

Universidade Federal do Amazonas – UFAM
Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos – PPGCIPET

**Composição específica e a abundância da ictiofauna em ambientes de
praias no baixo rio Negro, Amazonas, Brasil.**

Jairo Ferreira da Silva

Manaus

Setembro – 2017

Universidade Federal do Amazonas – UFAM
Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos – PPGCIPET

**Composição específica e a abundância da ictiofauna em ambientes de praias no
baixo rio Negro, Amazonas, Brasil.**

Jairo Ferreira da Silva

Orientadora: Dra. Kedma Cristine Yamamoto

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais.

Manaus

Setembro – 2017

Ficha Catalográfica

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

S586c Silva, Jairo Ferreira da
Composição específica e a abundância da ictiofauna em
ambientes de praias no Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil / Jairo
Ferreira da Silva . 2017
67 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Kedma Cristine Yamamoto
Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) -
Universidade Federal do Amazonas.

1. Diversidade. 2. Guildas. 3. Anavilhanas. 4. Costa do Tatu. 5.
Tupé. I. Yamamoto, Kedma Cristine. II. Universidade Federal do
Amazonas III. Título

Agradecimentos

- A Universidade Federal do Amazonas e ao curso de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos pela oportunidade de qualificação profissional;
- À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM pela bolsa de mestrado que muito auxiliou nas minhas atividades acadêmicas;
- Aos professores do curso de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos pelos ensinamentos;
- À Todos os amigos do PPG-CIPET pela amizade e companheirismo e os amigos do Laboratório de Ictiologia da UFAM pela ajuda nas coletas e triagem dos dados;
- A minha orientadora pelos ensinamentos e a Hélio Daniel Beltrão dos Anjos pela coorientação, ajuda na identificação das espécies e análise dos dados;
- E especialmente à minha família ofereço este trabalho!

RESUMO

O objetivo deste estudo foi caracterizar a riqueza, abundância, composição de espécies e aspectos tróficos das assembleias de peixes encontradas em ambiente de praia do baixo rio Negro, durante a estação de seca (2016). Foram coletados 8492 exemplares de peixes, pertencentes 11 ordens, 35 famílias, 97 gêneros e 143 espécies distribuídas entre as praias de Anavilhanas, Tupé e Costa do Tatu. A composição das assembleias revelou o domínio das ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes, Clupeiformes e Myliobatiformes. Essas ordens representaram juntas 96,5% do total, completando o restante das ordens com apenas um indivíduo cada estão Beloniformes Cypriniformes, Pleuronectiformes, Synbranchiformes e Tetraodontiformes com os 3,5% restantes. As dez famílias mais abundantes foram Characidae, Cichlidae, Doradidae, Loricaridae, Auchenipteridae, Engraulidae, Sternopygida, Serrasalminidae, Acestrorhynchidae e Anostomidae. As espécies mais abundantes foram *Lonchogenys ilisha*, *Eigenmannia macrops*, *Amazonsprattus scintilla*, *Triportheus albus*, *Moenkhausia megalops*, *Hemigrammus levis*, *Eigenmannia virescens*, *Trachydoras microstomus*, *Moenkhausia lepidura* e *Geophagus proximus*, representando juntas 54,4% da abundância. As amostragens noturnas nas praias do baixo rio Negro apresentaram maiores valores de riqueza, abundância, diversidade e biomassa que as amostragens realizadas no período diurno. As variáveis físico-químicas apresentaram valores médios dentro do esperado para o período de seca no rio Negro. As praias de Anavilhanas e Costa do Tatu não apresentaram quaisquer sinais de perturbação antrópica. Somente a praia do Tupé apresentava muito material descartado (lixo) no período de seca em suas águas o que pode ser um indicativo de uma possível alteração ambiental.

Palavras-chaves: diversidade; guildas; Anavilhanas; Costa do Tatu; Tupé.

ABSTRACT

The objective of this study was to characterize the richness, abundance, species composition and trophic aspects of fish assemblages found in the beach environment of the lower Negro River during the dry season (2016). A total of 8492 specimens of fish were collected, belonging to 11 orders, 35 families, 97 genera and 143 species distributed between the beaches of Anavilhanas, Tupé and Costa do Tatu. The composition of the assemblies revealed the dominance of the orders Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes, Clupeiformes and Myliobatiformes. These orders together accounted for 96.5% of the total, completing the rest of the orders with only one individual each being Belontiiformes, Cypriniformes, Pleuronectiformes, Synbranchiformes and Tetraodontiformes with the remaining 3.5%. The ten most abundant families were Characidae, Cichlidae, Doradidae, Loricaridae, Auchenipteridae, Engraulidae, Sternopygidae, Serrasalminidae, Acestrorhynchidae and Anostomidae. The most abundant species were *Lonchogenys ilisha*, *Eigenmannia macrops*, *Amazonsprattus scintilla*, *Triportheus albus*, *Moenkhausia megalops*, *Hemigrammus levis*, *Eigenmannia virescens*, *Trachydoras microstomus*, *Moenkhausia lepidura* and *Geophagus proximus*, representing together 54.4% of the abundance. The nocturnal samplings on the beaches of the lower Negro River presented higher values of richness, abundance, diversity and biomass than samplings carried out during the daytime period. The physical-chemical variables presented average values within the expected for the dry season in the Negro River. The beaches of Anavilhanas and Costa do Tatu did not show any signs of anthropogenic disturbance. Only the Tupé beach had a lot of discarded material (garbage) during the dry season in its waters, which may be indicative of a possible environmental change.

Key-words: diversity; guilds; Anavilhanas; Costa do Tatu; Tupé.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das praias onde foram realizadas as amostragens no baixo rio Negro.....	14
Figura 2. Coleta com rede de arrasto manual em duas praias localizadas no Parque Nacional de Anavilhanas (PARNA-Anavilhanas) sítio 1, no período de seca (2016).....	22
Figura 3. Coleta com rede de arrasto manual na praia do Tupé localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Tupé (REDES-Tupé) no período de seca (2016).....	22
Figura 4. Coleta com rede de arrasto manual na praia da Costa do Tatu localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Tupé (REDES-Tupé) no período de seca (2016).....	23
Figura 5. Abundância de indivíduos das 15 espécies mais representativas capturadas no período diurno nas praias do baixo rio Negro, no período de seca (2016).....	26
Figura 6. Abundância de indivíduos das 15 espécies mais representativas capturadas no período noturno nas praias do baixo rio Negro, no período de seca (2016).....	27
Figura 7. Abundância de indivíduos das 15 espécies mais representativas capturadas nos três sítios amostrais, Anavilhanas (A), Tupé (B) e Costa do Tatu (C) nas praias do baixo rio Negro, no período de seca (2016).	30
Figura 8. Gráfico das curvas de rarefação com seus respectivos desvios padrão encontrados em diferentes praias do baixo rio Negro (A) Anavilhanas (B) Tupé (C) Costa do Tatu no período de seca (2016).....	33
Figura 9. (A) Diagrama de Venns mostrando a riqueza de espécies compartilhadas entre os três sítios amostrais, e (B) agrupamento de Cluster mostrando a similaridade de espécies entre os sítios (Anavilhanas, Tupé e Costa do Tatu) nos períodos diurno e noturno, nas praias do baixo rio Negro, durante a estação seca (2016).....	34
Figura 10. Relação entre Riqueza e Abundância com as variáveis físico-químicas da água, para as três praias do baixo rio Negro. Legenda: Anavilhanas (Anav); Tupé (Tup); Costa do Tatu; (Tat); Dia (D1, D2, D3); Noite (N1, N2, N3).	36
Figura 11. Relação entre Diversidade de Shannon-Wiener e Biomassa com as variáveis físico-químicas da água, para as três praias do baixo rio Negro.	37
Figura 12. Ordenação por meio de Escalonamento multidimensional (MDS) dos dados referentes à presença/ausência (A) e abundância (B) de espécies de peixes capturados nas praias do baixo rio Negro. - As siglas referem-se às amostragens nos três sítios AnDi = (Anavilhanas Dia) AnNo = (Anavilhanas Noite), TuDi = (Tupé Dia) TuNo = (Tupé Noite) e TaDi = (Costa do Tatu Dia) TaNo = (Costa do Tatu Noite).	38
Figura 13. Análise de Componentes Principais (PCA 1 e PCA 2) mostrando as projeções das variáveis físico-químicas e as ordenações dos pontos de coletas sítios amostrados.	40
Figura 14. Regressão entre o eixo 1 da PCA (representando as variáveis físico-químicas) e o eixo 1 da ordenação (MDS) para os dados de presença-ausência das espécies de peixes (A), e entre o eixo 1 da PCA com eixo 1 MDS para os dados de abundância de peixes (B).....	41
Figura 15. Ordenação por meio de Escalonamento Multidimensional (MDS) para dados referentes a valores de presença-ausência de categorias tróficas (A) e para valores de abundância (B) e biomassa (C) de peixes nas categorias tróficas registradas em praias localizadas no baixo rio Negro (AM).....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Delineamento amostral das coletas realizadas nas praias do baixo rio Negro durante o período de seca de 2016.	16
Tabela 2. Valores médios dos parâmetros físico-químicos analisados nos três sítios amostrais (Anavilhanas, Tupé e Costa do Tatu) do baixo rio Negro, Amazonas no período de seca (2016).	23
Tabela 3. Índices de diversidade calculados para as praias do baixo rio Negro (Anavilhans, Tupé e Costa do Tatu) no período de seca (2016).....	31
Tabela 4. Valores de (r , r^2 e p) das relações entre as variáveis ictiofaunísticas e variáveis físico-químicas da água para as três prais amostradas no baixo rio Negro.	35
Tabela 5. Valores dos eixos 1 e 2 (MDS 1 e MDS 2) das análises de MDS para os dados qualitativos (presença/ausência) e quantitativos (abundância).	39
Tabela 6. Valores dos escores para as praias nos períodos diurno e noturno.	40
Tabela 7. Classificação trófica das espécies amostradas nas praias do baixo rio Negro (AM).....	44
Tabela 8. Valores de abundância (número de indivíduos) de peixes para cada categoria trófica, em cada sítio (praia) amostrado no baixo rio negro, durante a estação seca.	49
Tabela 9. Valores em biomassa (gramas) de peixes para cada categoria trófica, em cada sítio (praia) amostrado no baixo rio negro, durante a estação seca.	49

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
OBJETIVOS	13
Objetivo Geral.....	13
Objetivos Específicos	13
Hipóteses	13
MATERIAIS E MÉTODOS	14
Área de estudo.....	14
Amostragens, delineamento amostral e identificação das espécies	15
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	21
CONCLUSÃO	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

INTRODUÇÃO

O rio Negro possui aproximadamente 1.700 km de extensão, sua nascente localiza-se na região pré-Andina da Colômbia e é responsável por 14% do volume de água da bacia amazônica, sendo um dos maiores tributários do rio Amazonas e o maior rio de águas pretas do mundo (GOULDING et al., 1988). Suas águas escuras são pobres em nutrientes e sais minerais como potássio, sódio, cálcio e magnésio, com baixa condutividade elétrica (entre 6 e 12 $\mu\text{S}/\text{cm}$) pH ácido, variando de (3,8 a 5,5) e ricas em ácidos húmicos e fúlvicos que são solubilizados pelos processos de decomposição de biomassa orgânica produzida pelas florestas de igapó que acabam lhe conferindo sua coloração (SIOLI, 1965; LEENHEER; SANTOS, 1980).

As características físicas do rio Negro podem ser refletidas diretamente em uma baixa produtividade primária, devido à concentração reduzida de nutrientes dissolvidos em suas águas extremamente pobres, no entanto, o rio apresenta uma alta diversidade de espécies (GOULDING et al., 1988). A hidrografia do Rio Negro juntamente com seus tributários apresenta uma variabilidade de biótopos, que dentre eles podemos destacar as corredeiras, remansos, ilhas, paranás, lagos, igarapés, florestas alagadas e as praias (SIOLI, 1984; LOWE-McCONNELL, 1987). O rio Negro também possui uma das mais ricas e diversificadas ictiofaunas do planeta, contendo cerca de 700 espécies conhecidas (GOULDING et al, 1988; SILVA, 2003)

No rio Negro, assim como em toda a área da Amazônia Central, as amplitudes sazonais no nível da água fazem com que os ambientes aquáticos modifiquem periodicamente, o que promove a alternância entre as fases terrestre (seca) e aquática (cheia) proporcionando modificações substanciais nas condições ambientais e assim exigindo adaptações específicas da ictiofauna (JUNK et al., 1989). Durante o período de águas baixas (seca) que na Amazônia Central correspondem aos meses de outubro a dezembro (BITTENCOURT; AMADIO, 2007), as praias são os ambientes predominantes na paisagem amazônica com suas águas abrigando uma ictiofauna abundante e diversificada (GOULDING, 1997) sendo este ambiente preferido por várias espécies de peixes principalmente Characiformes de pequeno porte (GOULDING et al., 1988; IBARRA; STEWART, 1989; JEPSEN, 1997; STEWART et al., 2002; ARRINGTON; WINEMILLER, 2003) com exceção de predadores (piscívoros) que formam cardumes grandes e que procuram águas mais profundas e frias durante o dia permanecendo logo abaixo da zona eufótica, instintivamente retornando para águas mais rasas próximas às margens de acordo com a diminuição da incidência de luz, no intuito de não serem capturados por bagres e eventuais predadores noturnos (MATTHEWS, 1998; LOWE-McCONNELL, 1999; ARRINGTON; WINEMILLER, 2003).

Durante o período de seca, os ambientes de praias fornecem alimento para várias espécies principalmente as piscívoras (GOULDING et al., 1988). São ricos em espécies de peixes, se comparado a outros ambientes (GOULDING et al., 1988; RAPP-PY–DANIEL et al., 2007), fornecendo alimentos para várias outras espécies. Alguns estudos comprovam que, muitas espécies de peixes preferem as praias aos lagos de várzea (GOULDING, 1997), principalmente espécies predadoras com orientação visual, como alguns Characiformes, Clupeiformes e Perciformes (FINK; FINK, 1979; LOWE-McCONNELL, 1999), ou aquelas que possuem em sua dieta pequenos invertebrados (SANTOS; FERREIRA, 1999).

Dentre os habitats que compõem a paisagem de um rio, as praias são ambientes estacionais, característicos da época de vazante/seca (ZUANON; FERREIRA, 2008), ocupando uma grande porção das margens dos rios da planície amazônica abrigando uma rica e diversificada ictiofauna, fornecendo alimento para diversos níveis tróficos, favorecendo principalmente as piscívoras (GOULDING, 1997). As margens dos rios, incluindo as praias, sofrem anualmente as mudanças causadas pelo pulso de inundação (JUNK, et al., 1989), ocasionadas pela flutuação no nível da água, que oscila entre as fases terrestre e aquática, promovendo forte influência na evolução, composição, distribuição e reprodução de muitas espécies de peixes, além da disponibilidade quantitativa e qualitativa de alimento nesses ambientes (LOWE-McCONNELL, 1999).

Alguns estudos investigaram as assembleias de peixes em praias ao longo de alguns ambientes costeiros (estuários, lagoas, baías) do litoral brasileiro (SCORVO FILHO et al., 1987; GRAÇA LOPES et al., 1993; GIANNINI; PAIVA FILHO, 1995; HELMER et al., 1995; SAUL; CUNNINGHAM, 1995; TEIXEIRA; ALMEIDA, 1998; LOPES et al., 1999). Estes trabalhos investigaram a importância destes ambientes no ciclo de vida dos peixes no qual verificaram uma superioridade numérica de poucas espécies com muitos indivíduos jovens (LASIAK, 1984 a, b; SANTOS; NASH, 1995; CLARK et al., 1996; GIBSON et al., 1996).

Resultados semelhantes foram encontrados por Duarte (2008) nas praias do baixo rio Purus, e observou, que dentre os fatores abióticos analisados (temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico (pH) e profundidade média) não influenciaram diretamente na composição das assembleias de peixes, no entanto, ele descreve que outros fatores não considerados no estudo como transparência poderiam influenciar na formação dessas assembleias.

Goulding et al. (1988), estudando os peixes do rio Negro em diferentes praias ao longo do seu curso, encontraram conjuntos muito variáveis de espécies e concluíram que as assembleias das praias eram formadas por conjuntos de espécies reunidas aleatoriamente a cada período de seca.

Claro Junior (2013) estudando a composição e estrutura trófica das assembleias de peixes que ocorrem em praias ao longo de um gradiente longitudinal do rio Solimões/Amazonas, encontrou que a abundância, diversidade e riqueza de espécies não apresentaram um padrão de variação o qual indicasse a existência de subunidades ictiofaunísticas, no entanto, observou que houve uma substituição gradual de espécies no sentido da nascente para a foz do rio.

As praias dos rios de águas pretas da Amazônia, especialmente as do rio Negro, são importantes não apenas pelos fatores ecológicos para as assembleias de peixes, mas também, representam ambientes amplamente utilizados pela população das cidades que as margeiam, como áreas de turismo e recreação (balneários). Sendo muitas vezes realizada uma ocupação desordenada, acompanhada de desmatamento e poluição local, que geram alterações desses sistemas e podem interferir na biota aquática. Essas situações maximizam a importância de conhecer melhor as assembleias de peixes encontradas nesses ambientes, vulneráveis a diferentes tipos de interferência antropogênica. Os resultados desta pesquisa possibilitarão entender melhor a composição e estrutura das assembleias de peixes encontradas nesses ambientes tão importantes do ponto de vista ecológico, mas já ameaçados por essas ocupações irregulares, além de serem utilizadas como pontos recreativos e turísticos pela população em geral.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo geral caracterizar a riqueza, abundância, composição de espécies e aspectos tróficos das assembleias de peixes encontradas em ambiente de praia do baixo rio Negro, durante a estação seca.

Objetivos Específicos

- I. Caracterizar a composição específica das assembleias de peixes das praias associadas às margens durante a estação seca no baixo rio Negro;
- II. Verificar possíveis variações na riqueza, abundância, biomassa e composição das assembleias de peixes entre os períodos diurno e noturno;
- III. Identificar possíveis variações na composição das assembleias de peixes em relação às características físico-químicas da água;
- IV. Verificar possíveis variações na estrutura trófica da ictiofauna, através da distribuição de categorias tróficas, entre as assembleias presentes nas praias nos períodos diurno e noturno;

Hipóteses

H₁. Os padrões de estruturas das assembleias de peixes encontrados em praias nos ambientes de água preta diferem entre os períodos diurno e noturno.

H₂. A ocupação de praias por espécies de peixes (nos ambientes de água preta) servem como locais de alimentação e/ou refúgios contra predação.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

As amostragens foram realizadas durante a estação seca (correspondente a outubro/dezembro) de 2016, em três ambientes de praias em uma área do baixo rio Negro entre a cidade de Novo Airão e a cidade de Manaus (Figura 1).

