianensis*, e *Hemigrammus bellottii*) representando 56,42% dos indivíduos capturados. Cinco famílias (Bryconidae, Poeciliidae, Prochilodontidae, Trichomycteridae, Triportheidae) e 60 espécies (duas novas para ciência), não possuíam registro na bacia do rio Urubu. Os testes realizados indicam aumento na riqueza e abundância de peixes de montante a jusante de cada rio e diferença na composição da ictiofauna dos três rios, das três regiões de cada rio e entre os dois períodos de coleta, indicando a influência de elementos estruturais do ambiente, fatores físico-químicos da água e do ciclo das águas na comunidade de peixes. Os resultados demonstram a importância de realização de amostragens em vários locais e em diferentes épocas para capturar diferentes espécies de peixes que habitam cada região. Destaca-se ainda que as regiões do rio com maiores dimensões, formada pelos lagos na foz dos três rios com o rio Urubu, pode ser adotada para estudos de levantamento ictiofaunísticos, uma vez que é representativa da composição de espécies da assembleia de peixes em cada rio.

Palavras - chaves: Comunidade de peixes. Riqueza de espécies. Assembleia de peixes. Distribuição de peixes.

ABSTRACT

The Amazon basin is the largest hydrographic basin in the world, presenting the largest and most diverse fauna of freshwater fish. However, due to its complex fluvial system and the relatively small number of studies carried out in its waters, mainly in drainage basins of black water rivers, several species are still not known by science, and their fauna is not yet fully defined. Structural elements of the environment, physical-chemical factors of the water and the temporal variation structure fish assemblages interfering in the population dynamics of the species. A positive longitudinal gradient of richness and abundance of fish is expected along the rivers, as well as changes in the composition of their assemblies at different times and between different bodies of water. Considering the lack of information in several places in the Amazon, this work aims to evaluate the composition and distribution of fish species along the Anebá, Carú and Sanabani rivers, characterizing their longitudinal distribution in two periods of the seasonal cycle (rising waters and flooded), through of two collections in three different areas of each river, using seine, traps and gill nets. In each sample unit, the species richness values were determined, being compared through analysis of variance (ANOVA) and Student T test. In order to summarize the similarity patterns of the fish assemblage in relation to the sampling sites, the composition and abundance were evaluated with Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) and Cluster analysis using the Bray-Curtis quantitative index as a measure of similarity. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) tests were applied to verify the existence of significant differences ($p < 0.05$) in the composition of the ichthyofauna between the three rivers, between the regions of each river and between the periods of collection. The results show 147 species, distributed in 35 families and 10 orders, being predominant the Characiformes, Siluriformes and Cichliformes, having as most representative families Characidae and Cichlidae. The most abundant species were composed of small individuals (*Hemigrammus analis*, *Hemigrammus levis*, *Hemigrammus melanochrous*, *Anchoviella guianensis*, and *Hemigrammus bellottii*) representing 56.42% of the individuals captured. An order (Gobiiformes), five families (Bryconidae, Poeciliidae, Prochilodontidae, Trichomycteridae, Triportheidae) and 60 species (two new for science), had no record in the Urubu River basin. The tests carried out indicate an increase in the richness and abundance of fish upstream of each river and a difference in the composition of the ichthyofauna of the three rivers, of the three regions of each river and between the two collection periods, indicating the influence of structural elements of the environment, physico-chemical factors of water and the water cycle in the fish community. The results demonstrate the importance of sampling in different locations and at different times to capture different species of fish that inhabit each region. It is also noteworthy that the larger river regions, formed by the lakes at the mouth of the three rivers with the Urubu river, can be adopted for ichthyofaunistic survey studies, since it is representative of the species composition of the fish assemblage in each River.

Keywords: Community of fish. Species richness. Fish assemblage. Fish distribution.

1. INTRODUÇÃO

A bacia amazônica é a maior bacia hidrográfica do mundo, formada pelo rio Amazonas e um incontável número de outros rios e pequenos riachos, abrangendo aproximadamente 60% do território nacional, possuindo mais de 7,3 milhões de km² de área (JUNK *et al.*, 2007). É constituída por um sistema complexo de interação entre diversos tipos florestais, áreas de campinas naturais e diversos ecossistemas aquáticos que passam por profundas mudanças sazonais devido a inundações periódicas que ocorrem como um ciclo unimodal anual, com um período regular de águas altas e outro de águas baixas (BARTHEM; FABRÉ, 2004; JUNK *et al.*, 1989).

A ictiofauna da região neotropical é conhecida pela sua diversidade e elevada riqueza (LEAL *et al.*, 2018). A grande quantidade de ecossistemas aquáticos e sua enorme extensão permitem que a bacia amazônica apresente a maior e mais diversificada fauna de peixes de água doce do mundo (BARTHEM; FABRÉ, 2004; DAGOSTA; PINNA, 2019; JUNK *et al.*, 2007; REIS *et al.*, 2003). Atualmente existem 2716 espécies de peixes registradas na bacia Amazônica (1696 endêmicas), distribuídas em 529 gêneros, 60 famílias e 18 ordens. Destas, as ordens mais ricas em espécies são a Characiformes e Siluriformes, seguida dos Perciformes, assim como em outras regiões neotropicais (DAGOSTA; PINNA, 2019).

Nas últimas décadas houve um aumento expressivo e significativo de espécies de peixes descritas e estudadas no Brasil (BACKUP *et al.*, 2007; JUNK *et al.*, 2007; NOGUEIRA *et al.*, 2010). Pressupõe-se que a descrição completa das espécies existentes ainda esteja longe de ser atingida (OTA *et al.*, 2015) e apesar das novas descrições a cada ano, várias espécies ainda não são conhecidas pela ciência (FROTA *et al.*, 2016; GALVES *et al.*, 2009; LANGEANI *et al.*, 2007). Estimativas da riqueza de espécies final variam de 3.000 até 5.000 (ALBERT; CARVALHO, 2011; JUNK *et al.*, 2007; LOWE-MCCONNELL, 1999).

A ictiofauna da região da várzea amazônica pode ser considerada razoavelmente bem conhecida, em função da ocupação humana histórica e exploração intensa da pesca comercial e de subsistência (SMITH, 1979). Entretanto, em decorrência do tipo de amostragem realizada, a maior parte dos exemplares obtidos refere-se a peixes de médio a grande porte, típicos dos desembarques da pesca regional, como resultado, pouco se sabe sobre os padrões de distribuição das espécies de pequeno porte e daquelas de pouco interesse comercial, as quais representam a grande maioria das espécies de peixes existentes na região (DAGOSTA; PINNA, 2019; ZUANON *et al.*, 2008), representadas em sua maior parte (56%) por espécies das famílias Characidae, Loricariidae, Cichlidae, Cynolebiidae e Callichthyidae (DAGOSTA; PINNA,

2019). Associados ao pequeno porte, o grau relativamente elevado de endemismo e a ocupação de micro-habitat bastante específicos são fatores que acentuam a necessidade de conservação dos diversos ambientes (CASATTI; CASTRO, 1998).

A grande maioria dos estudos sobre a estrutura de assembleias de peixes na região do médio Amazonas foram realizados em furos, lagos de várzea e pequenos igarapés nas proximidades de Manaus (FREITAS; GARCEZ, 2004; SAINT-PAUL *et al.*, 2000; SIQUEIRA-SOUZA; FREITAS, 2004). Segundo Zuanon *et al.* (2008), a várzea do rio Amazonas entre Manaus - AM e Almeirim - PA é provavelmente a menos conhecida, existindo poucos estudos sobre padrões sazonais nas assembleias de organismos aquáticos na região do médio Amazonas a jusante da confluência com o rio Madeira. As bacias de drenagem dos rios Urubu e Uatumã, assim como do Trombetas e Paru são pouco conhecidas quanto à composição da ictiofauna, apresentando grandes lacunas de conhecimento quanto à sua estrutura de peixes, possuindo poucas espécies relatadas, casos raros de endemismo e poucas espécies compartilhadas entre si (DAGOSTA; PINNA, 2019).

Ademais, devido à enorme grandeza da região amazônica, o grande número de pequenos riachos e as enormes lacunas no conhecimento, há muitos locais onde não há estudos sobre a diversidade e distribuição de peixes e ainda há muitas espécies desconhecidas (BARLETTA *et al.*, 2010; JUNK *et al.*, 2007; NOGUEIRA *et al.*, 2010). Apesar das recentes publicações abrangendo regiões e temas de importância relevante, faltam estudos em vários locais (BARROS *et al.*, 2013; FREITAS *et al.*, 2013; QUEIROZ *et al.*, 2013). Regiões mais isoladas como cabeceiras de rios e pequenos igarapés apresentam maiores dificuldades de acesso e de coleta (OBERDORFF *et al.*, 2019), implicando em áreas geralmente mal amostradas que compreendem um grande número de espécies com problemas de identificação (ANJOS, 2009). As assembleias de peixes nesses locais tendem a ser muito diversas e endêmicas (KEMENES; FORSBERG, 2014). Pouco se conhece sobre a ictiofauna e seus padrões ecológicos de variação temporal e espacial em pequenos rios da região amazônica mais afastados de áreas povoadas. Estes corpos d'água constituem a maioria dos ambientes em redes fluviais (DUNHAM *et al.*, 2009) e apresentam grande riqueza de espécies de peixes, podendo compor até 50% das espécies registradas na Amazônia (MOJICA *et al.*, 2014).

O entendimento da dinâmica e a regulação de um processo ecológico específico requer monitoramento em escalas espaciais e temporais apropriadas. Escalas inadequadas podem ser insuficientes para capturar a dinâmica espaço-temporal da comunidade de peixes (ZHAO *et al.*, 2017), de modo que mais espécies devem ser amostradas com pouca intensidade amostral se a distribuição espacial e temporal for bem projetada (CABRAL; MURTA, 2004), já que a

distribuição de algumas espécies mudam em diferentes escalas espaciais e temporais (GILLIERS *et al.*, 2006). Amostragens com duração prolongada muitas vezes resultam em alto custo de execução e valores de abundância altas para algumas espécies devido à pouca distribuição e movimentação de espécies no local amostral durante a realização de uma amostragem (ZHAO *et al.*, 2017).

A riqueza e abundância observada na bacia amazônica está relacionada a aspectos ambientais (OBERDORFF *et al.*, 2019) como a variação do nível da água (JUNK *et al.*, 1989; VANNOTE *et al.*, 1980), complexidade de biótopos (lagos, rios e igarapés) e habitats (bancos de macrófitas aquáticas, região de floresta alagada) (LEAL *et al.*, 2018). As espécies de peixes apresentam diversas características de vida, acarretando em diferentes padrões de distribuição e movimentação em escalas espaço-temporais (SHIMADZU *et al.*, 2013). Elementos estruturais do hábitat como largura (BARROS, 2008; OBERDORFF *et al.*, 2019) e profundidade do canal do rio (BARROS, 2008; POUILLY; RODRIGUEZ, 2004; RODRIGUEZ; LEWIS, 1997; SÚAREZ *et al.*, 2004), cobertura da mata ciliar e tipo de substrato ribeirinho estruturam as assembleias de peixes e influenciam a distribuição dos peixes em ambientes naturais ou modificados pelo homem (JUNK; WANTZEN, 2004; MORENO-VALCÁRCEL *et al.*, 2013), assim como fatores físico-químicos da água como pH, oxigênio dissolvido, transparência (MELO *et al.*, 2009), velocidade do fluxo da água (WILLIS *et al.*, 2005), temperatura (CETRA; PETRERE, 2006; OBERDORFF *et al.*, 2019), vazão (UIEDA; BARRETTO, 1998) e a variação temporal relacionada a inundações e secas periódicas (pulso de inundação). Dessa maneira, a estrutura das assembleias, suas variações temporais e espaciais mesmo em ambientes próximos (JACKSON *et al.*, 2001) e a seleção de habitat dos peixes em rios é influenciada pelo ciclo hidrológico, por fatores abióticos (CASATTI *et al.*, 2006; WOLFSHAAR *et al.*, 2011) e por motivos humanos (uso da ocupação do solo, sobre exploração e poluição) (AGOSTINHO *et al.*, 2006; CUNICO *et al.*, 2006), que levam a alterações da qualidade do habitat, mudanças na disponibilidade de recursos alimentares e na diversidade de peixes (CASATTI *et al.*, 2009).

As características físicas (temperatura, cor, turbidez) e químicas (pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo, matéria orgânica) da água geralmente são agrupadas ou consideradas nos aspectos estéticos, econômicos, organolépticos e ecológicos e são importantes para sustentação e equilíbrio da vida animal e vegetal nos corpos d'água (PIVELI; KATO, 2005). Suas aplicações nos estudos e fenômenos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos as tornam importantes na maioria dos trabalhos envolvendo ictiofauna.

Apesar dos peixes possuírem adaptações notáveis que os permitem ocupar diferentes tipos de sistemas aquáticos, o efeito das variáveis ambientais sobre a composição de espécies, com base em dados de abundância e presença ou ausência, demonstra que fatores como o aumento de vazão, largura e profundidade geram maior diversidade de micro-habitats, podendo proporcionar ambientes mais facilmente colonizáveis do que aqueles encontrados nas cabeceiras (BARROS, 2008), que possuem dimensões físicas reduzidas, menores vazões e profundidade, lhes conferindo maior suscetibilidade a influências externas (variações sazonais ou aleatórias) e considerável instabilidade ambiental, o que geralmente se reflete numa menor riqueza absoluta de espécies (ARRUDA, 2017).

Estudos demonstram que a riqueza e composição das espécies de peixes podem mudar gradualmente em direção à foz de rios de áreas planas (CARDOSO *et al.*, 2016; VANNOTE *et al.*, 1980). As variáveis físicas de um rio se modificam exibindo um gradiente contínuo das cabeceiras para a foz, com as comunidades biológicas se ajustando pela substituição de espécies para utilizar com maior eficiência a energia disponível (VANNOTE *et al.*, 1980). A substituição de fontes de energia alóctones por autóctones pode alterar a estrutura das comunidades com as quais algumas espécies são excluídas e outras favorecidas (FERREIRA; CASATTI, 2006). A maior variedade de oportunidades ecológicas, disponibilidade de recursos mais abundantes e condições físicas mais estáveis, possibilitam a adição de espécies ao longo do rio (TOS *et al.*, 2014). Por outro lado, a riqueza de espécies pode ser diminuída a jusante por efeitos cumulativos de poluentes (MATTHEWS, 1998) e por mudanças no canal do rio que podem afetar as características de continuidade, como corredeiras, cachoeiras e barragens que restrinjam o movimento dos peixes (CARDOSO *et al.*, 2016).

Nos rios é esperado um gradiente longitudinal positivo de riqueza de espécies devido ao menor tamanho da população e altas taxas de extinção nas partes superiores decorrentes das pequenas dimensões do rio (ROSENZWEIG, 1995), com o inverso ocorrendo nas regiões mais baixas, devido ao aumento da produtividade, conectividade e diversidade de habitat ocasionadas pelo aumento do volume do rio (MUNEEPEERAKUL *et al.*, 2008), oferecendo um número maior de nichos disponíveis, favorecendo a coexistência de um número maior de espécies (ROSENZWEIG, 1995). Geralmente cabeceiras apresentam condições mais severas de habitat podendo impedir a colonização de algumas espécies devido a fatores como altas altitude, vazão, velocidade da água e profundidade do canal (OBERDORFF *et al.*, 2019; SUVARNARAKSHA *et al.*, 2012). Esses locais mantêm espécies de peixes com distribuição limitada ou em certas ocasiões desconhecidas pela ciência (ARAÚJO; TEJERINA-GARRO,

2007), com pouco valor comercial e grande relação com a mata ciliar para alimentação, reprodução e abrigo (LANGEANI *et al.*, 2005).

A bacia Amazônica apresenta elevada diversidade de espécies de peixes, riqueza esta atrelada a um conjunto de fatores ecológicos estruturantes. Variações espaciais também alteram a disponibilidade de habitats e as condições físicas gerais do ambiente, influenciando na estrutura e composição de peixes a elas associadas (BUHRNHEIM; COX FERNANDES, 2003; CASATTI *et al.*, 2006; HENDERSON; ROBERTSON, 1999). O pulso de inundação ocasiona oscilações no nível d'água dos rios e lagos da região, alagando parte da planície aluvial adjacente modificando os diversos ambientes (LEAL *et al.*, 2018), gerando assim severas modificações no comportamento, abundância e diversidade das espécies de peixes (BARBOSA *et al.*, 2015; JUNK *et al.*, 2007; LOWE-MCCONNELL, 1999) alterando sua distribuição durante os diferentes períodos.

A grande sazonalidade no ecossistema amazônico modifica drasticamente os habitats aquáticos. Assim as espécies amazônicas apresentam estratégias notáveis para se adaptarem às mudanças sazonais nos diversos ambientes que ocupam, incluindo modificações morfológicas, fisiológicas e comportamento de migrações (BARTHEM; FABRÉ, 2004). No estudo realizado por Copatti e Copatti (2011), verifica-se que tanto a riqueza como abundância de espécies são afetadas por mudanças sazonais que implicam na alteração dos parâmetros abióticos, interferindo na dinâmica populacional das espécies.

As variações temporais e espaciais influenciadas pelas flutuações hidrológicas são importantes para o conhecimento dos padrões distributivos dos peixes amazônicos, e entendimento ecológico de suas populações de peixes (ANJOS, 2009), pois são fatores determinantes do comportamento, distribuição e diversidade dos peixes que habitam seus rios e lagos (PEREIRA, 2010; NOVERAS *et al.*, 2012; RÖPKE *et al.*, 2015) influenciando assim na riqueza e abundância de espécies em cada período (LOWE-MCCONNELL, 1999; SAINT-PAUL *et al.*, 2000; SIQUEIRA-SOUZA; FREITAS, 2004).

Os processos ecológicos de rios e lagos da planície amazônica continuamente conectados entre si são diretamente influenciados pela variação no nível das águas dos grandes rios (CENTOFANTE; MELO, 2012; HUMPHRIES *et al.*, 2014; JUNK *et al.*, 1989; SILVA *et al.*, 2013). O ciclo das águas nas planícies de inundação é um fator determinante para a comunidade de organismos aquáticos presente nestes corpos d'água (JUNK *et al.*, 1989; LOWE-MCCONNELL, 1999), pois altera a estrutura dos rios e lagos ampliando e restringindo a quantidade de ambientes, permitindo que os peixes explorem diversos habitats e recursos, tornando-os adequados para determinadas espécies de peixe em cada época (JUNK *et al.*, 2006;

WINEMILLER *et al.*, 2000), influenciando assim as espécies com diferentes modos de vida, gerando variações acentuadas na composição e abundância da ictiofauna (AGOSTINHO *et al.*, 2001; CENTOFANTE; MELO, 2012; JUNK *et al.*, 1989).

Na planície amazônica as variações do nível d'água entre os períodos de água altas e baixas ultrapassam os 15 m, afetando fortemente as assembleias de peixes (FARIAS *et al.*, 2017; JUNK *et al.*, 1989; SCARABOTTI *et al.*, 2011). No período chuvoso, os altos níveis da água resultam na expansão lateral dos corpos d'água permanentes, aumentando a conectividade, formando novos corpos d'água temporários e disponibilizando novos habitats para organismos aquáticos (PETRY *et al.*, 2003). Nestas condições o nível d'água excede o limite das margens propiciando a exploração de novas fontes alimentares por parte da comunidade íctica local (ANJOS, 2009). A mata de várzea apresenta grande produção biológica, sendo um ambiente muito utilizado por peixes provenientes de outras áreas (LOWE-MCCONNELL, 1999), já que a região é uma excelente fonte de alimentação alóctone (CLARO-JR. *et al.*, 2004; SOUZA, 2012).

Nos rios da Amazônia os peixes realizam movimentos sazonais em função das inundações periódicas, de modo que durante o período de águas altas ocorre uma maior conectividade entre os diferentes corpos d'água (BENONE *et al.*, 2018; SOUZA, 2012) garantindo maior disponibilidade espacial com consequente aumento da movimentação e exploração dos peixes a novos habitats criados pelo aumento da relação dos ecossistemas terrestre e aquático (JUNK; WANTZEN, 2004; MELO *et al.*, 2009), permitindo acesso a novos locais para alimentação, proteção e reprodução (CLARO-JR *et al.*, 2004; CORREA *et al.*, 2008; LOWE-MCCONNELL, 1999; SAINT-PAUL *et al.*, 2000; SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001; SIQUEIRA-SOUZA *et al.*, 2016), acarretando em uma maior complexidade da comunidade de peixes através da entrada de novos indivíduos (SANTOS *et al.*, 2015). A distribuição dos peixes está associada à mistura de habitats encontrados em um local, geralmente locais com maior diversidade de substratos, variedade de recursos alimentares e refúgios, possuem maiores comunidade de peixes (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1998; KEMENES; FORSBERG, 2014).

Durante a seca quando os corpos d'água retraem, acontece a diminuição ou perda de ambientes aquáticos com consequente restrição da movimentação dos peixes e direcionamento destes ao leito principal dos rios ou a novos tributários (DINGLE; DRAKE, 2007), para realização de migrações reprodutivas ou tróficas (ANJOS, 2009; LOWE-MCCONNELL, 1999), podendo estreitar e especificar a composição das assembleias de peixes em ambientes menores (PETRY *et al.*, 2003; FREITAS *et al.*, 2010; WOLFSHAAR *et al.*, 2011). Espécies

migradoras vão em direção ao leito principal do rio, enquanto que as residentes tendem a mover-se para locais como os paranás e lagos mais profundos (CORREA *et al.*, 2008; FREITAS; GARCEZ, 2004, POUILLY; RODRIGUEZ, 2004).

Variações no nível d'água criam assembleias de peixes mais homogêneas no período de cheia devido a maior dispersão das espécies por toda a área alagada (BELTRÃO; SOAREZ, 2018; JUNK *et al.*, 1989; SAINT-PAUL *et al.*, 2000) e mais heterogêneas durante o período de seca devido a fatores de isolamento (JUNK, 1980; SCARABOTTI *et al.*, 2011, THOMAZ *et al.*, 2007).

Tendo em vista as informações supracitadas, este estudo tem como objetivo a caracterização longitudinal da ictiofauna dos rios Anebá, Carú e Sanabani, pertencentes a bacia hidrográfica do Rio Urubu no estado do Amazonas, Brasil, comparando a riqueza e composição das assembleias de peixes entre os três rios, entre as três regiões de coleta e entre as duas épocas do ciclo hidrológico, através de coletas de peixes em três regiões distintas de cada rio em duas épocas do ano. A hipótese a ser testada, baseia-se na ideia que variações espaciais e sazonais ocasionem diferenças na estrutura da comunidade de peixes entre os rios, entre as diferentes regiões de cada rio e nos dois períodos de coleta.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em três rios de pequeno porte afluentes da margem esquerda do rio Urubu, que por sua vez é afluente da margem direita do rio Uatumã. Estes estão inseridos na unidade morfoestrutural do Planalto Dissecado Rio Trombetas-Rio Negro e Planície Amazônica (FALCÃO *et al.*, 2015), na região do médio Amazonas. Todos os três rios possuem como característica água de coloração preta devido à presença de material orgânico solúvel (ácidos húmicos e fúlvicos), produzido pela decomposição da floresta ao ser inundada parte do ano (SIOLI, 1965 *apud* HORBE; OLIVEIRA, 2008), além de alta acidez e baixa condutividade.

Outra característica comum aos três rios é a existência de regiões distintas em cada um, sendo compostas por uma área de cabeceiras com canal bem definido, seguida de uma região a qual denominamos de terra firme, compreendida por um local onde o rio de águas rasas corre geralmente encaixado na calha principal e livre da inundação de planície ocasionada pelas cheias dos rios a jusante. A outra região aqui chamada de área de transição ou planície de inundação, situa-se a jusante das duas primeiras e é composta por ambientes temporários influenciados pelas mudanças sazonais, onde durante o verão amazônico, que coincide com o período de seca, o rio apresenta correnteza moderada e boa parte de seu curso encaixado, e na época do inverno amazônico, período que coincide com as cheias na região e aumento dos níveis d'água dos rios a jusante, o rio apresenta-se totalmente alagado praticamente com nenhuma correnteza. A última região que é compreendida pela porção inferior de cada rio, próximo a foz com o rio Urubu, é predominantemente composta por ambientes lênticos com largura acentuada.

O rio Carú faz a divisa entre os municípios de Silves e Itacoatiara enquanto os rios Anebá e Sanabani tem toda sua extensão localizada no município de Silves. Suas drenagens seguem em sentido sudeste, passando por uma área de manejo Florestal sustentável da empresa multinacional Amazon Precious Woods.

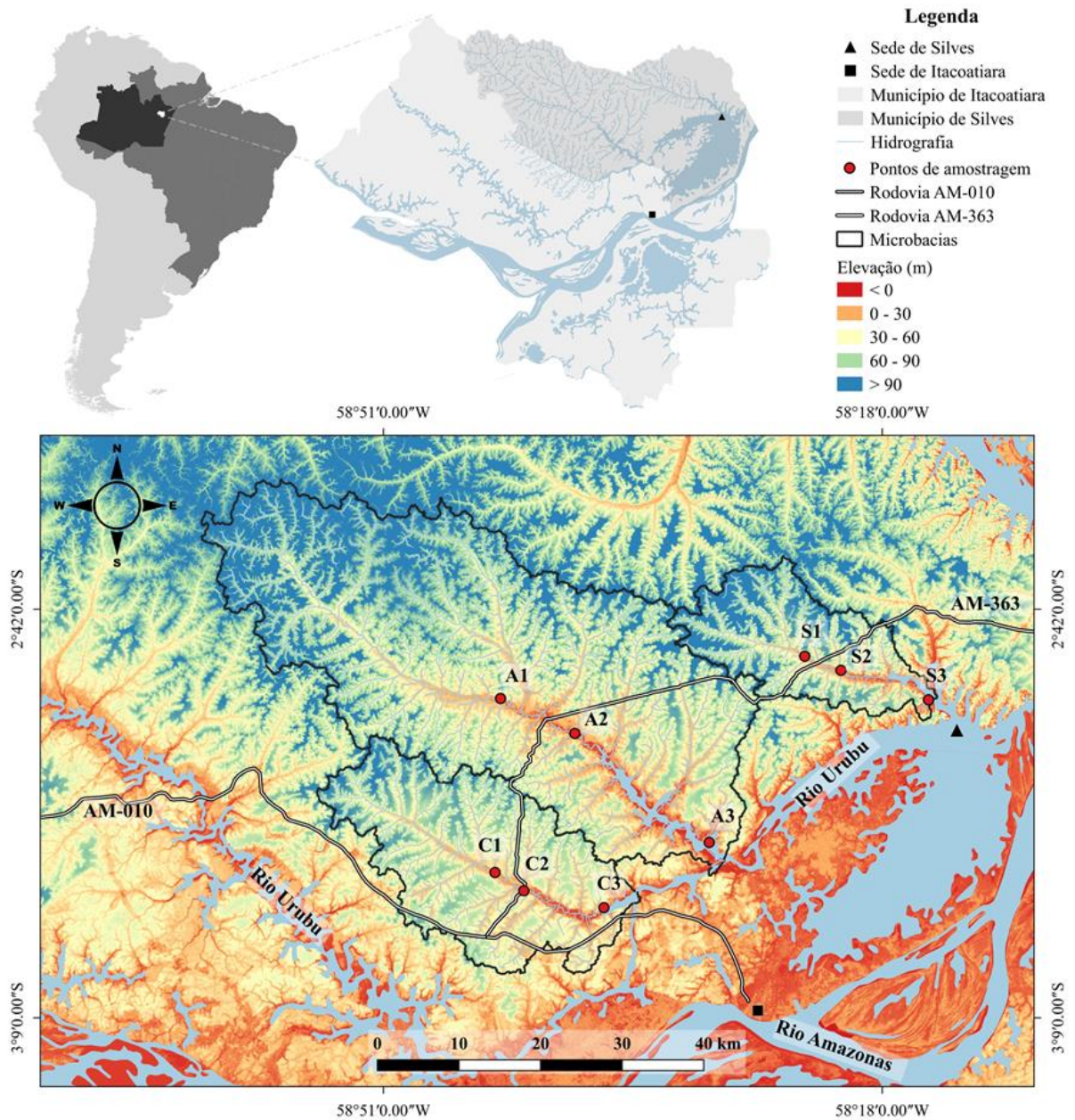
Os três rios estudados são assimétricos, de modo que o rio Anebá é o mais extenso deles com aproximadamente 98,559 km, compreendendo uma bacia hidrográfica de 1717,92 km², seguido do rio Carú com 55,510 km de extensão com uma microbacia igual a 599,83 km² e do rio Sanabani com 40,593 km de comprimento total com uma bacia de drenagem igual 330,48 km².

2.2 Coleta de dados

Nove pontos de amostragem distintos foram estabelecidos para as coletas de peixes, sendo três unidades amostrais em cada rio, cada uma compreendida por um trecho de aproximadamente 1000 metros. Cada região foi amostrada duas vezes no ano de 2019 de forma a coincidir com o período sazonal de enchente e cheia da região, sendo uma coleta realizada nos meses de Janeiro e Fevereiro (enchente) e outra em Julho (cheia) (BITTENCOURT; AMADIO, 2007), totalizando assim seis amostragens em cada rio e dezoito no total (licença de coleta 65903-3, autorizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio via Sistema de autorização e Informação em biodiversidade - SISBIO).

Com a finalidade de amostrar a maior extensão possível e de caracterizar e avaliar a variação longitudinal da assembleia de peixes nestes rios, as coletas foram realizadas em três trechos de cada rio, sendo uma em região de terra firme (Ponto 1), outra em área de transição ou área de inundação (Ponto 2), e mais uma na região de lagos (Ponto 3), na foz de cada um com o rio Urubu (FIGURA 1).

FIGURA 1 – Mapa topográfico da região de Silves e Itacoatiara com os pontos de coleta



NOTA: Rios Anebé (A), Carú (C) e Sanabani (S), (1) Ponto 1, (2) Ponto 2 e (3) Ponto 3, afluentes da margem esquerda do rio Urubu, no estado do Amazonas, Brasil

FONTE: Autor, 2019

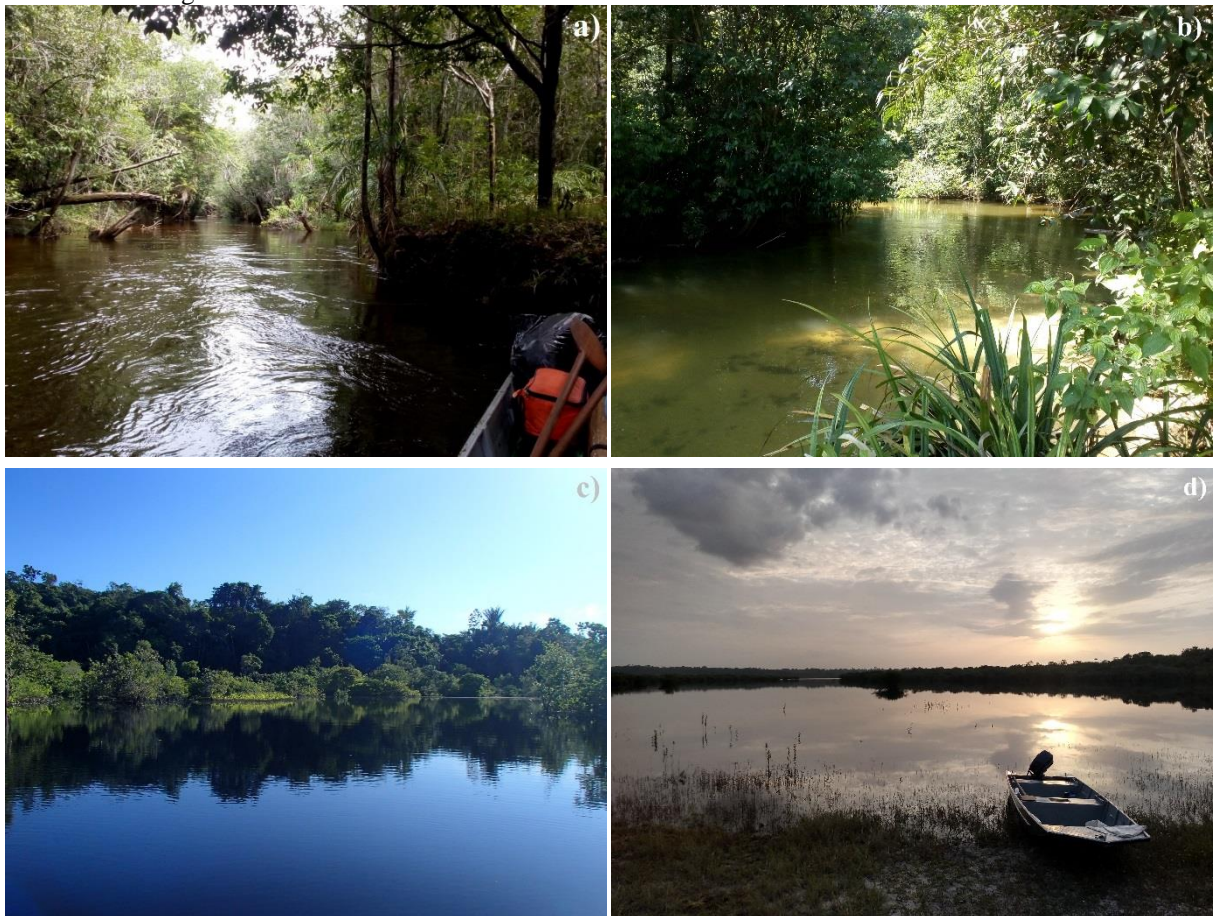
A região dos pontos de terra firme foi determinada através da cota mínima onde cada rio não sofre mais influência da inundação da região de planície, sendo determinada considerando que a cota altimétrica do rio Amazonas e do Rio Urubu na região de Silves, são praticamente as mesmas, de modo que a inundação de planície destes dois rios atinge aproximadamente a mesma cota altimétrica. Assim sendo, as cotas da foz dos três rios no rio Urubu foram determinadas através de GPS Garmim (modelo Etrex Venture Hc) no período de seca (cinco metros), e a esse valor acrescentado a diferença de nível proveniente entre a cheia

máxima registrada no rio Amazonas em maio de 2012 na estação fluviométrica de Itacoatiara/AM (15,03 m), e a seca recorde de outubro de 2010 (0,90 m), além de um fator de segurança de cinco metros. Os dados de nível d'água no Amazonas são fornecidos pela Sociedade de Navegação Portos e Hidrovias do Amazonas (SNPH) e pela PROA (Praticagem dos Rios Ocidentais da Amazônia).

Seguindo esse critério os pontos de coleta para área de terra firme situam-se em locais com cota altimétrica acima de 24,13 m, na região acima das pontes da rodovia estadual AM-363 que atravessa os três rios.

As áreas de transição compreendem-se entre a cota altimétrica de 24 metros e a região dos lagos comum a cada um dos três rios na sua desembocadura no Rio Urubu. A terceira e última região de coletas é definida pela região dos lagos entre a foz de cada rio com o rio Urubu e o ponto onde cada rio tem suas águas estagnadas no período da seca, cujo também é o limite de jusante da região 2 (FIGURA 2).

FIGURA 2 – Regiões de coleta



NOTA: a) região de terra firme do Rio Carú; b) área de transição no Rio Sanabani no período de enchente; c) área de transição no rio Sanabani no período de cheia; d) região de lago no Rio Anebá

FONTE: Autor, 2019

A coleta de dados em cada ponto foi realizada durante um período de 24 h, utilizando malhadeiras, armadilhas e redes de arrasto. Para evitar possíveis interferências diretas da perturbação produzida pelas coletas sobre as capturas, nenhuma técnica de captura foi utilizada no mesmo local em que era aplicado outro método.