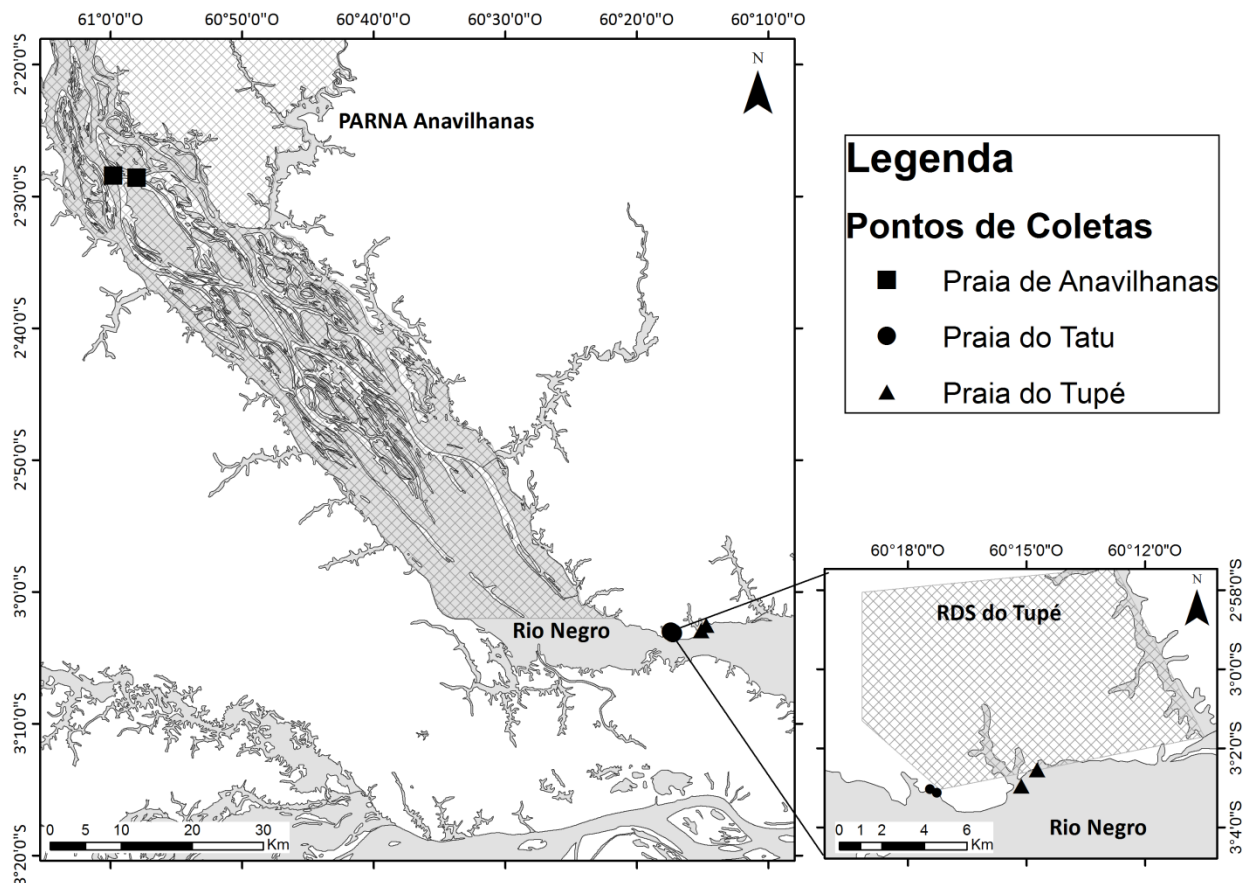


Figura 1. Localização das praias onde foram realizadas as amostragens no baixo rio Negro.

O primeiro ambiente de praia amostrado está localizado no Parque Nacional de Anavilhanas (PARNA-Anavilhanas) em frente ao município de Novo Airão. O PARNA-Anavilhanas (2°28'24.71" S, 60°59'48.41" W e 2°28'35.98" S, 60°58'2.06" W) é uma unidade de conservação federal situada no município de Novo Airão/Amazonas, equidistante cerca de 40 km a montante da cidade de Manaus. O Arquipélago de Anavilhanas é formado por um complexo de mais de 400 ilhas que teriam sua formação relacionada a partir da deposição de sedimentos carregados pelo rio Branco, que são flocoados pela acidez de suas águas pretas (LEENHEER; SANTOS, 1980).

O segundo e terceiro ambientes de praias amostrados estão situados em duas localidades na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Tupé (REDES-Tupé) uma unidade de conservação Municipal, distante cerca de 25 km a montante da cidade de Manaus. O segundo ambiente foi a praia do Tupé ($3^{\circ}2'57,08''$ S, $60^{\circ}15'8,06''$ W e $3^{\circ}2'32,82''$ S, $60^{\circ}14'44,12''$ W) que está localizada em frente à RDS Tupé próximo da comunidade São João do Tupé, e o terceiro ambiente amostrado foi denominado Costa do Tatu ($3^{\circ}3'2,41''$ S, $60^{\circ}17'26,52''$ W e $3^{\circ}3'7,6''$ S, $60^{\circ}17'16,37''$ W) situada próxima a foz do igarapé de mesmo nome e que corresponde à área limite à Noroeste da RDS Tupé. A RDS Tupé está localizada na margem esquerda do Rio Negro, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Tupé (REDES-Tupé) foi criada pelo Decreto nº 8044/2005, que foi instituído pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente do município de Manaus, com objetivo de preservação de seus recursos naturais, o que confere a esta localidade um grande potencial turístico em virtude de sua beleza natural, abrangendo uma área total de 11.973ha.

Amostragens, delineamento amostral e identificação das espécies

Em cada ambiente de praia foram amostrados quatro pontos de coletas, dois no período diurno e outros dois noturnos. Cada ponto de coleta tinha aproximadamente 100m de extensão cada um, com espaçamento de 200m entre os pontos. Em cada ponto de coleta foram realizados 5 arrastos manuais consecutivos que foram combinados., com uma rede de 20m de comprimento x 2m de altura e 5 mm entre nós opostos. Os horários de amostragem no período diurno foram (07:00h às 10:00h) e noturno (19:00h às 22:00h).

Em cada praia foram escolhidos previamente e de forma aleatória dois pontos amostrais, de acordo com as reais possibilidades de realização dos arrastos. Primeiramente foi considerado como ponto amostral, uma área mínima de 20m de distância a contar da margem em direção perpendicular ao canal principal com fundo arenoso livre da presença de substratos (galhos, troncos, pedras etc.) que, porventura, impossibilitassem os arrastos nas praias. Antes de iniciar os arrastos em cada praia foram verificadas as coordenadas geográficas com uso de um aparelho receptor de sinal GPS modelo (Garmin Gpsmap 64s).

Tabela 1. Delineamento amostral das coletas realizadas nas praias do baixo rio Negro durante o período de seca de 2016.

Ambiente: Praia	
Período	
Dia	Noite
Novo Airão – Anavilhanas	Novo Airão – Anavilhanas
Ponto 1 (5 arrastos)	Ponto 1 (5 arrastos)
Ponto 2 (5 arrastos)	Ponto 2 (5 arrastos)
Manaus – Tupé	Manaus – Tupé
Ponto 1 (5 arrastos)	Ponto 1 (5 arrastos)
Ponto 2 (5 arrastos)	Ponto 2 (5 arrastos)
Manaus – Costa do Tatu	Manaus – Costa do Tatu
Ponto 1 (5 arrastos)	Ponto 1 (5 arrastos)
Ponto 2 (5 arrastos)	Ponto 2 (5 arrastos)

Após cada arrasto os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos contendo etiquetas com informações do local, horário e data de coleta, em seguida foram fixados em solução formalina a uma concentração de 10% para assim serem transportados para o laboratório de Ictiologia da Universidade Federal do Amazonas – UFAM, onde foram lavados em água corrente, em seguida foi realizada uma triagem e depois foram coletados os seguintes dados biométricos de cada exemplar, peso total em gramas (g) e comprimento padrão (CP) em centímetros (cm). Após este procedimento os peixes foram identificados através de chaves de identificação até o menor nível taxonômico possível (GÉRY, 1977; FERREIRA et al., 1998; SANTOS et al., 2006; ZUANON et al., 2015) e com a ajuda de especialistas. Em seguida foram acondicionados em recipientes de vidro contendo álcool a 70% para tombamento na coleção do laboratório e servir de material testemunho.

Variáveis físicas e químicas da água

Com o objetivo de caracterizar as praias amostradas e verificar possíveis relações entre as variáveis físico-químicas com a estrutura das assembleias de peixes foram coletadas antes das amostragens diurnas e noturnas os seguintes parâmetros abióticos: oxigênio dissolvido em (mg/L) e temperatura (°C) através de um medidor portátil (oxímetro/termômetro) modelo (HI 9146 –

HANNA) e potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica em ($\mu\text{S}/\text{cm}$) através de medidor portátil (potenciômetro/condutivímetro) modelo (HI 991301 – HANNA).

Análise de Dados

Estrutura das assembleias de peixes

As assembleias de peixes foram analisadas usando medidas de abundância absoluta (N), riqueza de espécies (S), além do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (KREBS, 1989) e dominância (d) (BERGER; PARKER, 1970), e para complementar a interpretação do índice de Shannon-Wiener, foi calculado o índice de equitabilidade (J') (KREBS, 1989).

Para estimar a diversidade de espécies foi calculado o índice de Shannon-Wiener (Shannon; Wiener, 1949), o qual assume que os indivíduos das populações coletadas estão aleatoriamente distribuídos numa amostra “amplamente randômica”, dada pela fórmula:

$$H' = -\sum P_i (\ln P_i)$$

onde:

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i é o número de indivíduos da espécie i ,

N é o número de indivíduos presentes na amostra.

Entre os índices de diversidade propostos com base na dominância de uma ou mais espécies, o escolhido foi o índice de Berger-Parker (1970) que representa a dominância de uma espécie na estrutura da comunidade, e complementa, assim como a equitabilidade, o entendimento da diversidade das assembleias. O índice é expresso pela fórmula:

$$d = \frac{n_{\max}}{N} \quad (\text{BERGER; PARKER, 1970})$$

onde:

$n_{\max}$ é o número de indivíduos da espécie mais abundante; e

N é o número de indivíduos presentes na amostra.

Foi calculada também a Equitabilidade (índice de igualdade) para complementar a interpretação do índice de Shannon-Wiener, o qual se baseia no número e peso total dos indivíduos (MAGURRAN, 1988). Este índice representa a uniformidade do número de exemplares entre as espécies. A equitabilidade tende a 0 (zero) quando uma espécie domina amplamente a comunidade, e é igual a 1 (um) quando as espécies têm a mesma abundância.

$$E = H' \ln S \quad (\text{MAGURRAN, 1988})$$

onde: H' é o índice de diversidade de Shannon; S é o número de espécie presentes na amostra.

Para investigar a efetividade dos valores de riqueza obtidos nas capturas em cada ponto amostral, foi utilizado o método de Curva de Rarefação. A utilização deste método permite que a riqueza seja comparada levando em consideração amostragens com diferentes intensidades (KREBS, 1989). A vantagem do método de curva de rarefação (SANDERS, 1968; KREBS, 1989), está na sua independência do tamanho da amostra, que além de permitir a comparação entre diferentes ambientes, leva em consideração os dados sobre abundância específica e não o número absoluto de espécies. O método está representado pela fórmula a seguir:

$$E(\overline{S_n}) = \sum_{i=1}^S [1 - (\frac{N - N_i}{n}) / \frac{N}{n}]$$

Onde: $E(S_n)$ = riqueza esperada de espécies; S = riqueza de espécies na amostra; N = número total de indivíduos; N_i = número total de indivíduos da espécie “ i ” e n = número de indivíduos na amostra (número escolhido para padronização aleatoriamente).

Para verificar a similaridade entre as assembleias de peixes nos períodos diurno e noturno, ou seja, identificar quantas espécies em comuns elas compartilham foi utilizado o Índice de Jaccard. Onde o valor varia de 0 a 1.

$$C_J = J/(a+b-J) \quad (\text{LUDWIG; REYNOLDS, 1998})$$

Onde:

J : número de espécies achadas em ambas às comunidades;

a : número de espécies da comunidade do dia; e

b : número de espécies da comunidade da noite.

Um índice quantitativo de dissimilaridade é o índice de Bray-Curtis, usado para quantificar a dissimilaridade composicional entre áreas diferentes. O índice de Bray-Curtis é definido por:

$$B = \sum |x_{ij} - x_{ik}| / \sum (x_{ij} + x_{ik})$$

Onde: x_{ij} , x_{ik} = abundância de espécies em cada área (j,k)

Para verificar possíveis diferenças nos valores de riqueza, diversidade, Dominância, Equitabilidade e abundância entre os períodos noturnos e diurnos, foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (H), que tem por finalidade a comparação entre três ou mais amostras de tamanhos iguais ou diferentes (AYRES et al., 2003).

Todas as análises foram realizadas com o auxílio do programa PAST versão 3.12 (HAMMER et al., 2001).

Classificação trófica

A classificação trófica das espécies foi realizada a partir de análises de literatura contendo informações sobre a proporção relativa dos tipos de alimentos consumidos por peixes de praias do rio Negro (Gouding et al., 1988; Ferreira et al., 2007) e de um banco de dados construído com base em dados de estudos feitos nas reservas de Anavilhanas (incluindo grande parte das praias que foram objeto do presente estudo) e REDES-Tupé. Para as espécies para as quais não havia informações, foram feitas análises do conteúdo estomacal de cinco a quinze indivíduos por espécie. Para as espécies raras e com baixa abundância, e em que nenhum destes procedimentos pode ser feito, a classificação foi realizada com base em informações fornecida por especialista (H. Beltrão, comunicação pessoal).

A identificação dos itens alimentares foi realizada por meio de chaves específicas (Streble & Krauter, 1979; Hamada et al., 2014) e com a ajuda de especialistas. Em seguida, a partir de uma estimativa visual da proporção de itens alimentares dispostos em uma placa de Preti, foi estimado o volume relativo de cada item alimentar ($V\% =$ proporção volumétrica de cada item alimentar em relação ao volume total de alimento encontrado no conteúdo estomacal). De acordo com os valores de volume obtidos, as espécies foram enquadradas em categorias tróficas, definidas a partir dos itens com participação relativa igual ou superior a 60% da dieta (Hynes, 1950).

Similaridade de espécies entre os sítios e períodos (diurno e noturno)

Uma análise de Cluster (com ligações completas) foi empregada para identificar os agrupamentos das espécies usando como medida o índice de similaridade de Jaccard (presença/ausência) para verificar as semelhanças das assembleias dos períodos diurno e noturno (KREBS, 1989). Além disso, um diagrama de Venn foi empregado para verificar o compartilhamento das assembleias de peixes nos sítios analisados.

Relações entre variáveis ictiofaunísticas e variáveis físico-químicas

Para verificar a existência de relações entre as variáveis ictiofaunísticas (riqueza de espécies, abundância de indivíduos, diversidade e biomassa) com as variáveis físico-químicas (condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido e temperatura) foram realizadas regressões lineares múltiplas (Zar, 1999) para cada um dos índices x cada variável físico-química.

Relações entre a composição de espécies, estrutura trófica da ictiofauna e variáveis físico-químicas da água

Para determinar a existência de um padrão de associação de grupos de espécies com os períodos diurno e noturno, foram realizadas análises multivariadas de forma a explicar a estrutura de associação das assembleias de peixes.

Para verificar a existência de relações tanto entre a composição de espécies como entre a estrutura trófica das comunidades ictiofaunísticas de praias nos períodos diurno e noturno, foi empregada a técnica de **ordenação de Escalonamento Multidimensional (MDS)**. Este procedimento teve como objetivo reduzir um grande número de variáveis a poucas dimensões, facilitando assim a identificação dos principais padrões, eventualmente presentes na estrutura das assembleias de peixes estudadas. Na análise dos resultados, foram utilizadas duas dimensões para descrever estes padrões, uma vez que essas usualmente capturam a maior variação dos dados.

Para a análise da composição de espécies, as ordenações foram realizadas considerando-se informações sobre uma matriz de abundância e presença/ausência de espécies. Já para a análise da estrutura trófica, foram utilizadas informações sobre a ocorrência, abundância e biomassa por categoria trófica. Para dados quantitativos, a matriz de similaridade foi obtida com o uso do índice de Bray-Curtis e para os dados qualitativos com o uso do índice de Jaccard.

Uma **Análise de Componentes Principais (PCA)** foi empregada para ordenar as praias em função das características ambientais (temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido e condutividade elétrica).

Posteriormente, para verificar as relações entre a composição de espécies de peixes (representada pelos eixos 1 e 2 da MDS) com as características físico-químicas da água (representadas pelos eixos 1 e 2 da PCA), foram realizadas regressões lineares utilizando os escores dos eixos de ambas as análises (MDS x PCA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estrutura das praias

As praias do baixo rio Negro são constituídas geralmente de areia de granulometria fina e que ao longo de sua extensão formam “gamboas” que são pequenas reentrâncias (porção mais profunda) causadas pela ação da correnteza (fluxo de corrente) sobre o leito do rio próximo à margem, e as áreas dessas gamboas podem apresentar sedimentos como argila e material orgânico carregadas pelo rio e oriundos das florestas adjacentes.

As praias de Anavilhanas (Sítio 1) próxima a cidade de Novo Airão, onde foram realizadas as coletas, apresentavam características distintas das demais localidades escolhidas no baixo rio Negro. Nos pontos onde foram realizados os arrastos na praia de Anavilhanas, raramente foram ultrapassados os 60 centímetros de profundidade. As águas das praias de Anavilhanas registraram uma temperatura média em torno de $\bar{X}=32,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 1,066$ DP), com pH (Potencial Hidrogeniônico) ácido $\bar{X}=4,8$ ($\pm 0,083$ DP), condutividade elétrica $\bar{X}=11,5\text{ }\mu\text{S/cm}$ ($\pm 0,577$ DP) e oxigênio dissolvido $\bar{X}=4,68\text{ mg/L}$ ($\pm 0,298$ DP) (Figura 2; Tabela 1).

A praia do Tupé (Sítio 2) apresenta uma única faixa de areia contínua que cobre quase que toda a extensão em frente à comunidade São João do Tupé. A praia é do tipo arenosa e de granulometria fina que no período de seca, época em que foram realizados os arrastos apresentava uma vegetação muito rala (pequenos arbustos) com a presença de pedras, pequenos troncos, cauxí (porífero de água doce) e muito lixo doméstico (latas, garrafas pet, sacolas e embalagens plásticas, etc.) que são descartados frequentemente por visitantes ficando evidentes em suas águas rasas e enlameadas no período de seca próximos a sua margem, o que não se caracterizou como um empecilho para a realização deste estudo. Nos pontos onde foram realizados os arrastos na praia do Tupé, raramente foram ultrapassados os 50 centímetros de profundidade. A temperatura média da água ficou em torno de $\bar{X}=30\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 2,513$ DP) com a maior média de acidez entre os três pontos amostrais pH $\bar{X}=5,86$ ($\pm 0,664$ DP), menor condutividade elétrica $\bar{X}=6,25\text{ }\mu\text{S/cm}$ ($\pm 1,893$ DP) e oxigênio dissolvido $\bar{X}=6,77\text{ mg/L}$ ($\pm 0,596$ DP) (Figura 3; Tabela 1).