Em todas as amostragens foram determinados os valores de pH e temperatura através de sondas multiparâmetros, sendo somente utilizado para estas variáveis o valor de subsuperfície. Também foram verificados os valores de transparência da água (m) através de disco de Secchi e de largura, profundidade, velocidade e vazão do corpo d'água. Caso durante a medição da transparência da água o disco de Secchi chega-se até o fundo do rio e ainda fosse possível sua visualização, era escolhido outro local mais profundo do rio que permitisse a determinação da transparência sem que esse fato acontecesse. As medidas de correnteza e vazão foram feitas seguindo os métodos utilizados por Arruda (2017), onde a velocidade da correnteza é medida através do método de objetos flutuantes impulsionados pela corrente, sendo calculada pela divisão da distância percorrida pelo objeto (cinco metros) pelo tempo gasto para o objeto (garrafa pet preenchida parcialmente com água) percorrer tal distância. A medida do tempo corresponde à média de cinco medidas.

A determinação da largura do rio foi feita com auxílio de corda graduada (50 cm) esticada de uma margem a outra, sendo feitas a partir dessa, medidas da profundidade do canal a cada um metro de distância. Na região dos lagos ou onde a largura do rio tornava inviável a medição através de cordas, a largura era medida através de pontos no GPS e as profundidades eram tomadas em pelo menos cinco pontos na seção. Com esses dados é dimensionada a área da seção através do software Autocad 2016 da Autodesk e a vazão determinada pela multiplicação da área transversal pela velocidade média obtida no mesmo local.

2.2.1 Métodos de coleta

Em cada sítio de amostragem foi aplicada uma combinação de três métodos de captura, sendo constituído de dois métodos passivos (armadilhas e malhadeiras) e um método ativo (arrasto). Em cada local amostral o arrasto foi aplicado cinco vezes em cada período do dia (manhã, tarde e noite), utilizando-se rede de monofilamento de 10 m x 1,5 m e abertura de 2 mm. Já as malhadeiras utilizadas eram flutuantes e fixas, compostas de duas séries de 10 m x 1,5 m, com malhas de tamanho entre nós opostos de 15, 20, 25, 30 e 40 mm, sendo verificadas para despesca a cada 12 horas. Também foram colocadas cinco armadilhas com formato circular de 1,50 m de comprimento por 0,60 m de diâmetro sendo vistoriadas a cada 12 h, durante o

período de 24 h. Cada armadilha possuía um orifício de 10 cm de diâmetro para entrada dos peixes, abertura no centro para colocar as iscas (pequenos pedaços de peixe, ração para peixe e farelo de milho) e um compartimento no fundo para remoção dos exemplares capturados.

2.2.2 Amostras coletadas

Os exemplares coletados ainda vivos, eram eutanasiados de acordo com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA), conforme autorização número 032/2019 da Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) da Universidade Federal do Amazonas. Posteriormente os exemplares eram armazenados em gelo durante a coleta, sendo depois transferidos para solução formalina a 10% em frascos etiquetados de acordo com o local, horário e apetrecho de captura, para fixação dos exemplares por período mínimo de 4 dias até a triagem em laboratório.

As amostras foram então levadas ao laboratório de zoologia do Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia (ICET/UFAM) onde os exemplares eram lavados em água corrente para realização da triagem, identificação e contagem das espécies e dos exemplares de peixes e posterior preservação em álcool 70%. Para cada espécie capturada em cada local com cada apetrecho de coleta registrou-se os dados de comprimento padrão (cm), com auxílio de um ictiômetro, e o peso total (g) por meio de balança analítica com precisão de 0,1 g.

A identificação das espécies foi feita através de comparações as espécies de peixes da coleção alojada no laboratório de zoologia do ICET, consultas a especialistas da área e através do uso de chaves taxonômicas de identificação.

Animais de pequeno porte foram identificados com o uso de sistema de análise de imagem MOTIC, acoplado a um estereomicroscópio, com precisão de 0,01mm. No final das atividades as amostras foram depositadas na Coleção de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

2.3 Análise dos dados

Após a identificação das espécies, os resultados foram tabulados em planilhas de acordo com os exemplares de peixes (espécie, tamanho e peso), local e data de coleta. Com as espécies capturadas, listadas e agrupadas em categorias taxonômicas, foi feita uma matriz de presença e abundância para cada situação.

Para cada local de amostragem (03 rios com 03 pontos cada em nas duas épocas; total de 18 amostras) foram determinados os valores de riqueza de espécies (número de espécies encontradas), composição, abundância (número absoluto de indivíduos por espécie). Estes parâmetros ou atributos ecológicos foram comparados entre rios (Anebá, Carú e Sanabani), regiões do rio (terra firme - pontos 1, área de transição - pontos 2 e lagos - pontos 3) e entre os períodos de coleta (enchente e cheia).

A fim de verificar a suficiência das coletas realizadas a riqueza potencial das espécies foi estimada pela curva de acumulação de espécies e pelo índice JackKnife, a partir dos dados de presença e ausência de cada rio. A utilização destes métodos demonstra a possibilidade de existir mais espécies a serem registradas (KREBS, 1999 *apud* FARIAS *et al.*, 2017).

O método de Jackknife (\hat{S}) é baseado na frequência de espécies únicas (espécies que só ocorreram em uma única amostra).

$$\hat{S} = S + \left(\frac{n-1}{n}\right)^k$$

Onde:

\hat{S} = riqueza específica estimada pelo JackKnife;

S = riqueza de espécies na amostra “n”;

n = número total de amostras;

k = número de espécies únicas, isto é, coletadas uma única vez.

A aplicação dos testes estatísticos, a partir dos dados de riqueza, composição, abundância obtidos por ponto de coleta, foi determinada pelo cumprimento dos pressupostos de normalidade e homocedasticidade, sendo inicialmente realizados testes como os de Levene e de Shapiro-Wilk para verificar se os dados são paramétricos e homocedásticos.

Posteriormente para testar as diferenças ($p < 0,05$) na riqueza em situações em que existiam apenas dois fatores a serem analisados, como riqueza de espécies entre os períodos hidrológicos de enchente e cheia, foram utilizados o teste T Student, quando dados eram paramétricos e o teste de Mann-Whitney caso dados eram não paramétricos.

As diferenças na riqueza entre os rios e entre suas regiões, foram avaliadas através de análise de variância (ANOVA) em caso de dados paramétricos e com o teste Kruskal-Wallis quando os dados eram não paramétricos, cada um com o seu respectivo teste de comparação múltipla. Nos casos de diferenças significativas entre as médias (ANOVA), um teste de Tukey foi levado a cabo para determinar quais as unidades diferentes e nos casos de diferenças no teste

de Kruskal-Wallis foi realizado o teste de Dunn post hoc para indicar as diferenças significativas.

A composição e abundância foi analisada com estatística multivariada exploratória. A representação gráfica da similaridade foi realizada por meio de dendrograma de similaridade e de um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando a matriz de composição de espécies com a quantidade de indivíduos por espécie (índice quantitativo de Bray-Curtis como a medida de semelhança), para resumir os padrões de similaridade da assembleia de peixes em relação aos fatores de amostragem (rios, regiões e períodos de coleta). Este segundo método é bem efetivo e bastante utilizado em análises de comunidades de peixes (FERREIRA; CASATTI, 2006; GERHARD *et al.*, 2004) e permite relacionar a matriz de composição de espécies com variáveis ambientais.

Junto da análise de cluster e da ordenação produzida pela NMDS onde se visualiza os possíveis agrupamentos, foi aplicada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) para verificar a existência de diferenças significativas ($p < 0,05$) na composição da ictiofauna entre os rios, entre os três pontos e entre os dois períodos de coleta, já que a mesma permite testar a hipótese de variações da comunidade em função dos fatores ambientais. A análise de PERMANOVA foi realizada no programa R environment for statistical computing (R CORE TEAM VERSION 3.6.2, 2019) e as demais análises foram realizadas no programa PAST (versão 3.23) (HAMMER *et al.*, 2001).

3. RESULTADOS

A determinação das características físico químicas dos pontos de coleta indica pouca variação da transparência da água entre os pontos amostrados e um aumento dos valores de temperatura e pH d'água de montante para jusante em cada rio, assim como o aumento esperado de largura e profundidade do canal principal de cada rio (TABELA 1).

TABELA 1 – Características dos nove pontos de amostragem nas duas coletas realizadas

Local / Coleta	Cota (m)	Temperatura da água (C°)	pH	Transparência da água (m)	Velocidade do rio (m/s)	Largura do canal (m)**	Profundidade média (m)	Vazão (m³/s)
A.1.1	26	25,7	4,50	1,9	0,52	22,0	1,88	22,33
A.1.2	27	24,6	4,21	1,9	0,50	17,0	2,78	23,75
A.2.1	22	25,0	5,38	1,6	0,48	23,5	2,52	28,88
A.2.2	23	25,0	4,73	2,0	0,00	38,5	5,23	0,00
A.3.1	14	30,0	5,95	1,6	0,00	1.820,0	5,01	0,00
A.3.2	19	29,8	6,25	1,5	0,00	2.400,0	7,69	0,00
C.1.1	26	24,7	4,21	2,2	0,50	12,8	1,62	9,89
C.1.2	26	25,0	5,29	2,3	0,48	21,5	2,25	12,36
C.2.1	19	25,0	4,31	2,0	0,56	22,0	1,16	14,74
C.2.2	22	26,3	6,68	1,9	0,00	626,0	3,50	0,00
C.3.1	9	26,8	5,35	1,6	0,00	912,0	2,81	0,00
C.3.2	19	30,7	7,14	1,9	0,00	1.240,0	5,11	0,00
S.1.1	28	25,4	4,34	1,1*	0,63	10,0	1,21	8,02
S.1.2	28	24,5	4,50	1,9	0,52	10,5	0,96	5,83
S.2.1	19	25,7	4,09	1,4*	0,59	12,5	1,12	8,26
S.2.2	22	30,1	7,06	2,2	0,00	461,0	4,20	0,00
S.3.1	8	30,7	5,71	1,7	0,00	909,0	4,83	0,00
S.3.2	20	31,7	6,14	1,7	0,00	801,0	7,42	0,00

NOTA: Rios Anebá (A.), Carú (C.) e Sanabani (S.), (1.) Ponto 1, (2.) Ponto 2 e (3.) Ponto 3, (1) Coleta no período de enchente, (2) Coleta no período de cheia. Exemplo: A.1.1 (Anebá, Ponto 1, Coleta na enchente); ** na região de coleta dos pontos 2 a metragem da área de mata alagada não é considerada, * excesso de chuva no dia da amostragem que aumentou a turbidez da água e diminuiu sua transparência

Ao total nos 03 rios foram coletados 12479 exemplares de peixes, distribuídos em 147 espécies, 35 famílias e 10 ordens (TABELA 2).

TABELA 2 – Lista sistemática de peixes dos rios Anebé, Carú e Sanabani

CLASSIFICAÇÃO	ANEBÁ	CARÚ	SANABANI	INPA
Beloniformes				
Belonidae				
<i>Belonion dibranchudon</i> Collette, 1966	X	X	X	058949
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)			X	059312
Characiformes				
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)		X	X	059279
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	X	X	X	058942
<i>Acestrorhynchus isalineae</i> Menezes & Géry, 1983	X	X		059280
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)	X	X	X	059281
<i>Acestrorhynchus minimus</i> Menezes, 1969	X	X	X	058943
<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913	X		X	058970
<i>Heterocharax virgulatus</i> Toledo-Piza, 2000	X	X	X	058982
<i>Lonchogenys ilisha</i> Myers, 1927	X	X		059318
Anostomidae				
<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1858)	X		X	059301
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)		X	X	058987
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	X	X		059007
Bryconidae				
<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)	X		X	058953
Characidae				
<i>Bryconops affinis</i> (Günther, 1864)	X	X	X	058954
<i>Bryconops albunoides</i> Kner, 1858	X		X	058955
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	X	X	X	058956
<i>Bryconops inpai</i> Knöppel, Junk & Géry, 1968		X	X	058957
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	X	X	X	058958
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin, 1909	X	X	X	058972
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	X	X	X	058973
<i>Hemigrammus coeruleus</i> Durbin, 1908	X	X	X	058974
<i>Hemigrammus durbinae</i> Ota, Lima & Pav., 2015	X		X	058975
<i>Hemigrammus geisleri</i> Zarske & Géry, 2007	X	X	X	058976
<i>Hemigrammus levis</i> Durbin, 1908	X	X	X	058977
<i>Hemigrammus melanochrous</i> Fowler, 1913	X	X	X	058978
<i>Hemigrammus stictus</i> (Durbin, 1909)	X	X	X	058979
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)			X	059327
<i>Hyphessobrycon rosaceus</i> Durbin, 1909	X	X	X	058984
<i>Iguanodectes spilurus</i> (Günther, 1864)	X	X	X	058985
<i>Iguanodectes variatus</i> Géry, 1993	X	X	X	059300
<i>Microschemobrycon casiquiare</i> Böhlke, 1953	X		X	058992
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	X	X		058993
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>colletii</i> (1)	X		X	058994
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>colletii</i> (2)	X		X	058995
<i>Moenkhausia gracilima</i> Eigenmann, 1908			X	058996
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908			X	059305
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	X	X	X	058997
<i>Roeboides myersi</i> Gill, 1870			X	059336
Chilodontidae				
<i>Chilodus punctatus</i> Müller & Troschel, 1844			X	059324
Crenuchidae				
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitz. & Kan., 1976	X	X	X	058944

CLASSIFICAÇÃO	ANEBA	CARU	SANABANI	INPA
<i>Characidium cf. pellucidum</i> Eigenmann, 1909			X	058961
<i>Characidium cf. pteroides</i> Eigenmann, 1909	X	X		059287
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	X		X	059289
<i>Elachocharax</i> sp.			X	059338
<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Buckup, 1993		X		058988
Ctenoluciidae				
<i>Boulengerella maculata</i> (Valenciennes, 1850)	X	X	X	058951
Curimatidae				
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)		X		059290
<i>Curimatopsis guaporensis</i> Melo & Oliveira, 2017		X	X	059326
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	X	X		059291
<i>Curimatopsis palida</i> Melo & Oliveira, 2017		X		059292
<i>Cyphocharax abramoides</i> (Kner, 1858)	X	X	X	058964
<i>Cyphocharax leucostictus</i> (Eigenmann & Eig., 1889)	X	X	X	058965
Cynodontidae				
<i>Cynodon septenarius</i> Toledo-Piza, 2000	X			059293
Erythrinidae				
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agas. 1829)		X		059322
Gasteropelecidae				
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)			X	059337
Hemiodontidae				
<i>Hemiodus gracilis</i> Günther, 1864	X	X	X	058980
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	X	X	X	058981
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	X	X	X	059295
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	X		X	059296
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	X	X	X	058983
Lebiasinidae				
<i>Copella nattereri</i> (Steindachner, 1876)	X	X		059288
<i>Nannostomus digrammus</i> (Fowler, 1913)	X	X	X	058998
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876	X	X	X	058999
<i>Nannostomus harrisoni</i> (Eigenmann, 1909)	X	X	X	059307
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	X	X	X	059000
<i>Pyrrhulina</i> sp.	X			059330
Prochilodontidae				
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine, 1841)	X		X	059352
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)			X	059344
Serrasalminidae				
<i>Catoprion mento</i> (Cuvier, 1819)		X	X	059334
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)	X	X	X	059303
<i>Metynnis melanogrammus</i> Ota, Rapp & Jégu, 2016	X	X	X	058990
<i>Myloplus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)			X	059306
<i>Pygopristis denticulata</i> (Cuvier, 1819)	X	X		059313
<i>Serrasalmus compressus</i> Jégu, Leão & Santos, 1991	X			059349
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	X		X	059009
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	X	X	X	059328
Triporthidae				
<i>Agoniatas halecinus</i> Müller & Troschel, 1845	X	X		059285
<i>Triporthus albus</i> Cope, 1872	X			059015
Cichliformes				
Cichlidae				
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller & Troschel, 1849)	X	X	X	058939

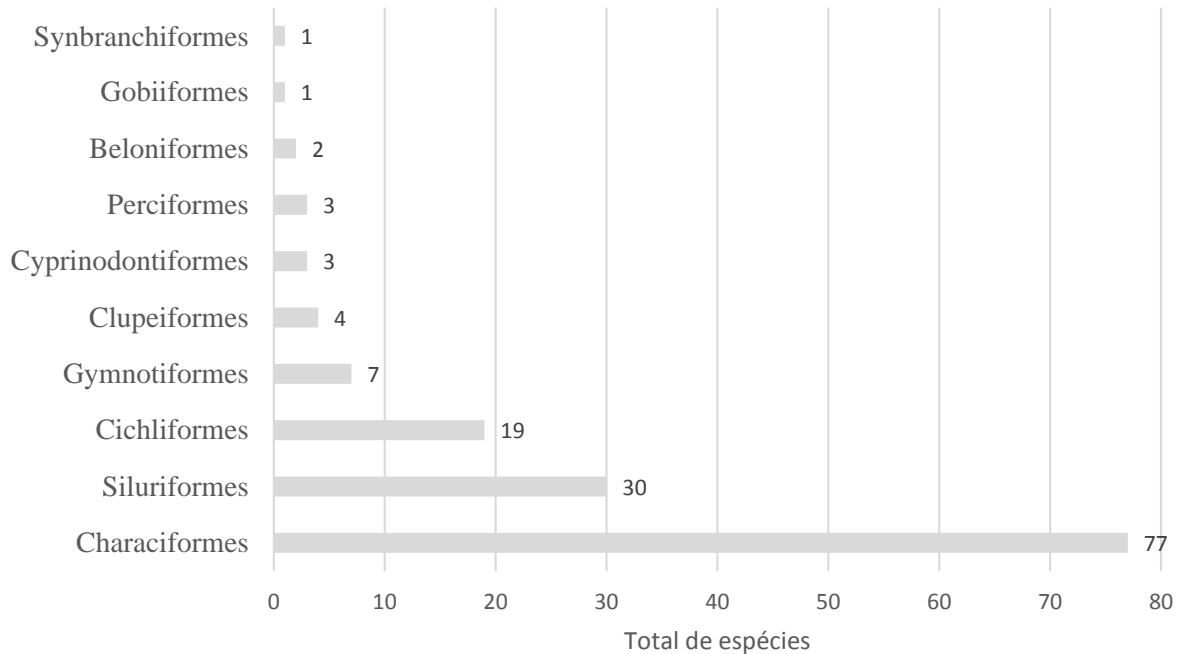
CLASSIFICAÇÃO	ANEBA	CARU	SANABANI	INPA
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	X		X	058940
<i>Aequidens cf. tetramerus</i> (Heckel, 1840)		X		059320
<i>Aequidens pallidus</i> (Heckel, 1840)		X		059282
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	X	X	X	059323
<i>Apistogramma pertensis</i> (Haseman, 1911)	X	X	X	058946
<i>Biotoecus opercularis</i> (Steindachner, 1875)	X		X	058950
<i>Cichla orinocensis</i> Humboldt, 1821	X	X		059321
<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821	X		X	058962
<i>Crenicichla regani</i> Ploeg, 1989	X	X	X	058963
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)		X	X	058969
<i>Hypselecara coryphaenoides</i> (Heckel, 1840)		X		059298
<i>Hypselecara temporalis</i> (Günther, 1862)	X			059299
<i>Laetacara curviceps</i> (Ahl, 1923)	X			059317
<i>Laetacara thayeri</i> (Steindachner, 1875)	X	X	X	058986
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	X	X	X	058989
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)	X		X	059005
<i>Satanoperca lilith</i> Kullander & Ferreira, 1988	X	X	X	059006
<i>Taeniacara candidi</i> Myers, 1935	X		X	059331
Clupeiformes				
Engraulidae				
<i>Anchoviella guianensis</i> (Eigenmann, 1912)	X	X	X	058945
<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	X			059316
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)			X	059329
Pristigasteridae				
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)	X		X	059342
Cyprinodontiformes				
Poeciliidae				
<i>Fluviphylax pygmaeus</i> (Myers & Carvalho, 1955)	X	X	X	058968
Rivulidae				
<i>Melanorivulus</i> sp. (1)		X		059319
<i>Melanorivulus</i> sp. (2)		X		059351
Gobiiformes				
Eleotridae				
<i>Microphilypnus ternetzi</i> Myers, 1927	X	X	X	058991
Gymnotiformes				
Hypopomidae				
<i>Brachyhypopomus hendersoni</i> Cra., Wad., Lov., 2017		X		059335
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i> (Hopkins, 1991)	X	X	X	058952
<i>Microsternarchus bilineatus</i> Fernández-Yépez, 1968	X			059315
Rhamphichthyidae				
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (MirandaRibeiro, 1920)	X	X	X	058971
<i>Rhamphichthys pantherinus</i> Castelnau, 1855	X			059350
Sternopygidae				
<i>Eigenmannia muirapinima</i> Peix., Dut. & Wos., 2015	X		X	058967
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X		X	059010
Perciformes				
Sciaenidae				
<i>Pachypops fourcroyi</i> (Lacepède, 1802)			X	059309
<i>Pachyurus paucirastrus</i> Aguilera, 1983			X	059003
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	X			059347
Siluriformes				

CLASSIFICAÇÃO	ANEBA	CARÚ	SANABANI	INPA
Auchenipteridae				
<i>Ageneiosus dentatus</i> Castelnau, 1855			X	059283
<i>Ageneiosus lineatus</i> (Ribeiro, Rapp; Walsh, 2017)	X	X	X	059284
<i>Auchenipterichthys longimanus</i> (Günther, 1864)	X	X	X	058947
<i>Auchenipterichthys punctatus</i> (Valenciennes, 1840)	X	X		058948
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X		X	059340
<i>Centromochlus altae</i> Fowler, 1945	X	X		058959
<i>Centromochlus heckelii</i> (DeFilippi, 1853)		X	X	059286
<i>Tatia nigra</i> Sarmiento-Soares & Mar.-Pinheiro, 2008	X	X	X	059011
<i>Tatia strigata</i> Soares-Porto, 1995	X	X		059012
<i>Tetranematichthys quadrifilis</i> (Kner, 1858)	X	X	X	059013
<i>Trachelyichthys exilis</i> Greenfield & Glodek, 1977	X	X		059014
<i>Trachycorystes trachycorystes</i> (Valenciennes, 1840)	X	X		059314
Cetopsidae				
<i>Cetopsis</i> sp.	X		X	058960
<i>Denticetopsis seducta</i> Vari, & Pinna, 2005	X	X	X	058966
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863			X	059339
Doradidae				
<i>Physopyxis ananas</i> Sousa, Rapp & Py-Daniel, 2005	X			059311
<i>Scorpiodoras heckelii</i> (Kner, 1855)	X	X		059008
Heptapteridae				
<i>Nemuroglanis</i> sp. n.	X		X	059001
Loricariidae				
<i>Acestridium martini</i> Retzer, Nico & Prov., 1999	X	X	X	058941
<i>Ancistrus dolichopterus</i> Kner, 1854	X			059343
<i>Dekeyseria scaphirhyncha</i> (Kner, 1854)		X		059294
<i>Hypoptopoma incognitum</i> Aquino & Schaefer, 2010			X	059297
<i>Hypostomus carinatus</i> (Steindachner, 1881)	X			059345
<i>Limatulichthys griseus</i> (Eigenmann, 1909)			X	059302
<i>Otocinclus mura</i> Schaefer, 1997	X	X	X	059002
<i>Rineloricaria formosa</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	X	X	X	059004
Pimelodidae				
<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	X	X		059346
Trichomycteridae				
<i>Miuroglanis platycephalus</i> Eigenmann & Eig., 1889	X			059304
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i> (Steindachner, 1882)			X	059308
<i>Paracanthopoma parva</i> Giltay, 1935	X			059310
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus</i> sp.	X			059333

NOTA: INPA código de tombamento de espécies (INPA-ICT) depositadas na Coleção de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

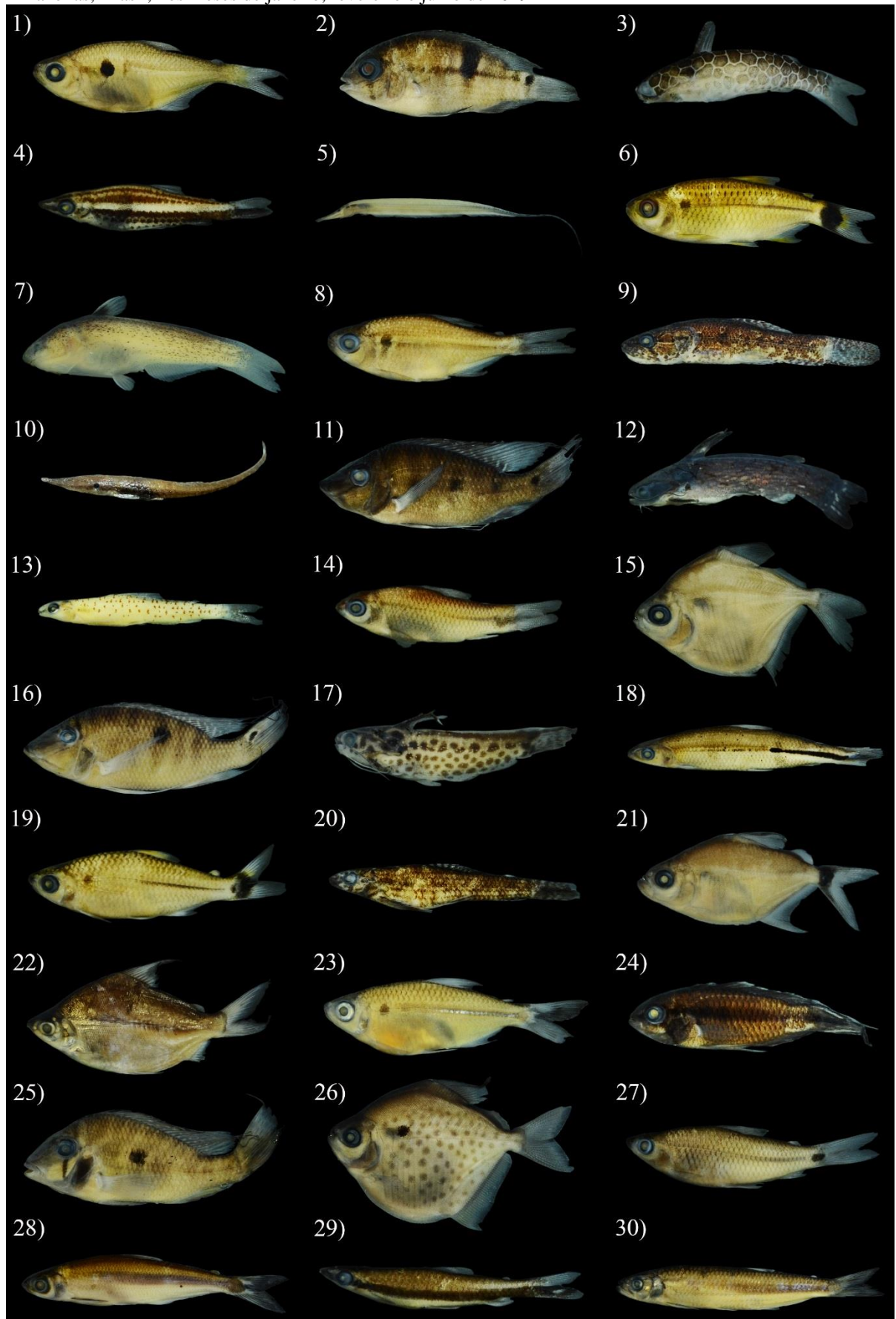
Characiformes foi a ordem mais rica com 52,38% das espécies coletadas tendo um total de 77 espécies em dezesseis famílias, seguida de Siluriformes, Cichliformes, Gymnotiformes. (FIGURA 3).

FIGURA 3 – Número total de espécies coletadas em cada Ordem nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019



Os Perciformes não foram detectados no Rio Carú e os Synbranchiiformes foram encontrados somente no Rio Anebá. No ponto 1 não foram identificadas espécies pertencentes as ordens dos grupos Perciformes, Synbranchiiformes e Clupeiformes. Já no ponto 2, zona de transição entre terra firme e região dos lagos, não foram registradas as ordens Perciformes e Synbranchiiformes, enquanto no ponto 3 (região dos lagos) todas as ordens se fizeram presentes na amostragem (FIGURA 4).

FIGURA 4 – Exemplos representativos das espécies de peixes nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019



NOTA: Peixes coletadas no pontos 1 (espécies 1 a 10), nos pontos 2 (espécies 11 a 20) e nos pontos 3 (espécies 21 a 30); 1) *Hemigrammus stictus* 4,3 cm; 2) *Aequidens cf. tetramerus* 4,9 cm; 3) *Centromochlus altae* 4,0 cm; 4) *Nannostomus eques* 3,3 cm; 5) *Gymnorhamphichthys rondoni* 19,9 cm; 6) *Moenkhausia cotinho* 6,3 cm; 7) *Denticetopsis seducta* 5,2 cm; 8) *Hemigrammus coeruleus* 5,0 cm; 9) *Hoplias malabaricus* 6,3 cm; 10) *Acestridium martini* 6,0 cm; 11) *Satanoperca acuticeps* 13,2 cm; 12) *Tatia nigra* 6,7 cm; 13) *Characidium cf. pellucidum* 3,9 cm; 14) *Curimatopsis cryptica* 3,8 cm; 15) *Metynnis melanogrammus* 4,1 cm; 16) *Satanoperca lilith* 14,8 cm; 17) *Trachelyichthys exilis* 4,8 cm; 18) *Hemiodus gracilis* 10,8 cm; 19) *Hemigrammus levis* 5,2 cm; 20) *Melanocharacidium dispilomma* 4,8 cm; 21) *Catoprion mento* 4,1 cm; 22) *Cyphocharax abramoides* 18,2 cm; 23) *Moenkhausia mikia* 7,4 cm; 24) *Apistogramma agassizii* 3,8 cm; 25) *Acarichthys heckelii* 12,9 cm; 26) *Metynnis hypsauchen* 6,6 cm; 27) *Curimatopsis guaporensis* 6,2 cm; 28) *Bryconops alburnoides* 14,3 cm; 29) *Nannostomus harrisoni* 4,1 cm; 30) *Agoniates halecinus* 14,3 cm
 FONTE: Autor, 2019

Vale destacar a diminuição acentuada na ordem Siluriformes do ponto 1 ao ponto 3 acumulado dos três rios e consequente aumento na ordem dos Cichliformes da região de terra firme para a dos lagos. Os Characiformes pouco variaram de um ponto a outro (TABELA 3).

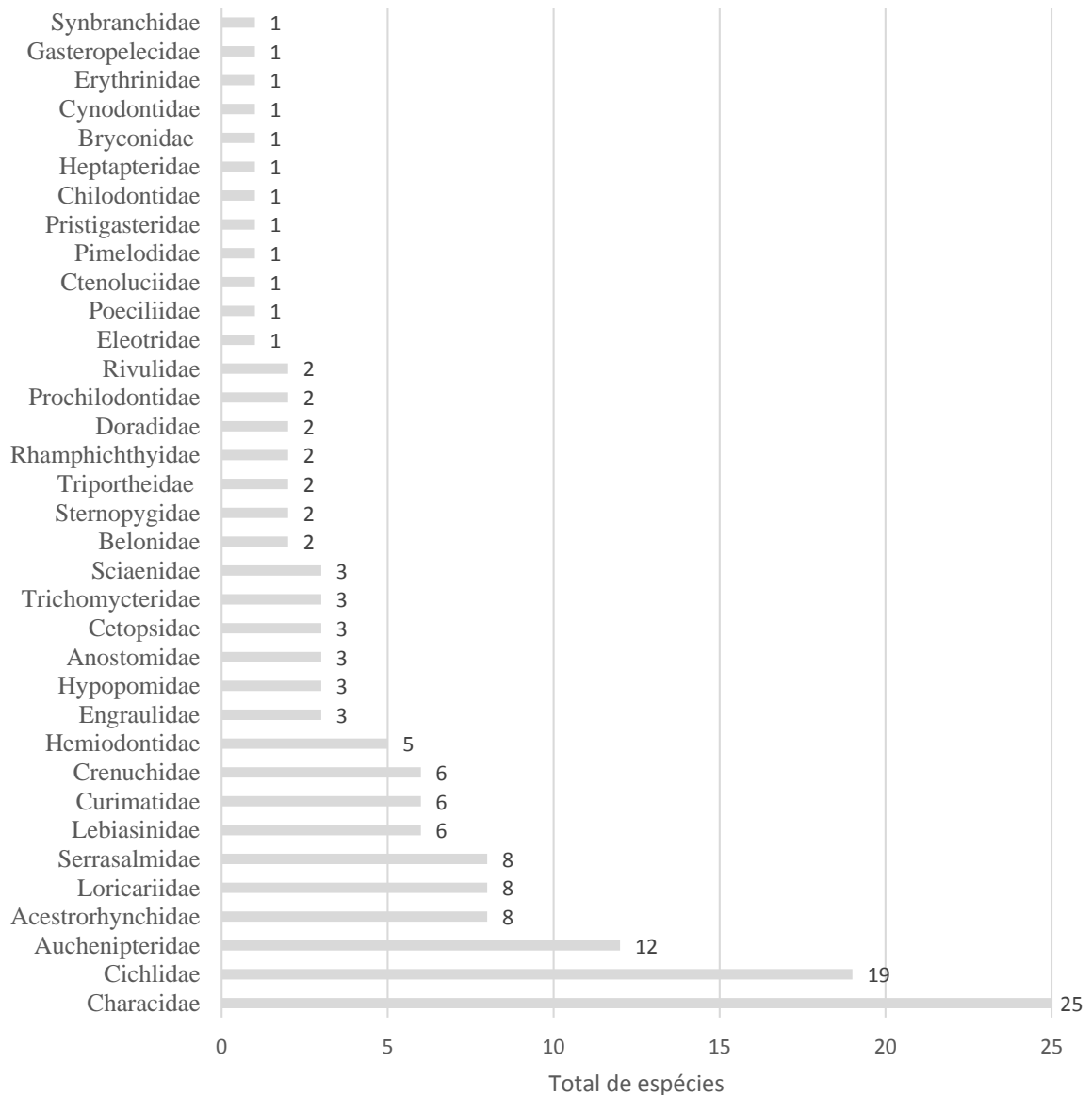
TABELA 3 – Porcentagem (%) de espécies de peixes em cada ordem, por região de coleta, em relação ao número total de espécies encontradas em cada ponto

ORDEM	Região de coleta*		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Characiformes	52,05	56,99	55,66
Siluriformes	24,66	18,28	16,04
Cichliformes	10,96	10,75	16,04
Gymnotiformes	5,48	5,38	2,83
Clupeiformes	-	4,30	2,83
Cyprinodontiformes	4,11	1,08	0,94
Perciformes	-	-	2,83
Beloniformes	1,37	2,15	0,94
Gobiiformes	1,37	1,08	0,94
Synbranchiformes	-	-	0,94

NOTA: * valores acumulados dos três rios

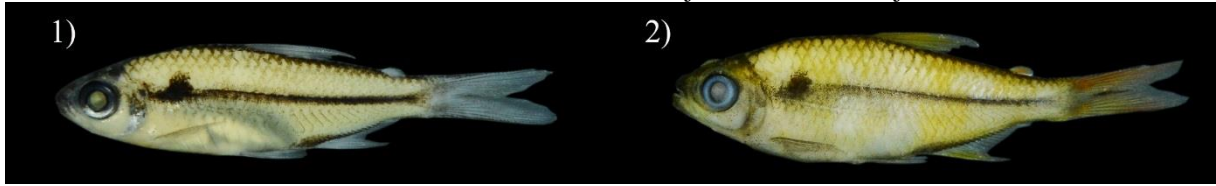
Das 35 famílias, as mais representativas foram a Characidae com 17,01% da riqueza total encontrada, seguida respectivamente da Cichlidae, Auchenipteridae, Acestrorhynchidae, Loricariidae e Serrasalmididae. Esse padrão pouco se alterou entre os três rios e entre os três pontos de coleta (FIGURA 5).