A área denominada como Costa do Tatu (Sítio 3) recebeu este nome devido à sua localização encontrar-se próxima a desembocadura do igarapé Tatu que corresponde a uma área limítrofe à Noroeste da Reserva REDES-Tupé. Sua praia assim como ocorre com o Tupé é constituída por uma faixa contínua, onde foram realizadas amostragem. No entanto, a praia dessa localidade possui uma areia de granulometria mais grossa em comparação as praias de Anavilhanas e Tupé com a presença de pedras e troncos maiores ao longo de sua extensão o que aparentemente não é muito atrativo para os banhistas. Os arrastos noturnos nessa praia ocorreram tranquilamente sem que fossem observados a presença de substratos. Mas nos arrastos diurnos foram retirados troncos e pedras que a noite não foram percebidos ou ainda não se encontravam lá. Estes podem ter sido trazidos pela força da correnteza. Nos pontos onde foram realizados os arrastos na praia da Costa do Tatu, raramente foram ultrapassados os 100 centímetros de profundidade. A temperatura média da água foi de $\bar{X}=30,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 1,037\text{ DP}$), com pH $\bar{X}=5,3$ ($\pm 0,122\text{ DP}$), condutividade elétrica $\bar{X}=10\text{ }\mu\text{S/cm}$ ($\pm 0,000\text{ DP}$) e oxigênio dissolvido $\bar{X}=6,13\text{ mg/l}$ ($\pm 0,279\text{ DP}$)(Figura 4; Tabela 1).



Figura 2. Coleta com rede de arrasto manual em duas praias localizadas no Parque Nacional de Anavilhanas (PARNA-Anavilhanas) sítio 1, no período de seca (2016).



Figura 3. Coleta com rede de arrasto manual na praia do Tupé localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Tupé (REDES-Tupé) no período de seca (2016).



Figura 4. Coleta com rede de arrasto manual na praia da Costa do Tatu localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Tupé (REDES-Tupé) no período de seca (2016).

Tabela 2. Valores médios dos parâmetros físico-químicos analisados nos três sítios amostrais (Anavilhanas, Tupé e Costa do Tatu) do baixo rio Negro, Amazonas no período de seca (2016).

Localidade	Anavilhanas				Tupé				Tatu			
Pontos	P1		P2		P1		P2		P1		P2	
Período	Dia	Noite	Dia	Noite	Dia	Noite	Dia	Noite	Dia	Noite	Dia	Noite
°C	31,1	33,7	32,5	32,6	28,3	32,3	27,4	32	31,2	31,7	31,4	29,4
pH	4,8	4,89	4,69	4,82	5,55	5,47	6,85	5,55	5,2	5,46	5,21	5,33
Condutividade	11	11	12	12	5	5	6	9	10	10	10	10
% O. D.	4,99	4,32	4,85	4,57	7,55	6,62	6,8	6,11	6,29	6,01	6,42	5,8

Composição geral das assembleias de peixes

Nos três sítios amostrais foram coletados um total de 8492 peixes, distribuídos em 11 ordens, 35 famílias, 97 gêneros e 143 espécies. A ordem Characiformes foi a mais rica em número de espécies com 55 (38,46% das espécies coletadas), seguida pelos Siluriformes (38 espécies, 26,57%), Perciformes (23; 16,08%), Gymnotiformes (12; 8,39%), Clupeiformes (8; 5,60%) e Myliobatiformes (2; 1,4%), estas seis ordens somadas representaram (96,5%) das capturas. As ordens Beloniformes, Cyprinodontiformes, Pleuronectiformes, Synbranchiformes e Tetraodontiformes tiveram apenas uma espécie coletada cada uma, 3,5% das espécies (Apêndice 1).

No presente estudo as ordens Characiformes, Siluriformes e Perciformes foram as mais abundantes nas coletas realizadas nos ambientes de praia nos três sítios amostrais do baixo rio Negro. Estas três ordens também foram as mais abundantes em outros estudos que investigaram a

composição das assembleias de peixes nestes ambientes como encontrados por Pereira (2010) em praias dos rios Araguaia/Tocantins, Santos (2013) em praias de lago na Amazônia Central, assim como por Galúcio (2016) em praias de balneários do rio Negro. Resultados similares também foram encontrados por Claro-Jr (2007) em praias ao longo do trecho Solimões/Amazonas com predominância de Characiformes e Siluriformes principalmente de pequeno porte e por Duarte (2008) que por sua vez, verificou que nas praias do baixo rio Purus a ictiofauna é composta principalmente por Characiformes, Siluriformes e Gymnotiformes, que segundo Lowe-McConnell (1999) é o grupo de peixes dominante na bacia amazônica com 85% das espécies.

A dominância da ordem Characiformes com indivíduos de pequeno porte (1cm-33cm) é freqüentemente observada em estudos sobre assembleias de peixes em ambientes de praia como nos trabalhos citados anteriormente e pelos encontrados por Goulding et al. (1988) no rio Negro, por Jepsen (1997) e Arrington & Winemiller (2003) no rio Cinaruco na Venezuela, Ibarra & Stewart (1989) e Stewart et al. (2002) no rio Napo no Equador.

As dez famílias com maior riqueza de espécies foram Characidae (24), Cichlidae (19), Doradidae (10), Loricaridae (10), Auchenipteridae (8), Engraulidae (8), Sternopygidae (6), Serrasalminidae (6), Acestrorhynchidae (4) e Anostomidae (4). Em termos de abundância estas famílias representaram: Characidae (16,79%), Cichlidae (13,28%), Doradidae (7%), Loricaridae (7%), Auchenipteridae (5,6%), Engraulidae (5,6%), Sternopygidae (4,2%), Serrasalminidae (4,2%), Acestrorhynchidae (2,79%) e Anostomidae (2,79%) respectivamente, somando (69,25%) no total (Apêndice 1).

As dez espécies mais abundantes em número de indivíduos nos três pontos amostrais foram *Lonchogenys ilisha* com (790 exemplares), seguida por *Eigenmannia macrops* (664), *Amazonsprattus scintilla* (590), *Triportheus albus* (579), *Moenkhausia megalops* (435), *Hemigrammus levis* (353), *Eigenmannia virescens* (331), *Trachydoras microstomus* (307), *Moenkhausia lepidura* (293) e *Geophagus proximus* (278), representando juntas 54,4% da abundância (Apêndice 1).

Assembleias de peixes encontradas no período diurno

Nas amostragens diurnas realizadas nas praias do baixo rio Negro foram coletados 1986 peixes distribuídos em 9 Ordens, 25 Famílias, 50 Gêneros e 65 Espécies, o que representou 23,39% da abundância total.

As ordens predominantes em termos de riqueza de espécies no período diurno foram Characiformes com 27 espécies, seguida por Perciformes (16), Siluriformes (11) e Clupeiformes (6). Characiformes também foi a ordem mais abundante (41,53%), seguido de Perciformes (24,6%), Siluriformes (16,9%), Clupeiformes (9,2%). As ordens Myliobatiformes, Beloniformes, Synbranchiformes, Pleuronectiformes e Tetraodontiformes, foram representadas por uma espécie cada, correspondentes a 7,7% da abundância total (Apêndice 1).

As dez famílias com maiores valores de riqueza específica foram: Cichlidae 15, Characidae 14, Engraulidae 6, Doradidae 4, Loricaridae 3, Hemiodontidae 2, Triportheidae 2, Acestrorhynchidae 2, Potamotrygonidae e Erythrinidae 1 espécie cada. Quanto aos respectivos valores de abundância a família Cichlidae representou 23,07%, Characidae 21,54%, Engraulidae 9,24%, Doradidae 6,25%, Loricaridae 4,61%, Hemiodontidae 3,07%, Triportheidae 3,07%, Acestrorhynchidae 3,07%, Potamotrygonidae 1,54% e Erythrinidae 1,54% (Apêndice 1).

As quinze espécies mais abundantes em números de indivíduos nas amostragens diurnas foram: *Amazonasprattus scintilla* 577, *Moenkhausia lepidura* 237, *Moenkhausia gracilima* 209, *Triportheus albus* 144, *Microschemobrycon melanotus* 115, *Moenkhausia ceros* 107, *Anchovia surinamensis* 67, *Microschemobrycon casiquiare* 53, *Geophagus proximus* 53, *Geophagus altifrons* 51, *Moenkhausia cotinho* 44, *Caenotropus labyrinthicus* 33, *Pseudoloricaria laeviuscula* 28, *Satanoperca jurupari* 23 e *Hoplias malabaricus* 20, representaram juntas 88,6% da abundância total (Figura 5).

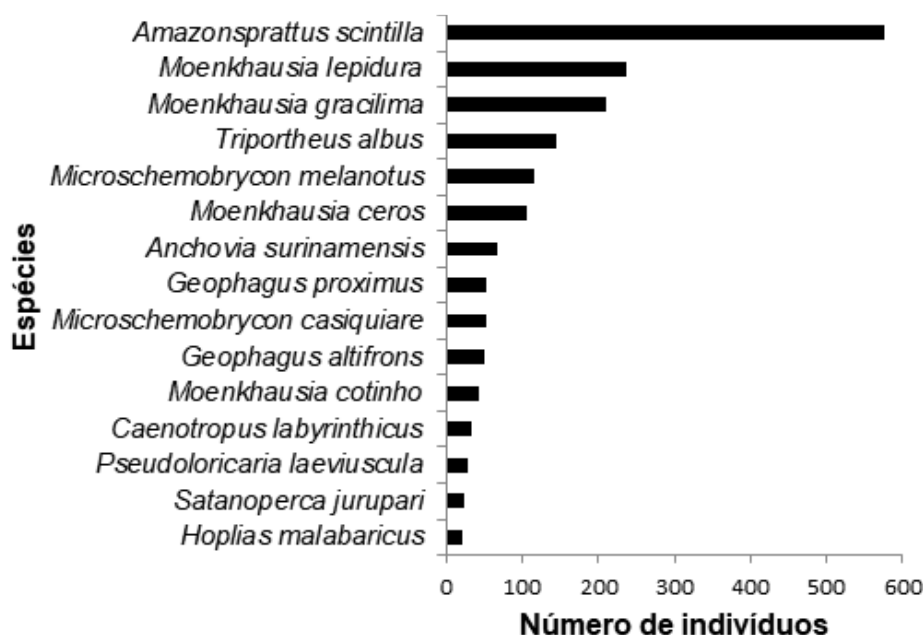


Figura 5. Abundância de indivíduos das 15 espécies mais representativas capturadas no período diurno nas praias do baixo rio Negro, no período de seca (2016).

Assembleias de peixes encontradas no período noturno

Nos três sítios amostrais foram coletados durante o período noturno 6506 peixes, representando 76,61% da abundância total, distribuídos em 8 ordens, 30 famílias, 87 gêneros e 122 espécies. Characiformes foi a ordem com maior riqueza de espécies com 46, seguida por Siluriformes (35), Perciformes (18), Gymnotiformes (12), Clupeiformes (7), Myliobatiformes (2) e Cyprinodontiformes e Pleuronectiformes com 1 espécie cada. Em termos de abundância a ordem Characiformes representou 37,7% do total, seguida por Siluriformes 28,69%, Perciformes 14,75%, Gymnotiformes 9,84%, Clupeiformes 5,74%, Myliobatiformes 1,64%, Cyprinodontiformes 0,82% e Pleuronectiformes 0,82% (Apêndice 1).

As dez Famílias com maiores valores de riqueza no período noturno foram Characidae 18 espécies, Cichlidae 14, Loricaridae 10, Doradidae 9, Engraulidae 7, Auchenipteridae 7, Sternopygidae 6, Serrasalminidae 5, Hemiodontidae 4 e Anostomidae 4. A família Characidae contabilizou 14,75% da abundância total no período, seguida por Cichlidae com 11,47%, Loricaridae 8,19%, Doradidae 7,38%, Engraulidae 5,74%, Auchenipteridae 5,74%, Sternopygidae 4,91%, Serrasalminidae 4,1%, Hemiodontidae 3,28% e Anostomidae 3,28%. Somente estas famílias representaram 68,84% do total (Apêndice 1).

As quinze espécies mais abundantes em números de indivíduos nas amostragens noturnas foram: *Lonchogenys ilisha* 785, *Eigenmannia macrops* 664, *Triportheus albus* 435, *Moenkhausia megalops* 420, *Hemigrammus levis* 343, *Eigenmannia virescens* 331, *Trachydoras microstomus* 306, *Anchoviella carrikeri* 261, *Geophagus proximus* 225, *Moenkhausia lepidura* “alta” 200, *Geophagus altifrons* 189, *Moenkhausia lata* 188, *Tenellus ternetzi* 181, *Anchovia surinamensis* 143 e *Pachyurus paucirastrus* 130, representaram juntas 73,8% da abundância total (Figura 6).

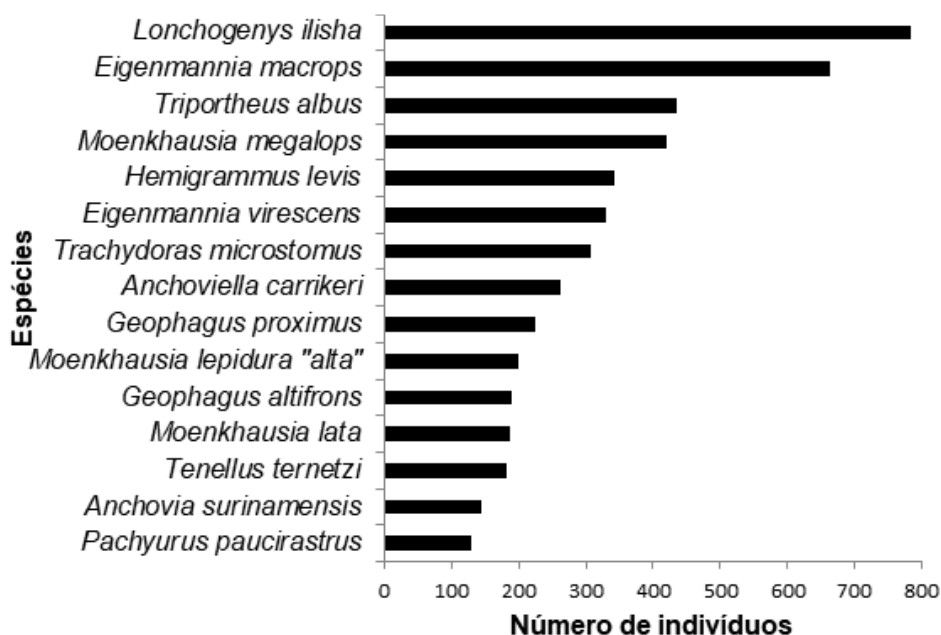


Figura 6. Abundância de indivíduos das 15 espécies mais representativas capturadas no período noturno nas praias do baixo rio Negro, no período de seca (2016).

Composição das assembleias de peixes por sítio amostral

No total das amostragens realizadas em Anavilhanas foram coletados 3114 exemplares de peixes distribuídos em 5 Ordens, 25 Famílias, 54 Gêneros e 75 Espécies. A ordem Characiformes apresentou maior riqueza com 33 espécies, seguida por Siluriformes 16, Gymnotiformes 10, Perciformes 9 e Clupeiformes 7. Em termos de abundância estas ordens representaram 44%, 21,33%, 13,33%, 12% e 9,33% respectivamente. As dez famílias mais representativas em termos de riqueza e abundância foram Characidae com 17 espécies (22,66%), seguida por Cichlidae 7 (9,33%), Engraulidae 7 (9,33%), Doradidae 5 (6,66%), Sternopygidae 5 (6,66%), Loricaridae 4 (5,33%), Serrasalminidae 3 (4%), Hemiodontidae 3 (4%), Apterodontidae 3 (4%) e Auchenipteridae 2 (2,66%) perfazendo um total de 74,63% do total. As quinze espécies mais abundantes foram *Eigenmannia macrops* 346, *Eigenmannia virescens* 313, *Trachydoras microstomus* 301,

Anchoviella carrikeri 261, *Moenkhausia lepidura* 247, *Moenkhausia lepidura* “alta” 200, *Tenellus ternetzi* 160, *Moenkhausia megalops* 129, *Microschemobrycon melanotus* 115, *Microschemobrycon casiquiare* 113, *Hemigrammus bellottii* 111, *Moenkhausia lata* 75, *Anchoviella jamesi* 67, *Ageneiosus uranophthalmus* 49 e *Brycon pesu* 45 (Figura 7A; (Apêndice 1).

No total das amostragens realizadas no Tupé foram coletados 4343 exemplares distribuídos em 8 Ordens, pertencentes a 22 Famílias de 52 Gêneros e 70 Espécies. A ordem Characiformes foi a mais rica em número de espécies com 26, seguida de Perciformes 18, Siluriformes 16, Clupeiformes 5, Myliobatiformes 2 e Gymnotiformes, Beloniformes e Pleuronectiformes com 1 espécie cada. Os valores de abundância foram respectivamente 37,15%, 25,71%, 22,85%, 7,15%, 2,85% e 1,43% para cada uma das três últimas ordens. As dez Famílias mais abundantes em números de indivíduos juntamente com seus valores de abundância coletadas na praia do Tupé foram Cichlidae 14 (20%), Characidae 12 (17,14%) Loricaridae 6 (8,57%), Engraulidae 5 (7,15%), Doradidae 5 (7,15%), Acestrorhynchidae 4 (5,72%), Sciaenidae 4 (5,72%), Auchenipteridae 2 (2,85%), Serrasalminidae 2 (2,85%) e Hemiodontidae 2 (2,85%). As quinze espécies mais abundantes nas coletas realizadas na praia do Tupé foram *Lonchogenys ilisha* com 602 exemplares, seguida por *Triportheus albus* 575, *Amazonasprattus scintilla* 572, *Hemigrammus levis* 291, *Eigenmannia macrops* 274, *Moenkhausia gracilima* 272, *Geophagus altifrons* 239, *Geophagus proximus* 171, *Anchovia surinamensis* 166, *Moenkhausia megalops* 141, *Pachyurus paucirastrus* 127, *Moenkhausia lata* 113, *Moenkhausia ceros* 106, *Pimelodella howesi* 93 e *Pseudoloricaria laeviuscula* 75 (Figura 7B; Apêndice 1).

As amostragens realizadas na Costa do Tatu totalizaram 1035 exemplares de peixes distribuídos em 10 Ordens pertencentes a 30 Famílias, 68 Gêneros e 82 Espécies. A ordem Characiformes dominou numericamente as amostragens com uma riqueza de 27 espécies, seguida pelos Siluriformes 23, Perciformes 14, Gymnotiformes 9, Clupeiformes 4, Myliobatiformes, Cyprinodontiformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes e Synbranchiformes tiveram apenas 1 exemplar cada. Essas ordens em termos de abundância representaram 33%, 28%, 17%, 11%, 4,87% e somando as cinco últimas ordens com 1 exemplar cada representaram 6,1%. As dez Famílias mais abundantes em número de espécies nas coletas realizadas na Costa do Tatu foram Cichlidae 10, Characidae 8, Auchenipteridae 6, Loricaridae 6, Sternopygidae 6, Doradidae 5, Engraulidae 4, Acestrorhynchidae 4, Sciaenidae 4 e Anostomidae 3. Em valores de abundância essas famílias representaram respectivamente 12,2%, 9,75%, 7,31%, 7,31%, 7,31%, 6,1%, 4,87%, 4,87%, 4,87% e 3,65% perfazendo 68,24% do total amostrado na localidade. As quinze espécies mais representativas numericamente na Costa do Tatu foram *Moenkhausia megalops* com 165

exemplares, *Lonchogenys ilisha* 163, *Geophagus proximus* 75, *Poptella compressa* 65, *Pimelodus albofasciatus* 51, *Eigenmannia macrops* 44, *Hypophthalmus fimbriatus* 42, *Pachypops trifilis* 39, *Nemadoras trimaculatus* 30, *Pseudoloricaria laeviuscula* 29, *Microchemobrycon casiquiare* 24, *Brycon pesu* 24, *Hemigrammus levis* 23, *Pachyurus* sp. 18 e *Eigenmannia virescens* 18 (Figura 7C; (Apêndice 1).

A família Characidae foi a mais rica em número de espécies (24) e conseqüentemente a mais abundante (16,79%) neste estudo, sendo a mais rica em espécies da ordem Characiformes Gery (1977) e ecologicamente a mais diversificada Goulding (1980) este resultado corrobora com outros estudos realizados em diferentes ambientes de praia na Amazônia como em Goulding et al. (1988), Claro-Jr (2007), Duarte (2008), Pereira (2010), Santos (2013) e Galúcio (2016). O mesmo resultado também foi encontrado em trabalhos realizados em praias do rio Cinaruco na Venezuela por Jepsen (1997) e Arrington & Winemiller (2003) e no rio Napo no Equador por Ibarra & Stewart (1989) e Stewart et al. (2002). Segundo Santos (2013) a predominância de Characiformes de pequeno porte pode ser provavelmente refletida na capacidade de ocupação de ambientes rasos como as praias e por constituírem o grupo mais diversificado de peixes neotropicais.

As três espécies mais abundantes nas praias do baixo rio Negro foram *Lonchogenys ilisha*, *Eigenmannia macrops* e *Amazonsprattus scintilla*. A espécie mais abundante nas amostragens *L. ilisha* é um pequeno caracídeo citado por Goulding et al. (1988) como de um possível endemismo a bacia do rio Negro e que também foi à espécie mais abundante encontrada por Galúcio (2016) em um estudo realizado em quatro praias de balneários do mesmo rio, próximos a Manaus.

No total das amostragens realizadas por este estudo em praias do baixo rio Negro foram coletadas 143 espécies. Resultado superior foi encontrado por Goulding et al. (1988) também em praias do mesmo rio, contabilizando um total de 248 espécies. Já Galúcio (2016) encontrou 142 espécies em balneários do rio Negro. Em estudos realizados em ambientes de água branca como o de Claro Júnior (2007) ao longo do trecho Solimões/Amazonas encontrou uma riqueza de 119 espécies. Duarte (2008) encontrou 146 espécies em praias do baixo rio Purus. Pereira (2010) encontrou 139 espécies em praias do trecho médio dos rios Araguaia/Tocantins. Santos (2013) encontrou 173 espécies em praias de lago na Amazônia central. Estes resultados demonstram que os ambientes de praia são considerados altamente ricos em espécies quando comparado a outros (Goulding, 1997).

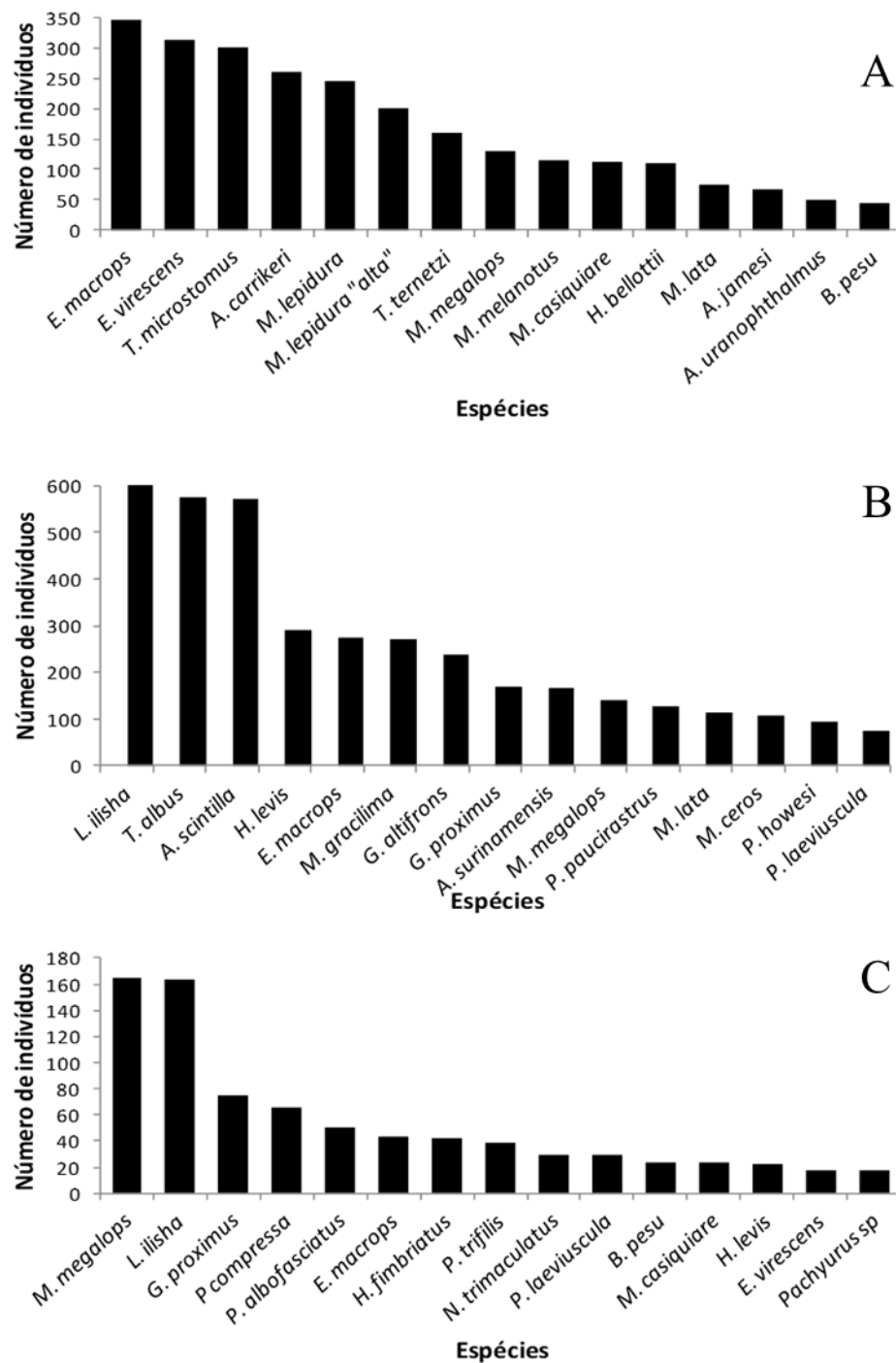


Figura 7. Abundância de indivíduos das 15 espécies mais representativas capturadas nos três sítios amostrais, Anavilhanas (A), Tupé (B) e Costa do Tatu (C) nas praias do baixo rio Negro, no período de seca (2016).

Índices ictiofaunísticos de diversidade

Os índices ictiofaunísticos calculados para as diferentes praias do baixo rio Negro no período da seca (2016) revelaram um padrão nos valores de riqueza de espécies (S), abundância (número de indivíduos), diversidade de Shannon-Wiener (H') e biomassa (g) entre as praias. Os maiores valores

foram observados durante o período noturno (Tabela 3). Os índices de dominância de Berger-Parker (d) e Equitabilidade (J) revelaram uma baixa dominância de espécies nas assembleias encontradas nos pontos de coleta, com alta homogeneidade em número de indivíduos por espécie, mostrando que poucas espécies possuem abundância numérica elevada nas praias amostradas.

Os valores calculados para os índices de Shannon-Wiener e abundância não demonstraram diferenças significativas, os valores médios de Shannon-Wiener encontrados nos períodos diurno e noturno foram $\bar{X}=2,31$ e $\bar{X}=2,95$ respectivamente, com valor de $p=0,14868$. Já os valores médios encontrados para abundância foram $\bar{X}=662$ no período diurno e $\bar{X}=2168,7$ no período noturno, com valor de $p=0,10397$.

Foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com os valores obtidos dos índices de riqueza, diversidade de Shannon e abundância para verificar possíveis diferenças estatísticas entre os períodos amostrados (dia e noite) nas praias do baixo rio Negro. O teste revelou uma diferença significativa para os valores de riqueza encontrados nos períodos do dia e da noite ($p=0,04953$). Evidenciando que as amostragens noturnas foram mais ricas em termos de espécies que as diurnas. A média de riqueza de espécies encontrada para o período diurno foi $\bar{X}=27,3$ enquanto que no período noturno foi de $\bar{X}=62,0$.

Foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com os valores obtidos dos índices de riqueza, diversidade de Shannon e abundância para verificar possíveis diferenças estatísticas entre os períodos amostrados (dia e noite) nas praias do baixo rio Negro. O teste revelou uma diferença significativa para os valores de riqueza encontrados nos períodos do dia e da noite ($p=0,04953$). Evidenciando que as amostragens noturnas foram mais ricas em termos de espécies que as diurnas. A média encontrada para o período diurno foi $\bar{X}=27,33$ enquanto que no período noturno foi de $\bar{X}=62$.

Os valores calculados para os índices de Shannon e abundância não demonstraram diferenças significativas, os valores médios de Shannon encontrados nos períodos diurno e noturno foram $\bar{X}=2,3127$ e $\bar{X}=2,9497$ respectivamente, com valor de $p=0,14868$. Já os valores médios encontrados para abundância foram $\bar{X}=662$ de dia e $\bar{X}=2168,7$ à noite, com valor de $p=0,10397$.

Tabela 3. Índices de diversidade calculados para as praias do baixo rio Negro (Anavilhans, Tupé e Costa do Tatu) no período de seca (2016).

Anavilhans		Tupé		Tatu	
Dia	Noite	Dia	Noite	Dia	Noite

Riqueza_S	20	65	36	55	26	66
Número de indivíduos	568	2546	1353	2990	65	970
Shannon_H	1.864	3.003	2.083	2.773	2.991	3.073
Equitabilidade_J	0.6222	0.7195	0.5813	0.6919	0.9181	0.7335
Evenness_e^H/S	0.3224	0.3101	0.223	0.2909	0.7659	0.3273
Berger-Parker	0.4173	0.1359	0.4228	0.2007	0.1385	0.1701
Biomassa (g)	2231,2	6754,3	6824,2	25998,9	1093,8	7115,1

Foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com os valores obtidos dos índices de riqueza, diversidade de Shannon e abundância para verificar possíveis diferenças estatísticas entre os períodos amostrados (dia e noite) nas praias do baixo rio Negro. O teste revelou uma diferença significativa para os valores de riqueza encontrados nos períodos do dia e da noite ($p=0,04953$). Evidenciando que as amostragens noturnas foram mais ricas em termos de espécies que as diurnas. A média encontrada para o período diurno foi $\bar{X}=27,33$ enquanto que no período noturno foi de $\bar{X}=62$.

Nos arrastos realizados por este estudo nos períodos diurno e noturno em praias dos três sítios amostrais do baixo rio Negro, resultaram nos seguintes valores médios para o índice de diversidade de Shannon-Wiener $H'=2,313$ dia e $H'=2,950$ noite. O resultado médio encontrado pelo presente estudo no período diurno foi maior que o valor geral encontrado por Claro Junior $H'=1,488$ em praias do trecho Solimões/Amazonas o qual variou entre $H'=0,63$ e $H'=2,43$.

Já Duarte (2008) encontrou valores de diversidade maiores em praias de tabuleiro (desova de quelônios) na Rebio-Abufari no baixo rio Purus no período diurno $H'=3,463$ e $H'=3,710$ no período noturno. Santos (2013) em trabalho realizado em praias de lago na Amazônia Central obteve a média geral de $H'=2,35$ com valores variando entre $H'=1,76$ e $H'=3,00$. Rapp Py-Daniel (2007) em praias do rio Aripuanã obteve $H'=2,427$ e $H'=1,273$ no rio Madeira.

A curva de rarefação das espécies amostradas nas praias do baixo rio Negro indicou que o esforço amostral foi relativamente adequado para dois sítios amostrais (A) Anavilhanas e (B) Tupé (Figura 8), com ambas as curvas muito próximas de atingirem a estabilidade (assíntota), com o Tupé dominando numericamente as amostragens com 4343 indivíduos distribuídos em 70 espécies. Seguida por Anavilhanas com 3114 indivíduos distribuídos em 75 espécies. O terceiro ponto amostral, Costa do Tatu, evidencia uma curva em franca ascendência, demonstrando que o esforço amostral empregado não foi suficiente para representar de forma satisfatória as assembleias de peixes nesse ponto. Isto significa que o aumento no esforço amostral pode revelar mais espécies a serem capturadas nesta área de praia. No entanto, a Costa do Tatu foi o ponto amostral de maior

riqueza de espécies com 82 e menor número de indivíduos coletados 1035. Esses resultados também demonstram a possibilidade da inclusão de novas espécies com um provável aumento de esforço de pesca nas praias do baixo rio Negro.

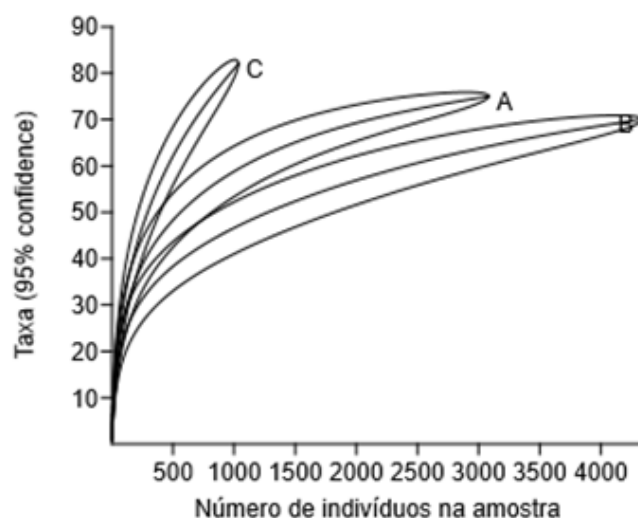


Figura 8. Gráfico das curvas de rarefação com seus respectivos desvios padrão encontrados em diferentes praias do baixo rio Negro (A) Anavilhanas (B) Tupé (C) Costa do Tatu no período de seca (2016).

Similaridade de espécies entre os sítios e períodos (diurno e noturno)

Das 143 espécies coletadas nas praias nos três sítios amostrais do baixo rio Negro (Anavilhanas, Tupé e Costa do Tatu) 23 foram compartilhadas entre as assembleias amostradas. Com 75 espécies coletadas no total, Anavilhanas compartilhou 38 espécies com a Costa do Tatu e 33 com o Tupé, enquanto que 27 espécies foram encontradas exclusivamente no sítio Anavilhanas. O Tupé compartilhou 33 espécies com Anavilhanas e 36 com a Costa do Tatu, do total de 70 espécies amostradas dos quais 24 foram exclusivas desse sítio. A Costa do Tatu foi o sítio de maior riqueza de espécies com 82 no total, compartilhando 38 com Anavilhanas e 36 com o Tupé, obtendo o maior valor de espécies exclusivas 31(Figura 9A).

De acordo com o padrão de ocorrência das espécies capturadas (presença/ausência) foi identificado um agrupamento de Cluster formado pelos sítios Anavilhanas e Tatu no período noturno, com um nível de similaridade de 34% (Figura 9B; Apêndice 1), tendo contribuído mais para esse padrão a ocorrência de 32 espécies em ambos os sítios durante o respectivo noturno (Tabela 2). Outro padrão observado foi o sítio Tupé que apresentou similaridade de 30% entre os períodos diurno e noturno (Figura 9B), tendo contribuído mais para esse padrão a ocorrência de 21 espécies de dia e a noite (Tabela 2). Já os sítios Tatu e Anavilhanas no período diurno apresentaram

as menores porcentagem de similaridades de espécies, apenas 4 espécies foram comuns nesses sítios durante o dia (Figura 9B; Apêndice 1).

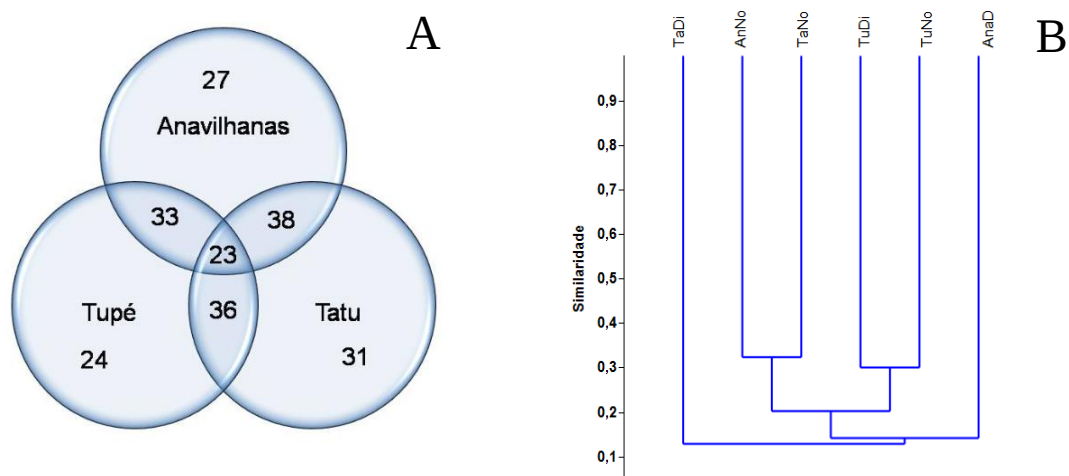


Figura 9. (A) Diagrama de Venns mostrando a riqueza de espécies compartilhadas entre os três sítios amostrais, e (B) agrupamento de Cluster mostrando a similaridade de espécies entre os sítios (Anavilhanas, Tupé e Costa do Tatu) nos períodos diurno e noturno, nas praias do baixo rio Negro, durante a estação seca (2016).

Relações entre variáveis ictiofaunísticas e variáveis físico-químicas

As regressões lineares múltiplas da concentração de oxigênio (mg/L), Condutividade elétrica, Temperatura (°C) e potencial hidrogênionico (pH) não apresentaram nenhuma relação significativa com as características ictiofaunísticas analisadas (Riqueza de espécies e Abundância de indivíduos) (Figuras 10; Tabela 3), assim como para Diversidade de Shannon-Wiener e Biomassa) (Figuras 11; Tabela 3), indicando que estas variáveis não afetam a distribuição da ictiofauna nas praias do baixo rio Negro.

Tabela 4. Valores de (r , r^2 e p) das relações entre as variáveis ictiofaunísticas e variáveis físico-químicas da água para as três prais amostradas no baixo rio Negro.