FIGURA 5 – Número total de espécies coletadas em cada Família nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019



Com relação às espécies de peixes coletadas houve um número acentuado de espécies com distribuição restrita e que foram encontradas em apenas um dos sítios amostrais, sendo que 25 espécies tiveram apenas um exemplar capturado e 16 espécies somente dois indivíduos. Apenas três espécies são comuns a todos os pontos amostrais (*Heterocharax virgulatus*, *Bryconops affinis* e *Auchenipterichthys longimanus*). Duas espécies do gênero *Moenkhausia*, com distribuição restrita aos rios Anebá e Sanabani aparentemente são novas para ciência (FIGURA 6).

FIGURA 6 – Duas espécies de peixes do gênero *Moenkhausia*, possivelmente novas para ciência, capturadas nos rios Anebá e Sanabani, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019



NOTA: 1) *Moenkhausia* gr. *collettii* (1), 5,2 cm; 2) *Moenkhausia* gr. *collettii* (2), 4,7 cm.
FONTE: Autor, 2019.

Dentre as espécies com maior abundância relativa estão o *Hemigrammus analis* (16,43% do total de indivíduos capturados), seguido respectivamente do *Hemigrammus levis* (15,41%), *Hemigrammus melanochrous* (8,76%), *Anchoviella guianensis* (8,11%) e *Hemigrammus bellottii* (7,72%). Estas espécies representam 56,42% de todas as capturas, sendo que os dois primeiros e a *Anchoviella guianensis* só ocorreram nos pontos mais baixos de cada rio (ponto 2 e 3), denotando preferência por áreas com maior volume de água ou por ambientes lânticos, enquanto o *Hemigrammus melanochrous* e o *Hemigrammus bellottii* tiveram maior representatividade nas porções superiores de cada rio (pontos 1 e 2), sendo capturados na região dos lagos somente no rio Sanabani.

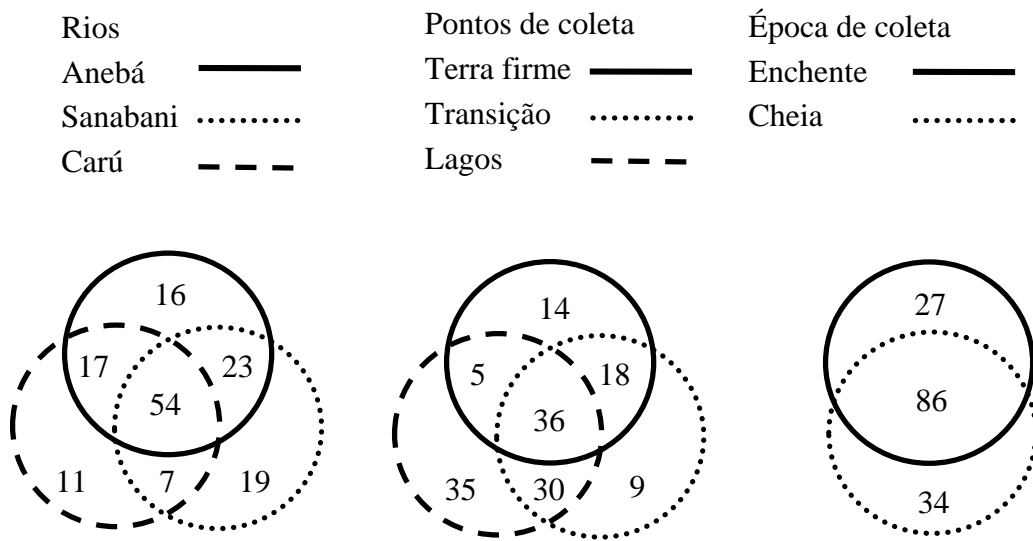
O Rio Anebá, apresentou maior riqueza, seguido do Sanabani, que apresentou a maior abundância de indivíduos, e posteriormente do Carú. Estes três rios tiveram respectivamente 16, 19 e 11 espécies registradas unicamente em cada um. A riqueza nos pontos amostrais variou entre 33 e 71 espécies, sendo que os pontos situados em terra firme demonstraram menor riqueza em relação aos demais, seguida da área de transição e da foz de cada um dos rios com o rio Urubu que apresentou os valores mais elevados, sequência essa também acompanhada pela abundância de indivíduos (TABELA 4).

TABELA 4 – Abundância de indivíduos e riqueza de espécies de peixes dos pontos de coleta nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019

Rio	Abundância e número de espécies encontradas							
	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 3		Total	
Rio Anebá	435	47	491	59	3051	71	3977	110
Rio Carú	637	55	1130	49	1630	59	3397	89
Rio Sanabani	1214	33	1145	64	2746	69	5105	103
Total	2286	73	2766	93	7427	106	12479	147

Com relação a quantidade de espécies únicas encontradas em cada região ocorreu um destaque significativo o ponto 3, onde 35 espécies foram encontradas somente nessa área, sendo que os pontos 1 e 2 apresentaram somente quatorze e nove espécies únicas respectivamente em cada região (FIGURA 7).

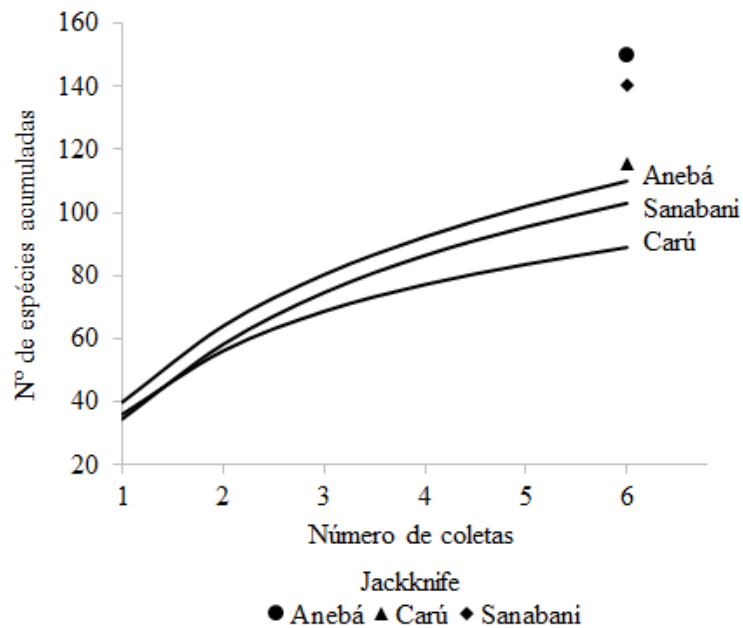
FIGURA 7 – Número de espécies de peixes compartilhadas entre os rios, entre as regiões de coleta e entre as épocas de coleta nos rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019.



FONTE: Autor, 2019

Apesar do elevado número de espécies capturadas em cada rio, do esforço empregado e do uso de três métodos de coleta, a curva de acumulação das espécies em cada rio não atingiu a assíntota. A riqueza estimada de JackKnife aponta para um total de 150 espécies no rio Anebá, 116 para o rio Carú e 140 para o rio Sanabani (FIGURA 8).

FIGURA 8 – Curva de acumulação de espécies de peixes nos rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019, considerando o número total de amostragens em cada rio



FONTE: Autor, 2019

Apesar do rio Anebé apresentar maior número de espécies, não houve diferença significativa entre a riqueza dos três rios, assim como entre as épocas de coleta, que apresentaram 113 e 120 espécies identificadas, distribuídas entre os 5736 e 6743 indivíduos capturados na coleta 1 (enchente) e na coleta 2 (cheia) (TABELA 5).

Das 147 espécies de peixes registradas, 86 se fizeram presentes nos dois períodos de coleta, sendo que destas, 51 espécies tiveram no máximo a metade da abundância registrada no período de maior valor.

Ao comparar a riqueza observada entre os pontos de coleta, observou-se diferenças significativas apenas entre o ponto 3 e o 1 (Teste Tukey, $p = 0,0017$), enquanto não são identificadas diferenças significativas entre o ponto 2 e os demais, mostrando uma tendência longitudinal de aumento da riqueza de espécies das cabeceiras para as bocas dos rios.

TABELA 5 – Resultados da ANOVA (Rios e Pontos) e Teste T (coletas) para diferenças de riqueza de espécies de peixes nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019

Fatores ambientais	ANOVA / Teste T	
	F / t	p
Rios	0,434	0,655 ^{ns}
Pontos	9,366	0,002*
Coletas	1,865	0,080 ^{ns}

NOTA: *Significativo quando $p < 0,05$, ns = não significativo quando $p > 0,05$

O resultado da PERMANOVA (TABELA 6) demonstrou diferenças significativas na composição de espécies para três fatores: rio, região e período de coleta.

TABELA 6 – Resultados da PERMANOVA (Permutações = 9999, matriz de similaridade de Bray-Curtis) para os fatores ambientais sobre a composição de espécies de peixes nos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro, fevereiro e julho de 2019

Fatores ambientais	F	R ²	p
Rios	1,9091	0,14101	0,0364*
Região de coleta	3,7576	0,27755	0,0003*
Período de coleta	3,0978	0,11441	0,0080*
Temperatura da água (°C)	1,0476	0,03869	0,3751 ^{ns}
pH	1,1855	0,04378	0,2812 ^{ns}
Transparência da água (m)	1,3261	0,04898	0,2090 ^{ns}
Profundidade média do rio (m)	1,0678	0,03943	0,3568 ^{ns}
Largura do rio (m)	1,0190	0,03763	0,3963 ^{ns}

NOTA: *Significativo quando $p < 0,05$, ns = não significativo quando $p > 0,05$

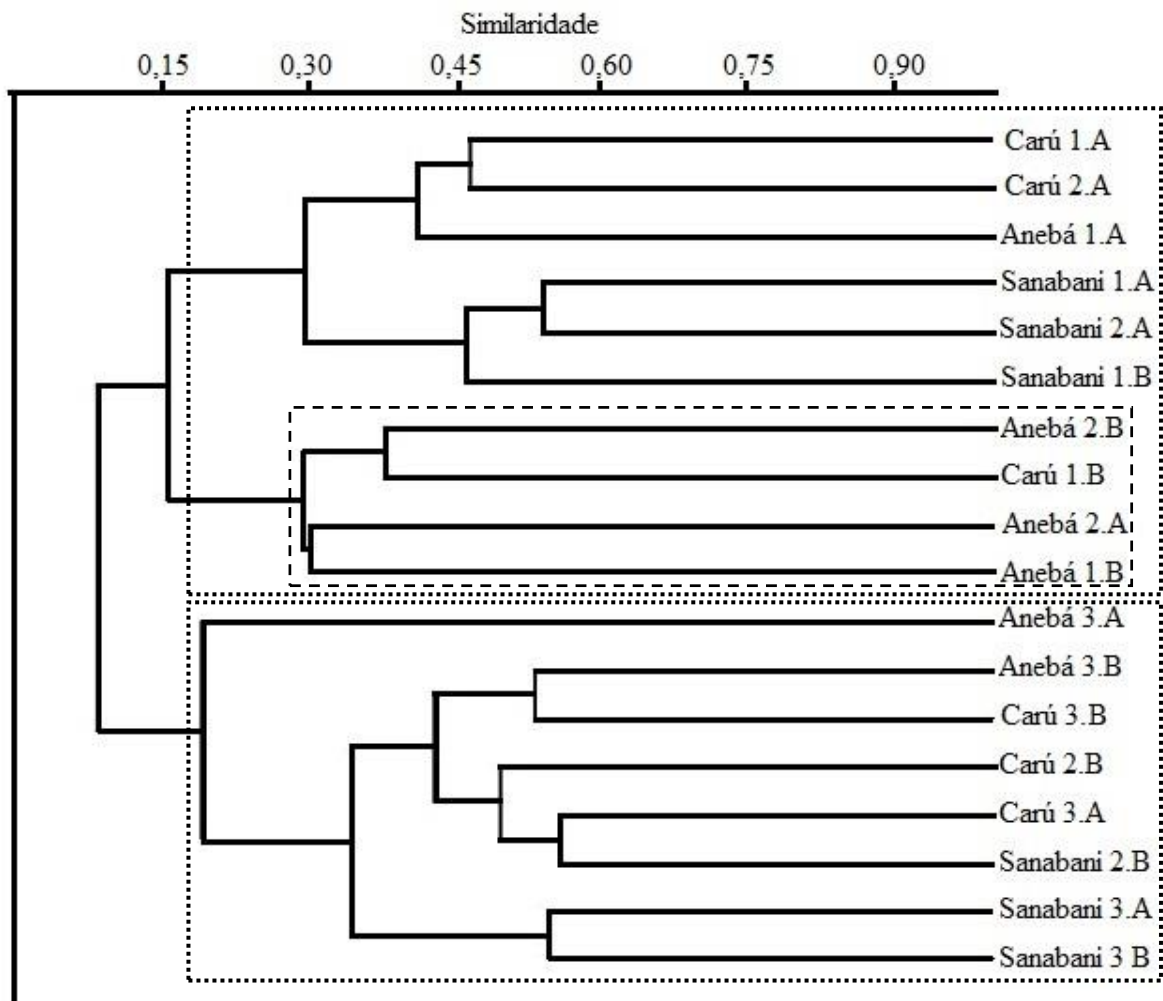
A análise de cluster mostra dois grandes grupos com maior similaridade na composição de espécies, sendo um formado prioritariamente por grupos provenientes dos pontos 1 de ambas as coletas e dos três rios, juntamente com os pontos 2 da coleta de enchente em cada rio. O

outro grupo é formado pelos pontos 3 de cada rio em ambos períodos de coletas, junto com os pontos 2 dos rios Carú e Sanabani na coleta de cheia (FIGURA 9).

Dentro do primeiro grupo é visível que os pontos Anebá 2 B, Carú 1 B, Anebá 2 A e Anebá 1 B, formam um agrupamento menor, menos semelhantes a si e em relação aos outros pontos, porém ainda sim mais semelhantes aos pontos 1 dos dois períodos de coleta e dos pontos 2 da coleta de enchente.

As amostras coletadas nos pontos 3 foram mais semelhantes entre si com maior diferenciação na primeira coleta no ponto 3 do rio Anebá onde ocorreu uma alta dominância da espécie *Anchoviella guianensis* que pode ter favorecido a diferenciação deste ponto em relação aos demais.

FIGURA 9 – Diagrama de similaridade das comunidades de peixes dos pontos de coleta, baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, demonstrando o agrupamento baseado na composição de peixes dos pontos de amostragem. Cophen. Corr.: 0,8682. Boot N.: 9999, mostrou não existir distorções significativas no dendrograma obtido



NOTA: (1.) Ponto 1, (2.) Ponto 2 e (3.) Ponto 3, (A) Enchente, (B) Cheia. Exemplo: Anebá.1.A (Anebá, Ponto 1, Coleta de enchente)

FONTE: Autor, 2019

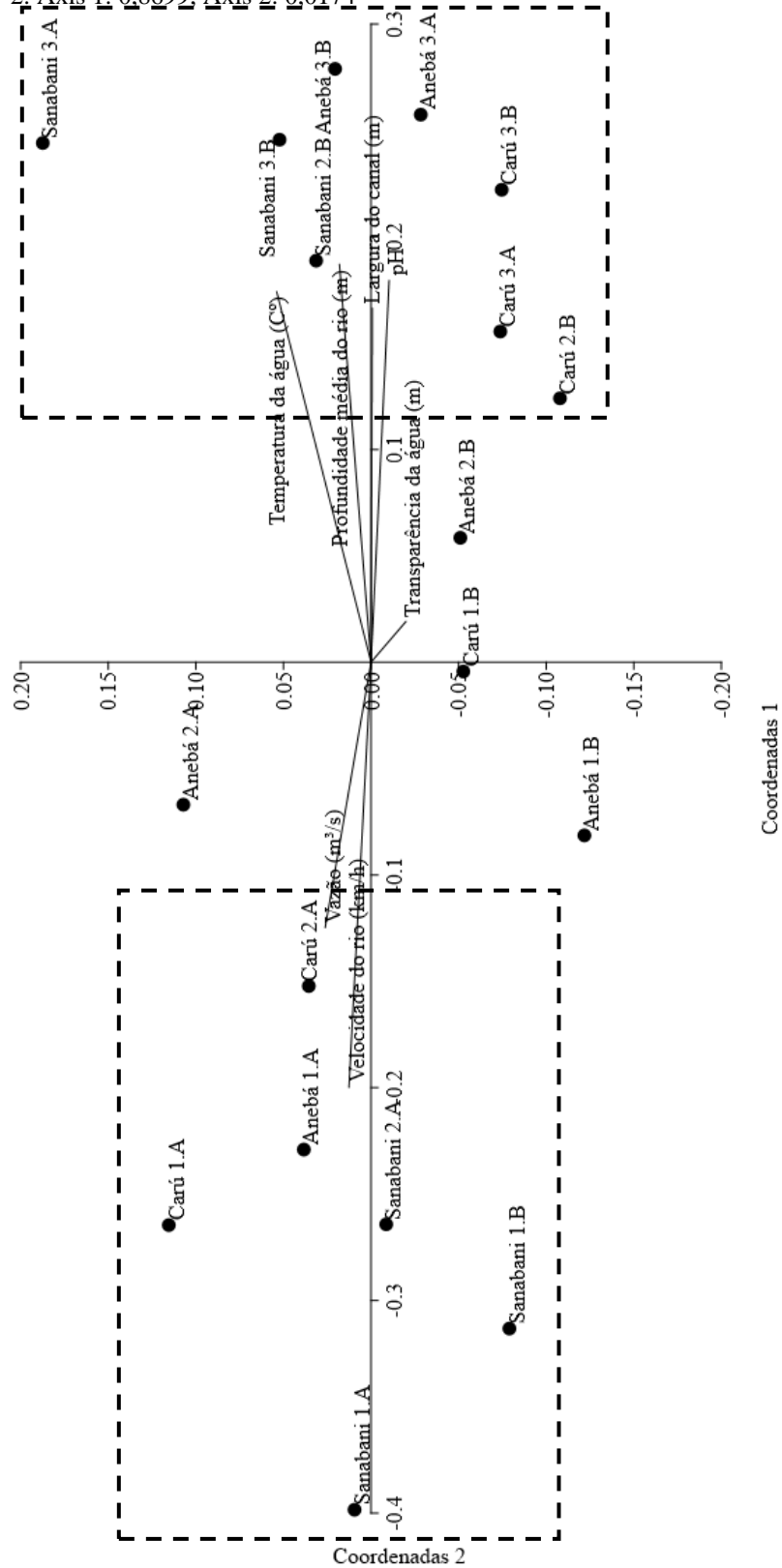
A ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) apresentou um valor de stress de 10,25%, tornando a mesma adequada para a interpretação ecológica, uma vez que demonstra bom ajuste linear entre as distâncias na ordenação e a similaridade da composição de espécies entre elas (FIGURA 10).

A distância entre os pontos apresentados na (NMDS) indica pouca similaridade entre as amostras, porém é possível verificar um maior compartilhamento de espécies entre os pontos 1 dos três rios em ambos períodos de coleta com os pontos 2 de cada rio na coleta de enchente, enquanto revela uma diferença na composição dos peixes entre estes pontos com os da região 3 de ambas coletas, que tem maior similaridade com os pontos 2 dos três rios na coleta da época de cheia. Esses resultados indicam pouca similaridade da composição de espécies entre os pontos estudados, divergindo principalmente entre os locais mais distantes (pontos 1 e 3), variações da composição de espécies entre os períodos de coleta, principalmente na região do ponto 2, assim como variações na composição de espécies de peixes entre os rios.

Nos pontos isolados houve o maior número de espécies exclusivas, e conseqüentemente a composição foi distinta nesses pontos em determinado período de coleta. A variável rio mostrou-se menos importante na composição da ictiofauna em comparação com a mudança de região de coleta. Já o período de coleta influenciou principalmente na composição de espécies dos pontos 2 de cada rio.

Outro aspecto que pode ser visualizado na NMDS é a relação das variáveis ambientais (temperatura da água, profundidade média do rio, largura do rio e pH) com o composição da ictiofauna da região do ponto 2 na coleta do período de cheias e no ponto 3 de cada rio em ambas as coletas, assim como a maior relação com a vazão e velocidade do corpo d'água com a região do ponto 1 de cada rio, justificado pela ausência desses componentes na região do ponto 3.

FIGURA 10 – Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, demonstrando o agrupamento baseado na abundância de peixes dos pontos de amostragem. Stress: 0,1025; R²: Axis 1: 0,8699; Axis 2: 0,0174



NOTA: (1.) Ponto 1, (2.) Ponto 2 e (3.) Ponto 3, (A) Enchente, (B) Cheia. Exemplo: Anebá.1.A (Anebá, Ponto 1, Coleta de enchente)

FONTE: Autor, 2019

4. DISCUSSÃO

As 147 espécies de peixes registradas nos três rios, representam um total 45% do total de espécies registradas nas bacias do rio Urubu e Uatumã, de acordo com os trabalhos recentes de Dagosta e Pinna (2019) que fornece uma coletânea geral da diversidade de espécies de peixes da Amazônia e de Pereira *et al.* (2020) que realizou um inventário de 9 afluentes alterados do rio Urubu. Em relação a estes estudos cinco famílias (Bryconidae, Poeciliidae, Prochilodontidae, Trichomycteridae, Triportheidae) e 60 espécies (duas possivelmente novas para ciência), presentes nas amostragens dos rios Anebá, Carú e Sanabani, não apresentavam registro na bacia, elevando o total de espécies das bacias do rio Urubu e Uatumã a 327.

A quantidade de ordens, famílias e espécies de peixes encontradas está de acordo com as valores observados em outros estudos realizados em diversos ambientes da Amazônia, variando de seis a nove ordens, 22 a 36 famílias e 82 a 192 espécies (BARBOSA *et al.*, 2015; BELTRÃO; SOAREZ, 2018; CABRAL, 2014; SOUZA, 2012; FARIAS *et al.*, 2017).

Apesar da quantidade elevada de espécies encontradas as curvas de acumulação de espécies e a riqueza estimada de Jackknife para cada rio mostrou que o esforço amostral não foi suficiente para amostrar a ictiofauna completa de cada rio, indicando que novas espécies devem ser encontradas com o aumento do esforço amostral, demonstrando a necessidade de realizar um número maior de coletas em cada corpo d'água para uma caracterização mais fidedigna de cada ambiente. A riqueza total dos três rios variou de 73% a 77% da riqueza estimada pelo índice Jackknife. A riqueza de espécies tende a aumentar com o aumento da frequência de amostragens, devido ao acréscimo do número de espécies sazonais ou raras (OBERDORFF *et al.*, 2019; ZHAO *et al.*, 2017).

Comumente a detecção incompleta de todas as espécies presentes em um local ocorre devido a impossibilidade de execução de coletas o ano todo e em todas as regiões (HAYER; WALL, 2008). Em ambientes amazônicos, ictiofaunas compostas por mais de 100 espécies geralmente são referentes a rios e lagos com grandes áreas de lâmina d'água (VALE, 2011). Em locais com alta complexidade da assembléias de peixes, onde há possibilidade de espécies raras ainda não descritas e locais remotos com difícil acesso na Amazônia, são necessários grandes esforços de amostragem para obtenção do número mais completo de espécies da região (MOJICA *et al.*, 2014).

Cavalli *et al.* (2018) que fizeram uma atualização das informações de ocorrência de espécies na bacia do rio Piquiri, importante afluente da bacia do Prata, detectaram como ordens de maior riqueza de espécies os Siluriformes (69 espécies) e Characiformes (59 espécies),

representando juntas aproximadamente 84% de todas as espécies registradas na bacia, valores esses condizentes com o encontrado nos afluentes do Rio Urubu, onde 52,38% das espécies foram representadas pelos Characiformes (77 espécies) e 20,41% por Siluriformes, diferenciando mais no número de espécies encontradas nessa última ordem (30 espécies). Characiformes representam um dos principais grupos de peixes de água doce, com espécies encontradas tanto em sistemas lênticos quanto lóticos (NELSON, 2006; PETRY *et al.*, 2003).

Essa dominância de espécies e abundância de indivíduos por Characiformes e Siluriformes corroboram com resultados de outros estudos realizadas na região amazônica (BARBOSA *et al.*, 2015; BELTRÃO; SOAREZ, 2018; CABRAL, 2014; FARIAS *et al.*, 2017; MENDONÇA *et al.*, 2005; SOUZA, 2012; SILVA, 2003). Assim como neste estudo, a presença de Gimnotiformes e Perciformes entre as ordens mais representativas também são indicadas em outros trabalhos (BARBOSA *et al.*, 2015; SILVA, 2003; MENDONÇA *et al.*, 2005; FARIAS *et al.*, 2017). Vale destacar que os Cichliformes representados pela família Cichlidae, até recentemente incluídos entre os Perciformes, também registraram grande quantidade de espécies e indivíduos no presente trabalho.

O inventário ictiofaunístico dos três rios estudados demonstra a superioridade em riqueza das ordens Characiformes, Siluriformes e Cichliformes, em todos os rios e regiões de coleta, constituindo 85,71% das espécies da comunidade de peixes estudada, com 92,45% de toda abundância registrada. Esse resultado mostra que estas ordens dominam todos os ambientes estudados, seguindo a tendência observada para a Amazônia (DAGOSTA; PINNA, 2019) e para o Brasil (BUCKUP *et al.*, 2007; LOWE-MCCONNELL, 1999; REIS *et al.*, 2003; REIS *et al.*, 2016), assim como para regiões Neotropicais (LOWE-MCCONNELL, 1975; LOWE-MCCONNELL, 1999; LUÍZ *et al.*, 2003).

Assim como no trabalho de Milani *et al.* (2010), realizado em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, os ambientes amostrados apresentaram-se prioritariamente compostos por espécies de pequeno porte, representados majoritariamente pela família Characidae. A predominância das famílias Characidae e Cichlidae (25 e 19 espécies registradas), representando respectivamente 68,14% e 5,99% do total de indivíduos capturados, também acompanha o padrão registrado no Brasil (REIS *et al.*, 2003). Essa dominância de pequenos caracídeos tem sido descrita para outros ambientes neotropicais (AGOSTINHO *et al.*, 2007; PELICICE *et al.*, 2005; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2003) e na Amazônia, que concentra mais da metade da diversidade de espécies nas famílias Characidae, Loricariidae, Cichlidae, Cynolebiidae e Callichthyidae, sendo os caracídeos responsáveis por aproximadamente 23% do total registrado (DAGOSTA; PINNA, 2019).

Dentre as 5 famílias com maiores quantidades de espécies no presente estudo, apenas a Acestrorhynchidae não está entre as mais ricas em espécies para região amazônica (DAGOSTA; PINNA, 2019). Com relação a números de espécies capturadas, 3 das 4 famílias mais abundantes acompanham os resultados obtidos em outros igarapés da Amazônia Central, sendo representadas principalmente pelas famílias Characidae, Lebiasinidae, Cichlidae (BELTRÃO; SOAREZ, 2018).

Com relação a abundância o que destoa desses padrões é a ordem dos Clupeiformes e a família Engraulidae representada prioritariamente pela espécie *Anchoviella guianensis* (Eigenmann, 1912), que teve a maioria dos exemplares capturados no ponto 3 do rio Anebé na coleta do período de enchente (97,92% do total de exemplares), mesmo assim representando 8,16% de todos indivíduos identificados. Aparentemente a espécie apresenta pouca mobilidade, o que facilitou a captura através do arrasto, que foi o apetrecho que se sobressaiu na captura da espécie, a formação de grandes cardumes de hábitos diurnos (95,23% dos exemplares capturados) e a preferência por praias com vegetação submersa que são ambientes geralmente ocupadas por espécies pequenas (DUARTE *et al.*, 2010, DUARTE *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2007; STEWART *et al.*, 2002), que as utilizam como local de abrigo ou alimentação (LOWE-MCCONNELL, 1999).

A predominância das espécies de pequeno porte (*Hemigrammus melanochrous*, *Hemigrammus bellottii*, *Hemigrammus geisleri*, *Otocinclus mura*, *Hyphessobrycon rosaceus*) na região de terra firme corrobora com os estudos de Castro (1999) e Zanini *et al.* (2017), que propõe que o tamanho reduzido pode determinar uma grande adequação dessas espécies à ambientes lóticos neotropicais, como cabeceiras de rios. Esses resultados vão de encontro ao trabalho de Beltrão e Soares (2018) que em igarapés na Amazônia Central, registraram as maiores abundância em espécies de pequeno porte como *Hemigrammus levis*, *Fluviophylax zonatus*, *Hemigrammus bellottii*, *Hemigrammus analis*, *Moenkhausia colletii* e *Copella nattereri*. Anjos (2009) destaca que pequenas espécies de peixes são encontradas em abundância em ambientes menores como igarapés e cabeceiras de rios, destacando-se os Characiformes, Cichliformes e Gymnotiformes, assim como registrado no presente estudo. Em geral pequenos peixes são mais abundantes, seja entre espécies ou dentro da mesma espécie (PORTT *et al.*, 2006), o que pode explicar as maiores abundâncias registradas em todos os rios e pontos de coleta por espécies desse tipo.

Estudos no rio Amazonas mostram que próximo a confluências de rios maiores com seus tributários ocorre uma maior diversidade de espécies de Gymnotiformes do que os trechos localizados mais a montante (FERNANDES *et al.*, 2004). Fato esse que não ocorreu em

nenhum ponto da confluência dos três rios com o rio Urubu, visto que a referida ordem foi registrada majoritariamente em pontos mais altos da bacia, pontos 1 e 2, sendo 5 das 7 espécies e 93 dos 96 indivíduos registrados nesses locais.

A ordem dos Gymnotiformes foi prioritariamente capturada em áreas mais estreitas do rio, em locais rasos, de correnteza moderada e com maior quantidade de estruturas submersas, talvez em função da facilidade de alimentação do local, menor predação por espécies carnívoras ou pela não exploração de locais com abundância de macrófitas (aguapé) no ponto 3 durante as amostragens, sabido da preferência dessas espécies por esse tipo de local. Também é possível que esses resultados sejam devido as técnicas de amostragem (DAGOSTA; PINNA, 2019) que estão sujeitas a falhas no processo de detecção (ANDRADE, 2016) tendo como uso de detector de sinais elétricos uma técnica de captura fundamental para a obtenção de estimativas mais confiáveis de abundância dessas espécies (ANDRADE, 2016; BARONI, 2010). Algumas espécies dessa ordem, assim como os bagres, são associadas a águas profundas (THOME-SOUZA; CHAO, 2004) apesar de também existirem registros em áreas inundadas (CRAMPTON, 2007), onde permanecem em locais escuros e escondidos entre raízes e troncos caídos (SOUZA, 2012) e também apresentam hábitos noturnos e criptobióticos.

Apesar das desigualdades nas dimensões dos três rios estudados não ocorreram diferenças significativas de riqueza de espécies entre os mesmos, porém os resultados também não indicam similaridades da composição de espécies entre si e registram também uma distribuição longitudinal de forma diversificada nas três áreas de cada rio (terra firme, zona de transição e lagos), assim como nos estudos realizados em tributários da bacia do Paraná (TOS *et al.*, 2014; ABES; AGOSTINHO, 2001) que identificaram que a riqueza de espécies de peixes aumentava no sentido de montante a jusante, apresentando como um dos fatores principais para essa alteração o aumento da largura do corpo d'água.

Segundo Oberdorff *et al.* (2019) a maior parte da fauna de peixes ocorre em regiões de cotas mais baixas, com apenas 6% das espécies de peixes da Amazônia tendo uma distribuição geográfica restrita acima de 300 m de altitude. Apesar do presente estudo não realizar amostragens em pontos de cotas tão elevadas, esse fato pode ser levado em consideração para os resultados encontrados de menor riqueza e abundância de espécies registradas na região do ponto 1 de cada rio.

Regiões mais próximas a cabeceiras com águas rápidas e pouca heterogeneidade ambiental apresentam menos espécies aptas a sobrevivência nesse tipo de ambiente, enquanto ambientes mais a jusante (mais diversificado) em geral apresentam maior riqueza de espécies (SUVARNARAKSHA *et al.*, 2012). A menor diversificação de nichos e oferta de alimentos,

típica de locais de menor volume de água, e as características hidrológicas limitantes podem permitir que poucas espécies ocupem esse tipo de ambiente (VALÉRIO *et al.*, 2007, SÚAREZ; PETRERE-JÚNIOR, 2007). Vários autores identificam a força da heterogeneidade espacial sobre a diversidade de peixes (AULT; JOHNSON, 1998; COLLARES-PEREIRA *et al.*, 1995; PRADO *et al.*, 2010).

O trabalho de Pavanelli e Caramaschi (2003) também mostra um aumento da diversidade de ictiofauna da cabeceira para a boca em dois riachos na bacia do rio Paraná. Eles sugerem que o menor volume de água, as condições oligotróficas na cabeceira e a menor complexidade de habitat podem explicar o menor número de espécies nos pontos mais a montante em relação aos locais subsequentes, compreendidos por ambientes mais complexos com maior riqueza e número de espécies constantes. Em ambientes oligotróficos, as cadeias alimentares dependem de material alóctone da floresta, (GOULDING *et al.*, 1988), mesmo assim podem apresentar até 50 espécies de pequenos peixes que podem ser abundantes na região (LOWE-MCCONNELL, 1999; SABINO, 1999).

Assim como no presente trabalho, Wolff e Hahn (2017) mostraram diferenças na composição e riqueza de espécies da ictiofauna em três diferentes regiões ao longo rio Vermelho, de modo que a riqueza de espécies de peixes aumentou ao longo do rio, porém tanto a composição de espécies como a riqueza apresentaram diferenças significativas somente entre os pontos mais distantes (cabeceira e foz), não ocorrendo diferenças entre os pontos intermediários e as cabeceiras, sugerindo que as diferenças ambientais ao longo do rio determinavam os padrões estruturais mais importantes da ictiofauna. Diferente do ocorrido em nosso estudo, o ponto intermediário do rio Vermelho registrou maiores valores de abundância entre todos os setores, justificado por eles pelo fato dessa área apresentar maior heterogeneidade ambiental local quando comparado ao alcance da cabeceira e da boca, reunindo indivíduos das três regiões. No estudo da ictiofauna de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Carvalho (2008) também identificou adições e substituições de espécies no sentido cabeceira-foz.

As diferenças observadas para composição da ictiofauna se dão principalmente em função das características das áreas de coleta e das peculiaridades da fauna especialmente na região do ponto 3, onde foram registrados os maiores valores de riqueza de espécies e abundância de indivíduos. Esperasse que as composições das assembleias peixes variem ao longo dos rios, com composições menos semelhantes para locais mais distantes entre si do que aquelas mais próximas (BARBOSA *et al.*, 2015). A ictiofauna não está distribuída de forma igualitária por toda bacia, existindo espécies que habitam a planície e outras que preferem os cursos superiores, embora algumas possam ocorrer nos dois sistemas (ANJOS, 2009). Pontos

intermediários podem se tornar áreas heterogêneas de transição reunindo espécies das cabeceiras e da foz de um mesmo rio (WOLFF; HAHN, 2017).

Mendonça *et al.* (2005) estudando as assembleias de peixes em pequenos riachos da Amazônia Central chegou a resultados similares ao do presente estudo, de forma que foram identificadas variações composição das espécies entre rios de diferentes tamanhos e de diferentes características físico-químicas, porém sem variações de riqueza, indicando a substituição de espécies nos diferentes corpos d'água.