	Relação	r	r^2	p
O ₂ (mg/L)	Riqueza	-0,19721	0,038891	0,70802
	Abundância	-0,13408	0,017977	0,80009
	Shannon-Wiener	-0,09703	0,009416	0,85490
	Biomassa (g)	0,24631	0,060669	0,63801
T °C	Riqueza	0,27453	0,075366	0,59855
	Abundância	0,35269	0,12439	0,49290
	Shannon-Wiener	0,41995	0,17636	0,40710
	Biomassa (g)	0,19233	0,03699	0,71506
Cond. Elét.	Riqueza	0,00607	3,69E-05	0,99089
	Abundância	-0,28595	0,08177	0,58276
	Shannon-Wiener	0,22433	0,05032	0,66915
	Biomassa (g)	0,51845	0,26879	0,29200
pH	Riqueza	0,05354	0,002867	0,91976
	Abundância	0,10744	0,011543	0,83946
	Shannon-Wiener	-0,14132	0,019970	0,78944
	Biomassa (g)	0,29369	0,086254	0,57213

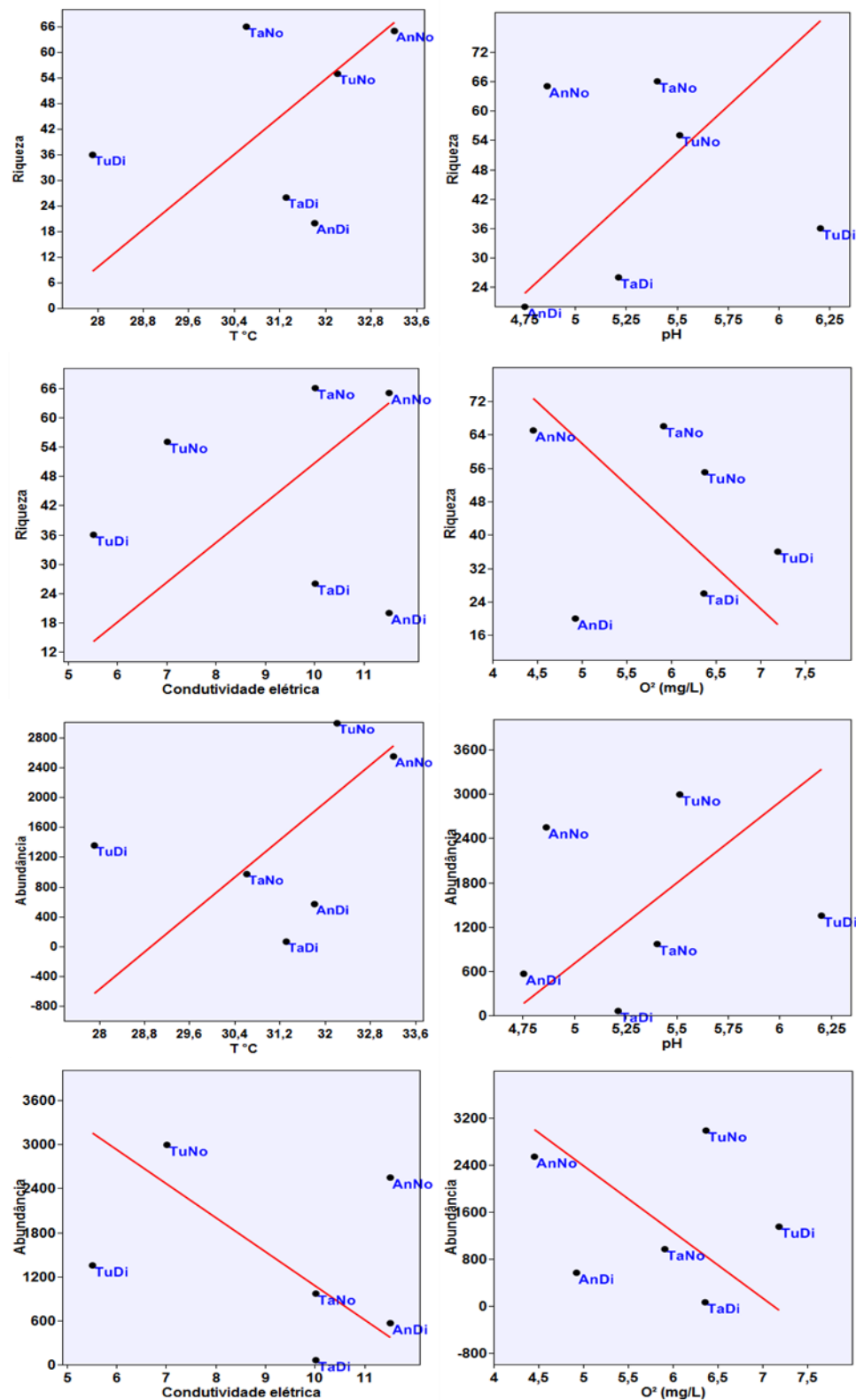


Figura 10. Relação entre Riqueza e Abundância com as variáveis físico-químicas da água, para as três praias do baixo rio Negro. Legenda: Anavilhanas (Anav); Tupé (Tup); Costa do Tatu; (Tat); Dia (D1, D2, D3); Noite (N1, N2, N3).

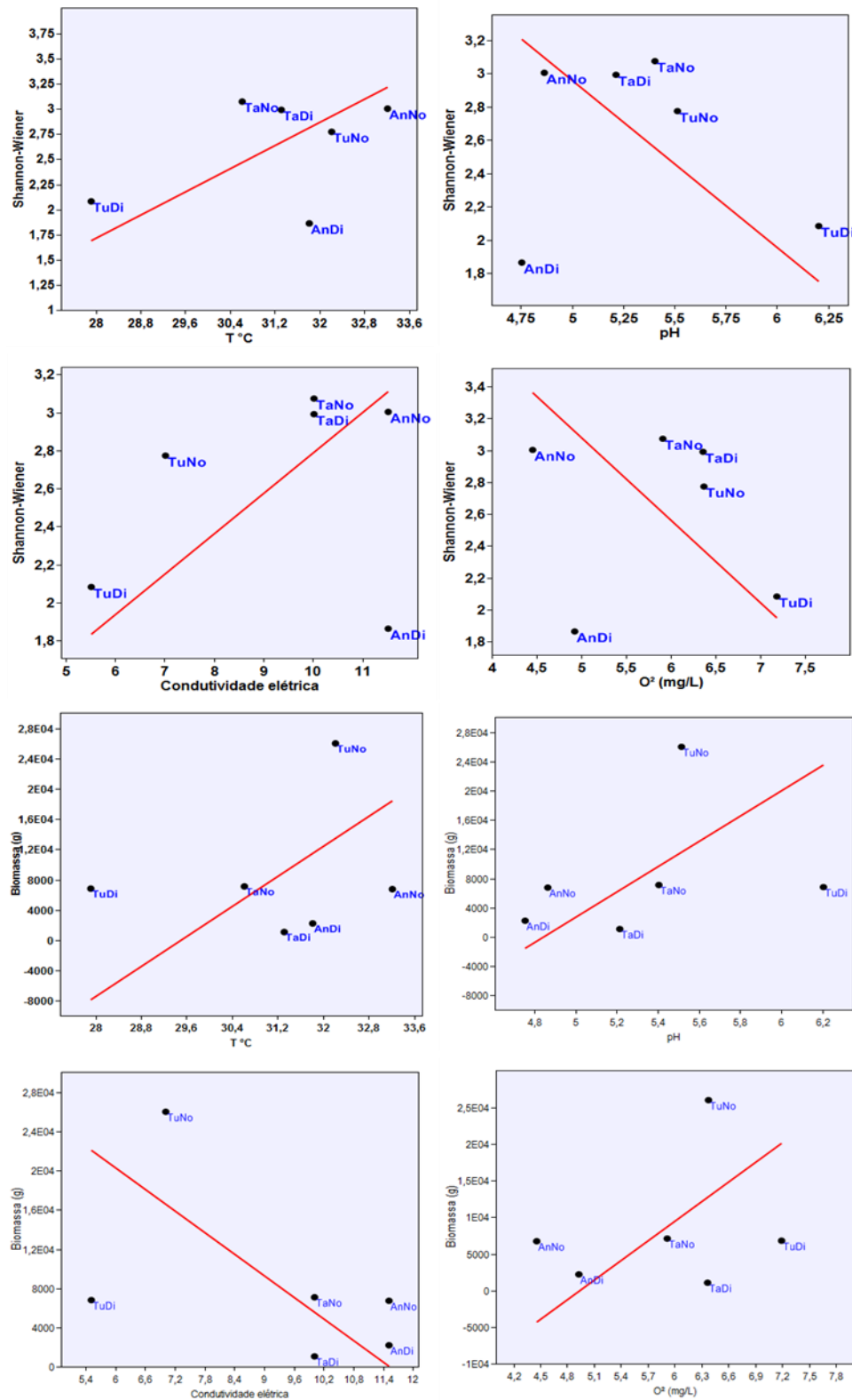


Figura 11. Relação entre Diversidade de Shannon-Wiener e Biomassa com as variáveis físico-químicas da água, para as três praias do baixo rio Negro.

Variação na composição da ictiofauna nas praias do baixo rio Negro

Os resultados da análise de ordenação (MDS) com base nos dados presença-ausência e de abundância indicaram a existência de dois grupos bem distintos. As amostragens realizadas no período noturno segregaram das amostragens realizadas durante o período diurno, como mostrados no espaço bidimensional dos eixos de ordenação (Figura 12). Os dois primeiros eixos do Escalonamento Multidimensional conseguiram capturar grande parte da variação dos dados originais de composição das assembléias de peixes, como indicado pelos valores de configuração (Stress = 0,1395 presença/ausência; e Stress= 0,0803 abundância). As análises, tanto com dados qualitativos (presença-ausência, índice de Jaccard) quanto quantitativos (abundância, índice de Bray Curtis), evidenciam um gradiente relacionado ao período nicteneral nas praias. O padrão gerado para os dados de presença/ausência de espécies mostra uma separação das amostragens realizadas no período noturno do período diurno, em função da heterogeneidade ictiofaunística (principalmente ao longo do eixo 1), onde as amostragens no período noturno apresentaram maior similaridade na composição da ictiofauna, separados das amostragens do período diurno, menos similares entre si (Figura 12A; Tabela 4). De forma semelhante, os dados de abundância indicam uma separação das amostragens do período diurno das amostragens do período noturno (principalmente ao longo do eixo 1) (Figura 12B; Tabela 4).

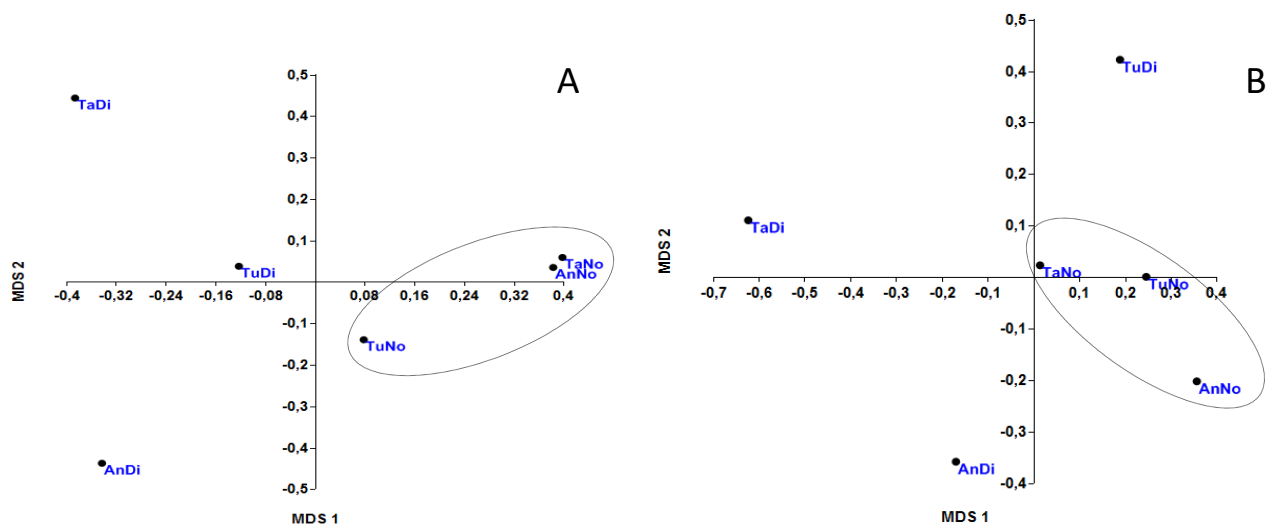


Figura 12. Ordenação por meio de Escalonamento multidimensional (MDS) dos dados referentes à presença/ausência (A) e abundância (B) de espécies de peixes capturados nas praias do baixo rio Negro. - As siglas referem-se às amostragens nos três sítios AnDi = (Anavilhanas Dia) AnNo = (Anavilhanas Noite), TuDi = (Tupé Dia) TuNo = (Tupé Noite) e TaDi = (Costa do Tatu Dia) TaNo = (Costa do Tatu Noite).

Tabela 5. Valores dos eixos 1 e 2 (MDS 1 e MDS 2) das análises de MDS para os dados qualitativos (presença/ausência) e quantitativos (abundância).

	Presença/ausência		Bray-Curtis	
	MDS 1	MDS 2	MDS 1	MDS 2
AnDi	-0,34376	-0,43689	-0,17764	-0,35719
AnNo	0,38142	0,035166	0,35232	-0,2063
TuDi	-0,12374	0,037996	0,18897	0,42253
TuNo	0,076894	-0,13904	0,24695	0,00086729
TaDi	-0,38706	0,44354	-0,61943	0,1147
TaNo	0,39624	0,059231	0,0088257	0,025389
Stress = 0.1391		Stress =0.08032		

As siglas referem-se às amostragens nos três sítios AnDi = (Anavilhanas Dia) AnNo = (Anavilhanas Noite), TuDi = (Tupé Dia) TuNo = (Tupé Noite) e TaDi = (Costa do Tatu Dia) TaNo = (Costa do Tatu Noite).

Relação entre características físico-químicas da água e a composição da ictiofauna

Foi realizada uma ordenação através da Análise de Componentes Principais-PCA para representar o conjunto de variáveis físico-químicas da água. O eixo 1 da PCA foi influenciado principalmente pelos parâmetros Oxigênio dissolvido (O_2 mg/L) e pH que variaram similarmente, porém, opostamente aos parâmetros Temperatura da água ($T^{\circ}C$) e condutividade elétrica, explicando 86,3% da variância no eixo 1 (Figura 13 e Tabela 5). Os dois parâmetros (pH e O_2) juntos foram os principais responsáveis pela junção do sítio Anavilhanas nos períodos diurno e noturno (AnNo e AnDi) que apresentaram em média níveis de oxigênio e pH mais baixos e temperatura e condutividade mais elevadas. Também ao longo do eixo 1 (PCA 1) houve a segregação do sítio Tupé no período diurno que apresentou em geral as temperaturas mais baixas e níveis de oxigênio mais elevados (Figura 13). O eixo 2 da PCA (PCA 2) explicou 12,0% da variância, e foi responsável pela segregação do sítio Tupé no período noturno que apresentou condutividade elétrica baixa. Em geral, apenas o sítio Tupé, tanto no período diurno quanto noturno apresentou diferenças nos parâmetros físico-químicos da água, quando relacionados aos outros dois sítios (Anavilhanas e Tatú), como demonstrado na ordenação ao longo dos eixos 1 e 2 da PCA (Figura 13).

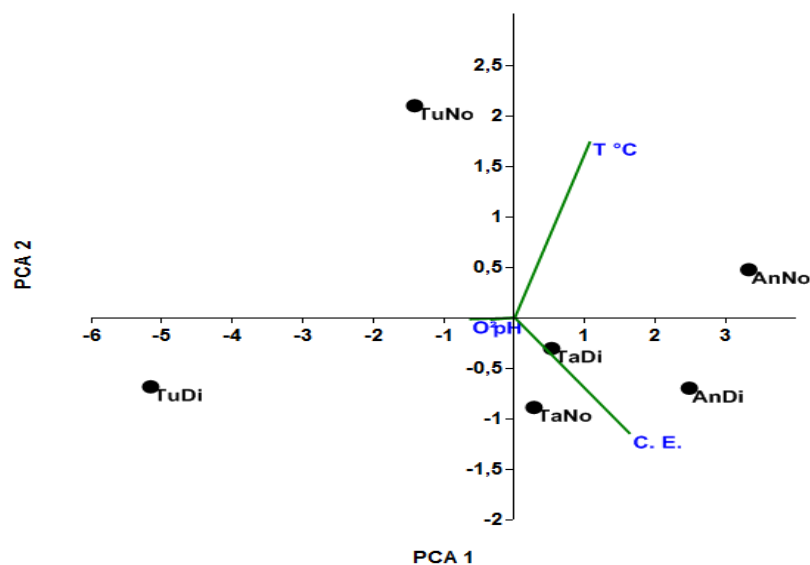


Figura 13. Análise de Componentes Principais (PCA 1 e PCA 2) mostrando as projeções das variáveis físico-químicas e as ordenações dos pontos de coletas sítios amostrados.

Tabela 6. Valores dos escores para as praias nos períodos diurno e noturno.

	PCA 1	PCA 2
AnDi	2,4751	-0,69656
AnNo	3,3182	0,47486
TuDi	-5,1658	-0,68267
TuNo	-1,4217	2,0951
TaDi	0,5227	-0,30392
TaNo	0,27149	-0,88684
Auto valor	9,23801	1,28902
Variância (%)	86,39	12,05
Variância Acumulada (%)	98,44	

As siglas referem-se às amostragens nos três sítios AnDi = (Anavilhanas Dia) AnNo = (Anavilhanas Noite), TuDi = (Tupé Dia) TuNo = (Tupé Noite) e TaDi = (Costa do Tatu Dia) TaNo = (Costa do Tatu Noite).

Para verificar a possível relação entre as variáveis físico-químicas da água (representadas pelos eixos 1 e 2 da PCA) com a composição de espécies (representada pelos eixos 1 e 2 do MDS), foram calculadas regressões lineares entre o primeiro e o segundo eixos das duas análises. Não houve relações significativas entre as variáveis físico-químicas da água (PCA1) e a composição de espécies de peixes (MDS 1; presença/ausência) ($r = 0,16258$; $r^2 = 0,02643$; $p = 0,75$), bem como com a abundância de peixes ($r = -0,1695$; $r^2 = 0,02875$; $p = 0,74$) (Figura 14A-B). Isso demonstra que a

composição de espécies e a abundância de indivíduos nas praias podem estar sendo influenciadas por outros fatores, tais como a luminosidade e as interações predador/presa, entre outras.

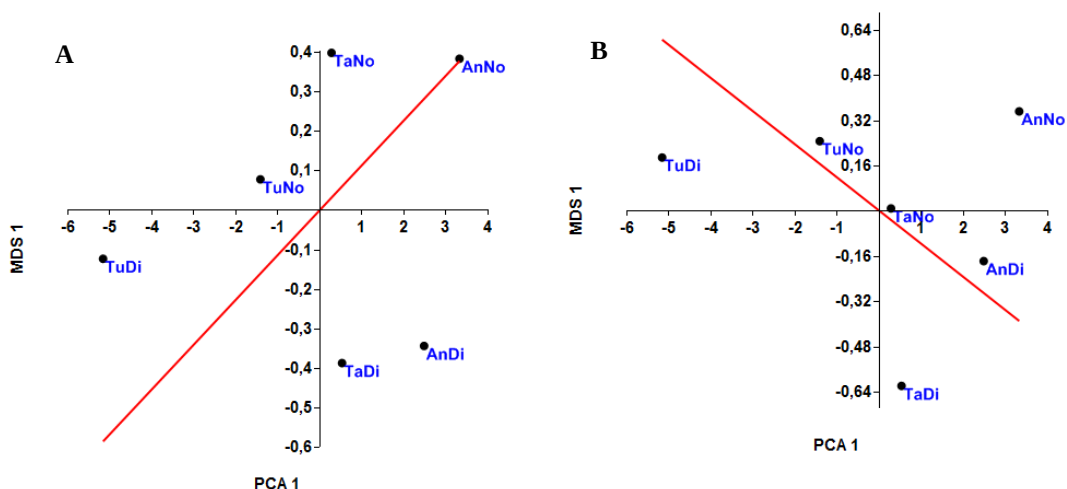


Figura 14. Regressão entre o eixo 1 da PCA (representando as variáveis físico-químicas) e o eixo 1 da ordenação (MDS) para os dados de presença-ausência das espécies de peixes (A), e entre o eixo 1 da PCA com eixo 1 MDS para os dados de abundância de peixes (B).

Estrutura trófica da ictiofauna

As 143 espécies coletadas nas três praias foram incluídas em doze categorias tróficas: carnívoros (dieta $\geq 60\%$ material animal, sem predominância de nenhum grupo específico), detritívora (dieta $\geq 60\%$ de detritos), hematófoga (dieta $\geq 60\%$ de sangue de outros peixes), herbívora (dieta $\geq 60\%$ de plantas), herbívoro/detritívoro (dieta $\geq 60\%$ de plantas e detritos), invertívoros alóctones (dieta $\geq 60\%$ invertebrados terrestres), invertívoros autóctones (dieta $\geq 60\%$ invertebrados aquáticos), invertívoros/detritívoro (dieta $\geq 60\%$ invertebrados/detritos), lepidófago (dieta $\geq 60\%$ escamas e nadadeiras), onívoros (dieta composta por alimentos de origem animal e vegetal, sem predominância de nenhum deles), piscívoros (dieta $\geq 60\%$ peixe) e planctívoros (dieta $\geq 60\%$ plancton ou zooplankton). A classificação das espécies está apresentada na Tabela 6.

A categoria trófica que abrigou a maior abundância 4545 indivíduos (53,52% da abundância total) foi a dos invertívoros autóctones, representados por 35 espécies, principalmente das famílias Sternopygidae, Characidae, Engraulidae e Acestorhynchidae (Tabela 6; Apêndice 1). Deste, 3383 indivíduos (39,8% da abundância total) ocorreram durante o período noturno e 1162 (13,68% da abundância total) no período diurno. As espécies mais representativas no período noturno foram *Lonchogenys ilisha* (790 indivíduos; 93,3% de ocorrência noturna) e *Eigenmannia macrops* (664;

100% a noite), *Moenkhausia megalops* (435; 96,55% a noite), *Hemigrammus levis* (353; 97,16% a noite), *Eigenmannia virescens* (331; 100% a noite) e *Moenkhausia lepidura* "alta" (200; 100% a noite). Já no período diurno, as espécies *Amazonsprattus scintilla* (590 indivíduos; 97,8% ocorrência diurna) e *Moenkhausia lepidura* (293; 80,8% dia) foram as mais representativas (Tabela 6; Apêndice 1).

A segunda categoria trófica mais abundante nas praias foi a dos omnívoros 1304 indivíduos (15,36% da abundância) de 19 espécies, representados principalmente por indivíduos das famílias Triportheidae, Cichlidae e Bryconidae (Tabelas 6; Apêndice 1). Deste, 993 indivíduos (11,7% da abundância total) ocorreram durante o período noturno e 311 (3,66%) no período diurno. As espécies mais representativas no período noturno foram *Triportheus albus* (579 indivíduos; 75,1% ocorrência noturna), *Geophagus proximus* (278; 80,9% à noite), *Geophagus altifrons* (240; 78,7% à noite), *Brycon pesu* (71; 81,7% à noite) e *Acarichthys heckelii* (48; 62,5% à noite). Já no período diurno, a espécie *Satanoperca jurupari* (35; 65,7% dia) foi a mais representativa (Tabela 6; Apêndice 1).

A terceira categoria trófica mais representativa foi a dos invertívoros/detrítívoros com 709 indivíduos (8,35% da abundância total) de 17 espécies, sendo estes pertencentes principalmente às famílias Doradidae, Pimelodidae e Heptapteridae (Tabela 6). Deste, 666 indivíduos (7,84% da abundância total) ocorreram durante o período noturno e 43 (0,51%) no período diurno. As espécies mais representativas no período noturno foram *Trachydoras microstomus* (307 indivíduos; 99,67% ocorrência noturna), *Tenellus ternetzi* (183; 98,9% à noite), *Pimelodus albofasciatus* (79; 100% à noite) e *Nemadoras trimaculatus* (31; 100% à noite). Já no período diurno, a espécie *Caenotropus labyrinthicus* (35; 94,3% dia) foi a mais representativa (Tabela 6; Apêndice 1).

Os planctívoros (quarta categoria trófica mais abundante) com um total de 669 indivíduos (7,88% da abundância) de 9 espécies, principalmente das famílias Engraulidae e Pimelodidae (Tabela 6). Deste, 571 indivíduos (6,72% da abundância total) ocorreram durante o período noturno e 98 (1,15%) no período diurno. As espécies mais representativas no período noturno foram *Anchoviella carrikeri* (261 indivíduos; 100% ocorrência noturna), *Anchovia surinamensis* (210; 68,1% à noite), *Anchoviella jamesi* (77; 92,2% à noite) e *Hypophthalmus fimbriatus* (42; 100% à noite). Já no período diurno, a espécie *Anchoviella* sp. 1 (18; 100% dia) foi a mais representativa (Tabela 6; Apêndice 1).

A quinta categoria trófica mais representativa foi a dos carnívoros com 375 indivíduos (4,42% da abundância total) de 14 espécies, principalmente das famílias Doradidae, Pimelodidae e Heptapteridae (Tabela 6). Deste, 365 (4,27% da abundância total) ocorreram durante o período noturno e 12 (0,14%) no período diurno. As espécies mais representativas no período noturno foram *Pachyurus paucirastrus* (130 indivíduos; 100% ocorrência noturna), *Pachyurus* sp. (95; 100% à noite), *Pimelodella howesi* (93; 97,8% à noite) e *Pachypops trifilis* (41; 100% à noite). Já no período diurno, as 5 espécies do gênero *Crenicichla* (8 indivíduos) foram capturados somente no período diurno (Tabela 6 e 7; Apêndice 1).

A sexta categoria trófica mais representativa foi a dos invertívoros alóctones com 347 indivíduos (4,09% da abundância total) de 8 espécies, principalmente da família Characidae (Tabela 6). Deste, 135 (1,59% da abundância total) ocorreram durante o período noturno e 212 (2,50%) no período diurno. A espécie mais representativa no período noturno foi *Poptella compressa* (65 indivíduos; 100% ocorrência noturna). Já no período diurno, *Moenkhausia gracilima* com 272 indivíduos (76,8% de dia) (Tabela 6 e 7; Apêndice 1).

Outras 6 categorias tróficas, detritívoros (3,23% da abundância total), piscívoros (2,46%), herbívoro/detritívoros (0,34%), herbívoros (0,21%), lepidófagas (0,12%) e hematófagos (0,04%), foram representados por 41 espécies (tabela 6 e 7). As três espécies mais abundantes foram *Pseudoloricaria laeviuscula* (detritívoro; 108 indivíduos, dos quais 74,0% foram capturados a noite e 26% de dia), *Ageneiosus uranophthalmus* (piscívoro; 57 indivíduos, dos quais 100% foram capturados a noite) e *Hoplias malabaricus* (piscívoro; 54 indivíduos, dos quais 63,0% foram capturados a noite e 37% de dia) (Tabela 6 e 7; Apêndice 1).

Piscívoros também constituíram a categoria trófica com maior biomassa, perfazendo 16919,3g (33% da biomassa total; sendo 26,9% dessa biomassa capturado a noite). Os omnívoros foram responsáveis por 10319,8g (20,6% da biomassa total; metade capturada no período diurno e outra metade no noturno), os detritívoros por 6712,7 g (13,4%; sendo 12,0% dessa biomassa capturado a noite), os invertívoros autóctones por 5838,9 g (11,67%; sendo que quase a totalidade foram capturados a noite) e os invertívoros/detritívoros por 4252,2g (8,5%; sendo que quase a totalidade foram capturados a noite) . Outras 7 categorias tróficas representaram juntas 3248,6g (6,4% da biomassa total) (Tabela 8; Apêndice 1).

Tabela 7. Classificação trófica das espécies amostradas nas praias do baixo rio Negro (AM).

Espécies	Categoria trófica	Abundância	Biomassa (g)	Estômagos analisados	Melhor referência
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller & Troschel, 1849)	omnívoro	48	565,74		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	carnívoro	1	11		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	piscívoro	4	206,3		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Acestrorhynchus grandoculis</i> Menezes & Géry, 1983	piscívoro	11	110,14		Goulding et al 1988
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)	piscívoro	8	115,17		Ferreira et al 2007
<i>Adontosternarchus balaenops</i> (Cope, 1878)	invertívoro autóctone	1	0,7		Goulding et al 1988
<i>Ageneiosus uranophthalmus</i> Ribeiro & Rapp Py-Daniel, 2010	piscívoro	57	180,26		Goulding et al 1988
<i>Agoniates anchovia</i> Eigenmann, 1914	piscívoro	1	14,1		Goulding et al 1988
<i>Amazonsprattus scintilla</i> Roberts, 1984	invertívoro autóctone	590	30,57		Goulding et al 1988
<i>Amblydoras hancockii</i> (Valenciennes, 1840)	invertívoro/detritívoro	1	3,9		Goulding et al 1988
<i>Anchovia surinamensis</i> (Bleeker, 1865)	plactívoro	210	215,02		Goulding et al 1988
<i>Anchoviella aalleni</i> (Myers, 1940)	plactívoro	2	0,66		Goulding et al 1988
<i>Anchoviella carrikeri</i> Fowler, 1940	plactívoro	261	128,02	*	Goulding et al 1988
<i>Anchoviella jamesi</i> (Jordan & Seale, 1926)	plactívoro	77	34,58	*	Goulding et al 1988
<i>Anchoviella juruasanga</i> Loeb, 2012	plactívoro	28	15,13		Goulding et al 1988
<i>Anchoviella</i> sp. "Focinho preto"	plactívoro	18	4,05		Goulding et al 1988
<i>Anchoviella</i> sp. "maxila longa"	plactívoro	30	12,25		Goulding et al 1988
<i>Ancistrus hoplogeny</i> (Günther, 1864)	detritívoro	3	4,5		Goulding et al 1988
<i>Apistogramma pulchra</i> Kullander, 1980	invertívoro autóctone	35	8,26		Goulding et al 1988
<i>Argonectes longiceps</i> (Kner, 1858)	invertívoro/detritívoro	14	85,3		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Auchenipterus ambyiacus</i> Fowler, 1915	piscívoro	3	23,6		Pouilly et al. (2003)/Costa e Freitas 2013
<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840)	carnívoro	3	25		Ferreira et al 2007
<i>Biotoecus opercularis</i> (Steindachner, 1875)	invertívoro autóctone	1	0,2		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz, 1829)	piscívoro	2	31,8		Ferreira et al 2007/Duarte 2008 Arrington
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel, 1845	omnívoro	71	1054,86		(2002)/Ferreira et al 2007
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	omnívoro	4	12,39		Ferreira et al 2007
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)	detritívoro	35	68,8		Ferreira et al 2007
<i>Centromochlus heckelii</i> (De Filippi, 1853)	invertívoro alóctone	1	5,6		Costa e Freitas 2013
<i>Centromochlus macracanthus</i> Soares-Porto, 2000	invertívoro alóctone	2	3,02		Goulding et al 1988
<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	omnívoro	4	8,8		Goulding et al 1988
<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821	piscívoro	28	2381,9		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)	plactívoro	1	8,4		Claro Jr 2007

<i>Creagrutus phasma</i> Myers, 1927	invertívoro autóctone	3	2,3		Goulding et al 1988
<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	carnívoro	1	0,58		Goulding et al 1988
<i>Crenicichla notophthalmus</i> Regan, 1913	carnívoro	1	4,7		Goulding et al 1988
<i>Crenicichla regani</i> Ploeg, 1989	carnívoro	3	2,7		Claro Jr 2007/Goulding et al 1988
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)	carnívoro	1	78,4		Claro Jr 2007/Goulding et al 1988
<i>Crenicichla</i> sp.	carnívoro	2	1,13		Goulding et al 1988
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	detritívoro	1	5,2		Ferreira et al 2007
<i>Cynodon gibbus</i> (Spix & Agassiz 1829)	carnívoro	2	82,6		Costa e Freitas 2013/Santos et al 2006
<i>Cyphocharax leucostictus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	detritívoro	2	20,9		Claro Jr 2007
<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	detritívoro	3	7,08		Goulding et al 1988
<i>Dekeyseria amazonica</i> Rapp Py-Daniel, 1985	herbívoro	1	6,2		Costa e Freitas 2013/Rezende et al 2005
<i>Dekeyseria scaphirhyncha</i> (Kner, 1854)	herbívoro/detritívoro	1	7		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Distocyclus goajira</i> Schultz, 1949	invertívoro autóctone	2	29,8		Goulding et al 1988
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)	invertívoro	664	1349	*	Ferreira et al 2007
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	invertívoro	7	12,3		Ferreira et al 2007
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	invertívoro autóctone	331	847,7	*	Claro Jr 2007
<i>Exodon paradoxus</i> Müller & Troschel, 1844	lepidófaga	10	21,7		Ferreira et al 2007
<i>Fluviphylax zonatus</i> Costa, 1996	herbívoro/detritívoro	1	0,03		Goulding et al 1988
<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840	omnívoro	240	1529,47	*	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	omnívoro	278	4455,23	*	Goulding et al 1988
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	invertívoro autóctone	7	10,3		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin, 1909	invertívoro autóctone	6	1,13		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	invertívoro autóctone	111	17,88		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Hemigrammus hyanuary</i> Durbin, 1918	invertívoro autóctone	1	0,62		Goulding et al 1988
<i>Hemigrammus levis</i> Durbin, 1908	invertívoro	353	292,99	*	Ferreira et al 2007
<i>Hemigrammus mimus</i> Böhlke, 1955	invertívoro autóctone	1	0,06		Goulding et al 1988
<i>Hemigrammus</i> sp. "prata"	invertívoro autóctone	33	3,03		Goulding et al 1988
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	detritívoro	2	3,9		Ferreira et al 2007/Claro Jr 2007
<i>Hemiodus atranalis</i> (Fowler, 1940)	detritívoro	7	63,8		Ferreira et al 2007
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	omnívoro	4	189,4		Goulding et al 1988
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	detritívoro	8	31,7		Ferreira et al 2007
<i>Heros efasciatus</i> Heckel, 1840	detritívoro	18	797,6		Goulding et al 1988
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	piscívoro	54	11448,1	*	Ferreira et al 2007
<i>Hyphessobrycon socolofi</i> Weitzman, 1977	invertívoro autóctone	2	0,6		Goulding et al 1988
<i>Hypoclinemus mentalis</i> (Günther, 1862)	carnívoro	4	383,4		Ferreira et al 2007

<i>Hypophthalmus fimbriatus</i> Kner, 1858	planctívoro	42	1357,4		Goulding et al 1988
<i>Hypselecara coryphaenoides</i> (Heckel, 1840)	piscívoro/carnívoro	1	55,1		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Laemolyta proxima</i> (Garman, 1890)	omnívoro	1	68,5		Santos et al 2006 /Ferreira et al 2007
<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1858)	omnívoro	1	11,2		Candida Juliana / Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Leporinus desmotes</i> Fowler, 1914	omnívoro/invertívoro	4	6,6		Santos et al 2006/Ferreira et al 2007
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	omnívoro	3	46,2		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Leptodoras praelongus</i> (Myers & Weitzman, 1956)	invertívoro/detritívoro	6	13,72		Goulding et al 1988
<i>Lonchogenys ilisha</i> Myers, 1927	invertívoro autóctone	790	1493,43	*	Goulding et al 1988
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	detritívoro	3	31,03		Ferreira et al 2007
<i>Loricariichthys acutus</i> (Valenciennes, 1840)	detritívoro	3	3,71		Goulding et al 1988
<i>Loricariichthys nudirostris</i> (Kner, 1853)	detritívoro	26	406,8		Ferreira et al 2007
<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994	invertívoro	3	0,86		Ferreira et al 2007
<i>Mesonauta insignis</i> (Heckel, 1840)	detritívoro/herbívoro	3	32,2		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)	omnívoro	3	85		Goulding et al 1988
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	omnívoro	2	60,6		Goulding et al 1988
<i>Microchemobrycon casiquiare</i> Böhlke, 1953	invertívoro autóctone	137	28,26	*	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Microchemobrycon melanotus</i> (Eigenmann, 1912)	invertívoro autóctone	115	22,94		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Moenkhausia ceros</i> Eigenmann, 1908	invertívoro autóctone	107	81,13		Goulding et al 1988
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	invertívoro autóctone	13	4,38		Goulding et al 1988
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	detritívoro	44	41,6		Goulding et al 1988
<i>Moenkhausia gracilima</i> Eigenmann, 1908	invertívoro alóctone	272	156,4	*	Candida Juliana
<i>Moenkhausia lata</i> Eigenmann, 1908	invertívoro autóctone	188	89,07	*	Goulding et al 1988
<i>Moenkhausia lepidura</i> "alta"	invertívoro autóctone	200	637,4	*	Goulding et al 1988
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	invertívoro autóctone	293	139,72	*	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Moenkhausia megalops</i> (Eigenmann, 1907)	invertívoro autóctone	435	342,21	*	Claro Jr 2007/Goulding et al 1988
<i>Myelus setiger</i> Müller & Troschel, 1844	omnívoro	3	5,14		Ferreira et al 2007
<i>Myloplus lobatus</i> (Valenciennes, 1850)	herbívoro	13	44,5		Candida Juliana
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876	invertívoro/detritívoro	2	0,11		Goulding et al 1988
<i>Nemadoras trimaculatus</i> (Boulenger, 1898)	invertívoro/detritívoro	31	236,2		Candida Juliana
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i> (Steindachner, 1882)	piscívoro	3	1,11		Claro Jr 2007 /Goulding et al 1988
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	invertívoro/detritívoro	3	585,7		Candida Juliana
<i>Pachypops trifilis</i> (Müller & Troschel, 1849)	carnívoro	41	77,95		Goulding et al 1988
<i>Pachyurus paucirastrus</i> Aguilera, 1983	carnívoro	130	219,86		Goulding et al 1988
<i>Pachyurus</i> sp.	carnívoro	95	118,18		Goulding et al 1988