Diferenças na composição de espécies nos rios amostrados podem estar relacionadas a mudanças das dimensões físicas de cada rio, pois sistemas maiores geralmente apresentam maior diversidade de habitats, podendo assim sustentar uma alta riqueza com indivíduos de maior porte (CONTENTE; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2017). Outro fator a ser considerado é a distância entre os três rios estudados principalmente do Rio Sanabani que é o mais distante dos demais e obteve maior valor de espécies únicas. Efeitos espaciais podem aumentar com extensões espaciais maiores (BENONE *et al.*, 2018). Um terceiro fator é que este rio tem sua foz no Lago do Canaçari que durante as cheias tem contato direto com o rio Amazonas, facilitando assim a dispersão e movimentação de um maior número de espécies na região, diferentemente dos outros dois que despejam suas águas diretamente no rio Urubu relativamente perto um do outro.

A região do ponto 2 (área de transição) pode ter apresentado valores de riqueza e abundância levemente superiores ao ponto 1 em função das pequenas variações das características locais, como aumento da largura, profundidade e vazão do rio, propiciando uma maior complexidade e quantidade de habitats exploráveis pelos peixes, podendo determinar a maior ocorrência de espécies neste local (LANGEANI *et al.*, 2005). Peixes utilizam estruturas do ambiente, como troncos e rochas submersas e macrófitas aquáticas como refúgio contra predadores (SIQUEIRA-SOUZA *et al.*, 2006), recursos para alimentação e substrato para reprodução e desova (DIAS *et al.*, 2011). Outros trabalhos também encontraram resultados onde a comunidade local de peixes respondeu às variações de habitat relacionadas ao gradiente longitudinal, apresentando variações na riqueza e na composição de espécies (CARVALHO *et al.*, 2015; SÚAREZ, 2008; TEIXEIRA *et al.*, 2005).

Existe uma expectativa de que a organização das assembleias de peixes tropicais esteja associada à complexidade ou heterogeneidade ambiental (FREITAS *et al.*, 2010; SAINT-PAUL *et al.*, 2000; SIQUEIRA-SOUZA *et al.*, 2016; SÚAREZ *et al.*, 2004). Em estudos da fauna aquática de rios em regiões temperadas os fatores ambientais destacam-se como principal fator na variação de diversidade entre locais, tendo como variáveis importantes para a ictiofauna

aspectos como condutividade e concentrações de oxigênio dissolvido (ARBELÁEZ *et al.*, 2008), pH, temperatura, largura e abertura do dossel (BENONE *et al.*, 2018). Outros estudos apresentam a importância de fatores ambientais como, profundidade (ROA-FUENTES; CASATTI, 2017), velocidade da água (MENDONÇA *et al.*, 2005), nas assembleias de peixes em rios tropicais. Com aumento das dimensões e volume dos rios, características como profundidade velocidade de corrente e tipo de substrato se modificam levando à maior diversificação de nichos (ANJOS, 2005; PAZIN, 2004) oferecendo boas condições ambientais para o aumento e coexistência de espécies de peixes (SOUZA, 2012; SÚAREZ, 2008).

Outro aspecto que favorece o maior número de espécies e indivíduos registrados no ponto 2 em relação ao ponto 1 é o ciclo de cheias da região, que assim como o aumento gradual normal das dimensões do rio de montante para jusante, permite ao inundar esta região do ponto 2 a dispersão e movimentação de uma maior quantidade de peixes, pelo aumento da disponibilidade de recursos e de ambientes colonizáveis pelas espécies, fornecendo abrigo, refúgio, alimentação e ambientes para desova e reprodução, aumentando assim a diversidade da região (FABRÉ; BATISTA, 2009). A continuidade na composição da ictiofauna pode ser atrelada a influência do processo de inundação que conecta todos os corpos d'água criando um sistema relativamente homogêneo (SILVA, 2003). Essa conexão possibilita aos peixes se espalharem por toda a área alagada (FREITAS *et al.*, 2010; JUNK *et al.*, 1989; THOMAZ *et al.*, 2007). Grande número de espécies adentram nos afluentes menores durante a enchente para explorar as áreas alagadas, retornando ao rio principal na vazante (ANJOS, 2009).

Apesar de as maiores riquezas e abundâncias de peixes serem encontradas em locais com maior cobertura vegetal e mata ciliar preservada (CETRA; PETRERE, 2007), afastados de centros urbanos e de práticas turísticas (DI FRANCO *et al.*, 2013; MILAZZO, *et al.*, 2006) e em local com menor de exploração pesqueira (FABRÉ; BATISTA, 2009), o ponto 3 compreendido pela região dos lagos, cujo o qual é mais habitado, conseqüentemente com a menor ocorrência de mata ciliar e maior exploração pesqueira, seja ela de subsistência, amadora ou comercial, possui a maior riqueza e abundância de espécies. Fato similar ocorreu no estudo de diversidade de Ciclídeos em paranás, ressacas e lagos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, onde os lagos registraram a maior abundância de indivíduos (PEREIRA, 2010).

Os três rios estudados apresentam declive moderado sem nenhum tipo de barreira física entre os pontos de amostragem, como barramentos ou cachoeiras, o que permite o movimento livre dos peixes em direção ao curso superior da bacia, especialmente durante a estação chuvosa (OLIVEIRA; GARAVELLO, 2003). A existência de espécies nos três ambientes estudados

como a *Auchenipterichthys longimanus*, e a ocorrência de espécies migradoras registradas na região de terra firme, como o *Leporinus fasciatus* (SANTOS *et al.*, 2006), mostram a possibilidade de movimento de peixes ao longo dos corpos d'água. A distribuição das espécies ao longo do rio pode estar relacionada a habilidade de realizar migrações ou movimentos mais amplos (TEIXEIRA *et al.*, 2005). Dessa forma, talvez a diferença da comunidade de peixes do ponto 3 em relação aos demais seja consistente com a diferenciação dos locais de estudo, que é o resultado da variabilidade de ambientes e da diversidade entre as localidades (JUÁREZ-HERNÁNDEZ; TAPIA-GARCÍA, 2017).

Estudos apontam uma relação significativa entre riqueza e abundância de peixes com o número de micro-habitats, influenciando a distribuição e a coexistência das espécies (RIBEIRO; ZUANON, 2006; SHMIDA; WILSON, 1985). O aumento no número de habitats no ponto 3 pode ser explicado pelo fato que a região lacustre caracteriza-se pela maior seção de cada rio e por se localizar próximo a foz com o rio Urubu, oferecendo assim maior quantidade de ambientes para a estruturação das assembleias de peixes. Os peixes usam as estruturas físicas para encontrar recursos alimentares, áreas reprodutivas ou refúgio (SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001; CORREA *et al.*, 2008; RODRIGUEZ; LEWIS, 1997). Ambientes mais complexos tendem a oferecer uma variedade de habitats maior do que ambientes mais simples (PIANKA, 1994) logo ambientes mais heterogêneos podem conter mais espécies.

Para estudos de ictiofauna lagos de várzea são habitats importantes devido a sua produtividade e facilidade do uso de uma variedade de apetrechos de coleta para realização das capturas de peixes (JUNK, 1980). Estudos realizados em pequenos rios e córregos atestam que a proximidade de rios menores com grandes drenagens podem estabelecer boas condições e explicar o maior número de espécies (SULLIVAN; WATZIN, 2009), pois estas podem explorar temporariamente ambientes menores para alimentação e reprodução (LANGEANI *et al.*, 2005, OLIVEIRA *et al.*, 2009). Na confluência de rios pode ocorrer a coexistência de espécies de ambos corpos d'água, aumentada pela maior disponibilidade de alimentos e estabilidade do habitat (RÖPKE, 2016), desse modo a ampla conexão do rio Urubu e do Lago do Canaçari com os rios Anebá, Carú e Sanabani favorece a migração de peixes entre esses corpos d'água (CENTOFANTE; MELO, 2012). Movimentos migratórios dos peixes e a conexão permanente dos rios aumentam a riqueza e diversidade de espécies em toda a região amazônica, em virtude da dispersão da ictiofauna causada por essa movimentação (CABRAL, 2014; LOWE-MCCONNELL, 1999). Pavanelli e Caramaschi (2003) no estudo em riachos da bacia do alto Paraná também sugerem que a maior proximidade dos riachos estudados com o rio Paraná

ocasionou à mistura de faunas entre os corpos d'água, contribuindo para o aumento da diversidade de espécies.

Trabalhos como o de Benone *et al.* (2018) e de Barbosa *et al.* (2015), sugerem que os fatores espaciais ocasionados pela distância entre os pontos de amostragem e as diferenças estruturais de cada ambiente, atuam na estruturação de assembleias de peixes, assim como o efeito temporal causado pela ciclo das águas principalmente durante o período de cheias. Alguns estudos propõem que as variações espaciais são mais relevantes na estruturação da ictiofauna do que variações temporais decorrentes do ciclo hidrológico, minimizando a importância do pulso de inundação (SOUZA, 2012; HIRSCHMANN, 2015; SIQUEIRA-SOUZA, 2007; SÚAREZ, 2008).

Essas abordagens reforçam a discussão que o ambiente e o ciclo de cheias atuam como na estruturação das assembleias de peixes, principalmente em termos de composição e distribuição da ictiofauna. Fato esse demonstrado no presente trabalho pelas diferenças observadas na riqueza e composição de espécies entre os locais mais distantes (pontos 1 e 3), com 97 espécies não comuns a ambos os pontos e pelo maior número de espécies únicas encontradas no Rio Sanabani (19) que é o rio mais distante dos demais. Da mesma maneira os períodos de coleta, que apesar de não demonstrarem diferenças entre a riqueza de espécies, apresentam somente 86 espécies comuns aos dois períodos de coleta, sendo 61 espécies registradas somente no período de enchente ou de cheia. A pouca variação sazonal em relação a riqueza de espécies e abundância de indivíduos, pode estar associada à menor influência do pulso de inundação ou a características dos dois períodos estudados que não apresentam diferenças tão acentuadas de nível d'água como as observadas entre os períodos de seca e cheia por exemplo.

Em relação a composição de espécies entre os períodos de coleta, as diferenças podem estar relacionadas as variações do nível d'água que influenciam nos processos migratórios dos peixes, fazendo com que estes em períodos de águas rasas busquem ambientes maiores, com maior disponibilidade de recursos direcionando-se assim ao Lago do Canaçari e ao rio Urubu, fazendo o caminho inverso durante o período de cheias, onde adentram na mata de várzea e sobem rios menores em busca de alimento ou desova. Estudos apontam a procura ou direcionamento dos peixes a áreas inundadas durante o período de águas altas e a saída destas mesmas regiões durante o período de águas mais baixas (LOWE-MCCONNELL, 1999; NOVERAS *et al.*, 2012; RÖPKE *et al.*, 2015; SAINT-PAUL *et al.*, 2000; SOARES; YAMAMOTO, 2005).

As maiores similaridades entre os pontos 1 e 2 durante o período de enchente e entre os pontos 2 e 3 no período de cheias pode ser atrelada a expansão dos corpos d'água durante a cheia. Na enchente o ponto 2 apresenta características físicas mais próximas as apresentadas no ponto 1, durante a cheia as características físicas desse mesmo ponto 2 tornam-se mais similares a do ponto 3, aumentando a disponibilidade de recursos e a conectividade entre os ambientes, acarretando em uma redistribuição da fauna de peixes, diminuindo a variabilidade espacial (THOMAZ *et al.*, 2007).

Ao contrário do que ocorreu no estudo de ciclídeos realizado por Pereira (2010) na área focal da RDSM (Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá), onde a maior riqueza foi registrada durante o período de enchente e a menor abundância de indivíduos foi registrada na cheia, o presente estudo observou um incremento do número de espécies e aumento de 17,6% na quantidade de indivíduos entre esses mesmos dois períodos. Considerando apenas os ciclídeos esse aumento foi de 7,5%. Esse mesmo trabalho cita que no decorrer dos diferentes períodos sazonais, em virtude da busca de melhores condições de sobrevivência, possa ocorrer uma movimentação dos ciclídeos entre os diferentes habitats, sendo essas movimentações também registradas para outras espécie de peixes amazônicos, influenciando assim na composição e abundância das espécies de peixes em cada época.

Conforme destaca Medeiros *et al.* (2010) as mudanças de habitats ocasionadas pela alterações no nível d'água devem acarretar em alterações nas distribuições dos peixes, afetando as estimativas de composição e riqueza de espécies de uma mesma região em diferentes épocas. Alterações no nível d'água podem gerar mudanças na disponibilidade de alimentos e de locais para refúgio dos peixes com consequentes mudanças na composição da ictiofauna de cada região (LEAL *et al.*, 2018).

Principalmente em lagos com conexão esporádica ou distante dos rios, esperasse que durante o período de cheias a riqueza e abundância de peixes identificados sejam são menores do que em épocas de águas mais baixas (BOZELLI *et al.*, 2015; SAINT-PAUL *et al.*, 2000; THOMAZ *et al.*, 2007) devido ao aumento do espelho d'água e da expansão do habitat aquático, que reduz as densidades de peixes por unidade de área em função da maior dispersão dos indivíduos (FARIAS *et al.*, 2017; PEREIRA, 2010; PRADO *et al.*, 2010; SAINT-PAUL *et al.*, 2000).

Nos três rios e nas três regiões estudadas a riqueza de espécies aumentou do período de enchente para o de cheias e a abundância de indivíduos só foi menor no ponto três (aglomerado dos três rios) e nos valores globais do rio Anebá, diferentemente do ocorrido em estudos de lagos de várzea no rio Orinoco, nas proximidades da confluência dos rios Amazonas e Negro e

em outras partes da amazônia, onde os maiores valores foram encontrados em períodos de águas baixas, sendo normalmente no período de seca (GALACATOS *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2013).

Resultados similares ao presente estudo são encontrados em locais com maiores conexões entre os diversos ambientes aquáticos (rios, lagos e igarapés), como no estudo de Lima (2003) na Bacia do Rio das Mortes, que registrou um aumento acentuado na riqueza e diversidade de espécies na época da cheia, explicada pela facilidade de movimentação dos peixes em decorrência da conexão mais ampla dos corpos d'água nesse período. Este tipo de conexão aparentemente beneficia o ambiente elevando a diversidade de peixes (SIQUEIRA-SOUZA, 2007).

Benone *et al.* (2018) e Soares e Yamamoto (2005) destacam a importância das planícies de inundação para a diversidade de peixes e que períodos de enchente e cheia a abundância de peixes é grande, porém o aumento da área alagada e a disponibilidade de habitats para refúgio, ocasionam a dispersão dos peixes dificultando as amostragens, principalmente quando executadas somente com a utilização de malhadeiras que constituem o único ou principal apetrecho de coleta utilizado na maioria dos trabalhos realizados na bacia amazônica, pois este possivelmente deixa de capturar muitas espécies de peixes afetando assim as amostragens. Com relação a isso os dados do presente trabalho não indicam uma defasagem entre os períodos de coleta para capturas realizadas com as malhadeiras, já que na cheia a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies identificadas somente com este apetrecho de coleta foram levemente superiores às do período de enchente.

Estudos como o de Beltrão e Soares (2018) demonstram variações sazonais na riqueza, abundância e composição das assembleias de peixes em lagos e igarapés, onde os lagos apresentam maiores valores no período de seca assim como em outros estudos de lagos isolados ou distantes do leito principal do rio, enquanto os igarapés que tem características mais próximas aos locais do presente estudo, obtiveram maiores valores no período de cheias, em virtude da maior disponibilidade de recursos alimentares e de habitats oriundos da expansão da área alagada. Em contrapartida maiores abundâncias no período de águas baixas podem estar associadas a menor disponibilidade de habitats e a maior concentração dos peixes nesse período, já que os peixes são pressionados a irem para regiões de relevo mais baixo dentro da planície (PRADO *et al.*, 2010).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para se obter um quadro mais completo da diversidade da fauna de peixes da bacia de contribuição estudada, ainda é necessário um aumento na frequência de coletas, possivelmente com utilização de outros métodos de captura que visem espécies com características diferentes, assim como a realização de amostragens em outros afluentes do rio Urubu e em outras fases do ciclo hidrológico, já que pequenas diferenças na composição da ictiofauna foram encontradas entre os três rios afluentes desta bacia e entre os períodos de enchente e cheia. Portanto, pesquisas com maior abrangência temporal e espacial devem ser realizadas para se conhecer as características da comunidade de peixes em profundidade e entender os processos e padrões de distribuição das assembleias de peixes dos rios de água preta da região.

Para determinação das diversas espécies existentes no corpo d'água, se faz necessário a realização de amostragens em vários locais dispostos ao longo do rio, de modo a capturar espécies que habitam cada região, porém amostragens na região de terra firme e área de transição se mostraram redundantes em função da alta similaridade (efeito aditivo) na composição de espécies nesses ambientes, de modo que a escolha de apenas uma dessas duas regiões pode ser adotada para estudos de levantamento ictiofaunísticos, diminuindo o esforço empregado nas coletas de dados e mantendo resultados similares aos obtidos com coletas em ambos ambientes.

Em contrapartida a região dos lagos mostrou-se importante para a caracterização da ictiofauna local, em função da riqueza de espécies e abundância de indivíduos encontradas nestes locais, sendo representativa para composição de espécies da assembleia de peixes em cada rio. Com isso, para trabalhos que visem a produção de lista de espécies e levantamentos taxonômicos de forma rápida e menos onerosa ou a realização de estudos ecológicos, a execução de coletas em locais do rio com maiores dimensões, como a região dos lagos do presente trabalho, poderão fornecer dados significativos e representativos para o estudo.

REFERÊNCIAS

- ABES, S.S.; AGOSTINHO, A.A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 445, n. 1-3, p. 217-227, 2001.
- AGOSTINHO A.A.; GOMES L.C.; ZALEWSKI, M. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. **Ecohydrology & Hydrobiology**, [s.l.], v. 1-2, p. 209-217, 2001.
- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; JÚLIO JR., H.F. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: Unidades de conservação. *In*: CAMPOS, J.B.; TOSSULINO, M. G.P.; MULLER, C.R.C. (org.). **Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná. 2006. p. 95-117.
- AGOSTINHO, A.A., THOMAZ, S.M., GOMES, L.C.; BALTAZAR, S.L.S.M.A. Influence of the macrophyte *Eichornia azurea* on fish assemblage of the upper Paraná River floodplain (Brazil). **Aquatic Ecology**, [s.l.], v. 41, n. 4, p. 611-619, dez. 2007.
- ALBERT, J.S.; CARVALHO, T.P. Neogene assembly of modern faunas. *In*: ALBERT, J.S.; REIS, R.E. (ed.). **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes**. Berkeley: University of California Press, 2011. p.119–136.
- ANDRADE, A.L. R. H. **Influência do método de amostragem nas estimativas de detecção e ocupação de peixes elétricos (Gymnotiformes) em igarapés da Reserva Ducke, Amazônia Central**. 2016. Dissertação (mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2016.
- ANJOS, B.M. **Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central: composição, distribuição e características tróficas**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2005.
- ANJOS, M.R. **Distribuição e diversidade da fauna de peixes nas sub - bacias do Maici e Ipixuna médio Madeira – AM/Brasil**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2009.
- ARAÚJO, N.B.; TEJERINA-GARRO, F.L. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. **Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 4, p. 981-990, dez. 2007.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; JIMÉNEZ, L.F.; OLIVEIRA, R.S.; ETEROVIACK, P.C.; MENDOZA, U.; JEROZOLIMNKI, A. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade do hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia central. **Acta Limnológica Brasiliensia**, Rio Claro v. 11, n. 2, p. 127-135, 1998.
- ARBELÁEZ, F.; DUIVENVOORDEN, J.F.; MALDONADO-OCAMPO, J.A. Geological differentiation explains diversity and composition of fish communities in upland streams in the southern Amazon of Colombia. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 24, p. 505–515, 2008.

ARRUDA, F.P.R. **Influência da cobertura vegetal sobre a estrutura da ictiofauna de riachos da Bacia do Rio Paranapanema (Avaré, SP)**. 2017. Tese (Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2017.

AULT, T. R.; JOHNSON, C. R. Spatial variation in fish species richness on coral reefs: habitat fragmentation and stochastic structuring processes. **Oikos**, [s.l.], v. 82 n. 2, p. 354-364, 1998.

BACKUP, P.A.; MENEZES, N.; GHAZZI, M. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. 195 p.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRE, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CORREA, M.F.M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010.

BARONI, S. **Estudos Moleculares em *Gymnotus pantherinus* (Gymnotiformes, Gymnotidae): uma abordagem Sistemática e Filogeográfica**. 2010. Tese (Doutorado em Genética e Biologia Evolutiva) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BARBOSA, T.; BENONE, N.L.; BEGOT, T.O.R.; GONÇALVES, A.; SOUSA, L.; GIARRIZZO, T.; JUEN, L.; MONTAG, L.F.A. Effect of waterfalls and the flood pulse on the structure of fish assemblages of the middle Xingu River in the eastern Amazon basin. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 3, p. 78-94, 2015.

BARROS, D. F. **Efeito de bacias e de variáveis ambientais na estrutura de comunidades de peixes de igarapés na região do interflúvio madeira-purus**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2008.

BARROS, D.; ALBERNAZ, A.; ZUANON, J.; ESPIRITO SANTO, H.; MENDONÇA, F.; GALUCH, A. Effects of isolation and environmental variables on fish community structure in the Brazilian Amazon Madeira-Purus interfluvium. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 73, n. 3, p. 491-499, 2013.

BARTHEM, R. B.; FABRÉ, N. N. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia**. Manaus: IBAMA/ProVárzea, 2004.

BELTRÃO, H.; SOARES, M. Variação temporal na composição da ictiofauna do lago e igarapés da Reserva de Desenvolvimento Sustentável RDS-Tupé, Amazônia Central. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 8, n. 1, p. 34-42. (2018).

BENONE, N. L.; LIGEIRO, R.; JUEN, L.; MONTAG, L.F.A. Role of environmental and spatial processes structuring fish assemblages in streams of the eastern Amazon. **Marine and Freshwater Research**, Australia, v. 69, n. 2, p. 243–252, 2018.

BITTENCOURT, M. M.; AMADIO, S. A. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 2, p. 303-308, 2007.

BOZELLI, R. L.; THOMAZ, S. M.; PADIAL, A. A.; LOPES, P. M.; BINI, L. M. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 753, p. 233–241, 2015.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Série livros 23. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. 195p.

BUHRNHEIM, M.C.; COX FERNANDES, C. Structure of Fish Assemblages in Amazonian Rain-Forest Streams: Effects of Habitats and Locality. **Copeia**, [s.l.], v. 2003, n. 2, p. 255-262, 2003.

CABRAL, G.L.L. **Efeitos de eventos climáticos globais, regionais e antrópicos sobre a taxocenose de peixes de um lago amazônico**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 2014.

CABRAL, H. N.; MURTA, A. G. Effect of sampling design on abundance estimates of benthic invertebrates in environmental monitoring studies. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 276. p. 19-24, 2004.

CARDOSO, R. T., OLIVEIRA, A.K., GARAVELLO, J.C. Longitudinal distribution of the ichthyofauna in a tributary of Tietê River with sources on the Basaltic Cuestas of São Paulo, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 16, n. 2, 2016.

CARVALHO, D.R.; CASARIM, R.; PEREIRA, R.B.; POMPEU, P.S. Habitat structure determining the spatial distribution of ichthyofauna in a Brazilian stream. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 37, n. 4, p. 439-448, 2015.

CARVALHO, L.N. **História natural de peixes de igarapés amazônicos: utilizando a abordagem do Conceito do Rio Contínuo**. 2008. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2008.

CASATTI, L.; CASTRO, R.M.C. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**. München, v. 9, n. 3, p. 229-242. 1998.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A.M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, p. 681-696, 2006.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, [s.l.], 632, n. 1, p. 273-283, 2009.

CASTRO, R.M.C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *In*: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R.

- (ed.). Ecologia de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 6, p.139-155. 1999.
- CAVALLI, D.; FROTA, A.; LIRA, A.D.; GUBIANI, E.A.; MARGARIDO, V.P.; GRAÇA, W.J. Update on the ichthyofauna of the Piquiri River basin, Paraná, Brazil: a conservation priority area. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 18, n. 2, 2018.
- CENTOFANTE, C.; MELO, C.E. Estrutura e composição da ictiofauna em um lago isolado na planície do médio rio Araguaia, Mato Grosso – Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 25, n. 3, p. 173-186, 2012.
- CETRA, M.; PETRETE, M.JR. Fish-assemblage structure of the Corumbatai river basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2a, p. 431-439, 2006.
- CETRA, M.; PETRETE, M. JR. Associations between fish assemblages and riparian vegetation in the Corumbataí River Basin (SP). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 67, n.2, p. 191-195. 2007.
- CLARO-JR. L.; FERREIRA, E.; ZUANON, J.; ARAUJO-LIMA, C. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 1, p. 133-137, 2004.
- CONTENTE R.F.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI C.L.D.B. Improving the characterization of fish assemblage structure through the use of multiple sampling methods: a case study in a subtropical tidal flat ecosystem. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 6, p 1-17, 2017.
- COLLARES-PEREIRA, M.J.; MAGALHAES, M.F.; GERALDES, A.M.; COELHO, M.M. Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in portuguese lowland streams. **Hydrobiologia**, [s.l.] v. 303, n. 1-3, p. 93-102, 1995.
- COPATTI, C.E.; COPATTI, B.R. Seasonal variation and diversity of fishes of the Cambará River, Uruguay Basin. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 4, p. 265-271, 2011.
- CORREA, S. B.; CRAMPTON, W. G. R.; CHAPMAN, L. J. AND ALBERT, J. S. A comparison of flooded forest and floatingmeadow fish assemblages in an upper Amazon floodplain. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 72, p. 629-644, 2008.
- CRAMPTON, W.G.R. Diversity and Adaptation in Deep Channel Neotropical Electric Fishes. In: SEBERT, P.; ONYANGO, D.W.; KAPOOR, B.G. (ed.). **Fish life in special environments**. Enfield: Science Publishers, 2007. p. 283–339
- CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, dez. 2006.
- DAGOSTA, F.C.P.; PINNA, M.C.C. Biogeography of Amazonian fishes: deconstructing river basins as biogeographic units. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 15, n. 3, 2017.

DAGOSTA, F.C.P.; PINNA, M.C.C. **The fishes of the Amazon:** distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. n. 431. New York: Scientific Publications of the American Museum of Natural History, 2019. 163 p.

DI FRANCO, A.; BAIATA, P.; MILAZZO, M. Effects of recreational scuba diving on Mediterranean fishes: evidence of involuntary feeding? **Mediterranean Marine Science**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 15-18, 2013.

DIAS, M.S.; TOLEDO, J.J.; JARDIM, M.M.; FIGUEIREDO, F.O.G.; CORDEIRO, C.L.O.; GOMES, A.C.S.; ZUANON, J. Congruence between fish and plant assemblages in drifting macrophyte rafts in Central Amazônia. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 661, p. 457-461, 2011.

DINGLE, H.; DRAKE, A.V. What is migration? **BioScience**, Oxônia, v. 57, n. 2, p. 113-121, 2007.

DUARTE, C.; PY-DANIEL, L.H.R.; DEUS, C.P. Fish assemblages in two sandy beaches in lower Purus River, Amazonas, Brazil. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 100, n. 4, p. 319-328, dez. 2010.

DUARTE, C.; DEUS, C. P.; RAPP PY-DANIEL, L. Comparação da eficiência relativa de dois apetrechos de coleta de peixes em praias no baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 43, n. 3, p. 383-388, 2013.

DUNHAM J.B.; ROSENBERGER A.E.; THUROW R.F.; DOLLOF C.A.; HOWELL P.J. Cold water fish in wadeable streams. In: BONNAR, S.A.; HUBERT, W.A.; WILLIS, D.W. (eds.). **Standard Methods for Sampling North American Freshwater Fishes**. Bethesda, MD: American Fisheries Society. 2009. p. 119–138.

FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S. Estratégias de vida e conservação das espécies de peixes na Amazônia Central. In: RODRÍGUEZ, J.N.; KOO, F.C.; PORTO, J.R.; DÁVILA, C.R.G. (ed.). **Comunicaciones del Segundo Coloquio Internacional de la Red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica (RIIA)**, 2009, Manaus. **Anais [...]**. Lima: Punto e Grafía S.A.C., 2011. 201 p.

FALCÃO, T. M.; SANTOS, M.M.C.; SOUZA, V.S.; COSTA, J.A.V. Análise geomorfológica da região entre os municípios de Itacoatiara, Silves e Itapiranga, nordeste do estado do Amazonas. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, São Paulo, v.16, n. 4, p. 631-640, 2015.

FARIAS, E. U.; LOEBENS, S. C.; YAMAMOTO, K. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FREITAS, C. E. C.; ANJOS, H. D. B.; MAGALHÃES, E. R. S. Assembleia de peixes em lagos do rio Quiuini, um tributário do rio Negro, Amazonas, Brasil. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 7, n. 1, p. 74-81, 2017.

FERNANDES, C.C.; PODOS, J.; LUNDBERG, J.G. Amazonian Ecology: Tributaries Enhance the Diversity of Electric Fishes. **Science**, [s.l.], v. 305, p. 1960-1962, 2004.

FERREIRA, C.D.P.; CASATTI, L. Habitat structure and stream fishes in a pasture basin, Sao Paulo, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FREITAS, C.E.C.; GARCEZ, R.C.S. Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimões-Amazonas River (Amazon-Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 16, n. 3, p. 237-280, 2004.

FREITAS, C.E.C.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; GUIMARÃES, A.R.; SANTOS, F.A.; SANTOS, I.L.A. Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia*, Curitiba, v. 27, n. 6, p. 931–938, 2010.

FREITAS, C.E.C.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; HUMTSON, R.; HURD, L.E. An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 705, n. 1, p. 159-171, 2013.

FROTA, A.; DEPRÁ, G.C.; PETENUCCI, L.M; GRAÇA, W.J. Inventory of the fish fauna from Ivaí River basin, Paraná State, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 16, n. 3, p. 1-9, 2016.

GALACATOS, K.; BARRIGA-SALAZAR, R.; STEWART, D.J. Seasonal and Habitat Influences on Fish Communities within the Lower Yasuni River Basin of the Ecuadorian Amazon. **Environmental Biology of Fishes**. [s.l.], v. 71. p. 33-51, 2004.

GALVES, W.; SHIBATTA, O.A.; JEREP, F. C. Estudos sobre a diversidade de peixes da bacia do alto rio Paraná: uma revisão histórica. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, Londrina, v. 30, n.2, p. 141-154, 2009.

GERHARD, P.; MORAES, R.; MOLANDER, S. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, [s.l.], v. 71, n. 4, p. 321-340, 2004.

GILLIERS, C.; LE PAPE, O.; DESAUNAY, Y.; MORIN, J.; GUERALT, D.; AMARA, R. Are growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 69, p. 96-116, 2006.

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. 1988. **Rio Negro, rich life in poor water**. SPB Academic Publishing. The Hague, Netherlands. 1988. 200 p.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, [s.l.], v. 4, p. 1–9, 2001.

HAYER, C. A.; WALL, S. S. Evaluation of predicted fish distribution models for rare fish species in South Dakota. **North American Journal of Fisheries Management**, [s.l.], v. 28, p. 1259-1269, 2008.

HENDERSON, P.A.; ROBERTSON, B.A. On structural complexity and fish Diversity in an Amazonian Floodplain. In: PADOCH, C.; AYRES, J. M.; PINEDO-VAZQUEZ, M.; HENDERSON, A. (eds.), **Várzea: Diversity, development, and the conservation of Amazonian's whitewaters floodplain**. Nova York: New York botanical garden press. p. 45-58. 1999.

- HIRSCHMANN, A. Variação da composição e estrutura da ictiofauna em três rios com e sem influência de barramento no sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, [s.l.], v. 10, n. 3, p. 143-151, 2015.
- HUMPHRIES, P.; KECKEIS, H.; FINLAYSON, B. The river wave concept: integrating river ecosystem models. **Bioscience**, Oxônia, v. 64, n. 10, p. 870-882, 2014.
- HORBE, A. M. C.; OLIVEIRA, L. G. de S. Química de igarapés de água preta do nordeste do Amazonas – Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 4, p. 753-760, 2008.
- JACKSON, D.A.; PERES-NETO, P.R; OLDEN, J.D. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Canadá, v. 58, p.157-170. 2001.
- JUÁREZ-HERNANDEZ, L.G.; TAPIA-GARCIA, M. Variación espacial en número de especies, abundancia y diversidad de peces en las Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 65, n. 4, p. 1407-1418, 2017.
- JUNK, W.J. Áreas inundáveis - Um desafio para Limnologia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 10, n. 4, p. 775-795, dez. 1980.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Canadá, v. 106, p. 110-127, 1989.
- JUNK, W.J.; CUNHA, C.N.; WANTZEN, K.M.; PETERMANN, P.; STRÜSSMANN, C.; MARQUES, M.I.; ADIS, J. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 68, p. 278-309, 2006.
- JUNK, W.J.; WANTZEN, K.M. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications – An Update. *In*: Welcomme, R. L.; Petr T. (ed.). **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. v. 2. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific. 2004. p. 117-140.
- JUNK, W. J.; SOARES, M. G. M.; BAYLEY, P. B. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, London, v. 10, n. 2, p. 153-173, 2007.
- KEMENES, A.; FORSBERG, B.R. Factors influencing the structure and spatial distribution of fishes in the headwater streams of the Jaú River in the Brazilian Amazon. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 74, n. 3, p. 23-32, 2014.
- LANGEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H.S.; CARMO, A.B.; ROSSA-FERES, D.C. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 3, n. 2, p. 305-311, 2005.
- LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 3 p. 181-197, 2007.

- LEAL, W.M.M.; FREITAS, C.E.C.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K. Diversity of fish in managed lakes in the Brazilian Amazonian floodplain area. **Scientia Amazonia**. [s.l.], v. 7, n. 1, p. 1-10, 2018.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. **Fish Communities in Tropical Freshwaters**. New York: Longman, 1975. 337 p.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999. 536 p.
- LUÍZ, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; BULLA, C. K. Influência de processos locais e regionais nas assembleias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**. Maringá, v. 25, n. 1, p. 107-114. 2003.
- MATTHEWS, W.J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Norman: Springer-Science+Business Media. 1998. 756p.
- MEDEIROS, E.S.F.; SILVA, M.J.; FIGUEIREDO, B.R.S.; RAMOS, T.P.A.; RAMOS, R.T.C. Effects of fishing technique on assessing species composition in aquatic systems in semi-arid Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 2, p. 255-262, 2010.
- MELO, T.L.; TEJERINA-GARRO, F.L.; MELO, C.E. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 7, n. 3, p. 421-428, 2009.
- MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, [s.l.], v. 4, p. 751-764, 2005.
- MILANI, V; ARRUDA MACHADO, F.; FERREIRA E SILVA, V.C. Assembleias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 361-370, 2010.
- MILAZZO, M.; ANASTASI, I.; WILLIS, T. J. Recreational fish feeding affects coastal fish behaviour and increases frequency of predation on damselfish (*Chromis chromis*) nests. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 310, p. 165-172, 2006.
- MOJICA J.I; LOBÓN- CERVIÁ, J.; CASTELLANOS, C. Quantifying fish species richness and abundance in Amazonian streams: Assessment of a multiple gear method suitable for Terra firme stream fish assemblages. **Fisheries Management and Ecology**, [s.l.], v. 21, p. 220-223, 2014.
- MUNEEPEERAKUL, R.; BERTUZZO, E.; LYNCH, H. J.; FAGAN, W. F.; RINALDO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Neutral metacommunity models predict fish diversity patterns in Mississippi-Missouri basin. **Nature**, [s.l.], v. 453, p. 220-222, 2008.
- MORENO-VALCÁRCEL, R. M.; OLIVA-PATERNA, F.J.; ARRIBAS, C.; FERNÁNDEZ-DELGADO, C. Fish composition and assemblage in the anthropogenic-modified tidally-restricted Doñana (Spain) marshlands. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 119, n. 2, p. 54-63, 2013.

- NELSON, J. S. **Fishes of the World**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2006. 601 p.
- NOGUEIRA, C.; BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; OYAKAWA, O. T.; KASECKER, T. P. Restricted-Range Fishes and the Conservation of Brazilian Freshwaters. **Plos One**, California, v. 5, n. 6, 2010.
- NOVERAS, J.; YAMAMOTO, K. C.; FREITAS, C. E. C. Uso do igapó por assembleias de peixes nos lagos no Parque Nacional das Anavilhanas (Amazonas, Brasil). **Acta Amazônica**, Manaus, v. 42, n. 4, p. 567-572, 2012.
- OBERDORFF, T.; DIAS, M.S.; JÉZÉQUEL, C.; ALBERT, J.S.; ARANTES, C.C.; BIGORNE, R.; CARVAJAL-VALLEROS, F.M.; WEVER, A.; FREDERICO, R. G.; HIDALGO, M.; HUGUENY, B.; LEPRIEUR, F.; MALDONADO, M.; MALDONADO-OCAMPO, J.; MARTENS, K.; ORTEGA, SARMIENTO, H.J.; TEDESCO, P.A.; TORRENTE-VILARA, G.; WINEMILLER, K.O.; J. ZUANON. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. **Science Advances**, [s.l.], v. 5, n. 9, 2019
- OLIVEIRA, A. K.; APONE, F.; BIRINDELLI, J. L. O.; PEREZ JR., O.R. Fish, tributaries of middle Rio Mogi Guaçu, upper rio Parana´ basin, São Paulo, state, Southeastern Brazil. **Check List**, Sofia, v. 5, n. 3, p. 488-494, 2009.
- OLIVEIRA, A.K.; GARAVELLO, J.C. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi Guacu river basin, southeastern Brazil. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 93, n. 2. p. 127-138, 2003.
- OTA, R.R.; MESSAGE, H.J.; GRAÇA, W.J.; PAVANELLI, C.S. Neotropical Siluriformes as a model for insights on determining biodiversity of animal groups. **Plos One**, California, v.10, n. 7, p. 1-13, 2015.
- PAVANELLI, C.S.; CARAMASCHI, E.P. Temporal and Spatial Distribution of the Ichthyofauna in Two Streams of the Upper Rio Paraná Basin. **Brazilian archives of biology and technology**, [s.l.], v. 46, n. 2, p. 271-280, 2003.
- PAZIN, V.F.P. **Assembleias de peixes em poças temporárias marginais a riachos de terra firme, Amazônia Central**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2004.
- PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M. Fish assemblages associated with Egeria in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. **Acta Oecologica**, [s.l.], v. 27, p. 9-16, 2005.
- PEREIRA, L. C. F. **Assembléias de Ciclídeos na área focal da reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá, médio rio Solimões, Amazonas, Brasil**. 2010. Dissertação (Mestrado em ecologia Aquática e Pesca) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.
- PEREIRA, P. R.; AGOSTINHO, C. S.; OLIVEIRA, R. J.; MARQUES, E. E. Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 399-404, 2007.

PEREIRA, R.S.; SILVA, R.G.A.; MORALES, B.F.; SOUZA, S.S.; HINNAH, R.; TAKAHASHI, E.L.H.; OTA, R.P. Ichthyofauna from tributaries of Urubu and Amazonas rivers, Amazonas State, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 20, n. 2, e20190839, 2020.

PETRY, A.C.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 1, n. 2, p. 111-119, 2003.

PIANKA, E.R. **Evolutionary Ecology**. Harper Collins College Publishers, New York, 1994. 486 p.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. **Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos**. 1. ed. São Paulo: ABES, 2005. 285 p.

PORTT, C.B.; COKER, G.A.; MING, D.L.; RANDALL, R.G. **A review of fish sampling methods commonly used in Canadian freshwater habitats**. n. 2604. Canadá: Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 2006. 56 p.

POUILLY, M.; RODRÍGUEZ, M.A. Determinis of fish assemblage structure in Neotropical floodplain lakes: Influence of internal and landscape lake condition. *In*: WELCOMME R.; PETR, T. (eds.). **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. Bangkok. Regional Office for Asia and the Pacific. 2004. p. 243-265.

PRADO, K.L.L.; FREITAS, C.E.C.; SOARES, M.G.M. Assembléias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. **Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 1, p. 131-142, 2010.

QUEIROZ, L. J.; TORRENTE-VILARA, G.; OHARA, W. M.; PIRES, T. H. S.; ZUANON, J.; DORIA, C. R. C. (org.) **Peixes do rio Madeira**. 1. ed. São Paulo: Dialeto Latin American Documentary, 2013a. v. 1.

QUEIROZ, L. J. _____. _____. 1. ed. São Paulo: Dialeto Latin American Documentary, 2013b. v. 2.

QUEIROZ, L. J. _____. _____. 1. ed. São Paulo: Dialeto Latin American Documentary, 2013c. v. 3.

R CORE TEAM R. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2017.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR, C.J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 729 p.

REIS, R.E.; ALBERT, J.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M.; PETRY, P.; ROCHA, L. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 89, p. 12–47, 2016.

RIBEIRO, O.M.; ZUANON, J. Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, p. 389-394, 2006.

ROA-FUENTES, C.A.; CASATTI, L. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. **Journal of Freshwater Ecology**, London, v. 32, n. 1, p. 273-287, 2017.

RODRIGUEZ, M.A.; LEWIS, W.M.JR. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological Monographs**, Hoboken, v. 67, p. 109-128, 1997.

RÖPKE, C. P.; AMADIO, S. A.; WINEMILLER, K. O.; ZUANON, J. Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 89. n.1, p. 194-212, 2015.

RÖPKE, C.P. **O papel de mudanças hidrológicas de ordem sazonal e climática na estrutura da assembleia e história de vida de peixes na confluência dos rios Negro e Amazonas**. 2016. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2016.

ROSENZWEIG, M. L. **Species Diversity in Space and Time**. New York: Cambridge University Press, 1995. 460 p.

SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J.; CORREA, M.A.V.; GARCIA, M.; FABRÉ, N.M.; BERGER, U.; JUNK, W.J. Fish communities in central Amazonian white- and blackwater floodplains. **Environmental Biology of Fishes**, [s.l.], v. 57, p. 235-250, 2000.

SANCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M. As Macrófitas aquáticas como berçário para a Ictiofauna da Várzea do Rio Amazonas. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 31, n. 3, p. 437-448, 2001.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.I.S.; FARIAS, M.L.; PIEDADE, M.T.; GARCEZ, D.S. Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 369-375, 2003.

SANTOS, R.C.; OLIVEIRA, V.A.M.; FRANCO, A.A.; ORTIS, R.C.; SILVA, S.A.A. Diversidade da ictiofauna da caixa de empréstimos na mt-419, município de Carlinda MT. **Enciclopédia biosfera**, Goiânia, v.11 n. 21; p. 2186- 2196, 2015.

SANTOS, G.M. FERREIRA, E.J.G, ZUANON, J.A.S. **Peixes comerciais de Manaus**. Manaus: Ibama/AM, ProVárzea, 2006. 144 p.

SCARABOTTI, P. A.; LÓPEZ, J. A.; POUILLY, M. Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. **Ecology of Freshwater Fish** [s.l.], v. 20, p. 605-618, 2011.

SHIMADZU, H.; DORNELAS, M.; HENDERSON, P. A.; MAGURRAN, A. E. Diversity is maintained by seasonal variation in species abundance. **BMC Biology**, [s.l.], v. 11, n. 98, p. 1-9, 2013.

SHMIDA, A.; WILSON, M.V. Biological determinants of species diversity. **Journal of Biogeography**, v. 12, p. 1-20, 1985.

SILVA, D.O. **Avaliação na captura de peixes com malhadeiras nos períodos do ciclo hidrológico e do dia em lagos de várzea, Amazonas, Brasil**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2013.

SILVA, M. T.; PEREIRA, J.O., VIEIRA, L.J.S; PETRY, A.C. Hydrological seasonality of the river affecting fish community structure of oxbow lakes: A limnological approach on the Amapá Lake, southwestern Amazon. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, [s.l.], v. 43, n. 2, p. 79-90, 2013.

SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; BARBOSA, R.P.; FREITAS, C.E.V. **Peixes do médio rio Negro: Uma abordagem ecológica**. Manaus: EDUA, 2006, 45 p.

SIQUEIRA-SOUZA, F.K. **Diversidade α e β das assembléias de peixes de lagos de várzea do médio rio Solimões (Amazonas-Brasil)**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007.

SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; FREITAS, C.E.C. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões River. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, p. 501-510, 2004.

SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; FREITAS, C.E.C.; HURD, L.E.; PETRERE JR, M. Amazon floodplain fish diversity at different scales: do time and place really matter? **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 772, n. 1, p. 99-110, 2016.

SMITH, N. J. H. **Pesca no rio Amazonas**. Manaus: Inpa/ CNPq, 1979. 154 p.

SOARES, M. G. M.; YAMAMOTO K. C. Diversidade e composição da ictiofauna do lago Tupé. In: SANTOS-SILVA, E. N.; APRILE, F. M.; SCUDELLER, V. V.; MELO S. (ed.). **Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do baixo rio Negro, Amazônia Central**. Manaus: Editora INPA, 2005. p. 181-197.

SOUZA, F.K.S. **Padrões espaciais e temporais na estrutura de assembleias de peixes de lagos de várzea: efeitos de fatores abióticos e da predação**. 2012. Tese (Doutorado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012.

STEWART, J. D.; IBARRA, M.; BARRIGA-SALAZAR, R. Comparison of deep-river and adjacent sandy-beach fish assemblages in the Napo river basin, eastern Ecuador. **Copeia**, [s.l.], v. 2, n. 2 p. 333-343, may. 2002.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE-JR, M; CATELLA, A.C. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, [s.l.], v. 11, p. 45–50, 2004.

- SÚAREZ, Y.R.; PETRERE-JÚNIOR, M. Environmental factors predicting fish communities structure of two neotropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 61-68, 2007.
- SÚAREZ, Y.R. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 197-2004, 2008.
- SULLIVAN, S.M.P.; WATZIN, M.C. Stream-floodplain connectivity and fish assemblage diversity in the Champlain Valley, Vermont, USA. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 74, p. 1394-1418, 2009.
- SUVARNARAKSHA, A.; LEK, S.; ANG-LEK, S.; JUTAGATE, T. Fish diversity and assemblage patterns along the longitudinal gradient of a tropical river in the Indo-Burma hotspot region (Ping-Wang River Basin, Thailand). **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 694, p. 153-169, 2012.
- TEIXEIRA, T.P.; PINTO, B.C.T.; TERRA, B.F.; ESTILIANO, E.O.; GRACIA, D.; ARAÚJO, F.G. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 95, n. 4, p. 347-357, 2005.
- TOS, C.D.; GOMES, L.C.; RODRIGUES, M. A. Variation of the ichthyofauna along the Goioerê River: an important tributary of the Piquiri-Paraná basin. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 104, n. 1, p. 104-112, mar. 2014.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; BOZELLI, R.L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 579, p 1-13. 2007.
- THOMÉ-SOUZA, M. J. F.; CHAO, N. L. Spatial and temporal variation of benthic fish assemblages during the extreme drought of 1997-98 (El Niño) in the middle rio Negro, Amazonia, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 2, n. 3, p. 127-136, 2004.
- UIEDA, V.S.; BARRETO, M.G. Composição da Ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 1 n. 1, p. 55-67, 1999.
- VALE J. D. **Aspectos da limnologia e ecologia da ictiofauna de uma planície alagável pelas chuvas em Roraima, Amazônia brasileira**. 2014. Tese (Doutorado em Biologia (Ecologia)) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2012.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, p. 130-137. 1980.
- VALÉRIO, S.B., SÚAREZ, Y.R., FELIPE, T.R.A., TONDATO, K.K. & XIMENES, L.Q.L. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. **Hydrobiologia**. [s.l.], v. 583, n. 1, p. 241-250. 2007.

- WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, [s.l.], v. 142, n. 2, p. 284-295, 2005.
- WINEMILLER, K. O., TARIM, S.; SHORMANN, D.; COTNER, J. B. Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. **Transactions of the American Fisheries Society**, [s.l.], v. 129, p. 451-468. 2000.
- WOLFF, L.L.; HAHN, N.S. Fish habitat associations along a longitudinal gradient in a preserved coastal Atlantic stream, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 34, 2017.
- WOLFSHAAR, K.E.V.; MIDDELKOOP, H.; ADDINK, E.; WINTER, H. V.; NAGELKERKE L. A. J. Linking Flow Regime, Floodplain Lake Connectivity and Fish Catch in a Large River-Floodplain System, the Volga–Akhtuba Floodplain (Russian Federation). **Ecosystems**, [s.l.], v. 14, p. 920-934, 2011.
- ZANINI, T.S.; QUEIROZ, T. M.; TROY, W. P.; NUNES, J.R. S.; LÁZARI, P. R. Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 107, 2017.
- ZHAO, J.; CAO, J.; TIAN, S.; CHEN Y.; ZHANG S.; ZHOU, X. Influence of sampling frequency on detectability of fish community and fish species in a fishery-independent survey. **Aquaculture and Fisheries**, Shanghai, v. 2, 2017, p. 94-102, 2017.
- ZUANON, J.; RAPP PY-DANIEL, L. H.; FERREIRA, E. J. G.; CLARO JR, L. H.; MENDONÇA, F. P. Padrões de distribuição da ictiofauna na várzea do sistema Solimões-Amazonas, entre Tabatinga (AM) e Santana (AP). *In*: ALBERNAZ, A.L. (org.). **Conservação da várzea: identificação e caracterização de regiões biogeográficas**. IBAMA/Pró-Várzea, Manaus, Amazonas, 2008. 237-285 p.

CAPÍTULO II

EFICIÊNCIA RELATIVA DE TRÊS MÉTODOS DE COLETA DE PEIXES EM REGIÕES DE TERRA FIRME, PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO E DE LAGOS, EM TRÊS TRIBUTÁRIOS DO RIO URUBU NA AMAZÔNIA CENTRAL

RESUMO

Estudos relacionados a ictiofauna normalmente utilizam duas metodologias de coleta de peixes (métodos ativos e passivos), em alguns casos divergindo informações sobre a efetividade e praticidade de cada método. Estudos demonstram a importância de se utilizar diferentes apetrechos como forma de diminuir a seletividade inerente de cada um dos aparelhos de pesca, já que sua efetividade varia em relação aos parâmetros da comunidade íctica que se pretende estudar e com o corpo hídrico onde se realiza a atividade. Na maioria das pesquisas a amostragem adequada é determinante para a compreensão das ictiofauna local, sendo ainda mais importante em ambientes heterogêneos. Considerando a grande quantidade de corpos d'água ainda inexplorados na Amazônia e as estimativas de espécies peixes ainda não registradas, este trabalho objetiva verificar e comparar a eficiência relativa de três metodologias de coleta, rede de arrasto, armadilhas e malhadeiras, em relação à riqueza e composição de espécies, abundância de capturas e diversidade de Shannon, em três diferentes regiões de três tributários do baixo rio Urubu no estado do Amazonas, Brasil, avaliando os efeitos da utilização de diferentes meios de coleta na obtenção de dados relacionados a fauna de peixes em rios de pequeno porte na região, fornecendo informações para obtenção de dados mais significativos em trabalhos futuros em locais com características semelhantes. Para cada apetrecho de coleta foram determinados os valores de riqueza de espécies e diversidade de Shannon obtidos com sua composição de captura, sendo posteriormente comparados através de análise de variância (ANOVA) e do teste de Kruskal-Wallis. Testes de similaridade (ANOSIM) foram utilizados para identificação de similaridade da composição e abundância das comunidades de peixes obtidas com cada apetrecho em cada local, juntamente com Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e análise de Cluster, utilizando o índice quantitativo de Bray-Curtis como medida de semelhança. Como resultados obteve-se 147 espécies de peixes pertencentes a 10 ordens e 35 famílias, distribuídos entre os 12479 indivíduos capturados. Armadilhas e arrasto foram responsáveis pela captura de indivíduos de menor porte, enquanto as malhadeiras capturaram menos exemplares mas de tamanho maior. O arrasto apresentou a maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos (113 e 10430), enquanto as armadilhas capturaram 1619 indivíduos em 46 espécies e as malhadeiras 53 espécies em 430 exemplares. As análises indicam diferença entre a riqueza e diversidade dos três apetrechos e entre a composição das espécies obtidas entre o arrasto e malhadeiras e entre armadilhas e malhadeiras, sendo similar entre armadilha e arrasto. Desse modo o arrasto se sobressaiu em relação as demais técnicas de coleta, tornando dispensável a utilização de armadilhas quando associadas a essa técnica, porém permanece a necessidade de utilização de outras técnicas de coleta, como malhadeiras, para garantir a captura de espécies menos frequentes e abundantes e complementar a caracterização de corpos d'água de diferentes dimensões, apesar disso para realização de levantamento ictiofaunísticos rápidos as redes de arrasto, principalmente utilizados no período noturno, mostram-se técnicas eficientes podendo ser aplicadas sozinhas.

Palavras - chaves: Apetrecho de coleta. Diversidade de espécies. Captura de peixe.

ABSTRACT

Ichthyological research usually apply two methodologies for collecting fish (active and passive methods), in some cases with discrepant information about the effectiveness and practicality of each method. Several studies demonstrate the importance of using different equipment as a way to reduce selectivity of each fishing device, since its effectiveness can change in relation to the parameters of the fish community and with the water body where the activity is carried out. In most studies, adequate sampling is crucial for understanding the local ichthyofauna, being even more important in heterogeneous environments. Considering the large number of bodies of water still unexplored in the Amazon and the estimates of fish species not yet registered, this study aims to verify and compare the relative efficiency of three fishing sampling methods, seine, traps and gillnets, in relation to the richness and species composition, abundance and Shannon diversity, in three different regions of three tributaries of the lower Urubu river in the state of Amazonas, Brazil. evaluating the effects of using different means of collection in obtaining data related to fauna of fish in small rivers in the region, providing information for obtaining more significant data in future work in places with similar characteristics. For each sampling fish method, richness and Shannon index obtained with their capture composition were determined, being subsequently compared through analysis of variance (ANOVA) and the Kruskal-Wallis test. Similarity tests (ANOSIM) were used to identify similarity in the composition and abundance of the fish communities obtained with each method at each location, together with Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) and Cluster analysis, using the Bray-Curtis quantitative index as similarity measure. As a result, 147 species of fish belonging to 10 orders and 35 families were obtained, distributed among the 12479 captured individuals. Traps and seine were responsible for the capture of smaller individuals. Gillnets captured less specimens but of larger size. Seine showed the greatest species richness and abundance of individuals (113 and 10430), while the traps captured 1619 individuals in 46 species and the gillnets 53 species in 430 specimens. The analyzes indicate a difference in richness among of the three methods and between the composition between seine and gillnet and between traps and gillnet, being similar between trap and seine. In this way, seine stood out in relation to other collection techniques, making the use of traps unnecessary when associated with this technique, but the need to use other collection techniques, such as gillnets, remains to guarantee the capture of less frequent species and abundant and complement the characterization of water bodies of different dimensions, however, to carry out rapid ichthyofaunistic surveys, seines, mainly used at night, are efficient techniques that can be applied alone.

Keywords: Fishing sampling methods. Species diversity. Fish catch.

1. INTRODUÇÃO

Peixes representam o grupo mais diverso e heterogêneo dentre os vertebrados (LÉVÊQUE *et al.*, 2008), sendo muito difícil indicar o número exato de espécies existentes até em função das descobertas constantes de novas espécies (BECKER, 2005; CABRAL, 2014). A região amazônica apresenta a maior diversidade de peixes de água doce do planeta (REIS *et al.*, 2003). Estudos recentes que fizeram levantamentos baseados em coleções peixes existentes e nas referências disponíveis na literatura mostram diferenças em relação ao total de espécies descritas na bacia amazônica. Dagosta e Pinna (2019) afirmam existir 2716 espécies de peixes registradas na bacia Amazônica, sendo 1696 endêmicas, e Oberdorff *et al.* (2019) citam 2257 espécies, das quais 1248 são consideradas endêmicas. Esses valores representam aproximadamente 15% dos peixes de água doce do mundo (TEDESCO *et al.*, 2017). Apesar da diversidade de espécies, o conhecimento da ictiofauna da região amazônica ainda não é completo, muito devido a dificuldades de obtenção de dados em função das condições locais, grandes dimensões geográficas da bacia hidrográfica e variabilidade de ambientes (ANJOS, 2009).

O desenvolvimento sustentável e a gestão eficaz dos recursos pesqueiros necessitam de um conhecimento da biodiversidade das comunidades de peixes e de seus hábitos durante todo ciclo de vida. Normalmente essas informações são obtidas por meio de uma amostragem de peixes que em geral envolve a sua coleta ou captura (BECKER, 2005; PORTT *et al.*, 2006).

Abundância e riqueza de espécies são importantes parâmetros para estudos das assembleias de peixes, porém são de difíceis determinações em regiões neotropicais devido a extensa variedade de habitats de um corpo d'água e as variações nas formas e hábitos de cada espécie de peixe. Tais características, ligadas a uma riqueza elevada de espécies, demandam a utilização de várias metodologias de coleta para que se obtenham caracterizações robustas dos padrões ecológicos (CONTENTE; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2018). Na bacia amazônica, a distribuição dos peixes é fortemente afetada por fatores ambientais, como o tipo de habitat, período do dia e o pulso de inundação. Devido a isso o conhecimento dos hábitos das espécies de peixes e dos métodos de pesca facilitam a detecção e captura (MESQUITA; ISAAC-NAHUM, 2015).

Estudos de composição da ictiofauna de uma dada área devem ser realizados de modo a obter o maior número possível de espécies ocorrentes na área, mediante o uso de técnicas que permitam a exploração dos diferentes habitats registrando espécies com comportamentos

variados (BECKER, 2005). As características físicas de cada local podem diminuir a eficiência de um determinado equipamento de coleta, dessa maneira a composição da assembleia de peixes depende do método utilizado e do local da amostra (LAPOINTE *et al.*, 2006). O desenho amostral e os apetrechos de coleta utilizados influenciam na detecção das espécies de peixes (ISSARIS *et al.*, 2012; JACKSON; HARVEY, 1997; MACNEIL *et al.*, 2008), devido à limitações dos métodos de pesca e da cobertura espaço-temporal das amostragens (JACKSON; HARVEY, 1997). Na pesca experimental, a eficácia do uso dos apetrechos pode variar em relação aos parâmetros da comunidade íctica que se pretende estudar e de acordo com o corpo hídrico onde se pretende realizar o estudo (DUARTE *et al.*, 2013; RIBEIRO; ZUANON, 2006). A técnica utilizada determina quais espécies ela captura, influenciando a composição da fauna de peixes observada, ocasionando registros diferentes dos atributos ecológicos para um mesmo local (PINHEIRO; JOYEUX, 2007).

Embora a utilização de vários métodos de coleta tenha se tornado mais frequente na realização de amostragens da ictiofauna dos diversos corpos d'água, a maioria dos estudos relacionados ainda é realizada com base em um único equipamento (CONTENTE; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2017; SILIPRANDI *et al.*, 2019). Amostragens realizadas com um único método ou apetrecho de coleta podem ser redundantes já que estes dependem da prática do pescador, das condições locais e da seletividade do apetrecho de pesca utilizado (ANJOS, 2009). A efetividade da captura é atrelada a seletividade do tipo de equipamento utilizado (BAYLEY; HERENDEEN, 2000; DUARTE *et al.*, 2013; NEWMAN *et al.*, 2012; RIBEIRO; ZUANON, 2006; WALKER *et al.*, 2017) portanto, devem capturar uma porção diferente da assembleia de peixes (WEAVER *et al.* 1993).

Junto a outros fatores a utilização de diferentes mecanismos de amostragem deve ser capaz de representar adequadamente a diversidade de tamanhos, morfologias, comportamentos, habitats e padrões das assembleias de peixes (CLEMENT *et al.*, 2014; CONTENTE; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2017; GUEST *et al.*, 2003; OLIN *et al.*, 2009). Estudiosos concordam que a utilização de um único método de amostragem geralmente não é tão efetivo para refletir os atributos ecológicos de uma comunidade de peixes do que quando são associados diversos métodos de coleta, subestimando assim a riqueza de espécies e abundância de indivíduos (CLEMENT *et al.*, 2014; DIEKMANN *et al.*, 2005; EGGLETON *et al.*, 2010; GROWNS *et al.*, 1996; OLIN; MALINEN, 2003; SILIPRANDI *et al.*, 2019; SUTELA *et al.*, 2008). Fato esse ainda mais importante em trabalhos realizados em grandes rios onde a eficiência da pesca é menor (CASSELMAN *et al.*, 1990; GROSSMAN; RATAJCZAK, 1998; WEAVER *et al.*

1993). Dessa maneira, na maioria dos casos, deve-se utilizar mais de uma técnica a fim de explorar a maior diversidade possível de habitats obtendo-se caracterizações com a maior variedade de espécies (CONTENTE; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2017; DIEKMANN *et al.*, 2005). Na maioria das pesquisas uma amostragem apropriada é fundamental para a compreensão das comunidades de peixes, sendo ainda mais importante em ambientes heterogêneos (MEDEIROS *et al.*, 2010; OBERDORFF *et al.*, 2019).

Diversos métodos de coleta são empregados na realização de levantamentos ictiofaunísticos ou de estudos ecológicos, destacando-se entre outros o uso de armadilhas, espinheis, malhadeiras, redes de arrasto, pesca elétrica, tarrafas, puçá, visualização sub aquática e pesca com anzol e linha, variando em características e limitações de acordo com método de uso, locais de utilização, seletividade e eficiência, esforço empregado e taxas de sobrevivência dos peixes (PORTT *et al.*, 2006). O sucesso desses estudos é muito em função da escolha correta das técnicas e estratégias de amostragem (SILVA, 2011).

Características do habitat como velocidade, profundidade, composição de substrato do leito, tipo e densidade de vegetação, diferenças entre regiões de remansos e corredeiras e presença ou ausência de estruturas submersas, causam segregação de espécies e do tamanho dos peixes, afetando a utilização e escolha dos equipamentos de coleta, dificultando sua padronização e a eficácia (BECKER, 2002; CLEMENT *et al.*, 2014). Problemas com a seletividade dos métodos de captura em função do tamanho dos peixes, heterogeneidade de habitat e de diferenças comportamentais das espécies são comuns (UIEDA; UIEDA, 2001).

Para realização de estudos relacionados a ictiofauna na região amazônica, assim como em outros lugares, normalmente são aplicadas duas metodologias de coleta de peixes. Uma realizada por métodos passivos e outra por métodos ativos. Geralmente melhores resultados para levantamento da ictiofauna e estimativas de abundância são obtidos através de métodos menos seletivos, porém de custos mais elevados, como por exemplo a pesca elétrica (PUGH; SCHRAMM, 1998). Apesar disso, visando garantir a efetividade das amostragens, métodos mais seletivos e em geral mais simples, produzem resultados bons e complementares, e por isso devem ser aplicados em conjunto com outras técnicas (RIBEIRO; ZUANON, 2006). Estudos de eficiência de métodos de coleta de peixes mostram a importância de se utilizar diferentes apetrechos como forma de diminuir a seletividade inerente de cada um dos aparelhos de pesca, melhorando a efetividade de amostragens em ambientes pouco estudados (COPATTI; COPATTI, 2011; DUARTE *et al.*, 2013; PEREIRA, 2010).

A coleta ativa de peixes depende da habilidade, velocidade e perseverança do coletor e consiste na captura utilizando instrumentos que perturbam o ambiente seja pela movimentação dos coletores ou pelas modificações provocadas na estrutura dos micro-habitats. Já na coleta passiva a captura de peixes é realizada através de apetrechos que não são movidos ativamente pelo coletor, sendo pouco influenciada pela habilidade do coletor, pois o peixe que se desloca até o apetrecho onde fica retido, produzindo assim uma menor perturbação no ambiente (RIBEIRO; ZUANON, 2006). Esse tipo de coleta caracteriza-se por ser mais seletiva quanto às espécies e ao tamanho dos peixes capturados (UIEDA; CASTRO, 1999), tendo melhores resultados com espécies de peixes de maior mobilidade ao contrário do que acontece nos métodos ativos que capturam melhor espécies sedentárias (WEAVER *et al.*, 1993). Técnicas ativas capturam os peixes móveis e imóveis, enquanto os métodos passivos capturam apenas organismos em movimento (PORTT *et al.*, 2006). Em ambas metodologias as características físicas do equipamento utilizado (aspectos construtivos, dimensões, tamanho de malha, etc.) são relevantes para eficiência de captura e um mesmo equipamento pode ser utilizado nos dois métodos de pesca (ativo ou passivo), com poucas alterações na construção ou no modo de operação (GABRIEL *et al.*, 2005).

As armadilhas apresentam certa seletividade do tamanho das espécies capturadas (GOBERT, 1998) fato esse relacionado ao tamanho reduzido do equipamento (HAYES, 1989) e as dimensões da abertura do funil de entrada. Seu uso permite que o peixe possa ser mantido vivo e solto após a identificação e coleta de informações, causando então menor impacto ao ambiente podendo assim ser especialmente conveniente para estudos em Unidades de Conservação, desde que o esforço de coleta seja adequadamente dimensionado. Elas apresentam como vantagem a facilidade de utilização e o baixo custo (HUBERT *et al.*, 2012), são geralmente utilizadas em habitats com pouca velocidade da água e com profundidade suficiente para submersão do funil de entrada, podendo ser implantadas entre a vegetação ou entre estruturas submersas (PORTT *et al.*, 2006). Suas taxas de capturas são ligadas ao de tempo de submersão e as iscas utilizadas (SANCHES; SEBASTIANI, 2009).

Malhadeiras por sua vez são muito seletivas e um método passivo que comumente é pouco efetivo para identificação de peixes com mobilidade reduzida ou de formas esbeltas (LAPOINTE *et al.*, 2006; PORTT *et al.*, 2006), porém a utilização de diversas aberturas de malha reduz essa desvantagem (OLIVEIRA *et al.*, 2014) e seu uso pode contribuir significativamente para coleta de espécies não capturadas por outros métodos (PENCZAK *et al.*, 1998). São mais eficientes quando utilizadas em habitats de remanso, córregos e poções,

capturando de espécies que preferem deslocar-se ativamente, pelo menos em algum período do dia (BECKER, 2005). Apresentam como vantagens a facilidade de utilização e possibilidade de ser ajustado a qualquer profundidade e em áreas com fundo irregular (CAROL; GARCÍA-BERTHOU, 2007), sendo amplamente utilizadas na pesca comercial (MESQUITA; ISAAC-NAHUM, 2015). Esse tipo de apetrecho tem como característica causar um alto estresse e mortalidade dos peixes capturados (HUBERT *et al.*, 2012).

Quando existe a necessidade de realizar levantamentos ecológicos ou faunísticos rápidos, normalmente os métodos ativos são escolhidos por sua maior eficiência em menor tempo (RIBEIRO; ZUANON, 2006). Nesse caso redes de arrasto podem ser usadas para determinar rapidamente o uso do habitat por determinados peixes (COLLINS *et al.*, 2017). Segundo Pierce *et al.* (1990), o arrasto apresenta bons índices de captura de várias espécies de peixes, permite amostragens rápidas e é um equipamento fácil de se utilizar, fatos que fazem dele um bom método para levantamentos faunísticos (SOUZA-CONCEIÇÃO *et al.*, 2013). Essa técnica não é tão seletiva em relação aos exemplares capturados quanto outras técnicas (SOUZA-CONCEIÇÃO *et al.*, 2013) e normalmente apresenta um maior número de peixes capturados, porém de menor tamanho (LONG'ORA *et al.*, 2015). Essa técnica é influenciada pela abertura da malha utilizada (BAYLEY; HERENDEEN, 2000) e agilidade e capacidade de fuga de peixes maiores (RÍHA *et al.*, 2008), que acaba por selecionar o tamanho dos indivíduos capturados sendo mais eficazes para peixes menores com menor capacidade de fuga (FRANCO *et al.*, 2012; PORTT *et al.*, 2006). Redes de arrasto com dimensões e malhas diferentes podem apresentar valores de riqueza, abundância e composição de espécies diferentes (CENI; VIEIRA, 2013), sendo que redes maiores destinam-se a ambientes mais amplos (BECKER, 2005). O arrasto é geralmente utilizado em praias nas margens dos rios e assim como as armadilhas apresentam um bom índice de captura de peixes ornamentais (MESQUITA; ISAAC-NAHUM, 2015). Este método pode ser influenciado negativamente pela presença de troncos e vegetação submersa no local de utilização, assim como quando utilizada em locais com profundidade e declive acentuado (COLLINS *et al.*, 2017; PORTT *et al.*, 2006).

A escolha dos aparelhos de pesca deve basear-se em um desenho de amostragem planejado, nos dados que se pretende obter, nos objetivos específicos do estudo e na eficiência em amostrar uma grande variedade de espécies com impacto mínimo (MEDEIROS *et al.*, 2010). Deve-se levar em consideração também, os habitats a serem estudados, as espécies e seus comportamentos (GABRIEL *et al.*, 2005) e o período de amostragem (PORTT *et al.*, 2006), pois assim como os apetrechos de pesca selecionam diferentes espécies, as espécies

selecionam diferentes habitats (OLIN; MALINEN, 2003) e apresentam hábitos de alimentação distintos, de modo que algumas alimentam-se preferencialmente durante o dia, enquanto outras apresentam hábitos alimentares noturnos (LOWE-MCCONNELL, 1975), embora algumas espécies não apresentem nítida preferência de atividade entre os dois períodos (BARTHEM, 1987) outras apresentam acentuada movimentação durante apenas um dos dois períodos (CHAVES *et al.*, 2005), influenciando assim nas taxas de captura e eficácia dos equipamentos de amostragem.

O ritmo circadiano influencia na atividade de peixes, promovendo alterações na composição das assembleias de peixes em resposta às mudanças do meio ambiente (SILVA, 2013). Em assembleias de peixes neotropicais as alterações diárias de sua composição são conhecidas (ARRINGTON; WINEMILLER, 2003; BARTHEM, 1987; COSTA; FREITAS, 2010). Itens como alimentação, predação e migração, influenciam as mudanças dessas assembleias com conseqüentes alterações nas capturas (GIBSON *et al.*, 1998; HORN, 1980; ROUNTREE; ABLE, 1992). O período do dia tem grande relevância na atividade dos peixes, pois a composição de suas assembleias responde a alterações do ambiente, variando entre os horários do dia (SILVA, 2013).

O período noturno aumenta a movimentação vertical de algumas espécies de peixes como os Siluriformes e Gymnotiformes, que apresentam estruturas sensoriais para procurar presas em locais com menor intensidade de luz procurando refúgio durante o dia (ALVES-GOMES *et al.*, 1995; POHLMANN *et al.*, 2001). Durante a noite peixes bentônicos podem utilizar a camada superficial da água em busca de alimentação (NOVERAS *et al.*, 2012; POHLMANN *et al.*, 2001; POUILLY; RODRIGUEZ, 2004; RODRIGUEZ; LEWIS, 1997), já Characiformes e Cichliformes são mais ativos durante o dia (SILVA, 2013). Alguns trabalhos relatam essa maior abundância de Characiformes e Perciformes durante o dia e de Siluriformes durante a noite (BARRETO; ARANHA, 2005; SILVA *et al.*, 2012).