<i>Phenacogaster pectinatus</i> (Cope, 1870)		3	2,34	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	invertívoro autóctone			
<i>Physopyxis ananas</i> Sousa & Rapp Py-Daniel, 2005	invertívoro	1	0,8	Ferreira et al 2007
<i>Pimelodella howesi</i> Fowler, 1940	carnívoro	93	331,9	candida juliana
<i>Pimelodella serrata</i> Eigenmann, 1917	invertívoro/detritívoro	21	183,24	Goulding et al 1988
<i>Pimelodus albofasciatus</i> Mees, 1974	invertívoro/detritívoro	79	629,8	Goulding et al 1988
<i>Pimelodus altissimus</i> Eigenmann & Pearson, 1942	invertívoro/detritívoro	3	12,5	Goulding et al 1988
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	piscívoro	28	203,1	Goulding et al 1988
<i>Platydoras costatus</i> (Linnaeus, 1758)		14	1490,5	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	invertívoro/detritívoro			
<i>Poptella compressa</i> (Günther, 1864)	invertívoro	65	211,1	Ferreira et al 2007
<i>Potamorhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	carnívoro	2	15,5	Ferreira et al 2007
<i>Potamotrygon scobina</i> Garman, 1913	piscívoro	5	802,5	Goulding et al 1988
<i>Potamotrygon wallacei</i> Carvalho, Rosa & Araújo, 2016	piscívoro	3	1345,7	Goulding et al 1988
<i>Pseudepapterus hasemani</i> (Steindachner, 1915)		1	0,9	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	invertívoro autóctone			
<i>Pseudoloricaria laeviscula</i> (Valenciennes, 1840)				Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	detritívoro	108	969,58	
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	herbívoro	1	1,6	Merona & Rankin-de-Merona
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)	omnívoro	6	58,5	Goulding et al 1988
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	carnívoro	1	17,6	Goulding et al 1988
<i>Reganella depressa</i> (Kner, 1853)		14	37,38	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	detritívoro			
<i>Rhabdolichops caviceps</i> (Fernández-Yépez, 1968)	invertívoro autóctone	25	50,4	Goulding et al 1988
<i>Rhabdolichops stewarti</i> Lundberg & Mago-Leccia, 1986	invertívoro autóctone	22	28,6	Goulding et al 1988
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)	invertívoro autóctone	1	148,3	Goulding et al 1988
<i>Rhinobrycon negrensis</i> Myers, 1944	invertívoro autóctone	25	7,3	* Goulding et al 1988
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)				Candida
	omnívoro	9	484,4	Juliana/Ferreira et al 1998
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)		35	1247,1	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	omnívoro			
<i>Scorpiodoras</i> sp.	herbívoro/detritívoro	3	26,38	Goulding et al 1988
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)		35	4328,3	Santos et al 2006/Ferreira et al 2007
	detritívoro			
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	omnívoro	1	7,1	Ferreira et al 2007
<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner, 1880)		34	98,2	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	invertívoro autóctone			
<i>Sternarchella schotti</i> (Steindachner, 1868)	invertívoro autóctone	3	5,8	Goulding et al 1988
<i>Sternarchella terminalis</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	invertívoro autóctone	5	13,9	Goulding et al 1988
<i>Sturisoma</i> sp.		9	60,2	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
	detritívoro			
<i>Synbranchus</i> sp. "brevis"	invertívoro/detritívoro	1	0,5	Goulding et al 1988
<i>Tatia intermedia</i> (Steindachner, 1877)		1	11,5	Ferreira et al 2007/Costa e Freitas 2013
	invertívoro alóctone			

<i>Tatia</i> sp.	invertívoro alóctone	1	7,9		Goulding et al 1988
<i>Tenellus ternetzi</i> (Eigenmann, 1925)	invertívoro/detritívoro	183	328,36		Goulding et al 1988
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	omnívoro	1	10,8		Ferreira et al 2007
<i>Trachydoras microstomus</i> (Eigenmann, 1912)	invertívoro/detritívoro	307	217,05		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	omnívoro	579	341,9	*	Ferreira et al 2007
<i>Tympanopleura piperatus</i> (Eigenmann, 1912)	piscívoro	1	0,4		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Uaru amphiacanthoides</i> Heckel, 1840	herbívoros/detritívoro	24	2692,4	*	Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007
<i>Vandellia cirrhosa</i> Valenciennes, 1846	hematófago	2	1,9		Claro Jr 2007 /
<i>Vandellia sanguinea</i> Eigenmann, 1917	hematófago	1	1,5		Goulding et al 1988/Ferreira et al 2007

Tabela 8. Valores de abundância (número de indivíduos) de peixes para cada categoria trófica, em cada sítio (praia) amostrado no baixo rio negro, durante a estação seca.

Categoria trófica	AnDi	AnNo	TuDi	TuNo	TaDi	TaNo	Total
carnívoro	2	9	2	292	8	62	375
detritívoro	44	21	39	99	7	64	274
hematófago	0	0	0	1	0	2	3
herbívoros	0	17	0	0	0	1	18
herbívoros/detritívoro	0	0	1	23	2	3	29
invertívoro alóctone	0	5	211	64	1	66	347
invertívoro autóctone	440	1441	708	1471	14	471	4545
invertívoro/detritívoro	36	520	5	39	2	107	709
lepidófaga	0	2	8	0	0	0	10
omnívoros	44	60	249	830	18	103	1304
piscívoro	2	57	39	72	6	33	209
planctívoro	0	414	91	99	7	58	669
Total	568	2546	1353	2990	65	970	8492

Tabela 9. Valores em biomassa (gramas) de peixes para cada categoria trófica, em cada sítio (praia) amostrado no baixo rio negro, durante a estação seca.

Espécie	AnDi	AnNo	TuDi	TuNo	TaDi	TaNo	Total Biomassa (g)
carnívoro	1,13	47,67	6	502,05	110,8	311,05	978,7
detritívoro	4,38	1968,1	493,36	2596,24	172,6	1478,08	6712,76
hematófago	0	0	0	1,5	0	1,9	3,4
herbívoros	0	55,84	0	0	0	1,6	57,44
herbívoros/detritívoro	0	0	117,7	2574,7	23,08	10,33	2725,81
invertívoro alóctone	0	3,88	129,9	47,6	11,5	219	411,88
invertívoro autóctone	183,25	2350,86	128,1	2267,37	4,16	905,2	5838,94
invertívoro/detritívoro	73,25	709,35	36,86	2238,4	0,7	1193,71	4252,27
lepidófaga	0	2	19,7	0	0	0	21,7
omnívoros	1963,6	1112,01	2815,43	3021,01	362,99	1044,76	10319,8
piscívoro	5,6	199,81	3061,37	12665,3	398,7	588,5	16919,28
planctívoro	0	304,81	15,77	84,7	9,3	1360,93	1775,51
Total Biomassa (g)	2231,21	6754,33	6824,19	25998,9	1093,83	7115,06	50017,49

Variações na estrutura trófica da ictiofauna nas praias do baixo rio Negro nos períodos diurno e noturno

As variações na estrutura trófica da ictiofauna das três praias amostrados foram avaliadas por meio de uma análise de Escalonamento Multidimensional (MDS). Os dois eixos criados pela análise conseguiram captar grande parte da variação das distâncias originais na composição da estrutura trófica das assembleias, tanto para dados de presença-ausência de categorias tróficas

(Stress = 0,1503), quanto para dados quantitativos, referentes a valores de abundância (Stress = 0,0568) e de biomassa (Stress = 0,1606) por categoria trófica.

Para dados de presença-ausência, abundância e biomassa (g), novamente observa-se uma separação entre as amostragens realizadas no período noturno do período diurno principalmente ao longo do eixo 1. Também é possível verificar que a estrutura trófica das praias no período noturno está mais próxima entre si do que em relação as estruturas tróficas das amostragens realizadas durante o período diurno, com exceção do Tupé dia (Figura 15).

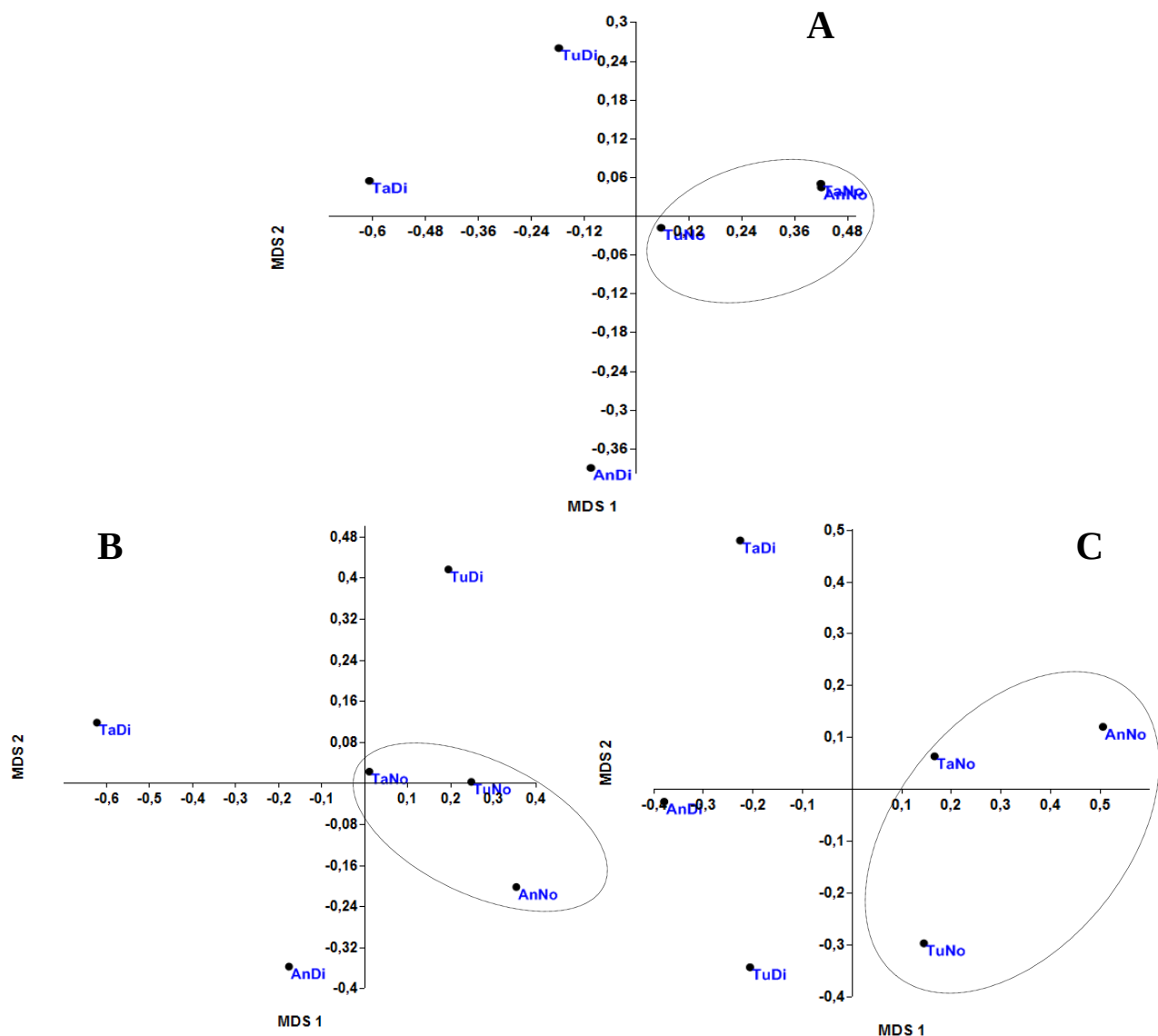


Figura 15. Ordenação por meio de Escalonamento Multidimensional (MDS) para dados referentes a valores de presença-ausência de categorias tróficas (A) e para valores de abundância (B) e biomassa (C) de peixes nas categorias tróficas registradas em praias localizadas no baixo rio Negro (AM).

CONCLUSÃO

1. A composição específica das assembleias de peixes encontrada nas praias do baixo rio Negro durante o período de seca revelou um padrão para os valores de ictiofauna.
2. Houve diferenças de riqueza, abundância, diversidade e biomassa entre os períodos amostrados, com maiores valores observados no período noturno.
3. As variáveis físico-químicas não influenciaram a composição das assembleias de peixes nas praias do baixo rio Negro.
4. A estrutura trófica foi bastante diversificada com a maior ocorrência de invertívoros autóctones.
5. Através das guildas tróficas presentes foi possível observar que as praias do baixo rio Negro são utilizadas principalmente como áreas de alimentação e refúgio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, R. G. Biologia alimentar de três espécies de *Triportheus* (Pisces: Characoidei: Characidae) do lago Castanho, Amazonas. *Acta Amazônica*, Amazonas, v. 14, p. 48-76. 1984.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46, 2001.
- ANDERSON, M. J. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand, 2005.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. In *Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes* (T.M. Zaret, ed.). The Hague, Netherlands, p.39-57. 1984.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; PORTUGAL, L.P.S.; FERREIRA, E. G. Fish-macrophyte relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black water system in the Central Amazon. *J. Fish Biol*, 29: 1-11.1986.
- ARRINGTON, D.A.; WINEMILLER, K. O. Diel changeover in sandbank fish assemblages in a neotropical floodplain river. *Journal of Fish Biology*, 63: 442 – 459.2003.
- BERGER, W.H.; PARKER, F.L. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science*, v.168, p. 1345-7.1970.
- BITTENCOURT, M. M.; AMADIO, S. A. Proposta para identificação dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do Rio Solimões – Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica* 37(2):307-312. 2007.
- BÖHLKE, J. E.; WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A. Estado atual da sistemática de peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazônica* 8 (4): 657-677. 1978.

- BRINGEL, S. R. B.; PASCOALOTO, D. As águas transfronteiriças do alto rio Negro. Em: L. A. G. de Souza e E. G. Castellón, eds. Desvendando as fronteiras do conhecimento na região do alto rio Negro. Manaus, AM: INPA, pp. 7–21. 2012.
- BROWN, A. C.; McLACHLAN, A. Ecology of sandy shores. Elsevier. 328p.1990.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Paulo, v. 61, n.2, p. 259-266, 2001.
- CLARK, B. M.; BENNETT, B.A.; LAMBERTH, S. J. Temporal variations in surf zone fish assemblages from False Bay, South Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 131: 35-47.1996.
- CLARKE, K. R.; GREEN, R. H. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Serie*, 92:213-226. 1988.
- CLARO Jr., L. H. Distribuição e estrutura tróficas das assembleias de peixes em praias do rio Solimões/ Amazonas, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, 103 pp.2007.
- CLARO Jr., L. H; FERREIRA, E.; ZUANON, J. A.; 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*. 34(1):133-137. 2004.
- COPP, G. H.; JURAJDA, P. Size-structured diel use of river banks by fish. *Aquatic Sciences*, 61: 75-91.1999.
- CORREA, S.B.; CRAMPTON, W. G. R.; CHAPMAN, L. J; ALBERT, J.S. A comparison of flooded forest and floating meadow fish assemblages in an upper Amazon floodplain. *Journal of Fish Biology* 72: 629–644. 2008.
- COSTA, IGOR DAVID da. "Estrutura de assembleias de peixes em uma área de exploração petrolífera na Amazônia (Bacia do Rio Urucu, Amazonas, Brasil)." (2009).
- CROPP, R.; GABRIC, A. Ecosystem adaptation: Do ecosystems maximize resilience? *Ecology*, 83(7): 2019-2026. 2002.

DUARTE, C. *Ictiofauna associada às praias de desova de quelônios no baixo rio Purus, Amazonas, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 78 pp. 2008.

FELISBERTO, S.A.; RODRIGUES, L. Influência do gradiente longitudinal (rio-barragem) na similaridade das comunidades de desmídias perifíticas. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 28, n. 2, p. 241-254. 2005.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. 1998. Peixes comerciais do médio Amazonas: região de Santarém, Pará. Brasília: Ibama, 211pp

FINK, W. I.; FINK, S. V. A Amazônia Central e seus peixes. *Acta Amazônica*, 8 (4): 19-42. 1979.

FURCH, K.; JUNK, W.J. Physicochemical conditions in the floodplain. pp. 69–108. In: W.J. JUNK (ed.) *The Central Amazonian Floodplain, Floodplain: Ecology of a Pulsing System*, Ecological Studies Vol. 126, Springer, Berlin. 1997

GARCIA, M. Aspectos ecológicos dos peixes das águas abertas de um lago no arquipélago de Anavilhanas, rio Negro. AM. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. INPA/UFAM, pp. 95. 1995.

GÉRY, J. Characoids of the World. T.F.H. Publications, Inc., Neptune, USA. 1977.

GIANNINI, R.; PAIVA FILHO, A. M. Análise comparativa da ictiofauna da zona de arrebentação de praias arenosas do Estado de São Paulo, Brasil. *Bol. Inst. Oceanogr. São Paulo*, 43 (2): 141-152. 1995.

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. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 98: 89-105. 1993.

GIBSON, R. N.; ROBB, L.; BURROWS, M. T.; ANSELL, A. D. Tidal, diel and longer term changes in the distribution of fishes on a Scottish sandy beach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 130: 1-17. 1996.

GOLDSTEIN, R. M.; MEADOR, M. R. Comparisons of fish species traits from small streams to large rivers transactions of the American Fisheries Society. 133:971–983. 2004.

- GORMAM, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fishes communities. *Ecology*, 59:507-515. 1978.
- GOULDING, M. História dos Rios Amazônicos. Sociedade Civil Mamirauá/ CNPq/ Rainforest Alliance. Brasília. 208 pp. 1997.
- GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. *The Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Institution. Washington. 253pp. 2003.
- GOULDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. G. Rio Negro. Rich life in poor water: Amazonian diversity and food chain ecology as seen through fish communities. The Hague: SPB Academic Publishing, 200p. 1988.
- GRAÇA LOPES, R.; RODRIGUES, E. S.; PUZZI, A.; PITA, J. B.; JAP COELHO, J. A. P.; ML FREITAS, M. L. Levantamento ictiofaunístico em um ponto fixo na Baía de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. *Bol. Inst. Pesca São Paulo*, 20: 7-20. 1993.
- HAMMER, ØYVIND; HARPER, DAVID A.T., RYAN, PAUL D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for Education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1): 1-9. 2001.
- HELMER, J. L.; TEIXEIRA, R. L.; MONTEIRO – NETO, C. Food habits of young *Trachinotus* (Pisces, Carangidae) in the inner surf – zone of a sandy beach in southeast Brazil. *Atlântica*, 17: 95-107. 1995.
- IBARRA, M.; STEWART, D.J. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River Basin, Eastern Ecuador. *Copeia*, 2: 364-381. 1989.
- JEPSEN, D. B. Fish species diversity in sand bank habitats of neotropical river. *Environmental Biology of Fishes*, 49: 449-460. 1997.
- JUNK, W.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river floodplain systems. In: Dogde, D. P (Ed). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 1989.
- KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. *Fisheries*, Maryland, v. 6 n. 6, p. 21-27, 1981.
- KREBS, C. J. *Ecological methodology*. New York: Harper Collins. 645 pp. 1989.