Até o momento pouco se sabe sobre a comparação de assembleias de peixes amostrada com arrastos, armadilhas e malhadeiras em ambientes de terra firme e sujeitos a inundação de planície em rios de água preta na Amazônia central. Considerando as premissas dispostas acima, este trabalho objetiva verificar e comparar a eficiência relativa dessas três metodologias de coleta, em relação à riqueza, diversidade e composição de espécies de peixes, em três diferentes regiões de três tributários do Rio Urubu no estado do Amazonas, Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Esse estudo foi realizado em três tributários do baixo rio Urubu, no rios Anebá, Carú e Sanabani, próximo a confluência do rio Urubu com rio Uatumã, no município de Silves, situando-se assim na região centro oriental do estado do Amazonas, Brasil. Todos estes rios caracterizam-se por águas de elevada acidez, baixa condutividade e coloração preta devido à presença de material orgânico solúvel, derivada da decomposição da matéria orgânica (MCCLAIN; ELSER, 2001; LOWE-MCCONNELL, 1987; SIOLI, 1965 *apud* HORBE; OLIVEIRA, 2008).

A região encontra-se inserida na maior bacia hidrográfica do planeta, dominada pelo pulso de inundação (JUNK, 1997), de modo que os lagos de várzea possibilitam o equilíbrio do sistema como um todo, atuando como berço para uma grande biodiversidade aquática. A bacia do rio Urubu está alinhada com os rios Preto da Eva, Carú, Anebá e Uatumã, que contribui para formação de corredores que interligam diferentes compartimentos ecológicos, caracterizando essa área com uma grande biodiversidade e um alto nível de endemismo (CAVALLINI, 2014).

Os rios Carú e Anebá, distantes entre si cerca de 13 km, desaguam na margem esquerda do trecho final do rio Urubu, que segue para formar o Lago do Canaçari onde também recebe as águas dos rios Sanabani e Itabani a aproximadamente 37 km do rio Anebá, seguindo então até o rio Uatumã perto da vila de São Sebastião do Uatumã que por sua vez desagua no rio Amazonas a aproximadamente 140 km do município de Itacoatiara.

O Rio Carú nasce da divisa dos municípios de Silves e Itacoatiara e percorre aproximadamente 56 km na direção sudeste até sua confluência com o Rio Urubu, enquanto os rios Anebá e o Sanabani tem toda sua extensão situada no município de Silves, perfazendo cerca de 99 e 41 km respectivamente, até sua foz no rio Urubu.

2.2 Coleta de dados

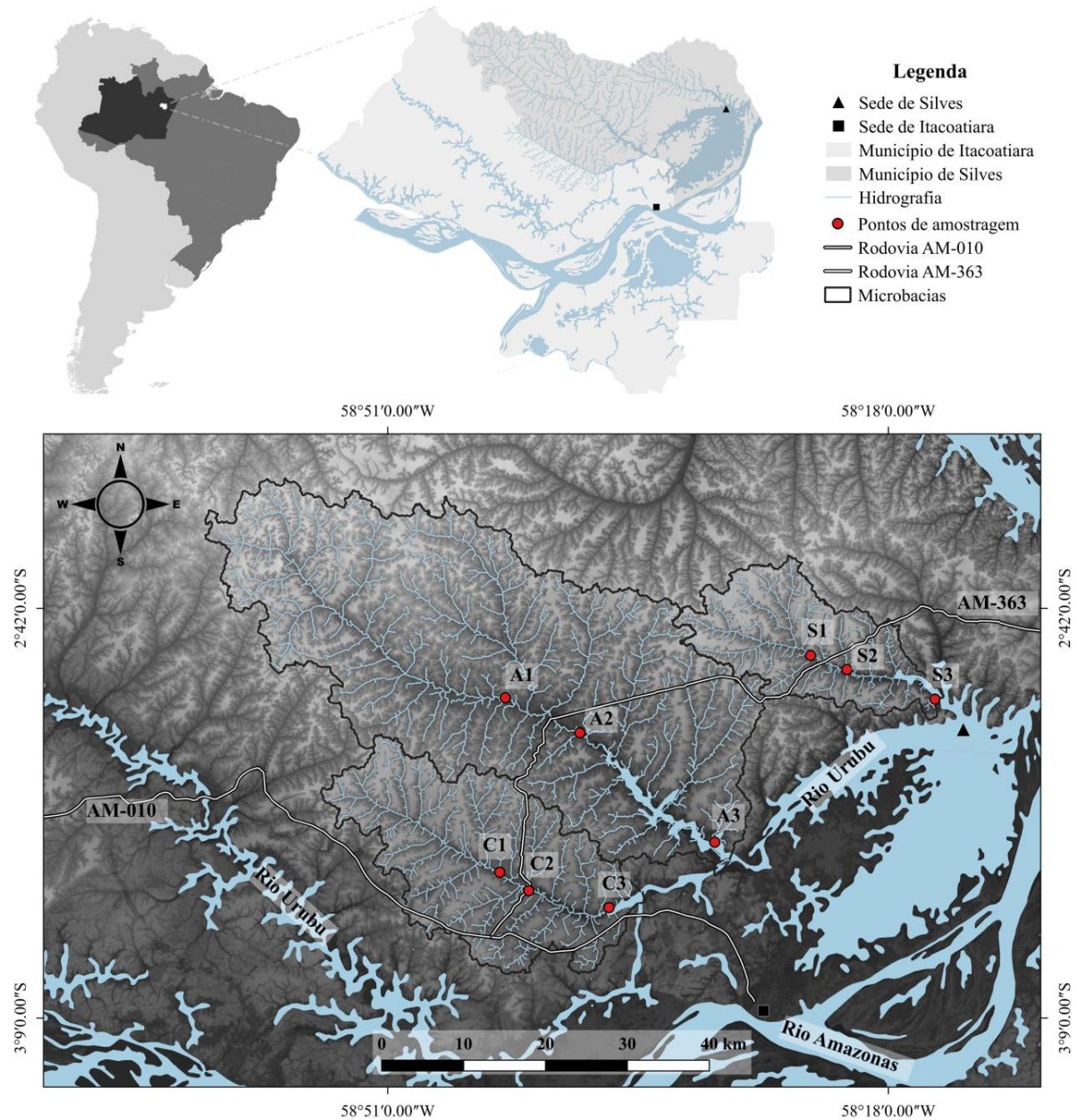
As coletas de peixes foram realizadas em Janeiro e Julho de 2019, compreendendo os períodos hidrológicos de enchente e cheia da região amazônica (BITTENCOURT; AMADIO, 2007), sendo efetuadas em três pontos de cada um dos três rios em cada um dos dois períodos

do ciclo sazonal, totalizando assim seis coletas em cada rio, seis em cada região, nove pontos amostrais e 18 coletas no total.

2.2.1 Pontos de amostragem

Com intuito de avaliar a assembleia de peixes proveniente das capturas de cada apetrecho de coleta e a eficiência relativa nas capturas de cada apetrecho em regiões distintas de cada rio, os pontos amostrais foram estabelecidos em três áreas diferentes e comuns a cada um dos três rios. As regiões estabelecidas são compostas por uma área o mais próximo possível das cabeceiras de cada rio (Pontos 1), denominada região de terra firme onde os rios apresentam-se geralmente encaixados na calha, uma área mais próxima a foz de cada um dos três rios com o rio Urubu, onde todos os rios apresentam características de lago (Pontos 3) e por fim uma zona intermediária a esses dois pontos denominada região de transição ou área de inundação (Pontos 2), caracterizada por variações sazonais do nível d'água onde no período de seca a região apresenta características similares a do ponto 1 e no período da cheia características semelhantes a do ponto 3 (FIGURA 1).

FIGURA 1 – Mapa de localização da área de estudo



NOTA: Microbacias dos rios Anebé (A), Carú (C) e Sanabani (S), afluentes da margem esquerda do rio Urubu, no estado do Amazonas, Brasil, com a localização dos pontos de amostragem: 1 – Pontos 1 (terra firme), 2 – Pontos 2 (área de transição), 3 - Pontos 3 (lagos)

FONTE: Autor, 2019

A região dos Pontos 1 caracteriza-se pela grande presença de mata ciliar com pouca incidência solar direta no corpo d'água, o rio é estreito com águas rasas, de correnteza moderada e com presença de muitas estruturas submersas como galhos, porém com pouca vegetação aquática. Suas descargas dependem de nascentes e chuvas locais e não são afetadas pelos pulsos de inundação que tipificam o ciclo hidrológico dos grandes rios amazônicos (JUNK *et al.*, 1989; LOWE-MCCONNELL, 1987). Já nos Pontos 2, o local é mais largo e com maior incidência de

luminosidade que o ponto 1, porém ainda com grande presença de mata ciliar, sendo que no período de enchente apresentava águas rasas com correnteza moderada e alguns locais de remanso e no período da cheia, águas profundas e sem correnteza, sempre com presença de muitas estruturas submersas. Os pontos 3 são mais amplos com menor presença de mata ciliar em relação aos pontos 1 e 2, ainda assim muito abundante, caracterizam-se por um rio largo e profundo sem correnteza e com muita vegetação aquática próxima as margens.

A determinação dos locais foi realizada através da definição das cotas de inundação dos rios da região considerando que a inundação de planície do rio Amazonas e do Rio Urubu na região de Silves, são praticamente as mesmas. A região dos pontos 1 (terra firme) foi estabelecida pela somatória da cota altimétrica registrada no rio Amazonas em Itacoatiara/AM no período de seca do ano de 2018 (aproximadamente 5 m) com GPS Garmim (modelo Etrex Venture Hc), mais a diferença de nível d'água entre a cheia máxima de maio de 2012 (15,03 m) e a seca recorde de outubro de 2010 (0,90 m) registradas no rio Amazonas na estação fluviométrica de Itacoatiara/AM, acrescidos de um valor de segurança de 5 m. Dessa maneira a região dos pontos 1 situa-se acima da cota de inundação de planície em cotas altimétricas maiores que 24,13 m. Informações do nível d'água do rio Amazonas foram extraídos do sites da PROA (Praticagem dos Rios Ocidentais da Amazônia) e da Sociedade de Navegação Portos e Hidrovias do Amazonas (SNPH). A área delimitada pelos pontos 3 é definida entre a foz dos rios Anebá, Carú e Sanabani com o rio Urubu e o local mais a montante onde cada um destes três rios permanecem com características de lagos no período da seca. Os pontos 2 então ficam delimitados pelo espaço entre a região do ponto 1 com o ponto 3, abaixo da cota altimétrica de 24 m e acima dos lagos existentes na foz dos três rios (FIGURA 2).

FIGURA 2 – Regiões de coleta



NOTA: a) região de terra firme do Rio Sanabani; b) área de transição no Rio Anebá no período de enchente; c) área de transição no rio Anebá no período de cheia; d) região de lago no Rio Carú

FONTE: Autor, 2019

Cada coleta era realizada em um espaço de até 1000 metros de rio, em um período de 24 h, utilizando armadilhas, rede de arrasto e malhadeiras, sempre aplicadas distantes uma das outras para evitar a sobreposição das técnicas de capturas e possíveis interferências causadas por quaisquer distúrbios produzidos pela aplicação de cada método (licença de execução das atividades e coleta de peixes do Sistema de autorização e Informação em biodiversidade - SISBIO 65903-3)

2.2.2 Métodos de coleta

Em cada sítio de amostragem foi aplicada uma combinação de três métodos de captura, sendo constituído de dois métodos passivos (armadilhas e malhadeiras) e um método ativo (arrasto).

2.2.2.1 Rede de arrasto

Para realização desse método de captura foi utilizada uma rede de monofilamento de 2 mm, com 10 m de comprimento por 1,5 m de altura e malha de 2 mm entre nós opostos. Em cada ponto amostral foram realizados cinco arrastos manualmente, não sobrepostos, a favor da corrente, quando existente, em cada período do dia (manhã, tarde e noite), totalizando 15 passadas em cada local. Em função das peculiaridades de cada ponto optou-se por uma procura livre buscando por locais próximos as margens dos rios com presença de macrófitas aquáticas e em praias cujo relevo de fundo tenha inclinação suave e baixa profundidade (até 1,5 m), possibilitando a utilização do método (FIGURA 3).

FIGURA 3 – Execução da técnica de arrasto



NOTA: a) Arrasto diurno; b) Arrasto noturno
 FONTE: Autor, 2019

2.2.2.2 Malhadeiras

Em cada área amostral foram utilizadas duas séries de malhadeiras na forma passiva, com as seguintes características cada uma: flutuantes e fixas, 10 m de comprimento por 1,5 m de altura, com malhas de tamanho entre nós opostos de 15, 20, 25, 30 e 40 mm. As malhadeiras foram dispostas em regiões diversas dos trechos de amostragem sendo verificadas para despesca a cada 12 horas, durante o período de 24 h (FIGURA 4).

Na região dos lagos em função do elevado índice de predação por parte dos botos, as vistorias tinham sua frequência aumentada, sendo realizada em intervalos de tempo menores, a cada seis horas.

FIGURA 4 – Aplicação das malhadeiras



NOTA: a) Instalação das malhadeiras na superfície d'água com detalhe para as boias de flutuação; b) Vistoria e despesca das malhadeiras

FONTE: Autor, 2019

2.2.2.3 Armadilhas

As armadilhas confeccionadas em tela preta, apresentam formato circular de 1,50 m x 0,60 m, um orifício com 10 cm de diâmetro para entrada dos peixes, compartimento no centro para colocar a isca (pequenos pedaços de peixe, ração para peixe e farelo de milho inseridos em garrafa pet perfurada de 600 ml) e um compartimento no fundo para remoção dos exemplares capturados (FIGURA 5). Em cada armadilha ainda foi colocado um pedaço de peixe amarrado ao fundo da unidade e na realização da primeira vistoria as iscas sempre eram substituídas. No total, em cada área de coleta eram instaladas cinco unidades sempre com a abertura de entrada voltada para jusante em locais que possuíssem correnteza, sendo vistoriadas a cada 12 horas, durante o período de 24 h.

FIGURA 5 – Armadilhas utilizadas na coleta de peixes



NOTA: a) visão geral da armadilha; b) bocal de entrada dos peixes; c) vista interna com alguns peixes capturados

FONTE: Autor, 2019

2.2.3 Amostras coletadas

Peixes capturados ainda vivos, foram eutanasiados com solução de Eugenol, conforme autorização número 032/2019 da Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Amazonas, de acordo com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA). Em seguida eram devidamente etiquetados de acordo com local, data, horário e apetrecho de coleta e acondicionados em formol a 10% até a momento da triagem, quando os exemplares eram lavados em água corrente e acondicionados em álcool

70% para preservação e posterior depósito na Coleção de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

A triagem foi efetuada no laboratório de zoologia do Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia (ICET/UFAM), sendo nesse momento realizado a identificação e contagem das espécies e dos exemplares de peixes, com a definição do comprimento padrão (cm) através de ictiômetro e do peso total (g) com balança analítica de precisão de 0,1 g. A identificação dos indivíduos se deu por meio de chaves taxonômicas de identificação e consultas a especialista do INPA.

2.3 Análise dos dados

Com as espécies de peixes triadas e identificadas, foi gerado uma planilha com dados de espécie, tamanho, peso, local, data e apetrecho de coleta de cada indivíduo capturado, a partir da qual foram produzidas as planilhas de composição de espécies para cada situação.

Para cada apetrecho de coleta em cada local (03 rios, 03 pontos, 03 apetrechos, 02 coletas; total de 54 amostras) foram estimados a riqueza de espécies, abundância de indivíduos por espécie, composição e diversidade pelo índice de Shannon (H'), para posterior comparação destes parâmetros ou atributos ecológicos entre os apetrechos de coleta (arrasto, malhadeiras e armadilhas).

A diversidade ictiofaunística obtida com os dados da composição obtida com cada apetrecho de coleta foi estimada usando o Índice de diversidade de Shannon (H'), que é um dos índices mais citados na literatura, sendo calculado a partir da seguinte expressão (MAGURRAN, 1988).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Sendo:

H' : Índice de diversidade de Shannon;

p_i : proporção de indivíduos da espécie i em relação ao total da amostra;

$\ln p_i$: logaritmo natural (base e) de p_i .

O índice mede a heterogeneidade de espécies, quanto maior seu valor, mais heterogênea é a comunidade, ou seja, maior é sua diversidade.

Testes como os de Levene e de Shapiro-Wilk foram aplicados para verificação da homocedasticidade e normalidade dos dados de riqueza, composição e diversidade de Shannon, obtidos em cada amostra. Diferenças significativas ($p < 0,05$) na riqueza e diversidade entre os

valores encontrados para cada apetrecho de coleta em cada ponto amostral foram avaliadas a partir de teste T Student (dados paramétricos) e de Mann-Whitney (dados não paramétricos) quando da existência de apenas dois fatores a serem analisados e com ANOVA (dados paramétricos) e Kruskal-Wallis (dados não paramétricos) em situações onde existiam mais de dois fatores a serem analisados, com seus respectivos testes pareados, teste Tukey o teste Dunn, para mostrar as diferenças significativas entre os pares de amostras.

Para investigar a composição de espécies foi aplicado um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e uma análise de agrupamentos, ambos baseados na matriz de composição utilizando o índice quantitativo de Bray-Curtis como a medida de semelhança, possibilitando a visualização gráfica e identificação dos padrões de similaridade das assembleias de peixes capturadas com cada apetrecho de coleta em cada ponto amostral (MCCUNE; GRACE, 2002), já que estes métodos são bem usuais e comumente utilizados em análises de comunidades de peixes (TAYLOR *et al.*, 2006; WALTERS *et al.*, 2003).

Também foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) para a identificação de diferenças significativas em termos de composição e abundância das comunidades de peixes encontradas com cada apetrecho de coleta em cada região dos rios. Nos valores significativos ($p < 0,05$) um teste de pairwise foi realizado para determinar quais os sítios possuem maior similaridade ou dissimilaridade.

As análises foram realizadas no programa PAST (versão 3.23) (HAMMER *et al.*, 2001).

3. RESULTADOS

Nos nove pontos amostrados foram registrados 147 espécies de peixes pertencentes a 10 ordens e 35 famílias, totalizando 12479 indivíduos (TABELA 1).

TABELA 1 – Lista sistemática de peixes por apetrecho de coleta

CLASSIFICAÇÃO	ARMADILHA	ARRASTO	MALHADEIRA	INPA
Beloniformes				
Belonidae				
<i>Belonion dibranchudon</i> Collette, 1966		X		058949
<i>Potamorhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)		X		059312
Characiformes				
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)			X	059279
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)		X	X	058942
<i>Acestrorhynchus isalineae</i> Menezes & Géry, 1983		X		059280
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)		X	X	059281
<i>Acestrorhynchus minimus</i> Menezes, 1969	X	X	X	058943
<i>Gnathocharax steindachneri</i> Fowler, 1913	X	X	X	058970
<i>Heterocharax virgulatus</i> Toledo-Piza, 2000	X	X		058982
<i>Lonchogenys ilisha</i> Myers, 1927		X		059318
Anostomidae				
<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1858)			X	059301
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)			X	058987
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)			X	059007
Bryconidae				
<i>Brycon melanopterus</i> (Cope, 1872)			X	058953
Characidae				
<i>Bryconops affinis</i> (Günther, 1864)	X	X	X	058954
<i>Bryconops alburnoides</i> Kner, 1858		X	X	058955
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	X	X		058956
<i>Bryconops inpai</i> Knöppel, Junk & Géry, 1968		X		058957
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	X	X	X	058958
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin, 1909	X	X		058972
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	X	X		058973
<i>Hemigrammus coeruleus</i> Durbin, 1908		X		058974
<i>Hemigrammus durbiniae</i> Ota, Lima & Pav., 2015		X		058975
<i>Hemigrammus geisleri</i> Zarske & Géry, 2007	X	X		058976
<i>Hemigrammus levis</i> Durbin, 1908	X	X		058977
<i>Hemigrammus melanochrourus</i> Fowler, 1913	X	X		058978
<i>Hemigrammus stictus</i> (Durbin, 1909)	X	X		058979
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)		X		059327
<i>Hyphessobrycon rosaceus</i> Durbin, 1909	X	X		058984
<i>Iguanodectes spilurus</i> (Günther, 1864)	X	X		058985
<i>Iguanodectes variatus</i> Géry, 1993	X	X		059300
<i>Microschemobrycon casiquiare</i> Böhlke, 1953	X	X		058992
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	X	X		058993
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>collettii</i> (1)	X	X		058994
<i>Moenkhausia</i> gr. <i>collettii</i> (2)	X	X		058995
<i>Moenkhausia gracilima</i> Eigenmann, 1908	X	X		058996

CLASSIFICAÇÃO	ARMADILHA	ARRASTO	MALHADEIRA	INPA
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908		X		059305
<i>Moenkhausia mikia</i> Marinho & Langeani, 2010	X	X		058997
<i>Roeboides myersii</i> Gill, 1870		X		059336
Chilodontidae				
<i>Chilodus punctatus</i> Müller & Troschel, 1844		X		059324
Crenuchidae				
<i>Ammocryptocharax elegans</i> Weitz. & Kan., 1976		X		058944
<i>Characidium</i> cf. <i>pellucidum</i> Eigenmann, 1909		X		058961
<i>Characidium</i> cf. <i>pterooides</i> Eigenmann, 1909		X		059287
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	X			059289
<i>Elachocharax</i> sp.		X		059338
<i>Melanocharacidium dispilomma</i> Buckup, 1993		X		058988
Ctenoluciidae				
<i>Boulengerella maculata</i> (Valenciennes, 1850)		X	X	058951
Curimatidae				
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)			X	059290
<i>Curimatopsis guaporensis</i> Melo & Oliveira, 2017		X		059326
<i>Curimatopsis macrolepis</i> (Steindachner, 1876)	X	X		059291
<i>Curimatopsis palida</i> Melo & Oliveira, 2017		X		059292
<i>Cyphocharax abramoides</i> (Kner, 1858)		X	X	058964
<i>Cyphocharax leucostictus</i> (Eigenmann & Eig., 1889)		X		058965
Cynodontidae				
<i>Cynodon septenarius</i> Toledo-Piza, 2000			X	059293
Erythrinidae				
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agas. 1829)		X		059322
Gasteropelecidae				
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)		X		059337
Hemiodontidae				
<i>Hemiodus gracilis</i> Günther, 1864	X	X		058980
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858		X	X	058981
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858		X	X	059295
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)			X	059296
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	X	X	X	058983
Lebiasinidae				
<i>Copella nattereri</i> (Steindachner, 1876)	X	X		059288
<i>Nannostomus digrammus</i> (Fowler, 1913)		X		058998
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876	X	X		058999
<i>Nannostomus harrisoni</i> (Eigenmann, 1909)	X	X		059307
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	X	X		059000
<i>Pyrrhulina</i> sp.		X		059330
Prochilodontidae				
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine, 1841)			X	059352
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)			X	059344
Serrasalminidae				
<i>Catoprion mento</i> (Cuvier, 1819)		X		059334
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)		X	X	059303
<i>Metynnis melanogrammus</i> Ota, Rapp & Jégu, 2016		X		058990
<i>Myloplus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)		X		059306
<i>Pygopristis denticulata</i> (Cuvier, 1819)		X	X	059313
<i>Serrasalmus compressus</i> Jégu, Leão & Santos, 1991			X	059349
<i>Serrasalmus eigenmanni</i> Norman, 1929	X	X		059009
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858		X	X	059328

CLASSIFICAÇÃO	ARMADILHA	ARRASTO	MALHADEIRA	INPA
Triporthidae				
<i>Agoniates halecinus</i> Müller & Troschel, 1845			X	059285
<i>Triporthus albus</i> Cope, 1872			X	059015
Cichliformes				
Cichlidae				
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller & Troschel, 1849)	X	X		058939
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)		X	X	058940
<i>Aequidens cf. tetramerus</i> (Heckel, 1840)		X		059320
<i>Aequidens pallidus</i> (Heckel, 1840)		X		059282
<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	X	X		059323
<i>Apistogramma pertensis</i> (Haseman, 1911)	X	X		058946
<i>Biotoecus opercularis</i> (Steindachner, 1875)		X		058950
<i>Cichla orinocensis</i> Humboldt, 1821		X		059321
<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821	X	X	X	058962
<i>Crenicichla regani</i> Ploeg, 1989	X	X		058963
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)		X		058969
<i>Hypselecara coryphaenoides</i> (Heckel, 1840)			X	059298
<i>Hypselecara temporalis</i> (Günther, 1862)	X			059299
<i>Laetacara curviceps</i> (Ahl, 1923)		X		059317
<i>Laetacara thayeri</i> (Steindachner, 1875)		X		058986
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)		X		058989
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)		X	X	059005
<i>Satanoperca lilith</i> Kullander & Ferreira, 1988		X		059006
<i>Taeniacara candidi</i> Myers, 1935		X		059331
Clupeiformes				
Engraulidae				
<i>Anchoviella guianensis</i> (Eigenmann, 1912)	X	X		058945
<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)		X		059316
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)			X	059329
Pristigasteridae				
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)			X	059342
Cyprinodontiformes				
Poeciliidae				
<i>Fluviphylax pygmaeus</i> (Myers & Carvalho, 1955)		X		058968
Rivulidae				
<i>Melanorivulus</i> sp. (1)		X		059319
<i>Melanorivulus</i> sp. (2)		X		059351
Gobiiformes				
Eleotridae				
<i>Microphilypnus ternetzi</i> Myers, 1927	X	X		058991
Gymnotiformes				
Hypopomidae				
<i>Brachyhypopomus hendersoni</i> Cra., Wad., Lov., 2017		X		059335
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i> (Hopkins, 1991)	X	X		058952
<i>Microsternarchus bilineatus</i> Fernández-Yépez, 1968		X		059315
Rhamphichthyidae				
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (MirandaRibeiro, 1920)		X		058971
<i>Rhamphichthys pantherinus</i> Castelnau, 1855			X	059350
Sternopygidae				
<i>Eigenmannia muirapinima</i> Peix., Dut. & Vos., 2015	X	X		058967
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	X		059010
Perciformes				

CLASSIFICAÇÃO	ARMADILHA	ARRASTO	MALHADEIRA	INPA
Sciaenidae				
<i>Pachypops fourcroyi</i> (Lacepède, 1802)			X	059309
<i>Pachyurus paucirastrus</i> Aguilera, 1983		X		059003
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)			X	059347
Siluriformes				
Auchenipteridae				
<i>Ageneiosus dentatus</i> Castelnau, 1855			X	059283
<i>Ageneiosus lineatus</i> (Ribeiro, Rapp; Walsh, 2017)			X	059284
<i>Auchenipterichthys longimanus</i> (Günther, 1864)	X		X	058947
<i>Auchenipterichthys punctatus</i> (Valenciennes, 1840)			X	058948
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)			X	059340
<i>Centromochlus altae</i> Fowler, 1945		X		058959
<i>Centromochlus heckelii</i> (DeFilippi, 1853)		X	X	059286
<i>Tatia nigra</i> Sarmiento-Soares & Mar.-Pinheiro, 2008		X	X	059011
<i>Tatia strigata</i> Soares-Porto, 1995	X	X		059012
<i>Tetranematichthys quadrifilis</i> (Kner, 1858)		X	X	059013
<i>Trachelyichthys exilis</i> Greenfield & Glodek, 1977		X		059014
<i>Trachycorystes trachycorystes</i> (Valenciennes, 1840)			X	059314
Cetopsidae				
<i>Cetopsis</i> sp.		X		058960
<i>Denticetopsis seducta</i> Vari, & Pinna, 2005		X		058966
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863		X		059339
Doradidae				
<i>Physopyxis ananas</i> Sousa, Rapp & Py-Daniel, 2005	X			059311
<i>Scorpiodoras heckelii</i> (Kner, 1855)	X	X	X	059008
Heptapteridae				
<i>Nemuroglanis</i> sp. n.		X		059001
Loricariidae				
<i>Acestridium martini</i> Retzer, Nico & Prov., 1999		X		058941
<i>Ancistrus dolichopterus</i> Kner, 1854			X	059343
<i>Dekeyseria scaphirhyncha</i> (Kner, 1854)			X	059294
<i>Hypoptopoma incognitum</i> Aquino & Schaefer, 2010			X	059297
<i>Hypostomus carinatus</i> (Steindachner, 1881)			X	059345
<i>Limatulichthys griseus</i> (Eigenmann, 1909)			X	059302
<i>Otocinclus mura</i> Schaefer, 1997		X		059002
<i>Rineloricaria formosa</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	X	X		059004
Pimelodidae				
<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840			X	059346
Trichomycteridae				
<i>Miuroglanis platycephalus</i> Eigenmann & Eig., 1889		X		059304
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i> (Steindachner, 1882)		X		059308
<i>Paracanthopoma parva</i> Giltay, 1935		X		059310
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus</i> sp.		X		059333

NOTA: INPA código de tombamento de espécies (INPA-ICT) depositadas na Coleção de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dentre as Ordens mais significativas destacam-se a Characiformes com 77 espécies distribuídas em 16 famílias, dentre elas a Characidae que apresentou o maior número de

espécies (25) e de indivíduos (8503). Em seguida aparecem os Siluriformes com 30 espécies e 478 indivíduos dispostos em sete famílias, Cichliformes representados unicamente pela família Cichlidae com 19 espécies e 747 peixes (2º maior abundância), e pelos Gymnotiformes com três famílias e sete espécies.

O arrasto teve como ordens mais representativas os Characiformes, Cichliformes e Siluriformes representando aproximadamente 86% das espécies e indivíduos capturados com este apetrecho. Apesar das malhadeiras terem o menor número de indivíduos coletados, ela configura 36,05% de todas espécies capturadas no estudo, sendo representadas principalmente por Characiformes e Siluriformes, enquanto as armadilhas são representadas principalmente por Characiformes com 65,22% de todas espécies capturadas com este apetrecho e por Gymnotiformes onde foram responsáveis pela captura de 60,42% de todos indivíduos coletados (TABELA 2).

TABELA 2 – Ordens mais representativas em cada apetrecho para abundância de indivíduos e riqueza de espécies nos nove pontos amostrais dos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019

Ordem	Armadilhas		Arrasto		Malhadeiras	
	Riqueza	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza	Abundância
Characiformes	30	1537	63	8009	28	215
Clupeiformes	3*	58*	6*	1013	2	15
Cichliformes	6	14	17	725	4	8
Siluriformes	5	6	17	283	16	189

NOTA: *Gymnotiformes e não Clupeiformes

Dos três apetrechos utilizados a armadilha apresentou uma riqueza de espécies constante entre as três regiões estudadas, variando um pouco a composição de espécies e a abundância entre os pontos, de modo que a região de terra firme e a lacustre tiveram o dobro de indivíduos capturados nos pontos 2 com esse método de coleta. As malhadeiras apresentaram um aumento tanto da riqueza de espécies como na abundância de indivíduos no ponto 3 em relação as demais locais, além de variar na composição de espécies ponto a ponto. O arrasto demonstrou um acréscimo sequencial tanto no número de espécies identificadas, como no número de indivíduos ao longo das três secções dos três rios estudados.

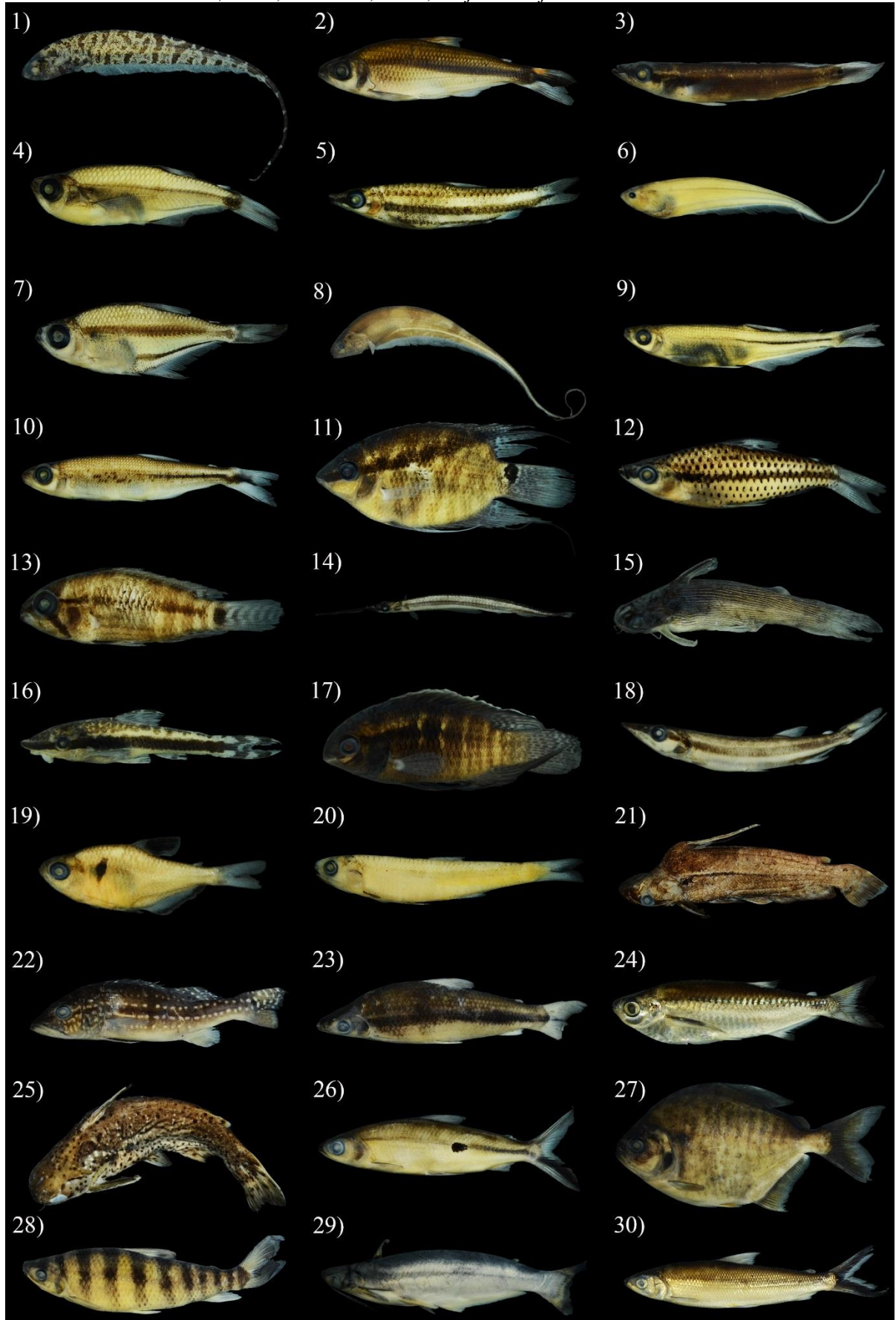
As armadilhas, com raras exceções, foram responsáveis pela captura de indivíduos de tamanho bem reduzido, principalmente das famílias Characidae e Cichlidae, com destaque para indivíduos do gênero *Hemigrammus* que juntos somam 83,82% do total de indivíduos capturados com este apetrecho (TABELA 3). As malhadeiras foram responsáveis pela captura de espécies e indivíduos com maior porte (>11 cm), principalmente das famílias

Auchenipteridae e Characidae, sendo representadas em grande parte por bagres como o *Auchenipterichthys longimanus*, *Tetranematichthys quadrifilis* e o *Auchenipterichthys punctatus* (FIGURA 6). Assim como nas armadilhas as famílias mais representativas dos peixes capturados com o arrasto foram a Characidae e a Cichlidae, porém ele apresentou maior distribuição dos indivíduos capturados entre todas as espécies e de tamanho dos exemplares capturados.

TABELA 3 – Famílias mais representativas em cada apetrecho para abundância de indivíduos e riqueza de espécies nos nove pontos amostrais dos três rios afluentes ao rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019

Apetrecho de coleta	Família	Abundância	Família	Riqueza
ARMADILHA	Characidae	1488	Characidae	18
	Sternopygidae	34	Cichlidae	6
	Acestrorhynchidae	30	Lebiasinidae	4
ARRASTO	Characidae	6976	Characidae	25
	Engraulidae	1013	Cichlidae	17
	Cichlidae	725	Acestrorhynchidae	7
MALHADEIRA	Auchenipteridae	170	Auchenipteridae	9
	Hemiodontidae	89	Acestrorhynchidae	5
	Characidae	39	Loricariidae	5

FIGURA 6 – Exemplos representativos das espécies de peixes coletadas com os três aparelhos de coleta nos três afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019



NOTA: Peixes coletados com armadilhas (espécies 1 a 10), arrasto (espécies 11 a 20) e malhadeira (espécies 21 a 30); 1) *Brachyhypopomus pinnicaudatus* 8,2 cm; 2) *Bryconops melanurus* 11,9 cm; 3) *Crenicichla regani* 6,4 cm; 4) *Gnathocharax steindachneri* 4,2 cm; 5) *Nannostomus trifasciatus* 3,6 cm; 6) *Eigenmannia muirapinima* 12,1 cm; 7) *Heterocharax virgulatus* 4,4 cm; 8) *Sternopygus macrurus* 12,8 cm; 9) *Iguanodectes spilurus* 8,0 cm; 10) *Iguanodectes variatus* 6,1 cm; 11) *Mesonauta festivus* 6,5 cm; 12) *Chilodus punctatus* 4,9 cm; 13) *Apistogramma pertensis* 3,9 cm; 14) *Belonion dibranchudon* 5,6 cm; 15) *Tatia strigata* 5,2 cm; 16) *Otocinclus mura* 3,8 cm; 17) *Laetacara thayeri* 5,0 cm; 18) *Acestrorhynchus isalineae* 7,0 cm; 19) *Hyphessobrycon eques* 3,2 cm; 20) *Anchoviella guianensis* 6,9 cm; 21) *Tetranematichthys quadrifilis* 17,3 cm; 22) *Cichla temensis* 24,8 cm; 23) *Laemolyta taeniata* 22, 4 cm; 24) *Triportheus albus* 14,9 cm; 25) *Auchenipterichthys punctatus* 16,3 cm; 26) *Hemiodus unimaculatus* 12,9 cm; 27) *Pygopristis denticulata* 18,0 cm; 28) *Leporinus fasciatus* 29,1 cm; 29) *Auchenipterus nuchalis* 20,2 cm; 30) *Hemiodus immaculatus* 19,2 cm

FONTE: Autor, 2019

O arrasto foi o apetrecho de coleta que resultou em uma maior número de espécies registradas e também de indivíduos capturados, seguido das malhadeiras e posteriormente das armadilhas (TABELA 4).

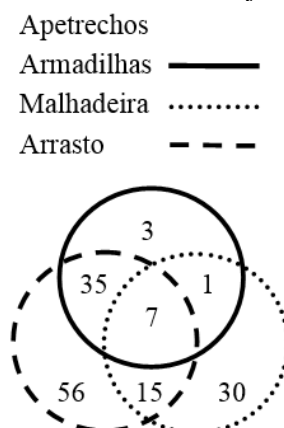
TABELA 4 – Abundância de indivíduos, número de espécies, famílias e ordens de peixes registrados com cada apetrecho de coleta, na somatória dos nove pontos amostrais dos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019

Característica	Apetrecho de coleta		
	Armadilha	Arrasto	Malhadeira
Abundância	1619	10430	430
Riqueza	46	113	53
Famílias	15	28	20
Ordens	6	10	6

As armadilhas capturaram apenas 3 espécies que não foram coletadas em nenhum outro tipo de apetrecho e em 8 obtiveram maior abundância de indivíduos, já as malhadeiras obtiveram 30 espécies coletadas somente com esse apetrecho e 37 com maior abundância, enquanto o arrasto totalizou 56 espécies unicamente capturadas com ele e em 99 espécies obtiveram maiores valores de abundância. (FIGURA 7). Em três ocasiões o número de indivíduos coletados foi igual entre dois apetrechos de coleta sendo uma entre armadilha e arrasto e outras duas entre arrasto e malhadeira.

Importante salientar que das 113 espécies capturadas com o arrasto, 103 espécies e 4913 indivíduos foram coletadas durante o período noturno e 80 espécies no período diurno (5488 indivíduos), sendo oito exclusivamente de dia e 33 exclusivamente durante a noite.

FIGURA 7 – Compartilhamento de espécies de peixes entre os apetrechos de coleta, nos nove pontos amostrais dos três rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019



FONTE: Autor, 2019

O teste de Levene indicou dados heterocedásticos ($p=0,005273$) para determinação das diferenças entre a riqueza encontrada com os dados de cada apetrecho de coleta, então foi aplicado o teste de Kruskal Wallis que indicou diferença significativa os apetrechos de coleta ($p= 3,00^{-8}$, $H(\chi^2) = 34,53$ e $H_c = 34,65$). O teste de Dusnn's post hoc indica diferenças significativas para riqueza de espécies capturadas entre armadilha e arrasto ($p = 9,42^{-8}$) e entre arrasto e malha ($p = 1,45^{-6}$), não indicando diferenças entre armadilha e malha ($p = 0,6031$).

Os valores dos índices de diversidade obtidos utilizando-se apenas os dados obtidos com cada apetrecho de coleta, comparadas entre si apresentaram diferença significativa (ANOVA, $p = 5,73^{-8}$, $F = 23,54$).

Em virtude do arrasto apresentar os maiores valores de riqueza e de diversidade entre os apetrechos de coleta, foi verificado a existência de diferenças significativas entre o arrasto diurno e noturno, de modo que é mostrado uma diferença significativa entre as médias de riqueza (Diurna: 18,72; Noturna: 24; Teste T, $p = 0,034536$, $t = 2,2022$) e não entre as médias de diversidade de Shannon (Diurna: 1,58; Noturna: 1,69; Teste T, $p = 0,23627$, $t = 1,2057$).

A análise de similaridade mostrou diferença significativa na composição e abundância das assembleias de peixes capturadas com cada apetrecho de coleta (ANOSIM $r: 0,4077$, $p = 0,0001$). O teste de pares revelou maior dissimilaridade entre o arrasto e as malhadeiras e entre as armadilhas e malhadeiras, enquanto mostra semelhança entre a composição das armadilhas e arrastos (TABELA 5).

TABELA 5 – Resultados do teste Pairwise da ANOSIM (Permutações = 9999, matriz de similaridade de Bray-Curtis) para composição das assembleias de peixes obtidas com os três apetrechos de coleta nos nove pontos dos rios afluentes ao rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, nos meses de janeiro e julho de 2019

APETRECHOS DE COLETA	p	r
Armadilha e Arrasto	0,0051*	0,1325
Armadilha e Malhadeira	0,0001*	0,4368
Arrasto e Malhadeira	0,0001*	0,6725

NOTA: *Significativo quando $p < 0,05$, ns= não significativo quando $p > 0,05$

A análise de similaridade também mostrou diferenças significativa ($R = 0,5146$ e $p = 0,0001$) para composições de espécies de peixes obtidas com um mesmo apetrecho em locais diferentes, da mesma forma que para composições oriundas da combinação de pontos e apetrechos diferentes (TABELA 6).

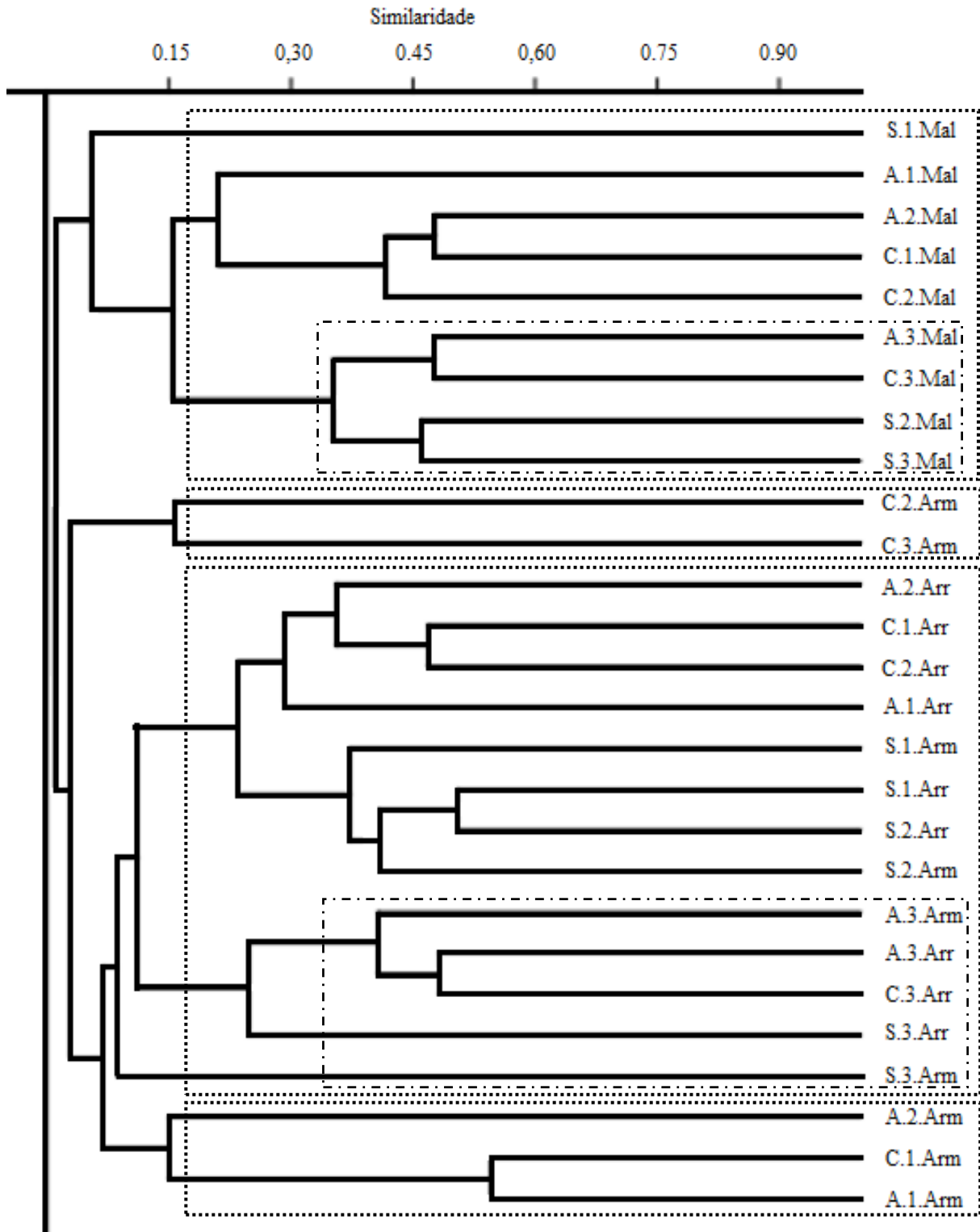
TABELA 6 – Resultados do teste Pairwise da ANOSIM sobre a composição espécies de peixes, (Permutações = 9999, matriz de similaridade de Bray-Curtis) para os três apetrechos de coleta nos nove pontos amostrais dos rios afluentes do rio Urubu, Silves, Amazonas, Brasil, em janeiro e julho de 2019

		Valores de p								
Variáveis		Arm P.1	Arr .1	Mal P.1	Arm P.2	Arr P.2	Mal P.2	Arm P.3	Arr P.3	Mal P.3
Valores de R	Arm P.1		*0,167	0,003	*0,080	0,013	0,002	0,002	0,003	0,003
	Arr P.1	0,094		0,002	0,030	*0,124	0,002	0,002	0,002	0,002
	Mal P.1	0,530	0,676		0,006	0,002	*0,737	0,003	0,003	0,006
	Arm P.2	0,126	0,188	0,241		0,038	0,002	0,028	0,001	0,002
	Arr P.2	0,341	0,139	0,656	0,164		0,002	0,006	0,019	0,002
	Mal P.2	0,612	0,778	-0,074	0,386	0,732		0,002	0,002	0,009
	Arm P.3	0,682	0,892	0,633	0,189	0,484	0,693		0,004	0,002
	Arr P.3	0,757	0,944	0,676	0,206	0,322	0,785	0,400		0,003
	Mal P.3	0,836	0,998	0,349	0,555	0,994	0,361	0,959	1,000	

NOTA: Arm (armadilhas), Arr (arrasto), Mal (malhadeira), P.1 (Pontos 1), P.2 (Pontos 2), P.3 (Pontos 3); Exemplo: $p = 0,003$ e $R = 0,530$ para similaridade da composição da Malhadeira do ponto 1 com a Armadilha do ponto 1; $p = 0,028$ e $R = 0,189$ para similaridade da composição da Armadilha do ponto 3 com a Armadilha do ponto 2. * não significativo quando $p > 0,05$

A análise de cluster evidenciou dois grandes grupos com maior similaridade na composição de espécies, sendo um formado prioritariamente por grupos provenientes da coleta efetuada com arrasto e outro formado apenas por grupos originados da captura de peixes efetuada com as malhadeiras, dentro destes ainda é possível identificar a segregação de subgrupos formados pela região do ponto 3 em cada apetrecho de coleta. No demais os grupos formados pela composição de espécies de peixes capturados com as armadilhas se dividem em dois grupos menores, além de em alguns casos apresentarem maior similaridade de composição de espécies com a técnica de arrasto (FIGURA 8).

FIGURA 8 – Diagrama de similaridade das comunidades de peixes, baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis, demonstrando o agrupamento baseado na composição de peixes dos pontos de amostragem e apetrechos de coleta. Cophen. Corr.: 0,8801. Boot N.: 9999, mostrou não existir distorções significativas no dendrograma obtido



NOTA: (A) Anebé, (C) Carú, (S) Sanabani, (1) Ponto 1, (2) Ponto 2 e (3) Ponto 3, (Arm) Armadilha, (Arr) Arrasto, (Mal) Malhadeira

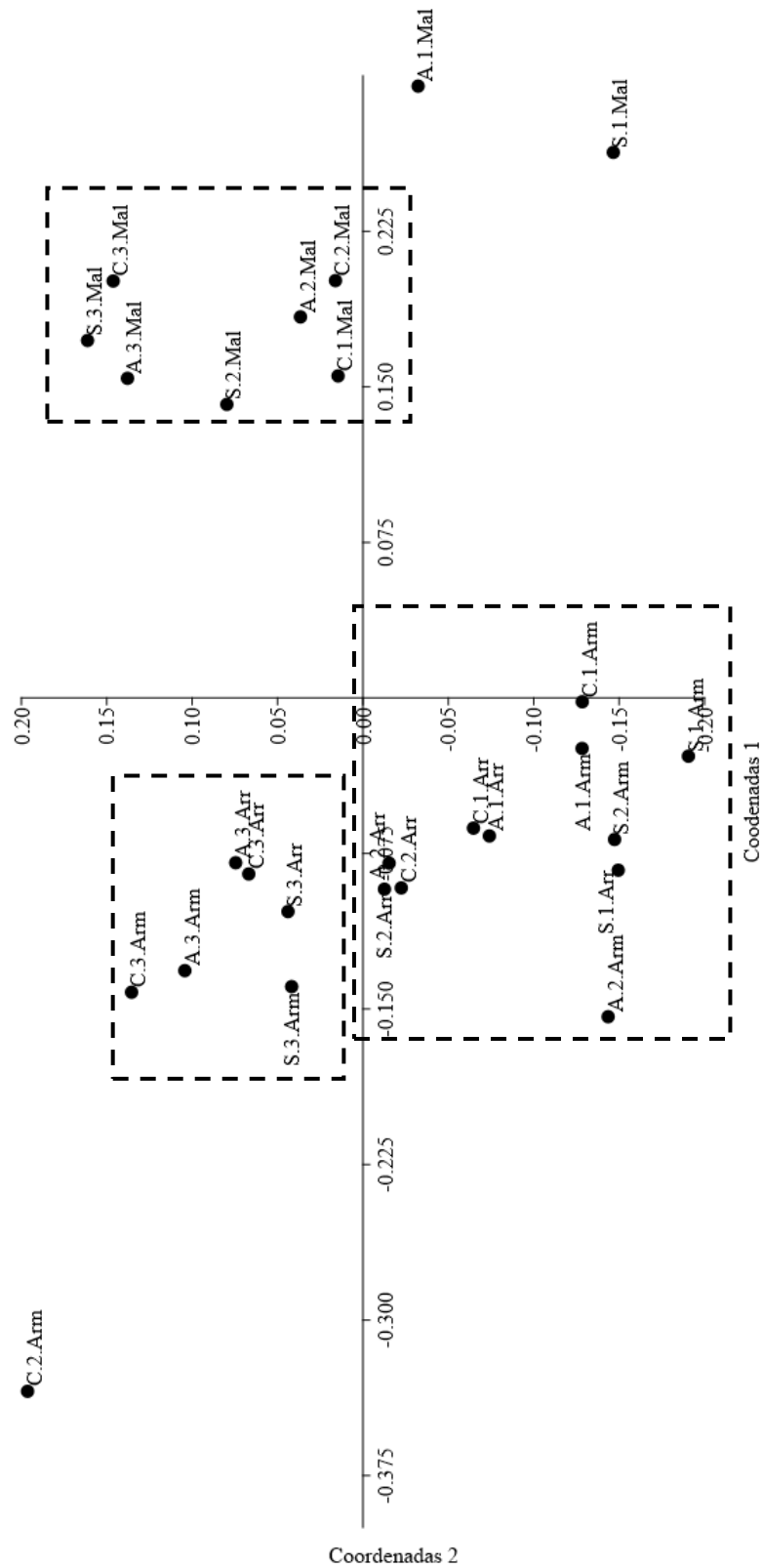
FONTE: Autor, 2020

A ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) apresentou um maior compartilhamento de espécies entre os pontos 1 e 2 para cada apetrecho de coleta e também entre os apetrechos de coleta arrasto e armadilhas.

É observado também uma maior diferença na composição dos pontos 3 de cada apetrecho de coleta com relação a esse mesmo apetrecho nos pontos 1 e 2 bem como entre os apetrechos de coleta de arrasto e armadilha com a malhadeira (FIGURA 9).

A pouca similaridade dos grupos formados pela combinações C.2.Arm, S.1.Mal, A.1.Mal se deve principalmente ao fato da baixa quantidade de indivíduos capturados nesses locais com esses apetrechos (sete, nove e cinco indivíduos respectivamente).

FIGURA 9 – Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) baseado na matriz de similaridade de Bray-Curtis com dados Log10, demonstrando o agrupamento baseado na abundância de peixes dos pontos de amostragem e apetrechos de coleta. Stress: 0,2013; R²: Axis 1: 0,4906; Axis 2: 0,2038



NOTA: (A) Anebá, (C) Carú, (S) Sanabani, (1) Ponto 1, (2) Ponto 2 e (3) Ponto 3, (Arm) Armadilha, (Arr) Arrasto, (Mal) Malhadeira
 FONTE: Autor, 2019

4. DISCUSSÃO

Os métodos de coleta utilizados foram eficazes para amostragem das espécies de peixes presentes nos rios estudados, já que a utilização de malhadeiras associadas ao uso de arrasto e armadilhas permitiu a captura de espécies de diversos tamanhos e que habitam diferentes locais. O elevado número de espécies registradas indica que os métodos de amostragem escolhidas são capazes de coletar amostras representativas da ictiofauna nesse tipo de ambiente. Cada um desses equipamentos de coleta contribuiu para mostrar a estrutura da assembleia de peixes dos rios estudados.

A diversidade, que é subestimada quando um número limitado de locais e tipos de técnicas de pesca é usado para amostragem de peixes (OLIVEIRA *et al.*, 2014), não parece ter sido tão afetada devido à combinação dos três apetrechos de coleta e das três áreas distintas utilizadas como pontos de amostragem. A eficácia de captura de cada apetrecho de coleta depende das características do ambiente e das espécies de peixes. Características abióticas de rio mudam de montante para jusante, sendo coerente empregar métodos diferentes em estudos de composição e distribuição da ictiofauna, de maneira que se reduza as restrições impostas pelos métodos de amostragem e obtenha-se o índice de diversidade mais completo (UIEDA; UIEDA, 2001).

Diversos estudos discutem a importância e eficiência dos apetrechos de coleta na caracterização completa das assembleias de peixes em diferentes corpos d'água (CONTENTE; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2017; CLAVERO *et al.*, 2006; GIBSON *et al.*, 1993; GOFFAUX *et al.*, 2005; GUEST *et al.*, 2003; HAYES, 1989; LAPOINTE *et al.*, 2006; LONG'ORA *et al.*, 2015; MEDEIROS *et al.*, 2010; UIEDA; UIEDA, 2001; SILIPRANDI *et al.*, 2019), ajudando a explicar as vantagens e desvantagens de cada método de coleta através da comparação direta entre eles (OLIN *et al.*, 2009).

Dos apetrechos de pesca utilizados, o uso de malhadeiras destacou-se pela captura de espécies de maior porte (comprimento padrão acima de 11 cm) como bagres (*Tetranematichthys quadrifilis* e *Auchenipterichthys punctatus*), peixes utilizados na pesca de subsistência (*Hemiodus immaculatus* e *Triportheus albus*), espécies de interesse comercial (*Cyphocharax abramoides* e *Curimata vittata*) e também de interesse na pesca esportiva (*Boulengerella maculata* e *Cynodon septenarius*), porém sempre apresentando baixa abundância desses indivíduos, tendo como espécies com maior número de exemplares o *Auchenipterichthys longimanus* com 112 indivíduos e o *Hemiodus immaculatus* com 65, sendo que nas demais

espécies o número total de indivíduos não passa de 26. A captura de espécies de porte mais avantajado pelas malhadeiras em relação aos demais apetrechos de coleta são indicados em outros trabalhos realizados na região amazônica (VALE, 2011) e também em outras partes do mundo (OLIN; MALINEN, 2003). Em contrapartida estudos como o de Contente e Rossi-Wongtschowski (2018) que compara o arrasto e tarrafas, onde esperasse que as tarrafas sejam mais eficientes na captura de peixes de maiores dimensões, ocorreu o contrário, sendo os exemplares de maior porte capturados com o arrasto. Eles atribuem esse fato a maior capacidade de captura e área de cobertura do arrasto, compensando assim sua eficiência limitada em capturar peixes maiores em função do tamanho de malha e velocidade de ação.

Embora tenham sido utilizados cinco tamanhos de malha diferentes, a quantidade de exemplares capturados com ela foi a menor entre os três apetrechos, talvez pelo fato que malhadeiras serem altamente seletivas (LONG'ORA *et al.*, 2015), retendo peixes com comprimentos não superiores a 20% do tamanho ótimo (ROJO-VÁZQUEZ *et al.*, 2001). Essa menor quantidade de indivíduos coletados com as malhadeiras em relação a outros métodos de coleta também é identificada no trabalho de Clement *et al.* (2014).

O tamanho dos exemplares capturados com o arrasto foi conforme esperado, que apesar de capturar indivíduos de diversos tamanhos, foi representada em sua maioria por indivíduos de pequeno porte. Arrastos com abertura de malhas pequenas tendem a ser mais efetivos pois retém a maioria dos indivíduos (CONTENTE; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 2018), porém exemplares maiores escapam antes do fechamento das redes devido à baixa velocidade de cada passada (SOUZA-CONCEIÇÃO *et al.*, 2013). Praticamente todos exemplares capturados com as armadilhas são considerados de pequeno porte, com exceção do maior exemplar capturado em todas as coletas representada por uma traíra (*Hoplias malabaricus*). Uieda e Uieda (2001) identificaram uma seletividade dos apetrechos de coleta em relação ao tamanho dos peixes, de modo que o efeito da técnica empregada no tamanho dos peixes foi significativo em sua análise da composição de espécies e distribuição espacial da assembleia de peixes em trechos de corredeiras, planície e mangue em um rio na costa leste do Brasil.

Assim como no estudo de Long'ora *et al.* (2015) ocorreram diferenças significativas da riqueza e diversidade encontrada com cada apetrecho de coleta. Resultados semelhantes também foram encontrados com relação a riqueza de espécies e abundância de indivíduos entre a técnica de arrasto e malhadeiras, registrando com o arrasto valores mais elevados que a malhadeira, assim como para os índices de diversidade que também tiveram diferença significativa, tendo o arrasto os valores mais altos indicando a alta diversidade de espécies

obtida com as capturas desse apetrecho. O autor ainda cita outros estudos com resultados semelhantes e atribui parte da abundância superior registrada com o arrasto a menor seletividade desse apetrecho.

Lapointe *et al.* (2006) avaliando a eficiência de seis métodos de pesca diferentes, entre eles algumas armadilhas com características similares a deste estudo, também registrou diferenças significativas na riqueza de espécies, abundância de indivíduos e espécies únicas entre os apetrechos de coleta e a baixa eficiência das armadilhas em relação aos demais apetrechos, sendo que elas tiveram dados de riqueza de espécies, abundância de indivíduos e espécies únicas capturadas inferiores comparadas a redes de cerco, portanto, segundo ele, menos eficazes em representar a assembleia de peixes.

Diversos fatores podem ter influenciado nas diferenças de captura entre os apetrechos de coleta, tais como: maior seletividade das malhadeiras, possibilitando a captura de espécies maiores; diferença no tamanho das malhas utilizadas no arrasto e nas malhadeiras (DUARTE *et al.*, 2013); o tamanho reduzido do arrasto e de sua abertura da malha que podem limitar a velocidade da atividade selecionando os indivíduos por tamanho subestimando a abundância de indivíduos maiores (MORRISON *et al.*, 2002; SOUZA-CONCEIÇÃO *et al.*, 2013); a pouca atração exercida pelas iscas utilizadas nas armadilhas a determinadas espécies podendo atrair grupos específicos de peixes em função de seus hábitos alimentares, aconselhando-se assim utilização de uma mistura contendo diversos atrativos; a abertura do funil de entrada das armadilhas que pode atuar de forma seletiva no tamanho dos peixes capturados (POSSAMAI *et al.*, 2014); a taxa de escape de peixes das armadilhas (RIBEIRO; ZUANON, 2006); a predominância de peixes pequenos em virtude de dominância natural de peixes menores; a pressão de pesca na região estudada (SILVANO *et al.*, 2016); características físicas de cada região do rio explorada (UIEDA; UIEDA, 2001) e a periodicidade circadiana na atividade dos peixes (AGOSTINHO *et al.*, 2005) resultando em grupos bem definidos de peixes diurnos e noturnos (COSTA; FREITAS, 2010; COSTA; PELICICE *et al.*, 2005).

Conforme observado no presente estudo, métodos de captura de peixes não são igualmente eficientes para corpos d'água de diferentes dimensões (RIBEIRO; ZUANON, 2006). Algumas características do habitat como transparência da água, velocidade do rio e profundidade do canal podem afetar a seletividade dos apetrechos de coleta (UIEDA; CASTRO, 1999). Cada técnica de pesca captura uma porção diferente da assembleia de peixes resultando em avaliações diversas do habitat de modo que a utilização de várias técnicas de

coleta em cada tipo de ambiente e a realização de amostragens em diferentes locais, torna-se essencial para a condução de inventários ictiofaunísticos confiáveis (OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Lapointe *et al.* (2006) não encontraram diferenças significativas para riqueza e abundância entre os diferentes habitats para uma mesma apetrecho, indicando que elas funcionavam da mesma forma em todas as condições. Talvez pelas maiores diferenças dos ambientes estudados no presente trabalho esses resultados não sejam os mesmos fazendo com que os métodos aplicados apresentassem características diferentes em cada ponto de coleta. Diferentemente do ocorrido no estudo de Medeiros *et al.* (2010), que mostra que a eficiência das malhadeiras não diferiu significativamente entre os rios e reservatórios, as malhadeiras apresentaram um aumento nos lagos em relação as demais locais, tanto da riqueza de espécies como na abundância de indivíduos, assim como mudanças na composição de espécies ponto a ponto.

A utilização das malhadeiras se mostrou difícil nas duas regiões mais a montante dos corpos d'água, principalmente na região de terra firme, com o rio mais estreito e veloz com grande quantidade de estruturas submersas como árvores caídas e alta quantidade de folhagem oriunda da mata ciliar, ocorreu uma dificuldade em encontrar locais viáveis para utilização de tal método de coleta, de modo que muitas vezes as mesmas enroscavam nas estruturas ou ficavam cobertas de folhas, reduzindo assim a seu percentual de capturas. As malhadeiras são geralmente limitadas a sistemas fluviais maiores (SMITH *et al.*, 2014), pois a presença de vegetação emergente e flutuante, arbustos, árvores e outras obstruções próximas à superfície podem impedir seu uso (PORTT *et al.*, 2006), já que detritos podem se acumular, diminuindo a eficiência da pesca, fator esse comum na região estudada. Métodos mais usuais são difíceis de serem aplicadas neste tipo de habitat, dificultando uma amostragem representativa nesses locais devido a fatores como transparência da água, fundo rochoso, grande quantidade de material vegetal submerso e correnteza elevada que reduzem a eficiência de algumas ferramentas (SABINO; CASTRO, 1990; SÃO-THIAGO, 1990; UIEDA; UIEDA 2001). A peculiar baixa condutividade de riachos de terra firme, aliada a presença de numerosas espécies de peixes de tamanho reduzido, raras e com comportamento desconhecido dificultam a aplicação de técnicas comuns de amostragem como pesca elétrica e malhadeiras (MOJICA *et al.*, 2014).

Medeiros *et al.* (2010) alertam sobre a predação ocasionada em malhadeiras devido a manutenção de peixes retidos por longos períodos de tempo, que aumenta a probabilidade de escape e também alerta outros peixes e predadores. Esse fato foi recorrente durante as coletas

na região lacustre (ponto 3) onde ocorreu intensa predação dos peixes capturados nas malhadeiras por parte dos botos e jacarés presentes e abundantes na região. Lapointe *et al.* (2006) mencionam que revistas mais frequentes das malhadeiras tendem a diminuir o impacto causado por predadores a peixes presos nesse apetrecho, porém mesmo com a realização de vistorias mais frequentes e com a instalação de tais apetrechos em locais mais abrigados entre a vegetação ou próxima a margem, tais predadores removiam a maioria dos peixes capturados além de destruir as malhadeiras tornando sua substituição necessária. Fato esse recorrente nesse tipo de estudo conforme destacado no estudo de Beltrão e Soares (2018), onde os botos foram responsáveis pela predação dos peixes capturados nas malhadeiras, danificando-as e diminuindo a quantidade total de peixes capturados.

As armadilhas nas áreas 1 e 2 mostraram-se bem mais eficientes em pontos de pequenos remansos abrigados da correnteza do que em locais de fluxo de água mais acentuado ou em pequenas bocas de baias com água totalmente estagnada. A região lacustre não demonstrou nenhum padrão de captura com as armadilhas em relação ao local de instalação do método.

O uso de armadilhas pouco acrescentou em riqueza de espécies se comparada ao arrasto, visto que as armadilhas capturaram somente quatro espécies não encontradas no arrasto (*Auchenipterichthys longimanus*, *Crenuchus spilurus*, *Hypselecara temporalis* e *Physopyxis ananas*) enquanto este foi responsável pela coleta de 71 espécies não constantes nas armadilhas, mostrando-se assim menos eficiente como no estudo de eficiência de métodos ativos e passivos de captura de peixes realizado em igarapés de terra firme na Amazônia central por Ribeiro e Zuanon (2006). Assim como Lapointe *et al.* (2006), nesse trabalho a lista de espécies sofre menor alteração quando retiradas as espécies capturadas unicamente com as armadilhas, causando alterações maiores nos dados de abundância que podem ser refletidos nas informações de diversidade. Esses resultados sugerem que as armadilhas são menos eficientes para amostragens de assembleias de peixes em rios de pequeno porte na região da Amazônia central, possivelmente devido a este método de coleta ser muito atrelado ao comportamento e morfologia dos peixes (ALÓS *et al.*, 2012).

Assim como no trabalho de Medeiros *et al.* (2010), no estudo sobre efeitos das técnicas de pesca na avaliação da composição de espécies de peixes em ambientes aquáticos no semiárido brasileiro, a rede de arrasto foi mais eficiente tanto em número de indivíduos quanto em número de espécies capturadas em comparação com as demais técnicas de captura, demonstrando a maior eficiência desse apetrecho devido à capacidade de capturar um maior número de indivíduos por unidade de esforço.

Em geral o arrasto apresentou maior abundância de indivíduos em cada espécie comparada as armadilhas (107 espécies). Das 46 espécies capturadas com armadilhas, 8 apresentaram maior abundância nesse apetrecho que no arrasto (*Gnathocharax steindachneri*, *Hemigrammus melanochrous*, *Crenuchus spilurus*, *Hypselecara temporalis*, *Brachyhypopomus pinnicaudatus*, *Eigenmannia muirapinima*, *Sternopygus macrurus*, *Physopyxis ananas*), mesmo que em pequena quantidade, sendo o número máximo de indivíduos dessas espécies coletadas com o uso de armadilhas inferior a 24 exemplares, com exceção do *Hemigrammus melanochrous* que teve 614 indivíduos capturados com esse apetrecho. Arrasto e armadilhas foram responsáveis pela maioria dos peixes capturados, a maioria dos quais eram peixes de pequeno a médio porte. Esses achados corroboram o estudo de Clement *et al.* (2014).

Os fatores supracitados podem ter aumentado o destaque do arrasto, já que apesar de dificuldades impostas na região de terra firme, onde os peixes são mais difíceis de capturar com esse apetrecho em função da alta transparência da água e correnteza elevada (SABINO; CASTRO, 1990; SÃO-THIAGO, 1990) e de estruturas submersas que levantam o fundo do equipamento permitindo que os peixes escapem (PIERCE *et al.*, 1990), foi possível a utilização de tal método de coleta, apesar da grande dificuldade em encontrar locais adequados para utilização desse apetrecho. A maior dificuldade do arrasto é causada por obstáculos na forma de detritos ou pedregulhos lenhosos, que levantam a linha do fundo e permitem que os peixes escapem (PIERCE *et al.*, 1990).

Dessa forma o arrasto foi o equipamento mais eficaz para a amostragem de peixes nos três rios e três pontos. Alguns estudos demonstram a maior eficiência da técnica de arrasto em relação aos demais equipamentos de coleta sendo assim mais precisas em revelar a distribuição espacial dos peixes e o uso do habitat (LONG'ORA *et al.*, 2015; MEDEIROS *et al.*, 2010; SILIPRANDI *et al.*, 2019; LAPOINTE *et al.*, 2006). Enquanto outros demonstram a menor produtividade em número de espécies e de indivíduos com a utilização de armadilhas ou malhadeiras (SILIPRANDI *et al.*, 2019; LAPOINTE *et al.*, 2006; CLEMENT *et al.*, 2014).

Lapointe *et al.* (2006) destacam o maior tempo necessário para utilização de metodologias passivas em relação as ativas. Em períodos curtos como de uma hora era possível a realização dos 5 arrastos enquanto as armadilhas e malhadeiras necessitam pelo menos quatro horas de imersão e duas horas para instalação e vistorias ou remoção, reduzindo assim o número possível de locais ou réplicas, sendo assim mais um fator positivo da utilização do arrasto em relação as outras técnicas. Normalmente, métodos ativos são usadas para amostragens em uma área grande durante curtos períodos de tempo, enquanto métodos passivos são utilizados para

amostragens em um local específico durante longo período de tempo (PORTT *et al.*, 2006). Arrasto por ser uma metodologia ativa fornece uma amostra instantânea dos peixes no habitat amostrado enquanto as malhadeiras e armadilhas geram amostragens de períodos maiores (CLEMENT *et al.*, 2014).