- LASIAK, T. A Structural aspects of the surf zone fish assemblage at King's Beach, Algoa Bay, South Africa: Long - term fluctuations. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 18 (4): 459-483.1984 a.
- LASIAK, T. A. Structural aspects of the surf zone fish assemblage at King's Beach, Algoa Bay, South Africa: Short - term fluctuations. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 18:. 347-360. 1984 b.
- LEENHEER, J. A.; SANTOS, V. Consideração sobre os processos de sedimentação na água preta ácida do rio Negro (Amazônia Central). *Acta Amazônica* 10 (2): 343-355.1980.
- LOPES, P. R. D.; OLIVEIRA – SILVA, J. T.; SENA, M. P.; SILVA, I. S.; VEIGA, D. C. M.; SILVA, G. R.; SANTOS, R. C. L. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da praia de Itapema, Santo Amaro da Purificação, Baía de Todos os Santos, Bahia. *Acta Biol. Leopoldensis*, 21 (1): 99-105. 1999.
- LOWE-McCONNELL, R. H. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge University Press. 382p. 1987.
- LOWE-McCONNELL, R.H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo. 535 pp. 1999.
- LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. *Statistical Ecology: A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons. 337 p.1988.
- MAGURRAN, A.E. Ecological diversity and Its Measurement. Chapman and Hall, 179p.1988.
- MENEZES, N.A. Methods for assessing freshwater fish diversity. In Biodiversity in Brazil (C.E.M. BICUDO & N.A. MENEZES, eds.). CNPq, São Paulo, p. 289-295. 1996.
- 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 Amazonica*. vol. 42(4) 2012: 567 – 572. 2012.
- RAHEL, F. J. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology*, 65: 1276-1289. 1984.
- RAPP PY-DANIEL, L. H; DEUS, C. P.; RIBEIRO, O. M.; SOUZA, L.M. Em RAPP PY-DANIEL, L.H; DEUS, C.P; HENRIQUE, A. L.; PIMPÃO, D.M.; RIBEIRO, O. M. orgs. Biodiversidade de

Médio Madeira fazer: bases científicas parágrafo Propostas de Conservação. Série Biodiversidade 29. Manaus, INPA, Brasília, MMA/ MCT. P 89 – 125.2007.

REIS, R. E., et al. "Fish biodiversity and conservation in South America." *Journal of Fish Biology* (2016).

RIBEIRO, M. C. L. B. As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no Rio Negro, Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 192pp. 1983.

RIBEIRO, M. C. L. B.; PETRERE JR., M. Fisheries ecology and management of the jaraqui (*Semaprochilodus taeniurus*, *S. insignis*) in the central Amazonia. Regulated river. Res. & Manag. 5: 195-215.1990.

SAINT – PAUL, U.; ZUANON, J.; VILLACORTA – CORREA, M.A.; GARCIA, M. FABRÉ, N.N.; BERGER, U.; JUNK, W.J. Fish communities in Central Amazonia white and the black waters foodplains. *Environ. Biol. Fishes*, 57: 235-250. 2000.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.I.; ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do Rio Amazonas. *Acta Amazonica*, 31(3): 437-447. 2001.

SANDERS, H. L. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.* 102, 243-282.1968.

SANTOS, G. M. Estudos de alimentação e hábitos alimentares de *Schizodon fasciatus* Agassiz, 1829, *Rhytioidus microlepis* Kner, 1859 e *Rhytioidus argenteofuscus* Kner 1859, do lago Janauacá – AM (Osteichthyes, Characoidei, Anostomidae). *Acta Amazonica*, 11(2): 267-283.1981.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. Peixes Comerciais de Manaus. Manaus: Ibama/AM, ProVárzea, 144pp.2006.

SANTOS, G.M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da Bacia Amazônica. In: LOWE McCONNELL, JR.H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo. P. 349-354. 1999.

SANTOS, R. S.; NASH, R. D. M. Seasonal changes in a sandy beach fish assemblage at Porto Pim, Faial, Azores. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1995.

SAUL, A. C.; CUNNINGHAM, P. T. M. Comunidade ictiofaunística da Ilha do Bom Abrigo, Cananéia, São Paulo, Brasil. 2 - Lanço. *Arq. Biol. Tecnol.*, 38 (4): 1053-1069. 1995.

SCHAEFER, S.A. Conflict and resolution: of new taxa of phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In: MALABARBA, L.R.; R.E.

SCORVO FILHO, J.D. MT HORIKAWA, HP BARROS e AA BASTOS. 1987. Identificação e ocorrência de alevinos de *Trachinotus* na região de Ubatuba (23032'S e 45004'W), Estado de São Paulo, Brasil. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, 14: 35-43. 1998.

SHANNON, C.; WEAVER, W. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, URBANA. 1949.

SIOLI, H. 1984. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*. v.1, p.74-83. 1984.

SIOLI, H. A limnologia e a sua importância em pesquisas da Amazônia. *Amazoniana*, I: 11-35. 1965.

SIOLI, H. Das Wasser im Amazonasgebiet. *Forsch Fortschr.*, 26: 274-280. 1950.

SOARES, M. G. M.; ALMEIDA, R. G.; JUNK, W. J. The trophic status of the fish fauna in Lago Camaleão, a macrophyte dominated floodplain lake in the middle Amazon. *Amazoniana*. 9(4): 511-526. 1986.

SOARES, M. G. M.; YAMAMOTO, K. C. Diversidade e composição da ictiofauna do lago tupé. In: 'Silva, E. N. S.; Aprile, F. M., Scudeller, V. V.; Melo, S. (eds.). Biotupé Meio Físico, diversidade biológica e sociocultural do baixo rio Negro, Amazônia Central. Manaus, INPA. p. 181-197. 2005.

SOUZA – MOSIMANN, R.M.; TAVARES, A.V.; FREITAS, V.P. Contribuição ao conhecimento da diatomoflora do conteúdo estomacal de algumas espécies de peixes da Amazônia. I – *Myelus* sp. (pacu) do Lago do Prato, AM., Brasil. *Acta Amazônica* 27(1): 9-26. 1997.

STEWART, J. D.; IBARRA, M.; BARRIGA-SALAZAR, R. Comparison of deep-river and sand-beach fish assemblages in the Napo river basin, eastern Ecuador. *Copeia*, (2): 333-343. 2002.

SÚAREZ, Y. R., & PETRERE JR, M. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96(2), 197-204. (2006).

TEIXEIRA, R. L.; ALMEIDA, G. I. Composição da ictiofauna de três praias arenosas de Maceió, Al. Brasil. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão (N. Sér.)*, 8: 21-38. 1998.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E.. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137, 1980.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137. 1990.

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R. Neotropical ichthyology: an overview. *In* Phylogeny and classification of Neotropical fishes (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena.; C. A. S. Lucena, eds). Edipucrs, Porto Alegre, p. 1-12. 1998.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 7, n. 1, p. 57-66, 2007.

WOOTTON, R. J. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall Press. 404 p. 1995.

YAMAMOTO, K. C. A estrutura de comunidades de peixes em lagos manejados da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM. 71 pp. 2004.

YAMAMOTO, K. C. Efeitos do aumento da complexidade ambiental induzida por atratores artificiais sobre as assembleias de peixes em lagos de água preta do Parque Nacional de Anavilhanas, rio Negro (Amazonas – Brasil). Tese (Doutorado em Ciências Pesqueiras). Universidade Federal do Amazonas, 2011.

YAMAMOTO, K. C.; FREITAS, C. E. C.; ZUANON, J.; HURD, L. E. Fish diversity and species composition in small-scale artificial reefs in Amazonian floodplain lakes: Refugia for rare species?. *Ecological Engineering* 67 (2014). 165–170. 2014.

ZUANON, J.; FERREIRA, E. Feeding ecology of fishes in the Brazilian Amazon – a naturalistic approach. *In*: Cyrino, J.E.P; Bureau, D.P.; Kapoor, B.G. (Eds.). *Feeding and digestive functions of fishes*. Enfield: Science Publishers. p: 1-34. 2008.

ZUANON, J.; MENDONÇA, F; ESPÍRITO SANTO, H. M. V; DIAS, M. S; GALUCH, A. V; AKAMA, A. Guia de peixes da Reserva Adolfo Ducke. Amazônia Central, Manaus: Editora INPA, 2015. 155 p.

ZUANON, J.; SAZIMA, I. Vampire catfishes seek the aorta not the jugular: candirus of the genus *Vandellia* (Trichomictoridae) feed on major gill arteries of host fishes. *Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, 8(1): 31-36.2004.

SILVA, A. L. Uso de recursos por populações ribeirinhas do médio rio Negro. 2003. Tese (Doutorado). Universidade Paulista, São Paulo, 2003.

Apêndice 1. Lista taxonômica das espécies coletadas em praias do baixo rio Negro no período de seca (2016).

Ordem, Família, Espécie	Anavilhanas		Tupé		Tatu		Total
	Dia	Noite	Dia	Noite	Dia	Noite	
	N	N	N	N	N	N	
Ordem Myliobatiformes							
Família Potamotrygonidae							
Potamotrygon scobina	Garman, 1913		1	1	3		5
Potamotrygon wallacei	Carvalho, Rosa & Araújo, 2016			3			3
Ordem Clupeiformes							
Família Engraulidae							
Amazonsprattus scintilla	Roberts, 1984	13	572		5		590
Anchovia surinamensis	(Bleeker, 1865)	33	67	99		11	210
Anchoviella alleni	(Myers, 1940)	2					2
Anchoviella carrikeri	Fowler, 1940	261					261
Anchoviella jamesi	(Jordan & Seale, 1926)	67			6	4	77
Anchoviella juruasanga	Loeb, 2012	25	2			1	28
Anchoviella sp.1			18				18
Anchoviella sp. 2		26	4				30
Ordem Characiformes							
Família Erythrinidae							
Hoplias malabaricus	(Bloch, 1794)		20	34			54
Família Cynodontidae							
Cynodon gibbus	(Spix & Agassiz 1829)	1				1	2
Família Serrasalminidae							
Metynnis hypsauchen	(Müller & Troschel, 1844)			2		1	3
Metynnis lippincottianus	(Cope, 1870)		2				2
Myleus setiger	Müller & Troschel, 1844	3					3
Myloplus lobatus	(Valenciennes, 1850)	13					13
Pygocentrus nattereri	Kner, 1858					1	1

<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	1					1
Família Hemiodontidae						
<i>Argonectes longiceps</i> (Kner, 1858)	12	2				14
<i>Hemiodus atranalis</i> (Fowler, 1940)			1		6	7
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	3			1		4
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	8					8
Família Anostomidae						
<i>Laemolyta proxima</i> (Garman, 1890)					1	1
<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1858)					1	1
<i>Leporinus desmotes</i> Fowler, 1914	4					4
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)					3	3
Família Chilodontidae						
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1858)	33	2				35
Família Curimatidae						
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)			1			1
<i>Cyphocharax leucostictus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)					2	2
<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	3					3
Família Prochilodontidae						
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)	8		10	2	15	35
Família Lebiasinidae						
<i>Nannostomus eques</i> Steindachner, 1876					2	2
Família Ctenoluciidae						
<i>Boulengerella cuvieri</i> (Spix & Agassiz, 1829)		2				2
Família Triportheidae						
<i>Agoniates anchovia</i> Eigenmann, 1914				1		1
<i>Triportheus albus</i> Cope, 1872	3	144	431		1	579
Família Bryconidae						
<i>Brycon pesu</i> Müller & Troschel, 1845	4	41	2	9	15	71
Família Iguanodectidae						

<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	1	2		1		4
Família Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)				3	1	4
<i>Acestrorhynchus grandoculis</i> Menezes & Géry, 1983				4	7	11
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Jardine, 1841)		4	1	1	2	8
<i>Lonchogenys ilisha</i> Myers, 1927	3	22	2	600	163	790
Família Characidae						
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816					1	1
<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)		1			3	4
<i>Creagrutus phasma</i> Myers, 1927				3		3
<i>Exodon paradoxus</i> Müller & Troschel, 1844		2	8			10
<i>Hemigrammus analis</i> Durbin, 1909		5		1		6
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)		111				111
<i>Hemigrammus hyanuary</i> Durbin, 1918				1		1
<i>Hemigrammus levis</i> Durbin, 1908	1	38	9	282	23	353
<i>Hemigrammus mimus</i> Böhlke, 1955		1				1
<i>Hemigrammus</i> sp.		28	5			33
<i>Hyphessobrycon socolofi</i> Weitzman, 1977				1	1	2
<i>Microchemobrycon casiquiare</i> Böhlke, 1953	53	60			24	137
<i>Microchemobrycon melanotus</i> (Eigenmann, 1912)	115					115
<i>Moenkhausia ceros</i> Eigenmann, 1908	1		106			107
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	44					44
<i>Moenkhausia cotinho</i> Eigenmann, 1908	13					13
<i>Moenkhausia gracilima</i> Eigenmann, 1908			209	63		272
<i>Moenkhausia lata</i> Eigenmann, 1908		57		113		188
<i>Moenkhausia lepidura</i> "alta"		200				200
<i>Moenkhausia lepidura</i> (Kner, 1858)	237	10		46		293
<i>Moenkhausia megalops</i> (Eigenmann, 1907)	14	115	1	140	165	435
<i>Phenacogaster pectinatus</i> (Cope, 1870)	3					3
<i>Poptella compressa</i> (Günther, 1864)					65	65
<i>Rhinobrycon negrensis</i> Myers, 1944			13	12		25

Ordem Siluriformes**Família Auchenipteridae**

<i>Ageneiosus piperatus</i> (Eigenmann, 1912)				1	1
<i>Ageneiosus uranophthalmus</i> Ribeiro & Rapp Py-Daniel, 2010	49	7		1	57
<i>Auchenipterus ambyiacus</i> Fowler, 1915				3	3
<i>Centromochlus heckelii</i> (De Filippi, 1853)		1			1
<i>Centromochlus macracanthus</i> Soares-Porto, 2000	2				2
<i>Pseudepapterus hasemani</i> (Steindachner, 1915)				1	1
<i>Tatia intermedia</i> (Steindachner, 1877)			1		1
<i>Tatia</i> sp.				1	1

Família Doradidae

<i>Amblydoras hancockii</i> (Valenciennes, 1840)		1			1
<i>Leptodoras praelongus</i> (Myers & Weitzman, 1956)	6				6
<i>Nemadoras trimaculatus</i> (Boulenger, 1898)	1			30	31
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)		3			3
<i>Physopyxis ananas</i> Sousa & Rapp Py-Daniel, 2005	1				1
<i>Platydoras costatus</i> (Linnaeus, 1758)		14			14
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)				1	1
<i>Scorpiodoras</i> sp.			2	1	3
<i>Tenellus ternetzi</i> (Eigenmann, 1925)	2	158	18	5	183
<i>Trachydoras microstomus</i> (Eigenmann, 1912)	301	1		5	307

Família Heptapteridae

<i>Mastiglanis asopos</i> Bockmann, 1994	3				3
<i>Pimelodella howesi</i> Fowler, 1940		2	91		93
<i>Pimelodella serrata</i> Eigenmann, 1917	6		4	11	21

Família Pimelodidae

<i>Hypophthalmus fimbriatus</i> Kner, 1858				42	42
<i>Pimelodus albofasciatus</i> Mees, 1974	28			51	79
<i>Pimelodus altissimus</i> Eigenmann & Pearson, 1942	3				3

Família Pseudopimelodidae

<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840)			3		3
Família Trichomycteridae					
<i>Vandellia cirrhosa</i> Valenciennes, 1846				2	2
<i>Vandellia sanguinea</i> Eigenmann, 1917		1			1
<i>Ochmacanthus reinhardtii</i> (Steindachner, 1882)	1		1	1	3
Família Loricaridae					
<i>Ancistrus hoplogenys</i> (Günther, 1864)			2	1	3
<i>Dekeyseria amazonica</i> Rapp Py-Daniel, 1985	1				1
<i>Dekeyseria scaphirhyncha</i> (Kner, 1854)				1	1
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	2				2
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758		1		2	3
<i>Loricariichthys acutus</i> (Valenciennes, 1840)		3			3
<i>Loricariichthys nudirostris</i> (Kner, 1853)		1	25		26
<i>Pseudoloricaria laeviscula</i> (Valenciennes, 1840)	4	26	49	2	27
<i>Reganella depressa</i> (Kner, 1853)	3		2	9	14
<i>Sturisoma</i> sp.			1	8	9
Ordem Gymnotiformes					
Família Rhamphichthyidae					
<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	6			1	7
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)				1	1
Família Hypopomidae					
<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner, 1880)	22			12	34
Família Sternopygidae					
<i>Distocyclus goajira</i> Schultz, 1949				2	2
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)	463		274	44	664
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	6			1	7
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	313			18	331
<i>Rhabdolichops caviceps</i> (Fernández-Yépez, 1968)	17			8	25
<i>Rhabdolichops stewarti</i> Lundberg & Mago-Leccia, 1986	19			3	22

Família Apterodontidae					
<i>Adontosternarchus balaenops</i> (Cope, 1878)	1				1
<i>Sternarchella schotti</i> (Steindachner, 1868)	3				3
<i>Sternarchella terminalis</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	5				5
Ordem Cyprinodontiformes					
Família Poeciliidae					
<i>Fluviphylax zonatus</i> Costa, 1996				1	1
Ordem Beloniformes					
Família Belonidae					
<i>Potamorhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	2				2
Ordem Synbranchiformes					
Família Synbranchidae					
<i>Synbranchus</i> sp.			1		1
Ordem Perciformes					
Família Sciaenidae					
<i>Pachypops trifilis</i> (Müller & Troschel, 1849)		2		39	41
<i>Pachyurus paucirastrus</i> Aguilera, 1983		127		3	130
<i>Pachyurus</i> sp.	7	70		18	95
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	1	3	11	13	28
Família Cichlidae					
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller & Troschel, 1849)	7	8	30	3	48
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)			1		1
<i>Apistogramma pulchra</i> Kullander, 1980	25		1	6	35
<i>Biotoecus opercularis</i> (Steindachner, 1875)				1	1
<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821	1	14	8	1	28
<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840			1		1
<i>Crenicichla notophthalmus</i> Regan, 1913				1	1
<i>Crenicichla regani</i> Ploeg, 1989				3	3
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)				1	1
<i>Crenicichla</i> sp.	2				2
<i>Geophagus altifrons</i> Heckel, 1840		50	189	1	240

<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	32		17	154	4	71	278
<i>Heros efasciatus</i> Heckel, 1840			12	5	1		18
<i>Hypselecara coryphaenoides</i> (Heckel, 1840)			1				1
<i>Mesonauta insignis</i> (Heckel, 1840)		1		2			3
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)			5	1			6
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)	1			8			9
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)			23	12			35
<i>Uaru amphiacanthoides</i> Heckel, 1840			1	23			24
Ordem Pleuronectiformes							
Família Achiridae							
<i>Hypoclinemus mentalis</i> (Günther, 1862)			1			3	4
Ordem Tetraodontiformes							
Família Tetraodontidae							
<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)					1		1
Total	568	2546	1353	2990	65	970	