Outro fator que pesa a favor do arrasto é que peixes pequenos são geralmente mais abundantes que os grandes seja dentro de uma espécie ou entre diferentes espécies (PORTT *et al.*, 2006), portanto técnicas que visem espécies menores são preferíveis a outras que capturam espécies maiores como as malhadeiras. Hayes (1989) também chegou a melhores resultados para riqueza de espécies com arrasto do que com armadilhas e malhadeiras, capturando indivíduos menores da maioria das espécies identificadas.

Redes de arrasto com malhas e dimensões maiores capturam mais indivíduos, de tamanhos maior e aumentam a riqueza de espécies (BAYLEY; HERENDEEN, 2000). Características dos locais de estudo inviabilizaram a utilização de arrasto com dimensões acima das utilizadas nesse trabalho. Pequenas redes de arrasto como as utilizadas, são eficazes e indicadas para trabalhos em ambientes desfavoráveis, com pouca área aberta disponível para amostragem, áreas de praias mais baixas, locais com presença de obstáculos e em casos de mudanças no nível da água (CENI; VIEIRA, 2013). Arrastos mais longos podem ser levantados sobre obstáculos com menor risco de fuga, mas a probabilidade de encontrar obstáculos com um arrasto maior também aumenta (BAYLEY; HERENDEEN, 2000). Arrastos menores podem reduzir a fuga de peixes melhorando sua eficiência, pois necessitam de menos tempo em cada passada (LOMBARDI *et al.*, 2014), além de fornecer um tamanho mais apropriado para a distribuição espacial em pequenos locais (BAYLEY; HERENDEEN, 2000), tornando-se uma técnica produtiva para os levantamentos das amostras de peixes.

Silva (2013) em seu estudo em lagos de várzea no interior do Amazonas observou diferenças significativas para riqueza de espécies e não para os índices de diversidade e abundância de indivíduos entre os períodos do dia. Fato esse também verificado no presente trabalho com os atributos ecológicos proveniente das capturas realizadas com o arrasto, que obteve maior riqueza e menor abundância durante a noite, com índices de diversidade semelhantes entre os dois períodos. No referido trabalho também é possível observar que na comparação direta entre dia e noite a riqueza e abundância foram sempre maiores durante a noite, com índices de diversidade próximos e variando entre os dois períodos. Ele justifica parte das alterações na composição e estrutura das assembleias de peixes ao longo do dia à movimentação diária das espécies diurnas e noturnas em razão de alimentação e predação e cita

outros trabalhos que verificaram variações de riqueza entre os períodos do dia, que não registram alterações na abundância de indivíduos e outros que indicam mudanças de abundância entre os períodos do dia, de modo que a esta, diferentemente da riqueza de espécies, não aparenta ter um padrão.

Vale destacar que os arrastos realizados durante o período diurno somam 10 passadas enquanto os noturnos apenas cinco, entretanto o arrasto noturno foi responsável pela captura de 91,2% das espécies capturadas com esse apetrecho e 47,2% do total de indivíduos, enquanto o arrasto diurno representou 70,8% da riqueza e 52,8% da abundância. A realização da mesma quantidade de passadas nos dois períodos tenderia a capturar um número ainda maior de espécies e de indivíduos durante a noite, o que aumentaria a diferença da riqueza observada e faria com que a abundância do período noturno ultrapasse a quantidade obtida no período diurno. Não é possível afirmar quais interferências ocorreriam nos dados de diversidade de Shannon, pois ela mede a interação entre a riqueza de espécies e a uniformidade de exemplares, sendo assim submetido a mudanças nesses valores em separados, de modo que, uma mudança positiva em qualquer um pode anular um efeito negativo no outro. Quanto maior a desuniformidade da abundância de exemplares, menor é o valor da diversidade (LEMES; GARUTI, 2002).

Olin e Malinen (2003) também identificaram alterações na captura de peixes e distribuição de espécies entre os períodos do dia. Segundo ele a visibilidade durante o dia é a provável razão para os menores índices de captura durante o dia, o que condiz com a observação feita acima para o presente estudo. Pierce *et al.* (2001) obtiveram riqueza de espécies significativamente mais altas no período noturno, com poucas diferenças de abundância entre as amostras diurnas e noturnas, assim como registrado no presente trabalho. A realização de amostragens noturnas é considerada importante, pois pode aumentar em cerca de 20% da riqueza total (MOJICA *et al.*, 2014).

Em geral as técnicas de pesca foram influenciadas pelo tipo de habitat ou pela área estudada diferentemente do ocorrido no estudo de Medeiros *et al.* (2010), mostrando que no tipo de corpo d'água estudado o equipamento de amostragem utilizada é afetado por fatores ambientais locais, como tipo de habitat, ou diferenças regionais na riqueza de espécies de peixes. Com relação a composição de espécies os resultados encontrados foram os mesmos, de modo que variaram de forma significativa entre os equipamentos de coleta. As maiores divergências entre as técnicas de coleta foram entre as malhadeiras e os demais apetrechos, fato esperado já que o arrasto e as armadilhas visam peixes de menores dimensões que habitam a

margem e quando utilizadas no mesmo ambiente podem fornecer dados redundantes (CLEMENT *et al.*, 2014), diferente das malhadeiras que visam indivíduos maiores em águas abertas. Como previsto as espécies mais abundantes no arrasto foram ausentes nas capturas com malhadeiras, fato esse também ocorrido no estudo de Olin e Malinen (2003).

A diferença significativa na eficiência nos métodos de captura, na riqueza, diversidade de Shannon e composição, podem estar relacionadas a seletividade de captura inerente a cada equipamento de coleta, indicando que assim como as armadilhas causam menos impacto no ambiente estudado, tal método também é menos eficiente do que métodos ativos como o arrasto, que tem maiores chances de registrar espécies pouco abundantes, raras ou que não são atraídas pelas iscas utilizadas (RIBEIRO; ZUANON, 2006), porém são métodos complementares levando em consideração o esforço amostral, baixo custo e fácil confecção (POSSAMAI *et al.*, 2014). Métodos ativos de captura coletam mais espécies do que as técnicas passivas, destacando a necessidade de usá-las como complementares (OLIVEIRA *et al.*, 2014). Como método de amostragem passiva, as armadilhas geralmente têm um poder de captura relativamente baixo e, portanto, produzem amostras relativamente pequenas (PERROW *et al.*, 2017).

No presente estudo a utilização de armadilhas destacou-se somente no critério de custos tendo investimento necessário bem abaixo dos demais, que apresentou como equipamento de coleta de maior custo as malhadeiras em função da grande quantidade a ser adquirida e do pouco reaproveitamento, diferente do que ocorre com o arrasto que além de ter um valor de aquisição menor do que o das malhadeiras ainda é passível utilização em inúmeras coletas. Armadilhas podem ser usadas como uma opção de baixo custo em circunstâncias específicas para fornecer informações importantes sobre espécies específicas e a sua facilidade de instalação agrega valor como uma opção de baixo esforço (PERROW *et al.*, 2017).

Com relação ao esforço amostral os três apetrechos dispenderam praticamente o mesmo tempo de serviço durante as coletas (desconsiderando o tempo de espera das armadilhas e malhadeiras), mas há de se considerar a maior quantidade de horas necessárias para confecção das armadilhas, já que não foi encontrado um produto comercial com as características requisitadas para execução do trabalho.

Em função da baixa similaridade das amostras e das diferenças encontradas entre os apetrechos na riqueza, abundância e composição de espécies, com dados mais relevantes demonstrados com a técnica do arrasto ou com a associação destes com as malhadeiras, dependendo da natureza do trabalho que se pretende desenvolver, os resultados apontam a necessidade de utilização de diferentes apetrechos de coleta para garantir a efetividade das

amostragens (DUARTE *et al.*, 2013) ou a necessidade do aumento do esforço de coleta (RIBEIRO; ZUANON, 2006) para não levar a um resultado tendencioso na riqueza e abundância espécies. A combinação de diversos apetrechos aliada à várias repetições amostrais tendem a aumentar a riqueza observada em um corpo d'água. Vale (2011) destaca esse fato comparando trabalhos realizados em riachos de terra firme, onde duas pequenas áreas amostrais averiguadas com várias repetições e diversos apetrechos de coleta obtiveram um número de espécies identificadas muito maior que em outros trabalhos que utilizaram um número menor de amostragens e de métodos de coleta.

A utilização de um único apetrecho de coleta em geral leva a uma baixa riqueza de espécies. O uso de um tipo específico de arte de pesca em uma pesquisa geralmente desestimula a riqueza de espécies em função da seletividade inerente de cada aparelho (JACKSON; HARVEY, 1997). Estudos de biodiversidade utilizando poucos métodos amostrais podem causar uma avaliação imprecisa das assembleias de peixes do ecossistema (OLIN; MALINEN, 2003; SILIPRANDI *et al.*, 2019). Clement *et al.* (2014) observa que apesar das malhadeiras apresentaram baixa taxa de captura, é provável que em muitas situações malhadeiras com vários tamanhos de malhas devam coletar dados complementares da ictiofauna local. Vale (2011) aponta a importância da malhadeira na complementariedade dos dados de ocorrência de espécies, indicando a importância da combinação de apetrechos de coleta para amostragens mais representativas.

Hayes (1989) obteve melhores resultados através da associação de dois apetrechos de coleta, gerando maiores valores de riqueza de espécies e variedade de tamanhos dos exemplares capturados através da combinação dos resultados obtidos com armadilhas (diferente do presente trabalho) e malhadeiras. Assim como Smith *et al.* (2014) ele destaca que a eficiência da amostragem é favorecida por combinações que envolvem a menor quantidade possível de técnicas cobrindo a maior variedade maior variedade de espécies, minimizando com isso o esforço de amostragem.

Em geral na região amazônica os estudos apresentam grandes listas de espécies com esforço amostral insuficiente (CLARO JR, 2007). Portanto o conhecimento da eficiência e da seletividade de cada apetrecho de pesca a serem utilizados são extremamente importantes nas avaliações de abundancia e composição da ictiofauna (SOUZA-CONCEIÇÃO *et al.*, 2013), sendo requisitos básicos para pesquisas de assembleias de organismos aquáticos (CENI; VIEIRA, 2013).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados demonstram que a realização de inventários bem conduzidos são sustentados por um processo de seleção adequada dos métodos de coleta e por amostragens de diferentes biótopos dentro de um mesmo rio, levando sempre em conta as particularidades de cada ambiente para escolha do método a ser empregado. Destaca-se assim que, ao selecionar as técnicas de amostragem para coleta de peixes deve-se considerar os objetivos e locais do estudo.

Caso vise coletar peixes para produção de lista de espécies e levantamentos taxonômicos a associação de arrastos e malhadeiras, ou outras associações de técnicas que forneçam dados complementares uma a outra, aumentam o número de espécies capturando diferentes porções da assembleia de peixes, devendo ser utilizadas para garantir a captura de espécies menos frequentes e abundantes. Se objetivo for coletar peixes para estudos ecológicos que focam variações na riqueza, composição ou diversidade (quando espécies raras não são tão importantes) ou para realização de levantamento ictiofaunísticos rápidos, as redes de arrasto utilizadas principalmente no período noturno mostram-se técnicas eficientes, podendo fornecer dados significativos e representativos para o estudo, pelo fato que amostras grandes podem ser coletadas rapidamente com riqueza e abundância relativamente altas.

Os resultados deste trabalho ainda indicam a sobreposição de espécies entre o arrasto e armadilhas, sendo o primeiro muito mais eficaz na realização de inventários ictiofaunísticos, já que as armadilhas resultaram em uma quantidade mínima de espécies novas ao estudo. Desta maneira o uso de armadilhas torna-se irrelevante quando associada a arrastos, tendo sua aplicação interessante somente quando o foco se der em algumas espécies alvo.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, San Francisco, v. 19, n. 3, p. 646-652, 2005.
- ALÓS J.; PALMER M.; LINDE-MEDINA M.; ARLINGHAUS R. Consistent size-independent harvest selection on fish body shape in two recreationally exploited marine species. **Ecology Evolution**, [s.l.], v. 4, n. 11, p. 2154-2164, 2014.
- ALVES-GOMES, J.A.; HAYGOOD, G.O.M.; HEILIGENBERG, W. & MEYER, A. Phylogenetic Analysis of the South American Electric Fishes (Order Gymnotiformes) and the Evolution of Their Electrogenic System: A Synthesis Based on Morphology, Electrophysiology, and Mitochondrial Sequence Data. **Molecular Biology and Evolution**, [s.l.], v. 12, n. 2, p. 298-318, 1995.
- ANJOS, M.R. **Distribuição e diversidade da fauna de peixes nas sub - bacias do Maici e Ipixuna médio Madeira – AM/Brasil**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2009.
- ARRINGTON, D.A.; WINEMILLER, K.O. Diel changeover in sandbank fish assemblages in a neotropical floodplain river. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 63, n. 2, p. 442-459, 2003.
- BARRETO, A. P.; ARANHA J. M. R. Assembleias de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**. Maringá, v. 27, n. 2. p. 153-160, 2005.
- BARTHEM, R.B. Uso de redes de espera no estudo de ritmos circadianos de algumas espécies de peixes nos lagos de várzea do rio Solimões. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 3, n. 7, p. 409-422, 1987.
- BAYLEY P.B.; HERENDEEN R.A. The efficiency of a seine net. **Transactions of the American Fisheries Society**, [s.l.], v. 129, n. 4, p. 901-923, 2000.
- BECKER, F.G. **Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características de hábitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, RS, Brasil)**. 2002. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.
- BECKER, F.G. Métodos de Estudo em Peixes. In: TIMM, L.L.; CADEMARTORI, C.V. (org.). **Métodos de Estudo em Biologia** v. 2, n. 1. Canoas: Cadernos La Salle. 2005. p. 161-172.
- BELTRÃO, H.; SOARES, M. Variação temporal na composição da ictiofauna do lago e igarapés da Reserva de Desenvolvimento Sustentável RDS-Tupé, Amazônia Central. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 8, n. 1, p. 34-42, 2018.

BITTENCOURT, M. M.; AMADIO, S. A. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 2, p. 303-308, 2007.

CABRAL, G.L.L. **Efeitos de eventos climáticos globais, regionais e antrópicos sobre a taxocenose de peixes de um lago amazônico**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 2014.

CAROL, J.; GARCÍA-BERTHOU, E. Gillnet selectivity and its relationship with body shape for eight freshwater fish species. **Journal of Applied Ichthyology**, [s.l.], v. 23, n. 6, p. 654–660, 2007.

CASSELMAN, J. M.; PENCZAK, T.; CARL, L.; MANN, R.H.K.; HOLCIK, J.; WOITOWICH, W.A. An evaluation of fish sampling methodologies for large-river systems. **Polish Archives of Hydrobiology**, [s.l.], v. 37, n. 4, p. 521-552, 1990.

CAVALLINI, M. S. **As gravuras rupestres da bacia do rio Urubu: levantamento e análise gráfica do sítio de Caretas, Itacoatiara - Estado do Amazonas: Uma 49 proposta de contextualização**. 2014. Dissertação (Mestrado em Arqueologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

CENI, G.; VIEIRA, J.P. Looking through a dirty glass: how different can the characterization of a fish fauna be when distinct nets are used for sampling? **Zoologia**, Curitiba, v. 30, n. 5, p. 499-505, 2013.

CHAVES, R.C.Q.; CAMARGO, M.; QUEIROZ, H. L.; HERCOS, A. Ritmo de atividade diária de *Osteoglossumbicirrhosum* (peixes: Osteoglossiformes) em quatro lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM). **Revista Uakari**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 49-55, 2005.

CLARO JR., L. **Distribuição e estrutura trófica das assembleias de peixes em praias do Rio Solimões/Amazonas, Brasil**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/INPA, Manaus, 2007.

CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO, F.; PRENDA, J. Monitoring small fish populations in streams: A comparison of four passive methods. **Fisheries Research**, [s.l.], v. 78, n. 2-3, p. 243-251, 2006.

CLEMENT, T.A.; PANGLE, K.; UZARSKI, D.G. Effectiveness of fishing gears to assess fish assemblage size structure in small lake ecosystems. **Fisheries Management and Ecology**, [s.l.], v. 21, p. 211–219, 2014.

COLLINS, S. F.; DIANA, M. J.; BUTLER, S. E; WAHL, D. H. A Comparison of Sampling Gears for Capturing Juvenile Silver Carp in River–Floodplain Ecosystems. **North American Journal of Fisheries Management**, [s.l.], v. 37, p. 94-100, 2017.

CONTENTE, R.F.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.B. Comparing the use of beach seine and cast net at characterizing intertidal fish fauna structure of a subtropical bay. **Boletim do Instituto de Pesca**, [s.l.], v. 44, n. 3, 2018.

CONTENTE R.F.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI C.L.D.B. Improving the characterization of fish assemblage structure through the use of multiple sampling methods: a case study in a subtropical tidal flat ecosystem. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 6, p 1-17, 2017.

COPATTI, C.E.; COPATTI, B.R. Seasonal variation and diversity of fishes of the Cambará River, Uruguay Basin. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 4, p. 265-271, 2011.

COSTA, I.D.; FREITAS, C.E. Variação nictemeral na composição e abundância da ictiofauna em um trecho do rio urucu – Coari/Amazonas/Brasil. **Revista Colombiana de Ciências Animal**, Colombia, v. 2, n. 2, p. 355-364, 2010.

COSTA, I.D; NOGUEIRA, W.V. Diel variation in the structure of fish assemblages in south western Amazon streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 28, 2016.

DAGOSTA, F.C.P.; PINNA, M.C.C. **The fishes of the Amazon**: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species. n. 431. New York: Scientific Publications of the American Museum of Natural History, 2019. 163 p.

DIEKMANN, M.; BRÄMICK, U.; LEMCKE, R.; MEHNER, T. Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 42, n. 5, p. 901-909, 2005.

DUARTE, C.; DEUS, C. P.; RAPP PY-DANIEL, L. Comparação da eficiência relativa de dois apetrechos de coleta de peixes em praias no baixo rio Purus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 43, n. 3, p. 383-388, 2013.

EGGLETON, M.A.; J.R. JACKSON & B.J. LUBINSKI. Comparison of gears for sampling littoral-zone in floodplain lakes of the lower White River, Arkansas. **North American Journal of Fisheries Management**, [s.l.], v. 30, n. 4, p. 928-939, 2010.

FRANCO, A.; PEREZ-RUZAFÁ, A.; DROUINEAU, H.; FRANZOI, P.; KOUTRAKIS, E.T.; LEPAGE, M.; VERDIELL-CUBEDO, D.; BOUCHOUCHA, M.; LOPEZ-CAPEL, A.; RICCATO, F.; SAPOUNIDIS, A.; MARCOS, C.; OLIVA-PATERNA, F.J.; TORRALVA-FORERO, M.; TORRICELLI, P. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 112, p. 115-125, 2012.

GABRIEL, O.; LANGE, K.; DAHM, E.; WENDT, T. **Fish Catching Methods of the World**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2005. 523 p.

GIBSON, R.N.; ANSELL, A.D.; ROBB, L. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macrocrustacean communities on a Scottish sandy beach. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 22, n. 3, p 636-647, 1999.

GIBSON, R.N.; PIHL, L.; BURROWS, M.T.; MODIN, J.; WENNHAGE, H.; NICKELL, L.A. Diel movements of juvenile plaice *Pleuronectes platessa* in relation to predators, competitors, food availability and abiotic factors on a microtidal nursery ground. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 165, p. 145-159, 1998.

GOBERT, B. Density-dependent size selectivity in Antillean fish traps. **Fisheries Research**, [s.l.], v. 38, p. 159-167, 1998.

GOFFAUX, D.; GRENOUILLET, G.; KESTEMONT, P. Electrofishing versus gillnet sampling for the assessment of fish assemblages in large rivers. **Archiv für Hydrobiologie**, [s.l.], v. 162, n. 1, p. 73-90, 2005.

GROSSMAN, G. D.; RATAJCZAK, R. E. Long-term patterns of microhabitat use by fish in a southern Appalachian stream from 1983 to 1992: effects of hydrologic period, season, and fish length. **Ecology of Freshwater Fish**, [s.l.], v. 7, p. 108-131, 1998.

GROWNS, I.O.; POLLARD, D.A.; HARRIS, J.H. A comparison of electric fishing and gillnetting to examine the effects of anthropogenic disturbance on riverine fish communities. **Fisheries Management and Ecology**, [s.l.], v. 3, n. 1, p. 13-24, 1996.

GUEST, M. A.; CONNOLLY, R. M.; LONERAGAN, N.R. Seine nets and beam trawls compared by day and night for sampling fish and crustaceans in shallow seagrass habitat. **Fisheries Research**, [s.l.], v. 64, n. 2-3, p. 185-196, 2003.

HAYES, J.W. Comparison between a fine mesh trap net and five other fishing gears for sampling shallow-lake fish communities in New Zealand (Note). **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 321-324, 1989.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, [s.l.], v. 4, p. 1-9, 2001.

HORBE, A. M. C.; OLIVEIRA, L. G. de S. Química de igarapés de água preta do nordeste do Amazonas – Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 4, p. 753-760, 2008.

HORN, M.H. Diel and season variation in abundance and diversity of shallow-water fish populations in Morro Bay. **Fishery Bulletin**, California, v. 78, n. 3, p. 759-770, 1980.

HUBERT, W.A.; POPE, K.L.; DETTMERS, J.M. Passive capture techniques. In: ZALE, A.V.; PARRISH, D. L.; SUTTON, T. M. (ed.). **Fisheries techniques**. 3. ed. Bethesda: American Fisheries Society, 2012. p. 223-265.

ISSARIS, Y.; KATSANEVAKIS, S.; SALOMIDI, M.; TSIAMIS, K.; KATSIARAS, N.; VERRIOPOULOS, G. Occupancy estimation of marine species: Dealing with imperfect detectability. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 453. p. 95-106, 2012.

JACKSON, D.A.; HARVEY, H.H. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, Canadá, v. 54, p. 2807-2813, 1997.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Canadá, v. 106, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In JUNK, W.J. (ed.). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. Berlin: Heidelberg. Verlag: Springer 1997. p. 3-20.

LAPOINTE, N.W.R.; CORKUM, L.D.; MANDRAK, N.E. A comparison of methods for sampling fish diversity in shallow offshore waters of large rivers. **North American Journal of Fisheries Management**. [s.l.], v. 26, p. 503–513, 2006.

LEMES, E.M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 92, n. 3, p. 69-78, 2002.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY M. L. J.; TEDESCO, P. A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, [s.l.], 595 n. 1, p. 545-567, 2008.

LIMA, J. D. **Diversidade, estrutura trófica da ictiofauna e condições limnológicas em um lago na planície inundável do Rio das Mortes – Mato Grosso – Brasil**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 2003.

LOMBARDI, P.M.; RODRIGUES, F.L.; VIEIRA, J.P. Longer is not always better: The influence of beach seine net haul distance on fish catchability. **Zoologia**, Curitiba, v. 31, n. 1, p. 35-41, 2014.

LONG'ORA, A.E.; ABUOM, P.O.; OWITI, D.O. Influence of Artisanal Fishing gears on Fish Abundance and Species Diversity in Ferguson's Gulf of Lake Turkana, Kenya. **Scholars Academic Journal of Biosciences (SAJB)**, [s.l.], v. 3, n. 12, p. 991-997, 2015.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 382p.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Fish Communities in Tropical Freshwaters**. New York: Longman, 1975. 337 p.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1988. 179 p.

MACNEIL, M.A.; TYLER, E.H.M.; FONNESBECK, C.J.; RUSHTON, S.P.; POLUNIN, N.V.C.; CONROY, M.J. Accounting for detectability in reef-fish biodiversity estimates. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 367, p. 249-260, 2008.

MCCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of Ecological Communities**. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon, 2002.

MCCLAIN M.E.; ELSENBEER H. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. (eds.). **The Biogeochemistry of the Amazon**. New York: Oxford University Press. 2001. p. 185-208.

MEDEIROS, E.S.F.; SILVA, M.J.; FIGUEIREDO, B.R.S.; RAMOS, T.P.A.; RAMOS, R.T.C. Effects of fishing technique on assessing species composition in aquatic systems in

semi-arid Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 2, p. 255-262, may. 2010.

MESQUITA, E.M.C.; ISAAC-NAHUM, V.J. Traditional knowledge and artisanal fishing technology on the Xingu River in Pará, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 3, p. 138-157, 2015.

MOJICA J.I; LOBÓN- CERVIÁ, J.; CASTELLANOS, C. Quantifying fish species richness and abundance in Amazonian streams: Assessment of a multiple gear method suitable for Terra firme stream fish assemblages. **Fisheries Management and Ecology**, [s.l.], v. 21, p. 220-223, 2014.

MORRISON, M.A.; FRANCIS, M.P.; HARTILL, B.W.; PARKINSON, D.M. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 54, p. 793-807, 2002.

NEWMAN, S.J.; HARVEY, E.S.; ROME, B.M.; MCLEAN, D.L.; SKEPPER, C.L. **Relative efficiency of fishing gears and investigation of resource availability in tropical demersal scalefish fisheries**. Final Report FRDC Project n. 2006/031. Fisheries Research Report n. 231, Western: Department of Fisheries, 2012. 72p.

OBERDORFF, T.; DIAS, M.S.; JÉZÉQUEL, C.; ALBERT, J.S.; ARANTES, C.C.; BIGORNE, R.; CARVAJAL-VALLEROS, F.M.; WEVER, A.; FREDERICO, R. G.; HIDALGO, M.; HUGUENY, B.; LEPRIEUR, F.; MALDONADO, M.; MALDONADO-OCAMPO, J.; MARTENS, K.; ORTEGA, SARMIENTO, H.J.; TEDESCO, P.A.; TORRENTE-VILARA, G.; WINEMILLER, K.O.; J. ZUANON. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. **Science Advances**, [s.l.], v. 5, n. 9, 2019.

OLIN, M.; MALINEN, T., Comparison of gillnet and trawl indiurnal fish community sampling. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 506, n. 1-3, p. 443-449, 2003.

OLIN, M.; MALINEN, T.; RUUHIJÄRVI, J. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community-Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. **Fisheries Research**, [s.l.], v. 96, n. 1, p. 88-94, 2009.

OLIVEIRA, A.G.; GOMES, L.C.; LATINI, J.D.; AGOSTINHO, A.A. Implications of using a variety of fishing strategies and sampling techniques across different biotopes to determine fish species composition and diversity. **Natureza & Conservação**, [s.l.], v. 12, n. 2, p. 112-117, 2014.

PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M. Fish assemblages associated with Egeria in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. **Acta Oecologica**, [s.l.], v. 27, p. 9-16, 2005.

PENCZAK, T.; GOMES, L.C.; BINI, L. M.; AGOSTINHO, A.A. The importance of qualitative inventory sampling using electric fishing and nets in a large, tropical river (Brazil). **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 389, n. 1, p. 89-100, 1998.

PEREIRA, L. C. F. **Assembléias de Ciclídeos na área focal da reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá, médio rio Solimões, Amazonas, Brasil**. 2010. Dissertação (Mestrado em ecologia Aquática e Pesca) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

PERROW, M.D., WINFIELD, I.J., TOMLINSON, M.L., HARDWOOD, A.J.P. **Designing a methodology for surveying fish populations in freshwater lakes**. York: Natural England Commissioned Reports, 2007. p. 68.

PIERCE, C.L., CORCORAN, A.M.; GRONBACH, A.N.; HSIA, S.; MULLARKEY, B.J.; SCHWARTZHOFF, A.J. Influence of diel period on electrofishing and beach seining assessments of littoral fish assemblages. **North American Journal of Fisheries Management**, [s.l.], v. 21, n. 4, p. 918-926, 2001.

PIERCE, C.L.; RASMUSSEN, J.; LEGGETT, W.C. Sampling littoral fish with a seine: corrections for variable capture efficiency. **Canadian Journal of Fish and Aquatic Science**, Canadá, v. 47, p. 1004-1010, 1990.

PINHEIRO, H.T.; JOYEUX, J.C. Pescarias multi-específicas na região da foz do rio Doce, ES, Brasil: Características, problemas e opções para um Futuro sustentável. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, [s.l.], v. 11, n. 2, p. 15-23, 2007.

PORTT, C.B.; COKER, G.A.; MING, D.L.; RANDALL, R.G. **A review of fish sampling methods commonly used in Canadian freshwater habitats**. n. 2604. Canadá: Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 2006. 56 p.

POHLMANN, K.; GRASSO, F.W.; BREITHAUPT, T. TRACKING WAKES: The nocturnal predatory strategy of piscivorous catfish. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s.l.], v. 98, p. 7371-7374, 2001.

POSSAMAI, B.; ROSA, L.C.; CORRÊA, M.F.M. Seletividade de armadilhas e atrativos na captura de pequenos peixes e crustáceos em ambientes estuarinos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, Itajaí, v. 18, n. 2, 11-17, 2014.

POUILLY, M.; RODRÍGUEZ, M.A. Determinis of fish assemblage structure in Neotropical floodplain lakes: Influence of internal and landscape lake condition. *In*: WELCOMME R.; PETR, T. (eds.). **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. Bangkok. Regional Office for Asia and the Pacific. 2004. p. 243-265.

PUGH, L. L.; SCHRAMM, H. L. Comparison of electrofishing and hoopnetting in lotic habitats of the Lower Mississippi River. **North American Journal of Fisheries Management**, [s.l.], v. 18, p. 649-656, 1998.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR, C.J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 729 p.

RIBEIRO, O.M.; ZUANON, J. Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, p. 389-394, 2006.

RÍHA, M.; KUBECKA, J.; MRKVICKA, T.; PRCHALOVÁ, M.; CECH, M.; DRASTÍK, V.; FROUZOVÁ, J.; HLADÍK, M.; HOHAUSOVÁ, E.; JAROLÍM, O.; JUZA, T.; KRATOCHVÍLL, M.; PETERKA, J.; TUSER, M.; VASEK, M. Dependence of beach seine net efficiency on net length and diel period. **Aquatic Living Resources**, [s.l.], v. 21, n. 4, p. 411-418, 2008.

RODRIGUEZ, M.A.; LEWIS, W.M.JR. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological Monographs**, Hoboken, v. 67, p. 109-128, 1997.

ROJO-VÁZQUEZ, J.A.; ARREGUIN-SANCHEZ, F.; GODINEZ-DOMINGUEZ, E. Fishing power, efficiency and selection of gillnets for the shortfin grunt (*Microlepidotus brevipinnis* Steindachner, 1869), in the southern coast of Jalisco, Mexico. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, Viña del Mar, v. 36, n. 1, p. 9-14, jul. 2001.

ROUNTREE, R.A.; ABLE, K.W. Nocturnal Fish Use of New Jersey Marsh Creek and Adjacent Bay Shoal Habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 44, n. 6, p. 703-711, 1992.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 50, n. 1, p. 23-36, 1990.

SABINO, J. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística, *In*: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (eds.). **Ecologia de Peixes de Riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, v. 6. Rio de Janeiro: Programa de Pós Graduação em Ecologia – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 1999. p. 183-208.

SANCHES, E.G.; SEBASTIANI, E.F. Atratores e tempo de submersão na pesca artesanal com armadilhas. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, n. 4, p. 199-206, dez. 2009.

SÃO-THIAGO, H. Composição e distribuição longitudinal da ictiofauna do Rio Parati-Mirim (RJ) e período reprodutivo das principais espécies. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1990. 165p.

SILIPRANDI, C.C.; TUSET, V.M.; LOMBARTE, A.; FARRÉ, M.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. Optimal fishing samplers to reveal the morphological structure of a fish assemblage in a subtropical tidal flat. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 17, n. 1, 2019.

SILVA, D.O. **Avaliação na captura de peixes com malhadeiras nos períodos do ciclo hidrológico e do dia em lagos de várzea, Amazonas, Brasil**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2013.

SILVA, L.M.A. A relação entre peixes e habitat: métodos de análises, **Estação Científica (UNIFAP)**, Macapá, v. 1, n. 2, p. 17-29, 2011.

SILVA, N.C.S.; NOGUCHI, R.C.; VIEIRA, F.G.; ARAÚJO, B.; CARAMASCHI, E.P. Variação na composição da comunidade de peixes em relação ao ciclo circadiano em riacho de Mata Atlântica. *In*: **II Simpósio de Pesquisa em Mata Atlântica, Engenheiro de Paulo**

Frofin – Rio de Janeiro. Anais II Simpósio de Pesquisa em Mata Atlântica, Rio de Janeiro, 2012. p.118-119.

SILVANO, R.A.M.; HALLWASS, G.; JURAS, A.A.; LOPES, P.F.M. Assessment of efficiency and impacts of gillnets on fish conservation in a tropical freshwater fishery. **Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems**, [s.l.], v. 27, n. 2, p. 521-533, 2016.

SMITH, J.M.; WELLS, S.P.; MATHER, M.E.; MUTH, R.M. Fish biodiversity sampling in stream ecosystems: a process for evaluating the appropriate types and amount of gear. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, [s.l.], v. 24, n. 3, p. 338-350, 2014.

SOUZA-CONCEIÇÃO, J.M.; SPACH, H.L.; BORDIN, D.; COSTA, M.D.P.; BOT NETO, R.L. Comparação de três redes para identificar a estrutura de assembléias de peixes em praias estuarinas de São Francisco do Sul, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 15, p. 203-217, 2013.

SUTELA, T.; RASK, M.; VEHANEN, T.; WESTERMARK, A. Comparison of electrofishing and Nordic gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, [s.l.], v. 13, n. 3, p. 215-220, 2008.

TAYLOR, C. M.; HOLDER, T. L.; FIORILLO, R. A.; WILLIAMS, L. R.; THOMAS, R. B.; WARREN, M. L. Distribution, abundance, and diversity of stream fishes under variable environmental conditions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Canadá, v. 63, n. 1, p. 43-54, 2006.

TEDESCO, P.A.; BEAUCHARD, O.; BIGORNE, R.; BLANCHET, S.; BUISSON, L.; CONTI, L.; CORNU, J.F.; DIAS, M.S.; GRENOUILLET, G.; HUGUENY, B.; JÉZÉQUEL, C.; LEPRIEUR, F.; BROSE, S.; OBERDORFF, T. A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. **Scientific Data**, [s.l.], v. 4, 2017.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e fixação de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 6, p. 1-22, 1999.

UIEDA, V.S.; UIEDA, W. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, n. 3, p. 377-388, 2001.

VALE J. D. **Aspectos da limnologia e ecologia da ictiofauna de uma planície alagável pelas chuvas em Roraima, Amazônia brasileira.** 2014. Tese (Doutorado em Biologia (Ecologia)) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2012.

WALKER N.D.; MAXWELL D.L.; QUESNE L.W.J.F. JENNINGS S. Estimating efficiency of survey and commercial trawl gears from comparisons of catch-ratios. **ICES Journal of Marine Science**, Oxford, v. 74, n. 5, p. 1448–1457, 2017.

WALTERS, D.M.; LEIGH, D.S.; FREEMAN, M.C.; FREEMAN, B.J.; PRINGLE, C.M. Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, USA. **Freshwater Biology**, Medford, v. 48, n. 11, p. 1950-1970, 2003.

WEAVER, M. J.; MAGNUSON, J. J.; CLAYTON, M. K. Analyses for differentiating littoral fish assemblages with catch data from multiple sampling gears. **Transactions of the American Fisheries Society**, [*s.l.*], v, 122, p. 1111-1119, 1993.